



ŚRODKOWOPOMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE  
OCHRONY ŚRODOWISKA

---

**Rocznik**  
**Ochrona Środowiska**  
**Tom 4. Rok 2002**

---

**Koszalin 2002**



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE  
OCHRONY ŚRODOWISKA

---

Rocznik  
Ochrona Środowiska  
Tom 4. Rok 2002

---

Koszalin 2002

## **Komitet Naukowy – Wydawniczy – Rada Programowa**

*Anna M. Anielak,  
Sergey Anissimow,  
Waldemar Borjaniec  
(Sekretarz Naukowy),*

*Zbigniew Cierpisz,  
Włodzimierz Deluga,  
Józef Falkowski,  
Zdzisław Harabin,  
Janusz Hauryłkiewicz,  
Tadeusz Hryniewicz,*

*Seweryn Jurgielaniec,  
Karl E. Lorber,  
Lesław Macieik  
(z-ca Sekretarza),*

*Józef Malej,  
Andrzej Mianowski,  
Hanna Obarska-  
Pempkowiak,  
Michał Palica,  
Tadeusz Pałosz,*

*Janusz Pempkowiak,  
Tadeusz Piecuch  
(Przewodniczący),  
Wojciech Piotrowski  
(z-ca Przewodniczącego),  
Aleksander Szkarowski,  
Mirostaw Szklarczyk,  
Jerzy Walus,  
Edward Wojtalik.*

## **Recenzenci**

*January Bień Politechnika Częstochowska, Tadeusz Bobko Politechnika Częstochowska,  
Włodzimierz Deluga Politechnika Koszalińska, Józef Domagała Uniwersytet Szczeciński,  
Zdzisław Harabin PAN Zabrze, Józef Malej Politechnika Koszalińska,  
Stanisław Mańkowski Politechnika Warszawska, Marek Nawalany Politechnika Warszawska,  
Hanna Obarska-Pempkowiak Politechnika Gdańska, Michał Palica Politechnika Śląska,  
Janusz Pempkowiak PAN Sopot, Tadeusz Piecuch Politechnika Koszalińska,  
Wojciech Piotrowski Politechnika Koszalińska, Jerzy Siepak Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań,  
Mirostaw Szklarczyk Politechnika Wroclawska, Krystian Wilk Politechnika Śląska,  
Wacław Zuberek Uniwersytet Śląski.*

## **Redaktor Naukowy**

*Tadeusz Piecuch*

## **Redaktor Techniczny**

*Janusz Dąbrowski*

## **Tłumaczenia**

*Tomasz Dąbrowski*

**Dofinansowano ze środków WFOŚiGW  
woj. zachodniopomorskiego**

Wydawnictwo Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa  
Naukowego Ochrony Środowiska  
Koszalin tel. +48 94 3478524, 3478526 lub tel. kom. 609800439, 603658573

---

Nakład 300 egzemplarzy, ark. wyd. 27, format B-5  
Druk: INTRO-DRUK, Koszalin



MIDDLE POMERANIAN SCIENTIFIC SOCIETY  
OF THE ENVIRONMENT PROTECTION

---

Annual Set  
The Environment Protection  
Volume 4. Year 2002

---

Koszalin 2002

## Scientific Committee – Editorial – Programming Board

*Anna M., Anielak,  
Sergey Anisimow,  
Waldemar Borjaniec  
(Scientific Secretary),  
Zbigniew Cierpisz,  
Włodzimierz Deluga,  
Józef Falkowski,  
Zdzisław Harabin,  
Janusz Hauryłkiewicz,  
Tadeusz Hryniewicz,*

*Seweryn Jurgielaniec,  
Karl E. Lorber  
Lestaw Macieik  
(vice Secretary),  
Józef Malej,  
Andrzej Mianowski,  
Hanna Obarska-  
Pempkowiak,  
Michał Palica,  
Tadeusz Pałosz,*

*Janusz Pempkowiak,  
Tadeusz Piecuch  
(Chairman),  
Wojciech Piotrowski  
(vice Chairman),  
Aleksander Szkarowski,  
Mirosław Szklarczyk,  
Jerzy Waluś,  
Edward Wojtalik.*

## Reviewers

*January Bień Politechnika Częstochowska, Tadeusz Bobko Politechnika Częstochowska,  
Włodzimierz Deluga Politechnika Koszalińska, Józef Domagała Uniwersytet Szczeciński,  
Zdzisław Harabin PAN Zabrze, Józef Malej Politechnika Koszalińska,  
Stanisław Mańkowski Politechnika Warszawska, Marek Nawalany Politechnika Warszawska,  
Hanna Obarska-Pempkowiak Politechnika Gdańska, Michał Palica Politechnika Śląska,  
Janusz Pempkowiak PAN Sopot, Tadeusz Piecuch Politechnika Koszalińska,  
Wojciech Piotrowski Politechnika Koszalińska, Jerzy Siepak Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań,  
Mirosław Szklarczyk Politechnika Wroclawska, Krystian Wilk Politechnika Śląska,  
Wacław Zuberek Uniwersytet Śląski.*

## Editor

*Tadeusz Piecuch*

## Technical Editor

*Janusz Dąbrowski*

## Translations

*Tomasz Dąbrowski*

Publication of Middle Pomeranian Scientific Society  
Of The Environment Protection  
Koszalin phone +48 94 3478524, 3478526 or 609800439, 603658573

---

Edition 300 copies, 27 publishing sheets, format B-5  
Printed by: INTRO-DRUK, Koszalin

## Spis treści

Wspomnienie o dr inż. Jerzym Walusiu	9
1. <b>Józef Malej, Anna Majewska, Adam Boguski</b> <i>Wybrane problemy oczyszczania wód osadowych</i>	11
2. <b>Franciszek Piontek, Barbara Piontek</b> <i>Najlepsze dostępne techniki (BAT) i Mnożnik Cztery dla zapewnienia ochrony środowiska</i>	49
3. <b>Jerzy Jakowczyk, Tadeusz Piecuch</b> <i>Koncepcja wykorzystania wysypiska odpadów m. Słupska w Bierkowie do budowy kompleksowego zakładu utylizacji odpadów</i>	75
4. <b>Michał Palica, Jacek Kocurek</b> <i>Rozdzielanie zawieszin ciał stałych w cieczach na drodze filtracji z kompresją tworzonymu osadu. I. Teoretyczny opis filtracji z równoczesną kompresją osadu</i>	133
5. <b>Barbara Juraszka, Tadeusz Piecuch, Joanna Piekiełko</b> <i>Analiza możliwości podczyszczania ścieków poprodukcyjnych Fabryki Okien i Drzwi DREWEXiM w Nowych Bielicach</i>	167
6. <b>Ksenia Pazdro</b> <i>Próba wyznaczenia stężeń organicznych, bioprzyswajalnych zanieczyszczeń w wodzie przy zastosowaniu syntetycznych błon półprzepuszczalnych (SPMDs)</i>	189
7. <b>Panagiotis Anastasiadis, Pericles Latinopoulos</b> <i>Porównanie stężeń substancji rozpuszczonych w formacjach wodonośnych i studniach monitoringowych</i>	207
8. <b>Przemysław Borkowski</b> <i>Podstawy czyszczenia sieci wodociągowej przy użyciu wysokociśnieniowej strugi wodnej</i>	219
9. <b>Katarzyna Ignatowicz-Owsieniuk</b> <i>Zastosowanie metod biologiczno-fizycznych do usuwania zanieczyszczeń pestycydowych z wody</i>	229
10. <b>Tadeusz Bohdal</b> <i>Modelowanie procesu przechłodzonego wrzenia pęcherzykowego proekologicznych czynników chłodniczych</i>	241
11. <b>Katarzyna Ignatowicz-Owsieniuk</b> <i>Wahania składu fizykochemicznego wód rzeki Narwi z uwzględnieniem zawartości pestycydów fenoksyoctowych</i>	271
12. <b>Janusz Hauryłkiewicz</b> <i>Elektroosmotyczne osuszanie gruntu w warunkach pola jednorodnego; próba ujęcia teoretycznego</i>	291
13. <b>Karol Koneczny</b> <i>Zastosowanie LCA do oceny wariantów zagospodarowania odpadów komunalnych</i>	303
14. <b>Aleksander Świtoński</b> <i>Kształtowanie struktury i wytrzymałości ekologicznego betonu</i>	319
15. <b>Piotr Tatoj, Jerzy Waluś</b> <i>System zabezpieczania zakładów produkcji wody stosujących chlorowanie przed skutkami awarii chlorowej</i>	353
16. <b>Aleksander Szkarowski</b> <i>Zasady obliczeń zdtławienia NO<sub>x</sub> metodą dozowanego skierowanego wtrysku balastu wodnego</i>	365
17. <b>Krzysztof Gawroński</b> <i>Zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi i siarką na tle struktury funkcjonalno-przestrzennej gmin województwa małopolskiego</i>	379

18. <b>Gorzysław Poleszczuk, Józef Domagała, Ilona Markiewicz, Stanisław Sitek</b> <i>Ekosystemy wód przybrzeżnych Wolińskiego Parku Narodowego - jako odbiorniki wód odpadowych</i> _____	403
19. <b>Iwona Skoczko</b> <i>Przystosowanie polskiego prawa ochrony środowiska w zakresie gospodarki odpadami niebezpiecznymi i przemysłowymi do wymogów Unii Europejskiej</i> _____	419
20. <b>Tadeusz Piecuch, Jacek Piekarski, Emilia Knut</b> <i>Badania zależności między wydajnością a jakością podczyszczania ścieków w procesie sorpcji</i> _____	439
21. <b>Hanka Gramowska, Jerzy Siepak</b> <i>Wpływ poziomu fluorków na reakcje liści i igieł drzew miasta Poznania i okolic</i> _____	455
22. <b>Krzysztof Gawroński</b> <i>Miejscowe planowanie przestrzenne jako narzędzie ochrony i kształtowania środowiska</i> _____	479
23. <b>Izabela Ratuszniak, Edward Ratuszniak</b> <i>Występowanie <i>Drosera rotundifolia</i> L. na plantacji żurawiny wielkoowocowej <i>Vaccinium macrocarpon</i> Aiton w okolicy Parsęcka</i> _____	497
24. <b>Iwona Skoczko</b> <i>Składowiska przeterminowanych środków ochrony roślin na terenie województwa podlaskiego</i> _____	509
25. <b>Anna M. Anielak, Domingos J. Maluarte</b> <i>Adsorpcja barwników kwasowych na węglu aktywnym</i> _____	527
26. <b>Bronisława Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Wyciągi roślinne w ochronie truskawki (<i>Fragaria vesca</i> L.) przed <i>Botrytis cinerea</i> Pers. (Berg.)</i> _____	545
Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego, Redaktorzy Działowi _____	554
Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo _____	558

## Table of contents

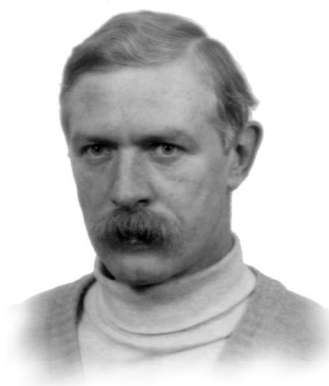
	In Memory of Dr Jerzy Waluś	9
1.	<b>Józef Malej, Anna Majewska, Adam Boguski</b> <i>The Chosen Problems Of Sludge Waters Treatment</i>	11
2.	<b>Franciszek Piontek, Barbara Piontek</b> <i>Best Available Technique /BAT/ And Multiplier Four To Ensure Environment Protection</i>	49
3.	<b>Jerzy Jakowczyk, Tadeusz Piecuch</b> <i>Conception Of Using Landfill In Bierkowo For Building Comprehensive Waste Utilization Plant</i>	75
4.	<b>Michał Palica, Jacek Kocurek</b> <i>Separation Of Solid-Liquid Suspension Using Filtration With Cake Compression I. Theoretical Description Of Filtration With Simultaneous Cake Compression</i>	133
5.	<b>Barbara Juraszka, Tadeusz Piecuch, Joanna Piekiełko</b> <i>Analysis Of Pre-Treatment Possibilities Of Post-Production Wastewater From Windows And Doors Production In The DREWEXiM Company In Nowe Bielice</i>	167
6.	<b>Ksenia Pazdro</b> <i>An Approach For Assessment Of Waterborne Bioavailable Organic Contaminants Using Semipermeable Membrane Devices (SPMDs)</i>	189
7.	<b>Panagiotis Anastasiadis, Pericles Latinopoulos</b> <i>Comparison Between Aquifer Solute Concentration And Monitoring Wells</i>	207
8.	<b>Przemysław Borkowski</b> <i>Water Pipeline Cleaning Using Highpressure Water Jet</i>	219
9.	<b>Katarzyna Ignatowicz-Owsieniuk</b> <i>Application Of Biological And Physical Methods For Removal Of Pesticide Contaminants From Water</i>	229
10.	<b>Tadeusz Bohdal</b> <i>Modelling The Process Of Subcooled Bubble Boiling In Flows</i>	241
11.	<b>Katarzyna Ignatowicz-Owsieniuk</b> <i>Changes Of Physical And Chemical Composition Of River Narew Water Taking Into Consideration Concentration Of Phenoxyacetic Pesticides</i>	271
12.	<b>Janusz Hauryłekiewicz</b> <i>Electroosmotic Soil Dewatering in Homogeneous Field Conditions; an Essay of Theoretical Approach</i>	291
13.	<b>Karol Koneczny</b> <i>Usage Of LCA For Evaluation Of Municipal Wastes Management Strategies</i>	303
14.	<b>Aleksander Świtoński</b> <i>Relations Between Structure And Strength Of Ecological Concrete</i>	319
15.	<b>Piotr Tatoj, Jerzy Waluś</b> <i>Safety System Against Chlorine Accident In Water Production Plants Using Chlorination</i>	353
16.	<b>Aleksander Szkarowski</b> <i>Principles Of Calculation At Suppression Of No<sub>x</sub> Formation By A Method Of The Dosed Directed Injection Of A Water Ballast</i>	365



17. <b>Krzysztof Gawroński</b> <i>Heavy Metal And Sulphur Contamination Of Soils Against The Functional And Spatial Structure Of Communities Located In The Małopolska Province</i> _____	379
18. <b>Gorzysław Poleszczuk, Józef Domagała, Ilona Markiewicz, Stanisław Sitek</b> <i>Ecosystems Of Coastal Waters Of Woliński National Park – As Receiver Of Wastewater</i> _____	403
19. <b>Iwona Skoczko</b> <i>Adapting Polish Environment Protection Law Concerning Hazardous And Industrial Waste Management To Requirements Of EU</i> _____	419
20. <b>Tadeusz Piecuch, Jacek Piekarski, Emilia Knut</b> <i>Research On Dependence Between Efficiency And Quality Of Wastewater Treatment In The Sorption Process</i> _____	439
21. <b>Hanka Gramowska, Jerzy Siepak</b> <i>The Effect Of The Fluoride Level On The State Of Leaves And Needles Of Trees In Poznań City And Its Vicinities</i> _____	455
22. <b>Krzysztof Gawroński</b> <i>Local Spatial Planning As A Tool Of Protecting And Shaping The Environment</i> _____	479
23. <b>Izabela Ratuszniak, Edward Ratuszniak</b> <i>Research On Drosera Rotundifolia Population Of The Cranberry Vaccinium Macrocarpon Plantation In Vicinity Of Parsęk</i> _____	497
24. <b>Iwona Skoczko</b> <i>Waste Plant Protection Chemicals Dumping Sites In The Area Of Podlaskie Province</i> _____	509
25. <b>Anna M. Anielak, Domingos J. Maluarte</b> <i>Adsorption Of Acid Dyes On Active Carbon</i> _____	527
26. <b>Bronisława Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Plant Extracts In Protection Of Strawberry (Fragaria Vesca L.) Against Botrytis Cinerea Pers. (Berg.)</i> _____	545
Adresses of Editorial Committee members, Section's editors _____	556
The list of Institutions – Libraries where this publication has been always passed on _____	558

**ŚP**

**dr inż. Jerzy WALUŚ**  
**(1950÷2002)**



**Z** głębokim żalem i bólem pożegnaliśmy zmarłego 8 maja 2002 roku dr inż. Jerzego Walusia – Redaktora Działu Ochrona Powietrza, Neutralizacja i Odpylanie Gazów, naszego Wydawnictwa.

Nagła i niespodziewana śmierć naszego Kolegi i Przyjaciela dr inż. Jerzego Walusia zaskoczyła i pozostawiła w głębokim bólu Jego szerokie grono współpracowników i członków naszego Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska. Dr inż. Jerzy Waluś – góral, urodzony w Żywcu 6 listopada 1950 roku ukończył Liceum Ogólnokształcące w Bielsku Białej w 1968 roku, a następnie studia na Wydziale Technologii i Inżynierii Chemicznej Politechniki Śląskiej w 1976 roku. Po studiach podjął pracę w Politechnice Śląskiej w Instytucie Przeróbki Kopaliny, gdzie pracował wówczas razem w jednym zespole – Zakładzie Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów m.in. z prof. dr hab. inż. Tadeuszem Piecuchem. Od tego czasu nawiązana została bliska współpraca między dr Jerzym Walusiem a prof. Tadeuszem Piecuchem – nawet po odejściu z pracy w Politechnice Śląskiej prof. Piecucha w roku 1978 do Politechniki Częstochowskiej – czego dowodem są potem wspólne prace i publikacje. Następnie dr Waluś przechodzi w roku 1978 do pracy w Ośrodku Badawczo-Rozwojowym Przemysłu Urządzeń Wentylacyjnych i Klimatyzacyjnych BAROWENT w Katowicach, gdzie tworzy najpierw Zakład Neutralizacji i Odpylania Gazów, a w roku 1998 obejmuje funkcję Zastępcy Dyrektora ds. Naukowych tegoż Ośrodka.

Pracę doktorską pt. „Technologia i urządzenia do oczyszczania powietrza z chloru” obronił 3 kwietnia 1987 roku w Politechnice Wrocławskiej pod promotorstwem prof. dr hab. Jana Konieczńskiego. W czasie swej pracy w OBR BAROWENT był członkiem Rady Naukowej tej instytucji, jej Sekretarzem, a potem także V-ce Przewodniczącym. Jest autorem lub współautorem wielu prac opublikowanych wspólnie m.in. z prof. dr hab. inż. Michałem Palicą z Politechniki Śląskiej, prof. dr hab. inż. Zdzisławem Harabinem z Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, z prof. dr hab. inż. Mirosławem Szklarczykiem z Politechniki Wrocławskiej, oraz z prof. dr hab. inż. Tadeuszem Piecuchem z Politechniki Koszalińskiej; m.in. z prof. Tadeu-

szem Piecuchem w roku 1998 wyjeżdżają jako eksperci na zaproszenie strony duńskiej do Zakładu – Spalarni Odpadów Komunalnych w Nyborg – realizując prace typu opinii o znacznej randze dla decyzji wdrożeniowej – m.in. publikują w roku 1998 wspólną pracę pt. „Installation of container incinerator by Danish company CHEMCONTROL in DAEWOO-FSO-MOTOR car factory in Warsaw” na Międzynarodowej Konferencji nt. „Integrated approach to pollution prevention and to avoidance, minimization and disposal of waste” – organizowanej przez Stowarzyszenie Inżynierów i Techników Przemysłu Chemicznego Szczecin (Poland) oraz Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im vdi und din Düsseldorf (Germany) w maju 1999 roku w Szczecinie.

Dr inż. Jerzy Waluś był aktywnym uczestnikiem wielu ogólnopolskich jak i międzynarodowych konferencji m.in. organizowanych cyklicznie zawsze w Ustroniu Morskim Ogólnopolskich Konferencji nt. „Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska” – gdzie uczestniczył we wszystkich dotychczasowych konferencjach i był wyróżniony z tego tytułu specjalnym medalem – niestety w następnej, która odbędzie się w maju 2003 roku po raz pierwszy zabraknie w Ustroniu Morskim dr inż. Jerzego Walusia.

Dr inż. Jerzy Waluś był typowym badaczem warsztatowcem o wspaniałej znajomości metodyki prowadzenia badań i doskonale poruszał się właśnie w laboratorium. Był On kierownikiem tematów wielu prac naukowo-badawczych w tym pod koniec lat 90-tych Kierownikiem dwóch dużych, znaczących finansowo tematów – Grantów zleczanych do realizacji przez Komitet Badań Naukowych. Był dr Waluś Rzecznikiem Urzędu Postępu Naukowego Techniki i Wdrożeń oraz Rzecznikiem Stowarzyszenia Inżynierów i Techników Przemysłu Chemicznego. Dr Waluś był odznaczony za prace wdrożone m.in. Odznaką Młodego Mistrza Techniki oraz Odznaką Zasłużonego Racjonalizatora, a także był laureatem nagrody Ministra Budownictwa, Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej.

Wreszcie dr inż. Jerzy Waluś był członkiem założycielem naszego Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska, które wydaje Rocznik Ochrony Środowiska ISSM 1506-218X.

W pamięci kolegów, przyjaciół i znajomych pozostanie na zawsze, jako życzliwy ludziom, nadzwyczajnie dobry człowiek.

Część Jego Pamięci

Zespół Redakcyjny

# Wybrane problemy oczyszczania wód osadowych

*Józef Malej, Anna Majewska, Adam Boguski*  
*Politechnika Koszalińska*

## 1. Wstęp

Do wód osadowych można zaliczyć:

- wody nadosadowe z zagęszczaczy grawitacyjnych,
- odcieki z zagęszczaczy mechanicznych,
- wody nadosadowe z komór fermentacyjnych,
- odcieki z urządzeń do odwadniania osadów

W wysokosparawnych oczyszczalniach ścieków dostosowanych do usuwania związków węgla, azotu i fosforu powstają osady o charakterystyce różniącej się od osadów powstających w tradycyjnych procesach oczyszczania [7,22,23]. Istotne różnicowania dotyczą:

- wzrostu ilości osadów spowodowanego dawkowaniem chemikaliów do usuwania fosforu,
- potencjalnego oddziaływania osadów pochodzących zarówno z fizykochemicznych jak i biologicznych procesów usuwania fosforu na systemy wydzielonej przeróbki osadu,
- potencjalnego oddziaływania wód osadowych zawieranych z procesów wydzielonej przeróbki osadów z systemów biologicznego usuwania związków biogenicznych na procesy oczyszczania ścieków.

Podczas chemicznego strącania fosforu następuje zwiększenie produkcji osadu na oczyszczalni, zależnie od przyjętego sposobu strącania ilości i rodzaju stosowanych reagentów. Wzrost całkowitej produkcji osadu na oczyszczalni ilustruje tabela 1.

**Tabela 1.** Wzrost całkowitej produkcji osadu na oczyszczalni spowodowany chemicznym usuwaniem fosforu [7]

**Table 1.** Increase of total sewage sludge production resulting from chemical precipitation of phosphorus [7]

Sposób strącania	Objętościowo		Masowo	
	sole żelaza	sole glinu	sole żelaza	sole glinu
Strącanie wstępne	25 %	58%	59%	17%
Strącanie symultaniczne	niewielki	12%	22%	19%

Przykładowo na miejskiej oczyszczalni ścieków o przepustowości  $Q_{\text{srđ}} = 36.014 \text{ m}^3/\text{d}$  (stan na I i II kwartał 1999r.), występują cztery miejsca realizacji chemicznego strącania [6]:

- instalacja do dozowania PIX i flokulanta w procesie strącania wstępnego,
- instalacje do dozowania PIX w procesie strącania symultanicznego,
- instalacja do dozowania PIX do reaktora chemicznego – w celu oczyszczania wód osadowych zawieranych do ciągu ściekowego.
- instalacja do dozowania PIX i flokulanta do rurociągu doprowadzającego osad mieszany (wstępny + nadmierny) do zagęszczaczy grawitacyjnych.

W ogólnym bilansie masy osadów powstających w danej oczyszczalni – udział osadów z chemicznej obróbki jest znaczny.

## 2. Uwalnianie związków biogenych z osadów poddawanych procesowi fermentacji

Badania przeprowadzone na oczyszczalniach stosujących fermentację osadów ściekowych wykazały obecność różnych rodzajów zanieczyszczeń uwalnianych do wód nadosadowych. Zanieczyszczenia te często osiągały wysokie stężenia [3,12,13,14,15].

Spśród ważniejszych zanieczyszczeń można wyróżnić:

- $\text{ChZT} = 500 \div 10.000 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ ,
- $\text{BZT}_5 = 150 \div 1.000 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ ,
- azot amonowy,  $\text{N-NH}_4^{1+} = 300 \div 1000 \text{ g N/m}^3$ ,
- fosforany,  $\text{P-PO}_4^{3-} = 30 \div 100 \text{ g P/m}^3$ ,
- zawiesina ogólna =  $400 \div 13.000 \text{ g/m}^3$ ,
- gazy rozpuszczone, w tym  $\text{H}_2\text{S}$ ,
- metale ciężkie.

W badaniach własnych stwierdzono znaczny udział związków biogenych w wodach nadosadowych (tabela 2).

**Tabela 2.** Stężenie azotu i fosforu w wodach nadosadowych z WKFo [12]

**Table 2.** Nitrogen and phosphorus concentration in supernatants from open digestion chamber [12]

Cykl badań	Stężenie azotu ogólnego (Kjeldahla), mg/dm <sup>3</sup>	Stężenie azotu amonowego, mg/dm <sup>3</sup>	Stężenie fosforu ogólnego, mg/dm <sup>3</sup>
I	2250	1100	1120
II	2400	1136	1160
III	2015	989	1110
IV	2100	1100	1160

Odcieki z wirówki również zawierały znaczne stężenia biogenów z wyrażną dominacją związków azotowych, co ilustruje tabela 3.

**Tabela 3.** Zanieczyszczenia odcieków z wirówki podczas odwadniania osadów z WKFo – kondycjonowanych reagentem PIX [12]

**Table 3.** Nitrogen and phosphorus concentration in eluate from dewatering of digested sludge conditioned with reagent PIX (iron sulfate) [12]

Cykl badań	Stężenie azotu ogólnego (Kjeldahla), mg/dm <sup>3</sup>	Stężenie azotu amonowego, mg/dm <sup>3</sup>	Stężenie fosforu ogólnego, mg/dm <sup>3</sup>
I	980	746	240
II	1155	983	210
III	857	705	230
IV	1005	780	250

Na uwagę zasługuje znaczny udział azotu amonowego w azocie ogólnym:

- w wodach nadosadowych z WKFo 47,3÷52,4%
- w odciekach z wirówki 76,1÷85,1%

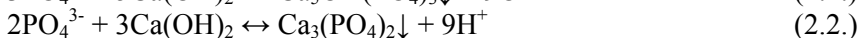
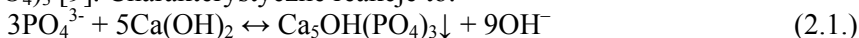
W procesie beztlenowego rozkładu substancji organicznych azot organiczny przechodzi w azot amonowy. Efektywność procesu zależy od obciążenia komory fermentacji oraz temperatury.

Okolo 60% fosforu usuniętego na drodze biologicznej może zostać uwolnione w czasie fermentacji osadu nadmiernego. Natomiast osady powstałe w wyniku dodawania soli żelaza (III) lub glinu (III) – w celu chemicznego strącania fosforu – w niewielkim stopniu uwalniają fosfor, podczas beztlenowej stabilizacji osadu [7].

Wapno jest tanim reagentem dlatego czasem jest stosowane do strącania fosforu. Przykładowo w procesie Phostrip – biologiczne i chemiczne usuwanie fosforu – powstaje dużo osadu, znacznie więcej aniżeli przy zastosowaniu soli glinu czy żelaza [7,22].

Wadą wapna jest niska rozpuszczalność w wodzie – 1,65 g/dm<sup>3</sup> w temperaturze 20°C. Rozpuszczalność Ca(OH)<sub>2</sub> jest 220 razy mniejsza od rozpuszczalności Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> i 550 razy mniejsza od FeCl<sub>3</sub>.

Ortofosforany wskutek reakcji z wapnem wytrącają się w postaci amorficznego fosforanu trójwapniowego Ca<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> lub w postaci krystalicznego hydroksyapatytu Ca<sub>5</sub>OH(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, rzadziej w postaci fosforanu czterowapniowego Ca<sub>4</sub>H(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> [9]. Charakterystyczne reakcje to:



Ponadto przy zastosowaniu wapna następuje usunięcie fosforanów związanych organicznie oraz polifosforanów w wyniku koagulacji oraz adsorpcji na cząstkach wytrąconych fosforanów wapnia [9]. W przeciwieństwie do fosforanów żelaza i glinu fosforany wapnia ulegają rozpuszczaniu w komorze fermentacji, co powoduje przechodzenie fosforanów do cieczy nadosadowej [7].

Spośród soli kwasu ortofosforowego (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) rozpuszczalne w wodzie są fosforany potasowców i fosforan amonowy. Pozostałe sole są trudnorozpuszczalne w wodzie, ale rozpuszczają się w kwasach mineralnych, a wiele z nich również w kwasie octowym. Dotyczy to także środowiska zakwaszonego w pierwszej fazie fermentacji [1].

## 2.1. Sposoby zmniejszania ładunku azotu i fosforu w wodach osadowych

Jako podstawowe sposoby zmniejszenia dopływu biogenów z zavraccanymi wodami osadowymi do głównego dopływu do oczyszczalni wymienia się [7,22]:

- wstępne kondycjonowanie osadów przed ich zmieszaniem mające na celu ograniczenie uwalniania fosforu w wydzielonych procesach przeróbki osadu,

- minimalizacja uwalniania związków biogenych (N i P) w wydzielonych procesach przeróbki osadów,
- usuwanie związków biogenych z zawracanych wód przed ich wprowadzeniem do głównego ciągu oczyszczania,
- zachowanie warunków tlenowych w procesie zagęszczania osadów. Przykładowo osady zagęszcza się w procesie flotacji z rozpuszczonym powietrzem.

## 2.2. Kondycjonowanie osadów

Kondycjonowanie osadów ściekowych polega na ich wstępnej obróbce, poprzedzającej dalsze operacje np.: zagęszczanie, odwadnianie, sedymentację, stabilizację i inne.

Kondycjonowanie zmienia strukturę i właściwości osadu, zmniejsza opór właściwy filtracji, siłę kapilarnego ssania, ogranicza uwalnianie się niektórych zanieczyszczeń do cieczy nadosadowej.

Można wyróżnić kilka metod kondycjonowania osadów:

- fizyczną – wysokie lub niskie temperatury,
- chemiczne – stosowanie reagentów takich jak koagulanty, polielektrolity, obciążniki mineralne (kaolin, bentonit),
- specyficzne – stosowanie pola ultradźwiękowego lub pola mikrofalowego,
- napowietrzanie – poprzedzające sedymentację lub zagęszczanie (dotyczy to zwłaszcza osadu nadmiernego).

## 2.3. Usuwanie związków biogenych z wód osadowych przed ich wprowadzeniem do głównego dopływu do oczyszczalni ( $Q_0$ )

Usuwanie nadmiernych ilości związków fosforu i azotu z wód osadowych może być realizowane poprzez budowę specjalnego zespołu urządzeń służących do zmniejszania ładunku zanieczyszczenia tych wód.

Usuwanie związków fosforu dokonuje się z reguły za pomocą metody strąceniowej, stosując reagenty: sole żelaza i glinu, rzadziej  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  [2,9,16].

Usuwanie azotu amonowego z wód osadowych odbywa się poprzez zastosowanie procesów fizyko-chemicznych. Uwzględniając fakt występowania w wodach osadowych bardzo wysokich stężeń różnych zanieczyszczeń, a zwłaszcza zawiesiny ogólnej – stężenia osiągają  $13.000 \text{ mg/dm}^3$  – wiele procesów fizyko-chemicznych nie nadaje się do zastosowania.

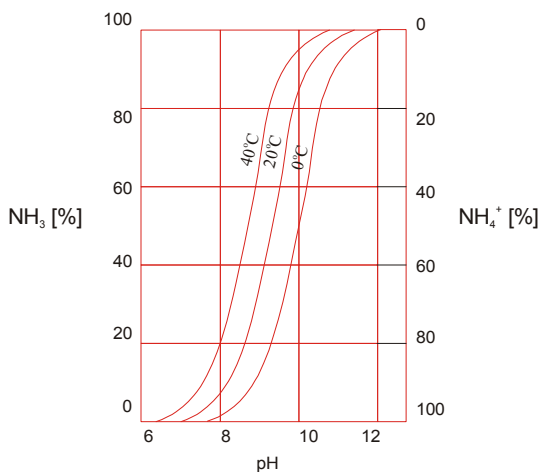


## 2.4. Usuwanie amoniaku poprzez odpędzanie na wieży strippingowej

Metoda ta polega na przeprowadzaniu kationu amonowego (postać rozтворowa –  $\text{NH}_4^+$ ) w środowisku alkalicznym, do amoniaku gazowego ( $\uparrow \text{NH}_3$ ) i usunięcia go do atmosfery zgodnie z reakcją:



Przesunięcie równowagi reakcji na prawo następuje poprzez alkalizowanie środowiska. Wymagany odczyn, przy którym następuje całkowite przekształcenie (w 100%) się jonu amonowego w postać amoniaku jest również uzależniony od temperatury i zasadowości. Występowanie azotu amonowego i amoniaku w zależności od pH i temperatury roztworu zobrazowano na rysunku 1.



**Rys. 1.** Wpływ temperatury i pH na hydrolizę amoniaku [9]

**Fig 1.** Influence of temperature and pH on ammonia hydrolysis [9]

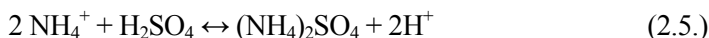
Skuteczność usunięcia amoniaku w wieży strippingowej zależy od wielu parametrów:

- duża powierzchnia kontaktu powietrza ze ściekami,
- znaczna wysokość wieży (np. 10÷15 m),
- wypełnienie wieży o dobrze rozwiniętej powierzchni,
- obciążenie wieży:
  - wagowe powietrzem, [kg/m<sup>2</sup>·h],
  - molowe powietrzem, [kmol/m<sup>2</sup>·h],
  - molowe ściekami, [kmol/m<sup>2</sup>·h],
  - obciążenie hydrauliczne [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·h],
- temperatura ścieków i powietrza wprowadzanego do wieży w przeciwnym kierunku.

Kinetyka wymiany masy na granicy faz: roztwór – powietrze, opiera się na prawie Henry'ego, według którego wzrost ładunku zanieczyszczeń w powietrzu równa się spadkowi ładunku zanieczyszczeń w roztworze.

Zastosowanie wieży strippingowej do odpędzania amoniaku związana jest z wieloma problemami eksploatacyjnymi. Ważny jest czynnik temperatury – przy spadku temperatury w okresie zimy – powoduje ona wzrost rozpuszczalności azotu amonowego (rys. 1), wymagane są wówczas większe dawki czynnika alkalizującego (wapna) oraz zwiększone ilości powietrza doprowadzanego do wieży.

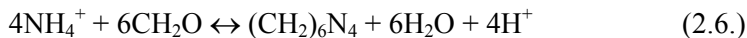
Duża różnica pomiędzy temperaturą powietrza a ściekami powoduje powstawanie mgieł amoniakalnych, które powodują skażenie środowiska. Zazwyczaj w pobliżu wieży obserwuje się zwiększenie stężenia amoniaku w powietrzu i w wodach powierzchniowych. Zgodnie z uregulowaniem przepisów prawnych w Unii Europejskiej odprowadzanie szkodliwych gazów do atmosfery jest zabronione. W nowelizowanych technologiach odpędzany amoniak na wieży strippingowej musi być usunięty z powietrza – przykładowo poprzez dodatkową obróbkę, polegającą na wprowadzeniu skruberów wypełnionych pierścieniami Raschiga, w których w warunkach przeciwwądowych następuje związanie amoniaku w postaci soli siarczanowej zgodnie z równaniem:



## 2.5. Usunięcie azotu amonowego poprzez jego chemiczne strącanie przy użyciu formaldehydu

W wyniku reakcji powstaje związek sześciometylano-czteroamina, nazywana też urotropiną. Związek ten był używany w szpitalnictwie jako skuteczny środek dezynfekcyjny. Podkreślić należy, że otrzymana urotropina może być wykorzystana na oczyszczalni, przykładowo do dezynfekcji skratek, odkażania kontenerów do transportu skratek itp.

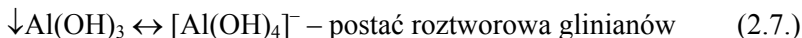
Reakcja strącania azotu amonowego przebiega zgodnie z równaniem:



Reakcja przesuwana się w prawo jeżeli zostaną związane powstające w wyniku reakcji jony wodorowe. W tym celu dodaje się do roztworu nieco węglanu sodowego ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), który oprócz zobojętnienia wytrąca w postaci węglanów (wodorotlenków lub innych grup) kationy metali [1]. Podczas neutralizacji ścieków kwaśnych, zawarte w nich metale, stręcane są najczęściej w postaci trudno rozpuszczalnych wodorotlenków. Strącanie różnych metali rozpoczyna się w różnych zakresach pH. Istotny wpływ na ilość jonów metali

w roztworze i rozpuszczalność utworzonych wodorotlenków metali, która zależy od pH roztworu [1,2].

Przy dodaniu niewielkiej ilości węgla sodu ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) następuje nieznaczne podwyższenie pH do 8,5. Środowisko lekko alkaliczne sprzyja wytrącaniu się metali np.:  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ . Podwyższone pH 9,0÷10,0 powoduje przekształcenie się niektórych wodorotlenków – przykładowo:



Na strącanie metali z roztworów wpływa wiele czynników:

- rodzaj neutralizującego reagenta,
- stężenie jonów metali,
- struktura jonów metali,
- skład i stężenie innych substancji rozpuszczonych w danym roztworze,
- stężenie jonów wodorowych,
- ilość dodanego reagenta do strącenia
- temperatura roztworu

Przykładowo w obecności amoniaku ilościowe strącanie Zn, Cu, Cd nie jest możliwe, ponieważ tworzą się związki kompleksowe – przykładowo amoniakowy kompleks  $[\text{Cu}(\text{NH}_3)_4]^{2+}$  [1,2].

Recykulowanie wód osadowych powoduje zwiększenie się ładunku zanieczyszczeń w ściekach dopływających do reaktorów biologicznych (komór osadu czynnego). Stwierdzono, że w osadach ściekowych może następować koncentracja metali ciężkich od 4.000 do 10.000 razy więcej aniżeli w ściekach dopływających do oczyszczalni ( $Q_0$ ) [10].

Stopień przechodzenia metali ciężkich z osadu do cieczy nadosadowej – w komorach fermentacyjnych – zależy między innymi od odczynu, potencjału oksydującego i od rodzaju reagentów stosowanych do strącania fosforu.

Swoisty recykling przyczynia się do znacznej koncentracji metali w osadach ściekowych, co ma decydujące znaczenie przy ustalaniu sposobu zagospodarowania osadów [22].

## 2.6. Usuwanie azotu amonowego poprzez jego chemiczne strącanie

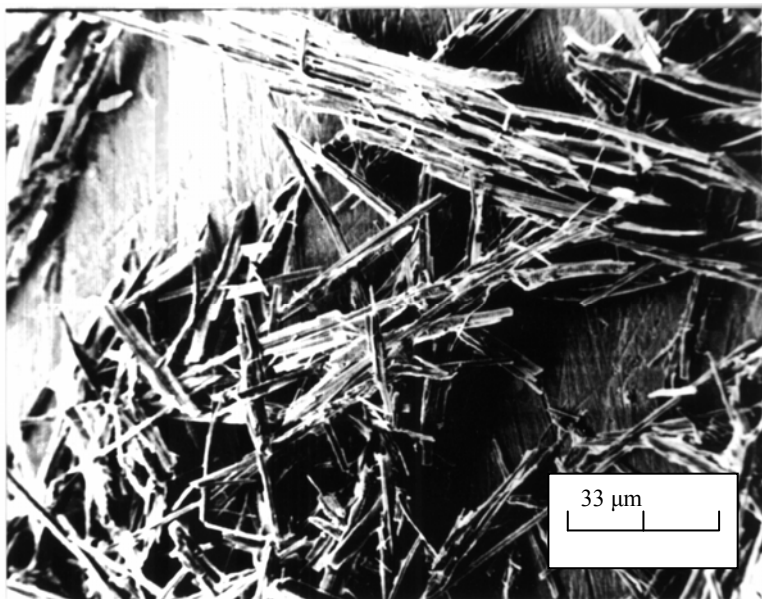
Podczas stabilizacji osadu w komorach fermentacyjnych (WKFz) stwierdzono tworzenie się specyficznych osadów mineralnych w różnych instalacjach np.: w przewodach odprowadzających osad recykulowany do wymienników ciepła w kotłowni. Zjawisko to jako wysoce negatywne stwarza duże problemy eksploatacyjne poprzez:

- powstawanie niedrożności lub zmniejszenie wewnętrznej średnicy przewodów,
- unieruchomienie lub obniżenie sprawności zaworów,
- wzrost strat hydraulicznych w przewodach,
- pogorszenie się przewodności ciepła,
- wzrost kosztów przepompowywania osadów.

Wytrącające się osady stanowi głównie fosforan magnezowo-amonowy (struwit):  $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ , który tworzy się w specyficznych warunkach, ale głównie przy dostępności jonów: amonowego i magnezowego. Trwałe osady w postaci skalenia powstają wskutek wypełniania się struktury krystalicznej struwitu różnymi składnikami. Na rysunkach 2÷8 przedstawiono budowę kryształów struwitu – uzyskanych w czasie badań własnych [11].

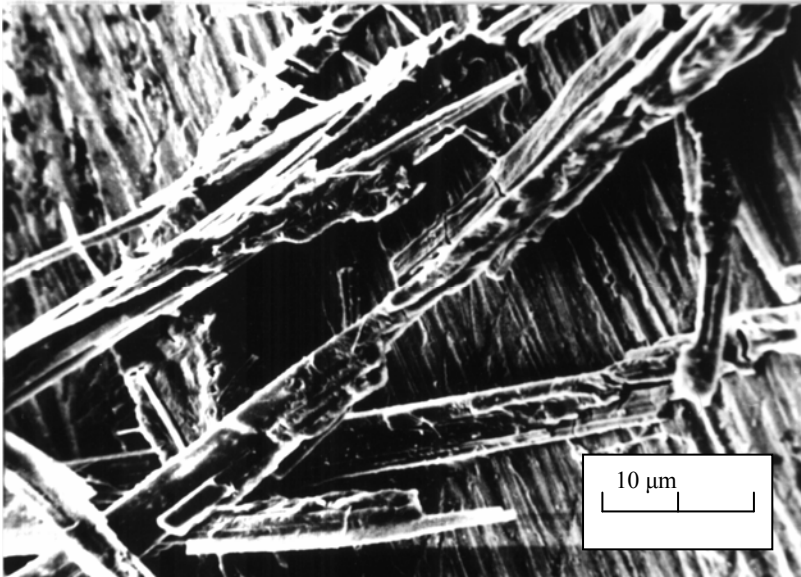
Zdjęcia przedstawiają kryształy struwitu powstałe w wyniku wytrącania ze ścieków modelowych. Ścieki modelowe mają następujący skład: woda destylowana, azot amonowy, siarczan magnezu i dwuwodorofosforan potasu. Stosunki molowe azotu amonowego do magnezu do fosforanów wynoszą odpowiednio 1:1:1,8. Odczyn roztworu korygowano 0,5 molowym NaOH do pH 9,5. Czas sedymentacja struwitu 1,5 godziny w temperaturze 20°C.

Fotografie zostały wykonane na mikroskopie skaningowym JSM - S 1 firmy Jeol.

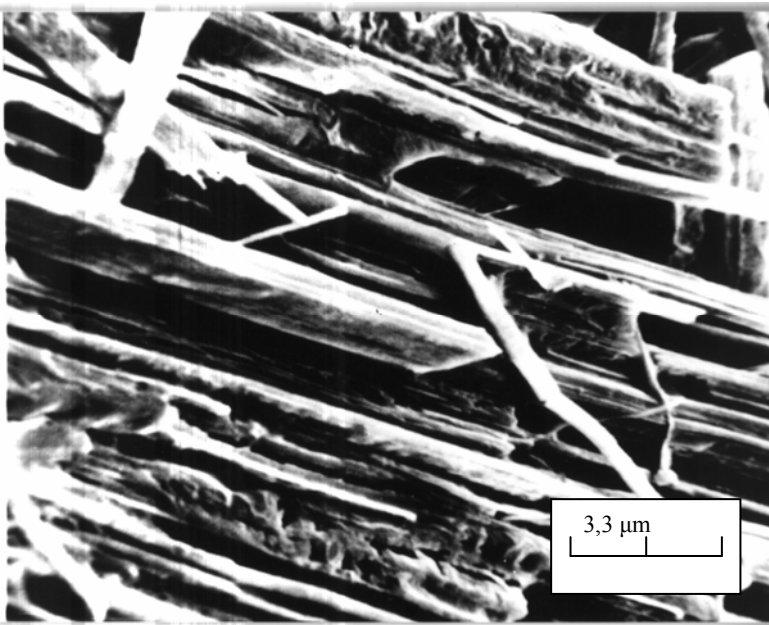


**Rys. 2.** Kryształy struwitu z materiału wilgotnego. Powiększenie  $\times 300$  [11]

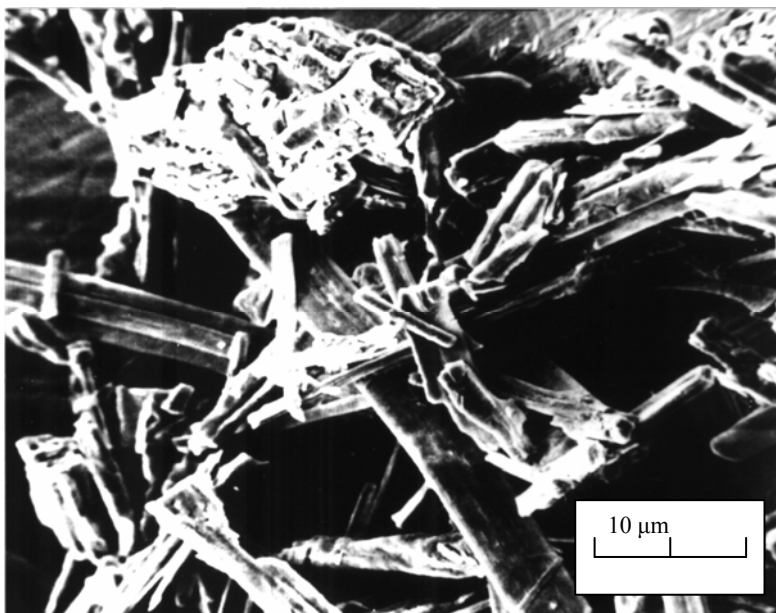
**Fig 2.** Struvite crystals in moist material. Magnification  $\times 300$  [11]



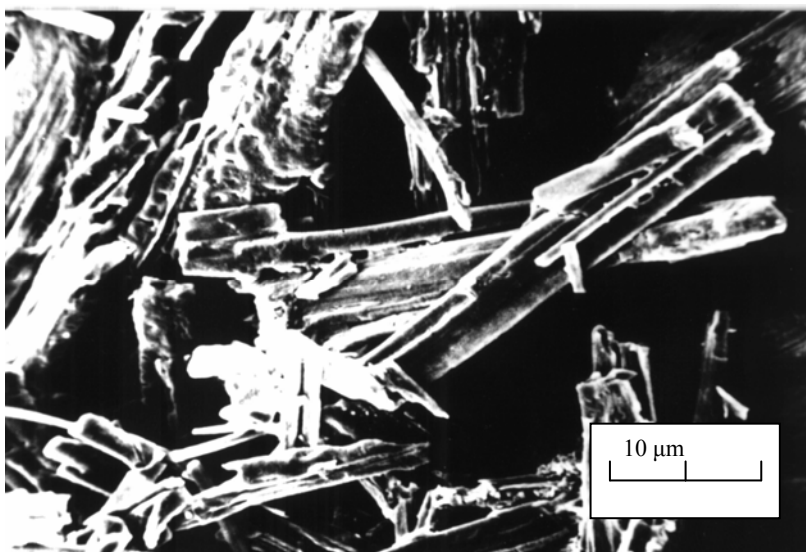
**Rys. 3.** Kryształy struwitu z materiału wilgotnego. Powiększenie  $\times 1000$  [11]  
**Fig. 3.** Struvite crystals in moist material. Magnification  $\times 1000$  [11]



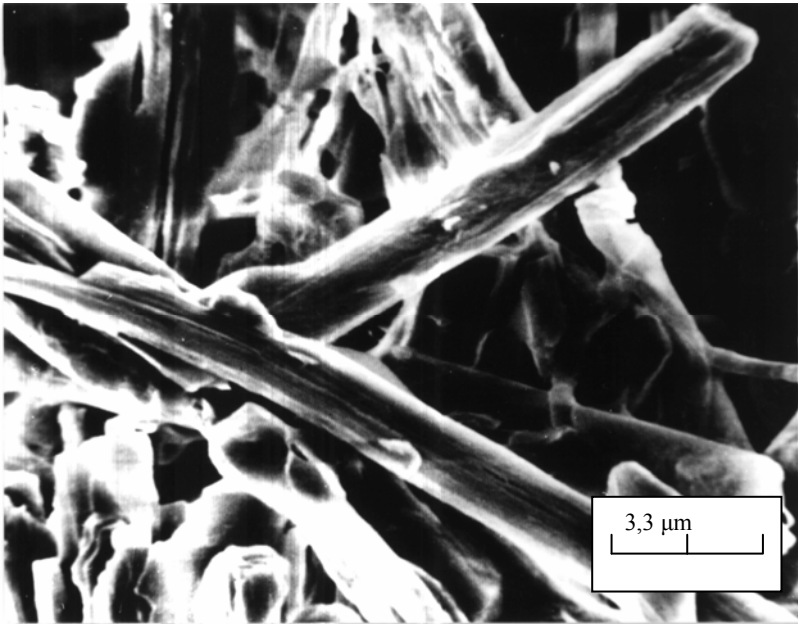
**Rys. 4.** Kryształy struwitu z materiału wilgotnego. Powiększenie  $\times 3000$  [11]  
**Fig. 4.** Struvite crystals in moist material. Magnification  $\times 3000$  [11]



Rys. 5. Kryształy struwitu z materiału wilgotnego. Powiększenie  $\times 1000$  [11]  
Fig. 5. Struvite crystals in moist material. Magnification  $\times 1000$  [11]

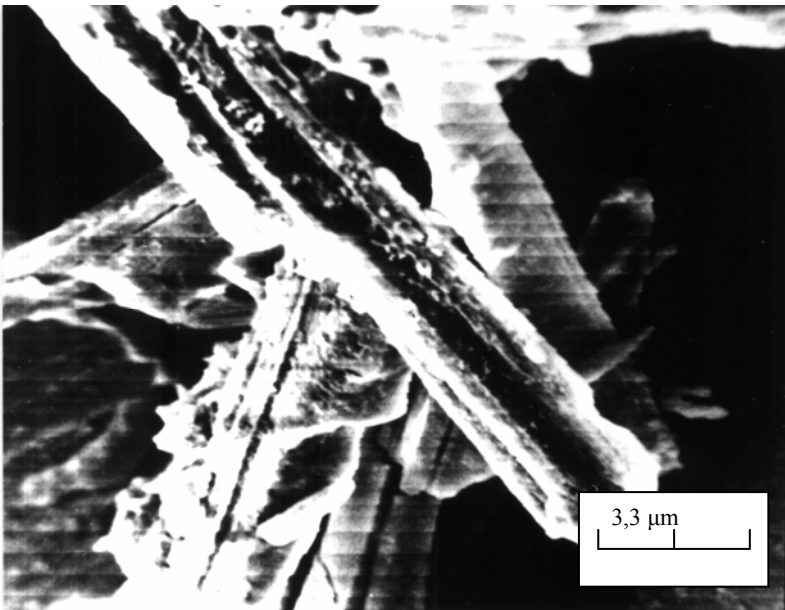


Rys. 6. Kryształy struwitu z materiału suchego. Powiększenie  $\times 1000$  [11]  
Fig. 6. Struvite crystals in dry material. Magnification  $\times 1000$  [11]



**Rys. 7.** Kryształy struwitu z materiału suchego. Powiększenie  $\times 3000$  [11]

**Fig. 7.** Struvite crystals in dry material. Magnification  $\times 3000$  [11]



**Rys. 8.** Kryształy struwitu z materiału suchego. Powiększenie  $\times 3000$  [11]

**Fig. 8.** Struvite crystals in dry material. Magnification  $\times 3000$  [11]

W komorach fermentacyjnych, podczas procesów rozkładu biomasy następuje uwolnienie się jonu fosforanowego. Podczas hydrolizy komórek uwalnia się jon amonowy. Limitującym proces tworzenia się struwitu jest jon magnezowy stanowiący naturalny składnik wody. Na tworzenie się struwitu może też mieć wpływ obniżenie się temperatury medium (osad nieco schłodzony recyrkulowany do wymienników ciepła) lub alkalizacja.

Do przeciwdziałania powstawaniu struwitu mogą być użyte magnetyzery.

Na podstawie licznych badań stwierdzono [24,25,26], że:

- po przejściu wody przez pole magnetyczne sole wapnia i magnezu nie krystalizują jako zbity, twardy, mechanicznie wytrzymały osad, ale jako drobno krystaliczny, łatwy do usunięcia muł,
- woda poddana działaniu pola magnetycznego rozpuszcza odłożoną wcześniej warstwę (kamienia) skalenia,
- wpływ pola magnetycznego na wodę trwa przez kilka do kilkunastu godzin, co jest związane z „pamięcią magnetyczną”,
- działanie pola magnetycznego nie zmienia składu chemicznego wody, nie usuwa twardości, ani nie zmienia jej własności organoleptycznych.

### 2.6.1. Charakterystyka specyficznego osadu – struwitu

Struwit ma postać krystalicznego białego osadu. Wewnętrzna struktura kryształów tworzą regularne czworościany  $\text{PO}_4^{3-}$  zniekształcone ośmiościanami  $\text{Mg}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$  i grupami  $\text{NH}_4^+$ , które stykają się z wodorem.

Krystaliczna forma kryształków struwitu zmienia się w zależności od warunków: może przyjmować postać podobną do klina, pryzmatyczną albo grubych rur.

Zależy to od stopnia przesylenia roztworu, stężenia zanieczyszczeń, temperatury i pH roztworu, w którym krystalizuje struwit. W przypadku przesylenia roztworu  $\text{NH}_4^+$  i  $\text{Mg}^{2+}$  oraz pH około 7 kryształy mają postać rurową ze spadkiem stężenia  $\text{NH}_4^+$  i  $\text{Mg}^{2+}$  kryształy ulegają wydłużeniu. Kryształy narastające szybciej przyjmują formę krzewiastą, formujące się wolniej przyjmują postać pryzmatyczną lub rurową.

W badaniach własnych [11] uzyskano wykrystalizowane osady. Budowa kryształów struwitu jest przedstawiona na rysunkach od 2 do 8.

Czystość typowych osadów struwitu zazwyczaj jest wysoka, jednak może być zakłócona przez różne czynniki. Obecność jonów wapnia oraz węglanów ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) stosowanych do korekty pH może wpływać niekorzystnie na budowę kryształów. W takich warunkach mogą tworzyć się wodorotlenki magnezu, wodorotlenki fosforanowo-magnezowe, lub wodorofosforan magnezu. W badaniach dotyczących składu struwitu przedstawiono różnicę między teoretycznym i praktycznym składem kryształów, dane te zawarte są w tabeli 4.



**Tabela 4.** Skład krystalizującego osadu [8]

**Table 4.** Composition of crystallizing sediment [8]

Składniki	Analiza składu %	Skład teoretyczny %
Mg <sup>2+</sup>	12,3	9,8
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	5,7	7,3
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	33,5	38,8
H <sub>2</sub> O i organiczne	42,8	44,1

Powstały w procesie chemicznego strącania struwit jest nierozpuszczalny w wodzie oraz w zasadowych roztworach, natomiast dobrze rozpuszczalny w roztworach kwaśnych. Zmniejszenie warunkowej stałej rozpuszczalności związane jest ze wzrostem pH.

### 2.6.2. Powstawanie struwitu

Wody osadowe z fermentacji beztlenowej charakteryzują się dużą zawartością substancji biogenych. Zwykle zawraca się je na początek układu oczyszczania ścieków do części biologicznej. Innym sposobem jest dodanie soli magnezu. W wyniku tego procesu tworzą się kryształy struwitu.

Fosforan magnezowo-amonowy ma molekularny stosunek:



i samorzutnie będzie się strącać według reakcji



kiedy składniki są dostarczone do roztworu w przybliżonych stosunkach.

### 2.6.3. Wpływ pH na wytrącanie się struwitu

Istotny wpływ na wytrącanie się struwitu ma pH roztworu i stosunki molowe pomiędzy jonami amonowymi – magnezowymi i fosforo-magnezowymi.

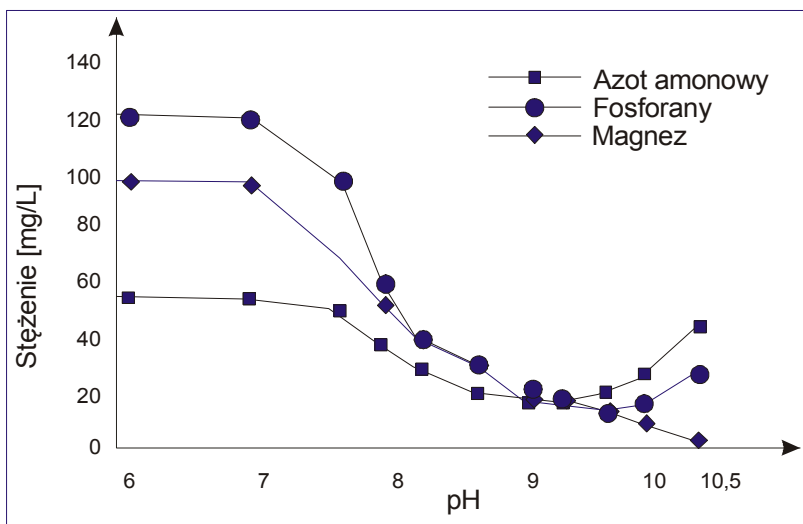
Na podstawie badań eksperymentalnych ustalono optymalny zakres pH roztworu i stosunki molowe przy których następuje skuteczne strącanie się struwitu, co obrazuje tabela 5 i rysunek 9.

Wyniki wskazują że, osad kształtuje się przy pH rzędu 8,0 do 9,4. Około 80% osadu jest w postaci fosforanu magnezowo-amonowego, pozostałe 20% to wodorofosforan magnezu. Przy wartościach pH większych niż 9,8 następuje przechodzenie jonu amonowego w amoniak, zmniejszając tym samym wydajność jak i szybkość kształtowania się struwitu.

**Tabela 5.** Usunięcie  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  z roztworu o początkowym stężeniu równomolowym, przy różnych odczynach [19]

**Table 5.** Removal of  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  from a solution with initial equimolar concentration by precipitation at various pH [19]

pH	Molowe osunięcie			Stosunek molowy		
	N-NH <sub>4</sub>	Mg	PO <sub>4</sub>			
7,0	0	0	0	-		
7,6	0,029	1,11	0,78	1,0	3,89	2,71
8,4	1,93	-	2,68	1,0	-	1,39
8,8	2,57	2,88	3,07	1,0	1,12	1,19
9,0	2,71	3,05	3,23	1,0	1,12	1,19
9,2	2,93	3,5	3,33	1,0	1,19	1,14
9,4	2,86	3,33	3,45	1,0	1,17	1,21
9,8	2,57	3,5	5,32	1,0	1,36	1,37
10,0	2,21	3,58	3,58	1,0	1,62	1,62
10,5	0,79	3,87	3,07	1,0	4,92	3,90



**Rys. 9.** Stężenie azotu amonowego, fosforanów i magnezu w funkcji pH w temperaturze 25°C [19]

**Fig. 9.** Concentration of ammonia nitrogen, phosphates and magnesium versus pH at 25°C [19]

Stwierdzono, że optymalnym odczynem, przy którym najskuteczniej zostaje usunięty azot amonowy, było pH 10,5. Obniżka azotu amonowego wynosiła 82,6%, a fosforanów 97% [20]. W czasie badania optymalnych warunków dla usuwania azotu amonowego ze ścieków na Politechnice Krakowskiej ustalono zakres pH 10,4÷10,8, przy którym azot amonowy usuwano ze ścieku w 78÷93% [17].

#### **2.6.4. Wpływ czasu reakcji na strącanie struwitu**

Stwierdzono wyraźny wpływ czasu reakcji na skuteczność strącania struwitu. Podaje się minimalny wymagany czas – 10 min. Po 30 minutach z roztworu usunięte zostało: 67% azotu amonowego i 98% fosforanów. Wydłużony czas reakcji powyżej 60 minut spowodował wzrost fosforanów w wodzie nadosadowej, co tłumaczone jest wzrostem rozpuszczalności fosforanów [20].

W innych badaniach w warunkach laboratoryjnych uzyskano prawie całkowite usunięcie fosforanów w czasie 2÷3 godzin, w temperaturze około 20°C [18]. Natomiast w pilotowej oczyszczalni ścieków skuteczny czas usunięcia fosforanów ze ścieków wynosił około 30 minut [18].

#### **2.6.5. Wpływ stosunków molowych ( $NH_4^+ : PO_4^{3-} : Mg^{2+}$ ) na skuteczność strącania struwitu**

Wpływ stosunków molowych na skuteczność strącania struwitu był przedmiotem licznych badań. Stwierdzono, że ocena skuteczności strącania struwitu winna uwzględniać łącznie współzależne czynniki: stosunki molowe + pH badanego roztworu [4,5,19,20,21], co dobrze ilustrują wyniki zamieszczone w tabeli 5 i na rys. 9.

### **3. Cel i zakres badań**

Celem badań było rozpoznanie warunków strącania osadu fosforanu magnezowo-amonowego (w dalszym tekście przyjęto nazwę osadu – struwit). Informacje takie mają bardzo duże znaczenie aplikacyjne i poznawcze.

Proces strącania struwitu badano na [18]:

- roztworach modelowych na bazie wody destylowanej,
- roztworach modelowych na bazie wody wodociągowej,
- mieszanie wód nadosadowych z zagęszczacza grawitacyjnego, odcieków z wirówek do odwadniania osadów oraz wód nadosadowych z otwartej komory fermentacyjnej (WKFo).

Proces strącania prowadzono w temperaturze 20°C. Do korekty pH w zakresie 9,0÷11,0 stosowano 0,5 molowy roztwór NaOH.

Rejestrowano czynniki zmienne:

- czas reakcji, 0÷0,33÷1,5÷24 godziny,
- pH roztworu, 9,0÷9,5÷10,0÷11,0,
- udział molowy dodawanych jonów  $Mg^{2+}$ , 0,13÷1,0÷1,2÷1,5÷2,0,
- nadmiar jonów  $PO_4^{3-}$ , 0,14÷1,5÷1,7÷1,8÷1,9÷2,0÷5,0÷6,3÷6,5÷6,8.

Jako źródło magnezu stosowano MgO,  $MgCl_2$ ,  $MgSO_4$ . Jako źródło fosforanu stosowano  $KH_2PO_4$ .

### 3.1. Badania na ściekach modelowych przygotowywanych na bazie wody destylowanej

Dozowane reagenty:  $NH_4^+$ ,  $MgSO_4$ ,  $KH_2PO_4$ .

Dobierane stosunki molowe – azot amonowy:magnez:fosforany:

1:1:1; 1:1:2; 1:2:1; 1:1:1,5; 1:1:1,8; 1:1,2:1,8; 1:1:1,9.

### 3.2. Badania na ściekach modelowych przygotowywanych na bazie wody wodociągowej

Zawartość magnezu w wodzie wodociągowej wynosiła 1,0 mg/dm<sup>3</sup>. Dozowano reagenty i dobierano stosunki molowe jak przy wodzie destylowanej.

### 3.3. Badania na wodach osadowych

Wody osadowe pobrane z zagęszczacza, wirówek imWKFo, miesznio w stosunku 2:2:1 i oznaczano w nich zawartość:  $NH_4^+$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $Mg^{2+}$ .

Kolejno dodawano do mieszaniny odpowiednie ilości reagentów ( $MgSO_4$ ,  $KH_2PO_4$ ), aby uzyskać stosunki molowe: 1:0,13:0,14; 1:1:1; 1:1:1,5; 1:1:1,8; 1:1:5; 1:1:5,3; 1:1:5,5; 1:1:5,8.

### 3.4. Badania na ściekach modelowych przygotowanych na bazie wody wodociągowej, przy strącaniu etapowym

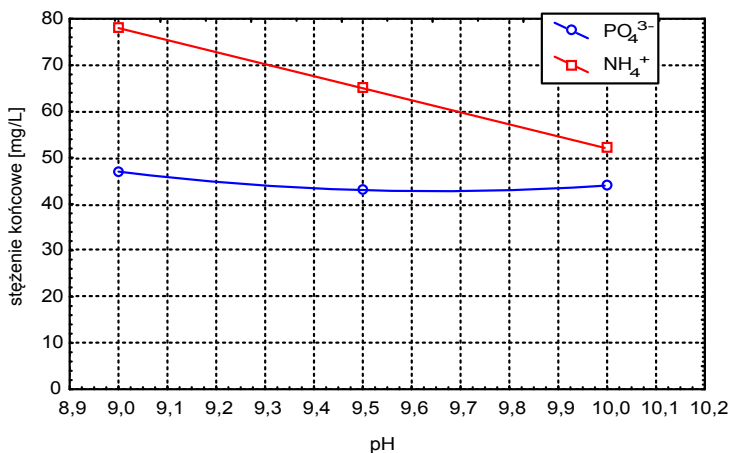
Do wody wodociągowej dozowano reagenty:  $NH_4^+$ ,  $MgSO_4$ ,  $KH_2PO_4$  w stosunku molowym: 1:1:1,8. W pierwszym etapie utrzymywano pH 7,0. W drugiej fazie (po 5 minutach) skorygowano odczyn do pH 9,5, poczym roztwór poddano sedymentacji w ciągu 1,5 godziny.

## 4. Omówienie wyników badań

### 4.1. Wpływ źródeł magnezu na skuteczność strącania azotu amonowego i fosforanów w postaci osadowej (struwitu)

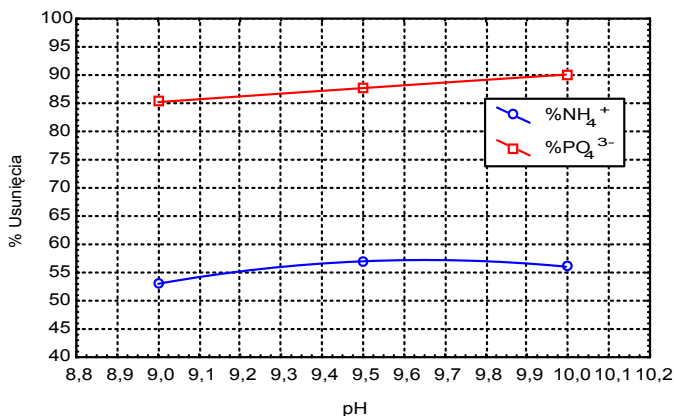
#### 4.1.1. Tlenek magnezu – MgO

Skuteczność strącania struwitu przy użyciu MgO ilustrują rysunki (wykresy) nr 10 i 11. Przyjęty stosunek molowy  $\text{NH}_4^+ : \text{PO}_4^{3-} : \text{Mg}^{2+}$  wyniósł 1:1:1, pH 9,0÷10,0. Wzrost odczynu środowiska wpływał na wysoką skuteczność usunięcia fosforanów w granicach 85÷90%. Natomiast zmiana pH w przyjętym zakresie nie miała wpływu (lub miała niewielki wpływ) na strącanie amoniaku. Skuteczność usunięcia azotu amonowego wynosiła około 55%.



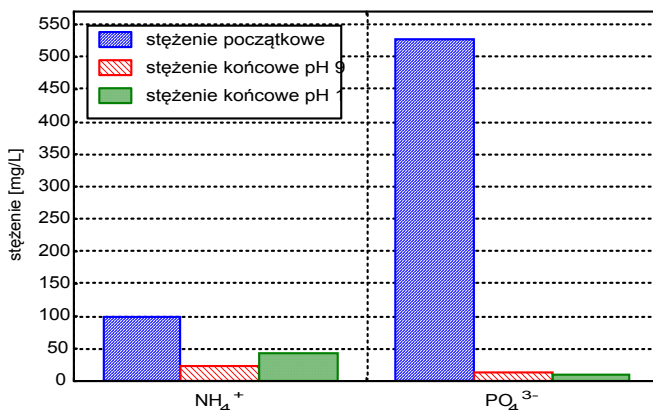
**Rys. 10.** Wpływ odczynu na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527,6 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134,9 \text{ mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:1:1), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej, MgO jako źródło magnezu [11]

**Fig. 10.** Influence of pH on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527.6 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1:1), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water, MgO as a magnesium source [11]



**Rys. 11.** Wpływ odczynu na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527,6 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134,9 \text{ mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:1:1), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej, MgO jako źródło magnezu [11]

**Fig. 11.** Influence of pH on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527.6 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1:1), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water, MgO as a magnesium source [11]



**Rys. 12.** Wpływ odczynu na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527,6 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{MgSO}_4 = 134,9 \text{ mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:1:1), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $\text{MgCl}_2$  jako źródło magnezu [11]

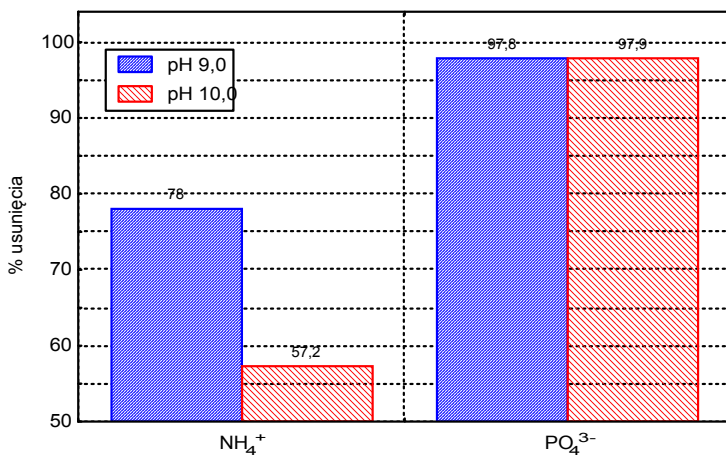
**Fig. 12.** Influence of pH on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527.6 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1:1), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water,  $\text{MgCl}_2$  as a magnesium source [11]

#### 4.1.2. Chlorek magnezu – $MgCl_2$

Skuteczność strącania struwitu przy użyciu tej soli ilustrują rysunki (wykresy) od 12 do 15, zachowując stosunki molowe jak przy użyciu  $MgO$ . Stwierdzono wpływ pH na strącanie struwitu. Ze wzrostem pH maleje efektywność usunięcia  $NH_4^+$ , przykładowo wzrost pH z 9 na 10 spowodował zmniejszenie się procentu usunięcia z 78 do 57%. W przypadku fosforanów stwierdzono wysoki procent usunięcia w zakresie pH 9÷10 – osiągnięty 98%.

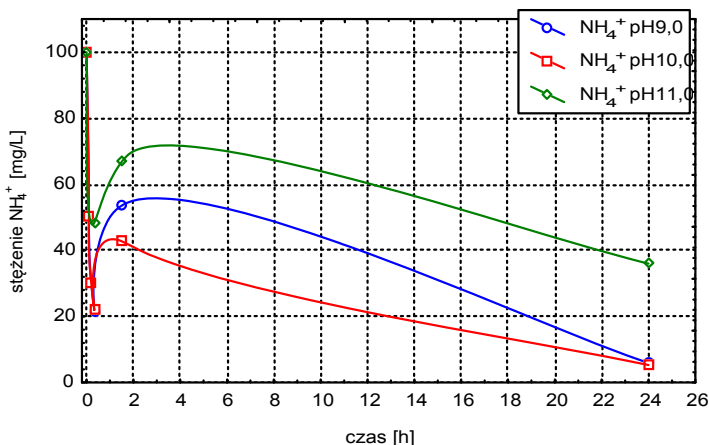
Wpływ czasu reakcji na skuteczność strącania struwitu przy różnym pH przedstawia rysunek 14 i 15.

W ciągu 30 minut następował gwałtowny spadek zawartości  $NH_4^+$  w wodach nadosadowych, poczym, po 1,5 godzinnej reakcji – następował ponowny wzrost stężenia azotu amonowego (rysunek 14). Po 24 godzinach stężenie  $NH_4^+$  ponownie maleje. Stężenie  $PO_4^{3-}$  w krótkim czasie (30 minut) zmniejsza się od 527,6 do 10 mg P/dm<sup>3</sup> (98,1% us). Wydłużony czas reakcji do 24 godzin nie wpływa na efekt strącania fosforanów (rys. 15).



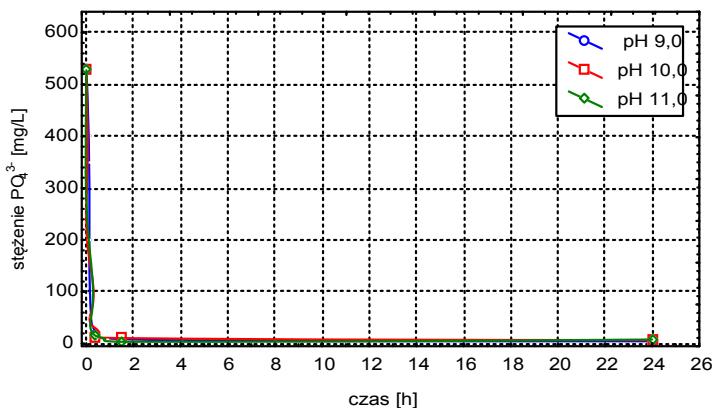
**Rys. 13.** Wpływ odczynu na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe  $NH_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $PO_4^{3-} = 527,6 \text{ mg/dm}^3$ ,  $MgSO_4 = 134,9 \text{ mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:1:1), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $MgCl_2$  [11]

**Fig. 13.** Influence of pH on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Initial concentration  $NH_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $PO_4^{3-} = 527.6 \text{ mg/L}$ ,  $Mg^{2+} = 134.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1:1), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water,  $MgCl_2$  as a magnesium source [11]



**Rys. 14.** Wpływ czasu reakcji na stężenie końcowe azotu amonowego. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ , (stosunek molowy 1:1:1). Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $\text{MgCl}_2$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 14.** Influence of reaction time on the final concentration of ammonia nitrogen. Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1:1). Model solution prepared on distilled water,  $\text{MgCl}_2$  as a magnesium source [11]



**Rys. 15.** Wpływ czasu reakcji na stężenie końcowe fosforanów. Stężenie początkowe,  $\text{PO}_4^{3-} = 527,6 \text{ mg/dm}^3$ , (stosunek molowy 1:1:1). Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $\text{MgCl}_2$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 15.** Influence of reaction time on the final concentration of phosphates. Initial concentration  $\text{PO}_4^{3-} = 527.6 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1:1). Model solution prepared on distilled water,  $\text{MgCl}_2$  as a magnesium source [11]



#### 4.1.3. Siarczan magnezu – $MgSO_4$

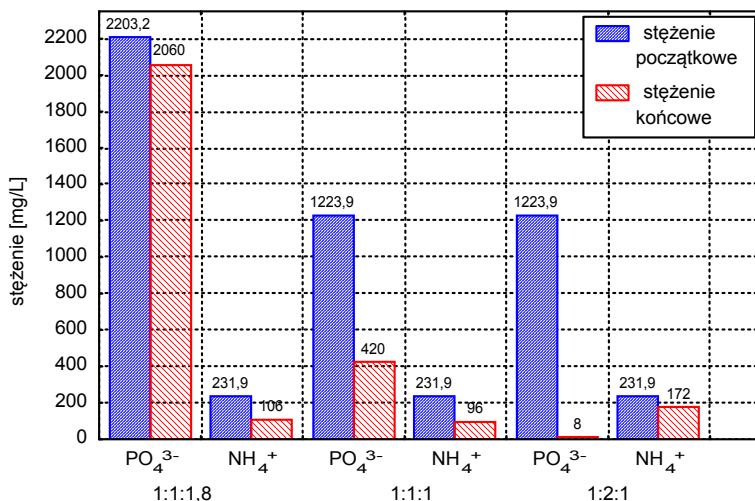
Skuteczność strącania struwitu przy użyciu tej soli przedstawiono na rysunkach (wykresach) 18,22 i 29.

Potwierdza się z wcześniejszych obserwacji, że optymalne pH 10,0 zapewnia usunięcie fosforanów w 99% (rysunek 29). Efektywność usunięcia azotu amonowego – przy niższym pH 9,0 – osiągała 70%.

Wpływ czasu trwania reakcji na stężenie końcowe  $NH_4^+$  i  $PO_4^{3-}$  w cieczy nadosadowej ilustrują rysunki (wykresy) 20 i 21.

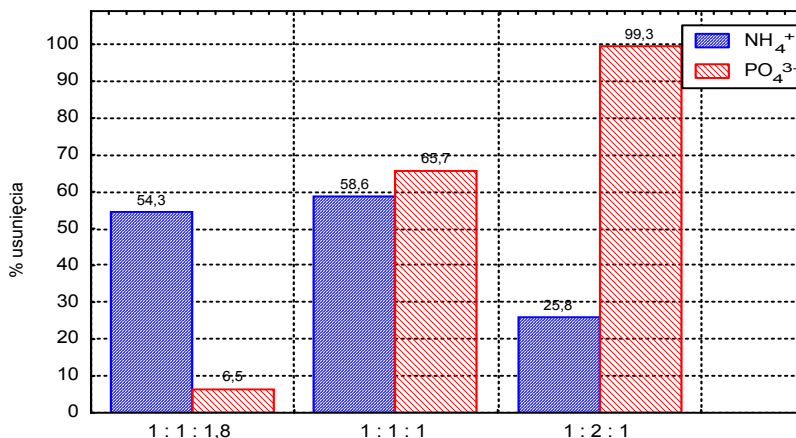
Skuteczność strącania struwitu następuje w krótkim czasie do 1 godziny. Po dłuższym czasie następuje uwalnianie się wytrąconego azotu amonowego do cieczy nadosadowej (rysunek 20).

Porównując stosunki molowe, uzyskano najlepsze efekty usunięcia (strącenia struwitu) w odniesieniu do  $NH_4^+$  dla stosunku 1:1:1,8 ( $NH_4^+ : Mg^{2+} : PO_4^{3-}$ ), kiedy to w cieczy nadosadowej stwierdzono zaledwie 5 mg N/dm<sup>3</sup> (95% us). Najmniej korzystnym stosunkiem molowym dla strącania azotu amonowego okazał się 1:1:2 przy pH 9,6. W odniesieniu do fosforanów – dla wszystkich analizowanych stosunków molowych – uzyskiwano bardzo wysoki procent usunięcia, powyżej 95%.



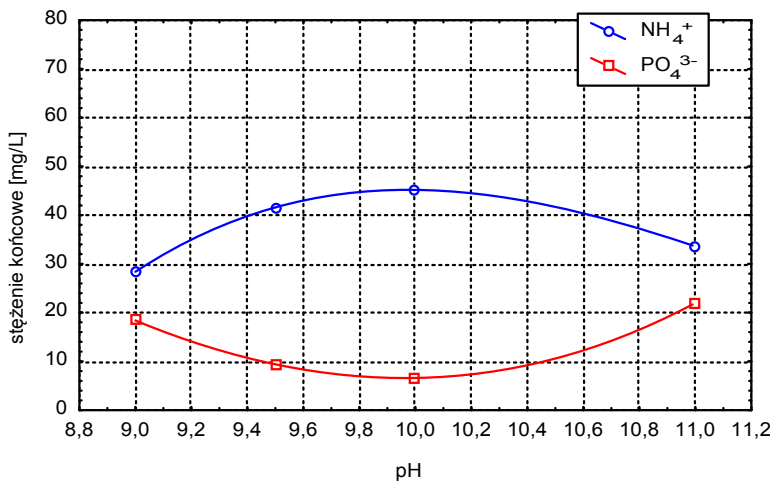
**Rys. 16.** Wpływ stosunku molowego na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów, jako źródło magnezu woda morska. Czas reakcji 1,5 godziny [11]

**Fig. 16.** Influence of molar ratio on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Sea water as a magnesium source. Reaction time 1.5 hours [11]



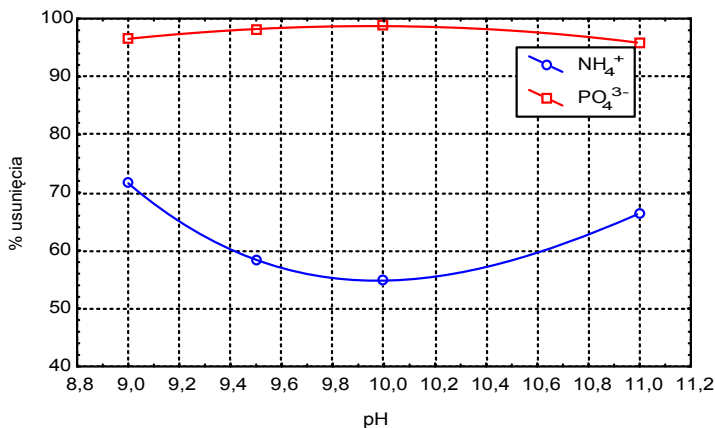
**Rys. 17.** Wpływ stosunku molowego na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów, jako źródło magnezu woda morska. Czas reakcji 1,5 godziny [11]

**Fig. 17.** Influence of molar ratio on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Sea water as a magnesium source. Reaction time 1.5 hours [11]



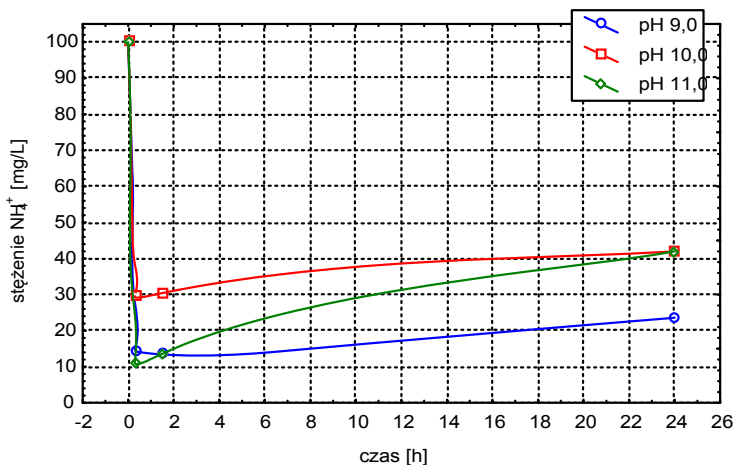
**Rys. 18.** Wpływ odczynu na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 100 mg/dm<sup>3</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 527,6 mg/dm<sup>3</sup>, Mg<sup>2+</sup> = 134,9 mg/dm<sup>3</sup> (stosunek molowy 1:1:1), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej, MgSO<sub>4</sub> jako źródło magnezu [11]

**Fig. 18.** Influence of pH on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Initial concentration NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 100 mg/L, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 527.6 mg/L, Mg<sup>2+</sup> = 134.9 mg/L (molar ratio 1:1:1), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water, MgSO<sub>4</sub> as a magnesium source [11]



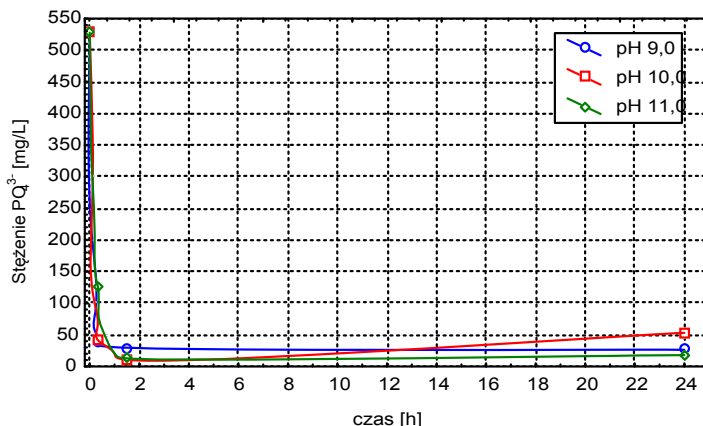
**Rys. 19.** Wpływ odczynu na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527,6 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134,9 \text{ mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:1:1), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 19.** Influence of pH on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527.6 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1:1), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]



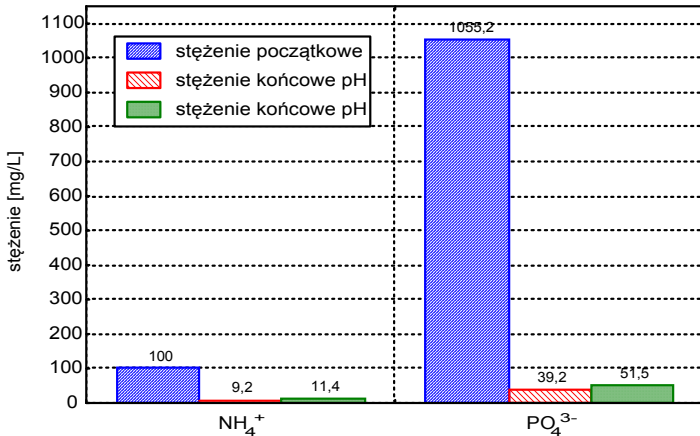
**Rys. 20.** Wpływ czasu reakcji na stężenie końcowe azotu amonowego. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ . Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 20.** Influence of reaction time on the final concentration of ammonia nitrogen. Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ . Model solution prepared on distilled water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]



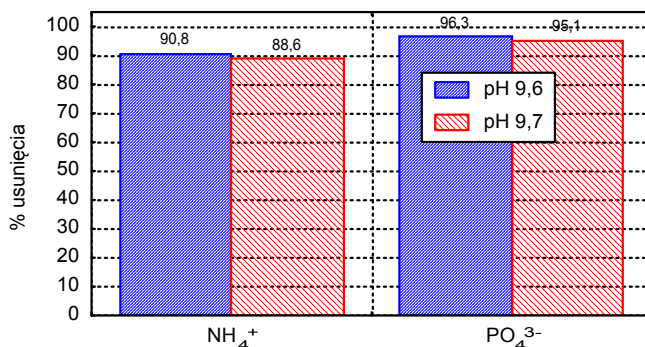
**Rys. 21.** Wpływ czasu reakcji na stężenie końcowe fosforanów. Stężenie początkowe,  $\text{PO}_4 = 527,6 \text{ mg/dm}^3$ . Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 21.** Influence of reaction time on the final concentration of phosphates. Initial concentration  $\text{PO}_4^{3-} = 527.6 \text{ mg/L}$ . Model solution prepared on distilled water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]



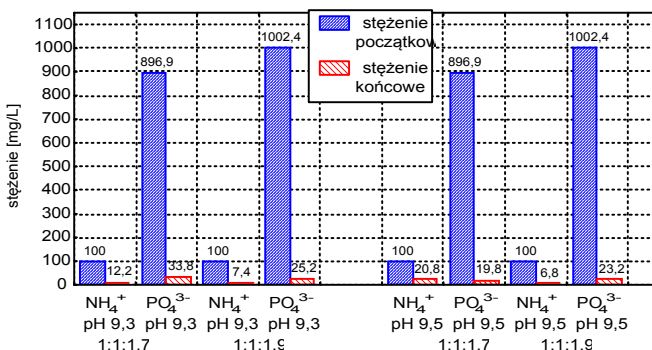
**Rys. 22.** Wpływ odczynu na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 1055,2 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134,9 \text{ mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:2:1), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 22.** Influence of pH on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 1055.2 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:2:1), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]



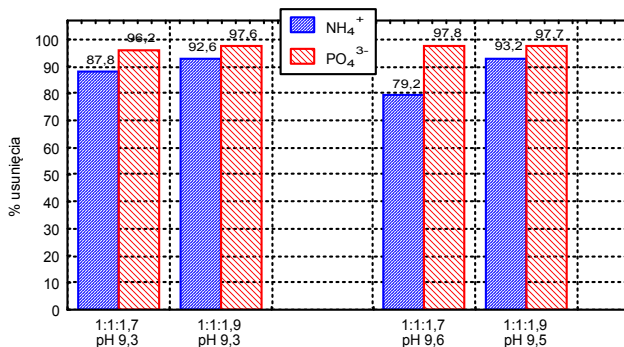
**Rys. 23.** Wpływ odczynu na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 100 mg/dm<sup>3</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 1055,2 mg/dm<sup>3</sup>, Mg<sup>2+</sup> = 134,9 mg/dm<sup>3</sup> (stosunek molowy 1:2:1), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej, MgSO<sub>4</sub> jako źródło magnezu [11]

**Fig. 23.** Influence of pH on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Initial concentration NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 100 mg/L, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 1055.2 mg/L, Mg<sup>2+</sup> = 134.9 mg/L (molar ratio 1:2:1), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water, MgSO<sub>4</sub> as a magnesium source [11]



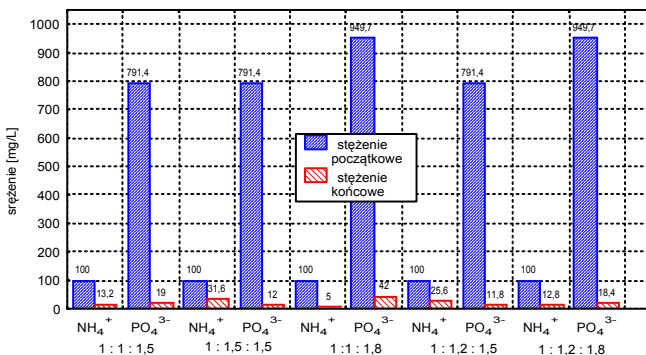
**Rys. 24.** Wpływ stosunku molowego oraz odczynu na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 100 mg/dm<sup>3</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 896,9 mg/dm<sup>3</sup>, Mg<sup>2+</sup> = 134,9 mg/dm<sup>3</sup> (stosunek molowy 1:1,7:1) oraz NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 100 mg/dm<sup>3</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 1002,4 mg/dm<sup>3</sup>, Mg<sup>2+</sup> = 134,9 mg/dm<sup>3</sup> (stosunek molowy 1:1,9:1), pH roztworu 9,3 oraz 9,5, czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej, MgSO<sub>4</sub> jako źródło magnezu [11]

**Fig. 24.** Influence of molar ratio and pH on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Initial concentration NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 100 mg/L, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 896.9 mg/L, Mg<sup>2+</sup> = 134.9 mg/L (molar ratio 1:1.7:1) and NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 100 mg/L, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 1002.4 mg/L, Mg<sup>2+</sup> = 134.9 mg/L (molar ratio 1:1.9:1), initial pH = 9.3 and 9.5, reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water, MgSO<sub>4</sub> as a magnesium source [11]



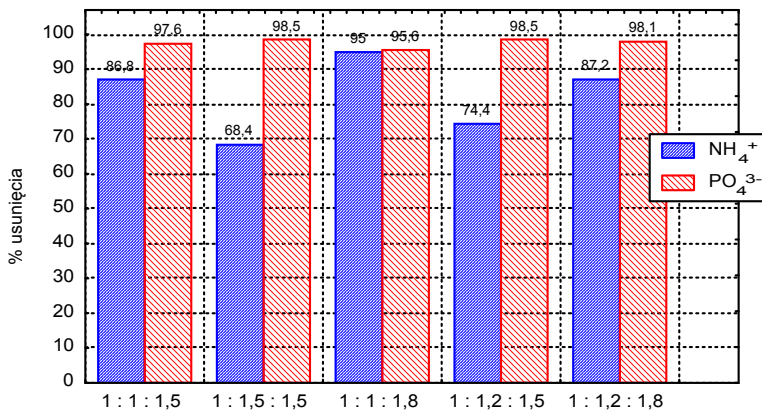
**Rys. 25.** Wpływ stosunku molowego oraz odczynu na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^{2+} = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134,9 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 896,9 \text{ mg/dm}^3$ , (stosunek molowy 1:1:1,7) oraz  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134,9 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 1002,4 \text{ mg/dm}^3$ , (stosunek molowy 1:1:1,9), pH roztworu 9,3 oraz 9,5, czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 25.** Influence of molar ratio and pH on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 896.9 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1.7:1) and  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 1002.4 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1.9:1), initial pH = 9.3 and 9.5, reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]



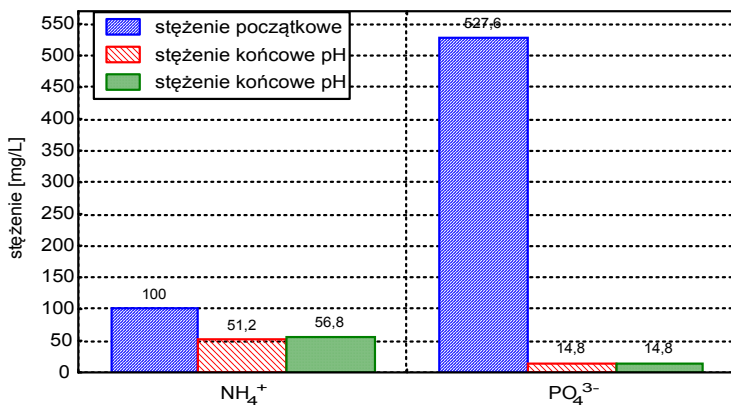
**Rys. 26.** Wpływ stosunku molowego na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Czas reakcji 1,5 godziny, pH roztworu 9,5. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 26.** Influence of molar ratio on final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Reaction time 1.5 hours, pH of solution 9.5. Model solution prepared on distilled water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]



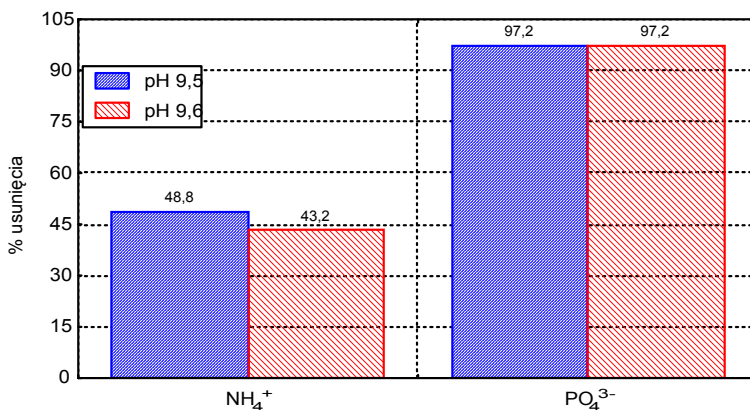
**Rys. 27.** Wpływ stosunku molowego na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów. Czas reakcji 1,5 godziny, pH roztworu 9,5. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej, MgSO<sub>4</sub> jako źródło magnezu [11]

**Fig. 27.** Influence of molar ratio on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Reaction time 1.5 hours, initial solution pH = 9.5. Model solution prepared on distilled water, MgSO<sub>4</sub> as a magnesium source [11]



**Rys. 28.** Wpływ odczynu na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 100 mg/dm<sup>3</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 527,6 mg/dm<sup>3</sup>, Mg<sup>2+</sup> = 269,9 mg/dm<sup>3</sup> (stosunek molowy 1:1:2), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej, MgSO<sub>4</sub> jako źródło magnezu [11]

**Fig. 28.** Influence of pH on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Initial concentration NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 100 mg/L, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 527.6 mg/L, Mg<sup>2+</sup> = 269.9 mg/L (molar ratio 1:1:2), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water, MgSO<sub>4</sub> as a magnesium source [11]



**Rys. 29.** Wpływ odczynu na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527,6 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 269,9 \text{ mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:1:2), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody destylowanej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 29.** Influence of pH on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527.6 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 269.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1:2), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on distilled water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]

#### 4.2. Badania na ściekach modelowych przygotowanych na bazie wody wodociągowej

Najkorzystniejszymi warunkami dla usuwania azotu amonowego były:

- pH 9,6, przy stosunku molowym 1:2:1,
- pH 9,5, przy stosunku molowym 1:1:1,8.

Najniższą efektywność usuwania azotu amonowego odnotowano dla warunków:

- pH 9,7 przy stosunku molowym 1:1:2.

Uzyskiwano bardzo wysoki procent strącania fosforanów w granicach od 97÷99%, niezależnie od stosowanych stosunków molowych. Ilustrują to rysunki (wykresy) 30,31,32,33.



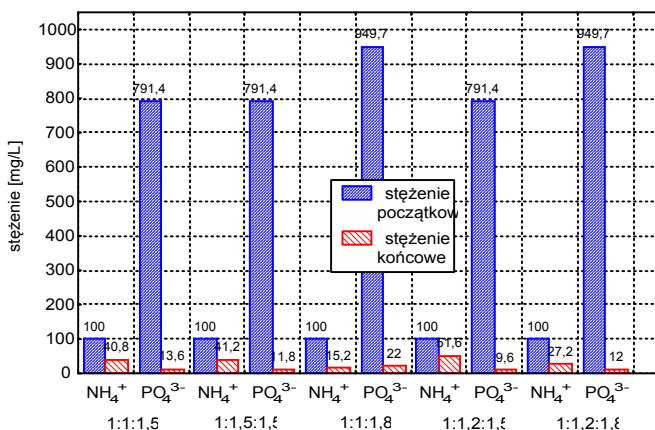
### 4.3. Badania na mieszaninie wód osadowych pobranych z zagęszczacza, wirówki i WKFo

Najkorzystniejszymi warunkami dla usuwania azotu amonowego były:

- pH 9,5, przy stosunku molowym 1:1:1,5,
- pH 9,5, przy stosunku molowym 1:1:1,8.

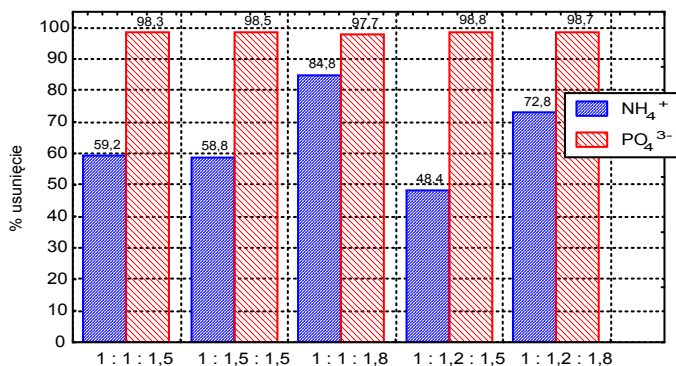
W oby przypadkach azot amonowy i fosforany usuwane (strącane) były w bardzo wysokim stopniu, do 99%. W innych warunkach uzyskiwano mniejszy stopień strącenia azotu amonowego w granicach od 63 do 78%, zaś strącanie fosforanów było wysokie, w granicach od 98,4 do 99,4%.

Wpływ czasu na skuteczność strącania  $\text{NH}_4^+$  i  $\text{PO}_4^{3-}$  ilustrują rysunki (wykresy) 38 i 39. Stwierdzono, że po godzinie następuje znaczna obniżka obu związków (jonów). W miarę wydłużania się czasu reakcji – do 20 godzin – następuje uwalnianie się jonów fosforanowych, zależnie od przyjętych stosunków molowych.



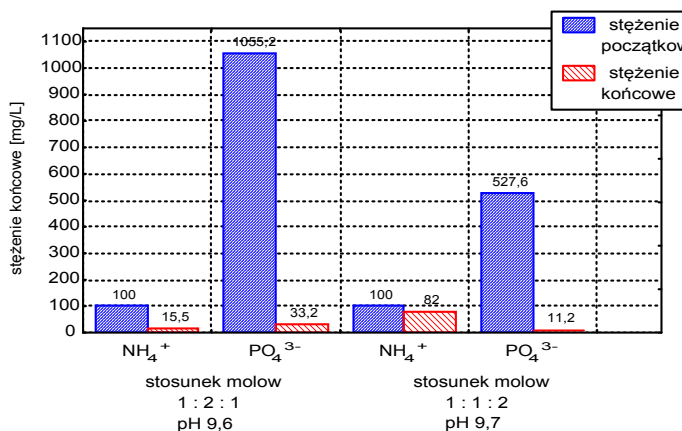
**Rys. 30.** Wpływ stosunku molowego na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Czas reakcji 1,5 godziny, pH roztworu 9,5. Roztwór modelowy na bazie wody wodociągowej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 30.** Influence of molar ratio on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Reaction time 1.5 hours, initial solution pH = 9.5. Model solution prepared on tap water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]



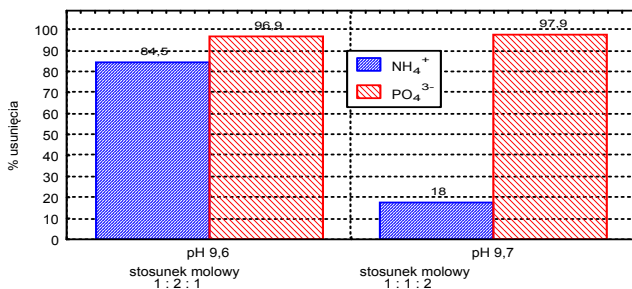
**Rys. 31.** Wpływ stosunku molowego na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów. Czas reakcji 1,5 godziny, pH roztworu 9,5. Roztwór modelowy na bazie wody wodociągowej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 31.** Influence of molar ratio on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Reaction time 1.5 hours, initial solution pH = 9.5. Model solution prepared on tap water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]



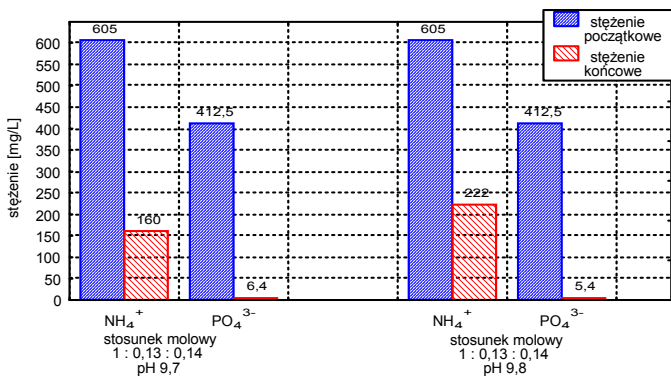
**Rys. 32.** Wpływ odczynu na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+$  = 100  $\text{mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  = 1055,2  $\text{mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  = 134,9  $\text{mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:2:1) oraz  $\text{NH}_4^+$  = 100  $\text{mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  = 527,6  $\text{mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  = 269,9  $\text{mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:1:2), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody wodociągowej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 32.** Influence of pH on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Initial concentration  $\text{NH}_4^+$  = 100  $\text{mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  = 1055.2  $\text{mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  = 134.9  $\text{mg/L}$  (molar ratio 1:2:1) and  $\text{NH}_4^+$  = 100  $\text{mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  = 527.6  $\text{mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  = 269.9  $\text{mg/L}$  (molar ratio 1:1:2), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on tap water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]



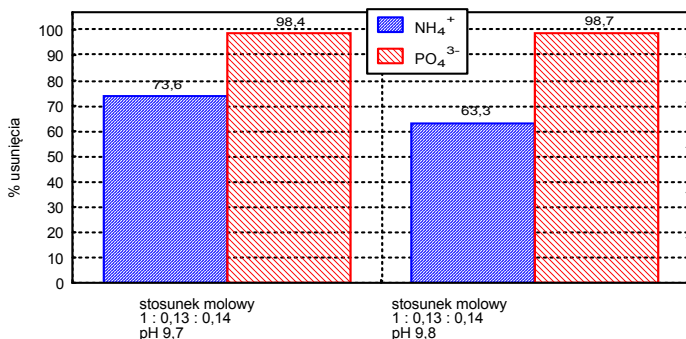
**Rys. 33.** Wpływ odczynu na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów. Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 1055,2 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134,9 \text{ mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:2:1) oraz  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527,6 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134,9 \text{ mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:1:2), czas reakcji 1,5 godziny. Roztwór modelowy na bazie wody wodociągowej,  $\text{MgSO}_4$  jako źródło magnezu [11]

**Fig. 33.** Influence of pH on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 1055.2 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 134.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:2:1) and  $\text{NH}_4^+ = 100 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 527.6 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 269.9 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:1:2), reaction time 1.5 hours. Model solution prepared on tap water,  $\text{MgSO}_4$  as a magnesium source [11]



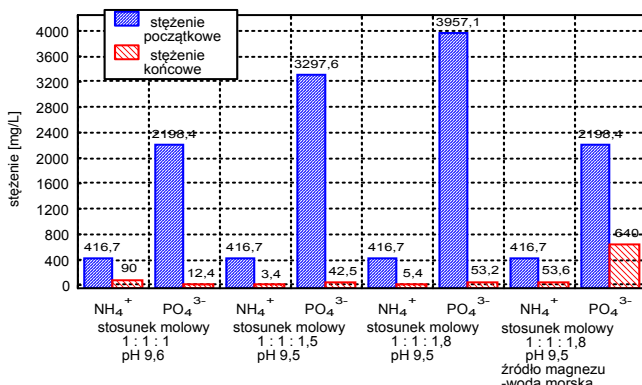
**Rys. 34.** Wpływ stosunku molowego na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Czas reakcji 1,5 godziny, wody nadosadowe z zagęszczacza i WKFo oraz odcieki z wirówki w ilości 4:2:4; jako dodatków źródło magnezu –  $\text{MgSO}_4$ , fosforanów  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ . Stężenie początkowe  $\text{NH}_4^+ = 605 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 412,5 \text{ mg/dm}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 117,2 \text{ mg/dm}^3$  (stosunek molowy 1:0,13:0,14) [11]

**Fig. 34.** Influence of molar ratio on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Reaction time 1.5 hours, supernatants from gravity thickener and open digestion chamber and centrifuge centrates in proportion 4:2:4; additional source of magnesium  $\text{MgSO}_4$  and phosphates  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ . Initial concentration  $\text{NH}_4^+ = 605 \text{ mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} = 412.5 \text{ mg/L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 117.2 \text{ mg/L}$  (molar ratio 1:0.13:0.14) [11]



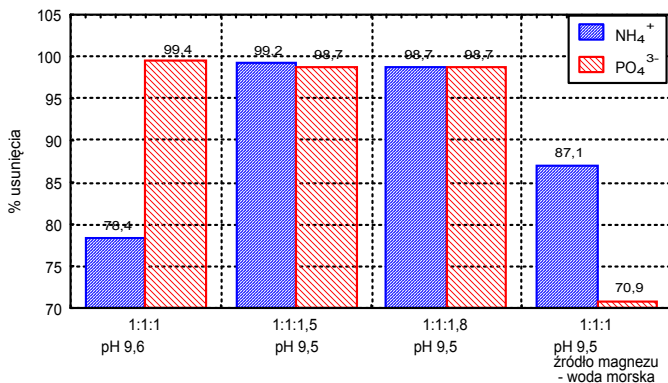
**Rys. 35.** Wpływ stosunku molowego na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów. Czas reakcji 1,5 godziny, wody nadosadowe z zagęszczacza i WKFo oraz odcieki z wirówki w ilości 4:2:4; jako dodatkowe źródło magnezu - MgSO<sub>4</sub>, fosforanów KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>. Stężenie początkowe NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 605 mg/dm<sup>3</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 412,5 mg/dm<sup>3</sup>, Mg<sup>2+</sup> = 117,2 mg/dm<sup>3</sup> (stosunek molowy 1:0,13:0,14) [11]

**Fig. 35.** Influence of molar ratio on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Reaction time 1.5 hours, supernatants from gravity thickener and open digestion chamber and centrifuge concentrates in proportion 4:2:4; additional source of magnesium MgSO<sub>4</sub> and phosphates KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>. Initial concentration NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 605 mg/L, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 412.5 mg/L, Mg<sup>2+</sup> = 117.2 mg/L (molar ratio 1:0.13:0.14) [11]



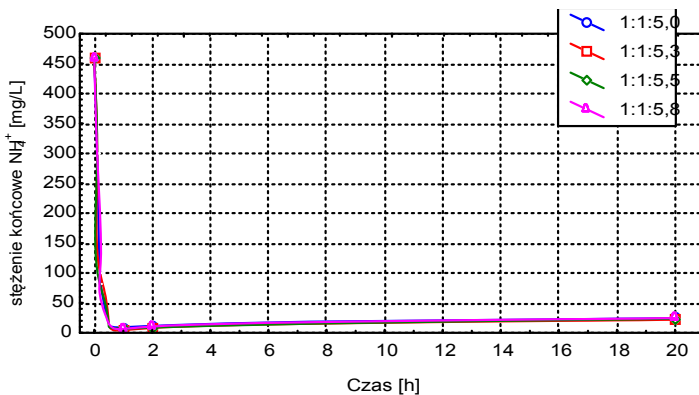
**Rys. 36.** Wpływ stosunku molowego na stężenie końcowe azotu amonowego i fosforanów. Czas reakcji 1,5 godziny, pH roztworu 9,5, wody nadosadowe z zagęszczacza i WKFo oraz odcieki z wirówki w ilości 4:2:4; jako dodatkowe źródło magnezu - MgSO<sub>4</sub>, fosforanów KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> [11]

**Fig. 36.** Influence of molar ratio on the final concentration of ammonia nitrogen and phosphates. Reaction time 1.5 hours, initial solution pH = 9.5, supernatants from gravity thickener and open digestion chamber and centrifuge concentrates in proportion 4:2:4; additional source of magnesium MgSO<sub>4</sub> and phosphates KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> [11]



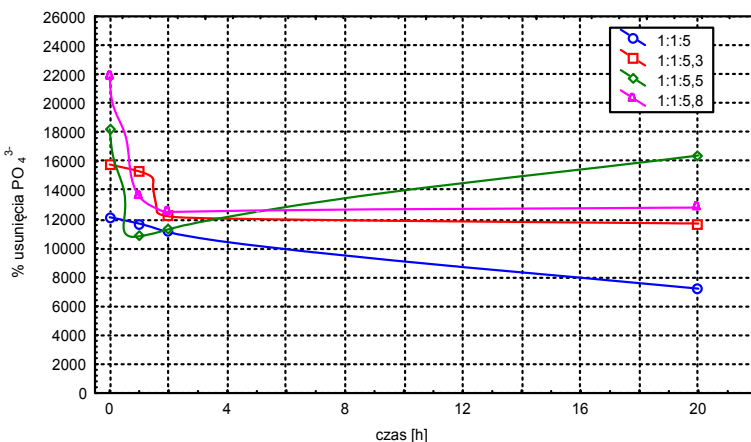
**Rys. 37.** Wpływ stosunku molowego na procent usunięcia azotu amonowego i fosforanów. Czas reakcji 1,5 godziny, pH roztworu 9,5, wody nadosadowe z zagęszczacza i WKFo oraz odcieki z wirówki w ilości 4:2:4; jako dodatkowe źródło magnezu - MgSO<sub>4</sub>, fosforanów KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> [11]

**Fig. 37.** Influence of molar ratio on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Reaction time 1.5 hours, initial solution pH = 9.5, supernatants from gravity thickener and open digestion chamber and centrifuge concentrates in proportion 4:2:4; additional source of magnesium MgSO<sub>4</sub> and phosphates KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> [11]



**Rys. 38.** Wpływ stosunku molowego oraz czasu reakcji na stężenie końcowe azotu amonowego. Czas reakcji 1, 2, 20 godziny, pH roztworu 9,5, wody nadosadowe z zagęszczacza i WKFo oraz odcieki z wirówki w ilości 4:2:4; jako dodatkowe źródło magnezu - MgSO<sub>4</sub>, fosforanów KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> [11]

**Fig. 38.** Influence of molar ratio on the degree of ammonia nitrogen and phosphates removal. Reaction time 1.5 hours, initial solution pH = 9.5, supernatants from gravity thickener and open digestion chamber and centrifuge concentrates in proportion 4:2:4; additional source of magnesium MgSO<sub>4</sub> and phosphates KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> [11]



**Rys. 39.** Wpływ stosunku molowego oraz czasu reakcji na końcowe stężenie fosforanów. Czas reakcji 1, 2, 20 godziny, pH roztworu 9,5, wody nadosadowe z zagęszczacza i WKFo oraz odcieki z wirówki w ilości 4:2:4; jako dodatkowe źródło magnezu -  $MgSO_4$ , fosforanów  $KH_2PO_4$  [11]

**Fig. 39.** Influence of molar ratio and reaction time on the final concentration of phosphates. Reaction time 1, 2, 20 hours, initial solution pH = 9.5, supernatants from gravity thickener and open digestion chamber and centrifuge concentrates in proportion 4:2:4; additional source of magnesium  $MgSO_4$  and phosphates  $KH_2PO_4$  [11]

## 5. Wnioski

1. Przeprowadzone analizy wykazały, że możliwe jest usunięcie azotu amonowego z wód osadowych, poprzez jego strącanie w postaci osadu fosforanu magnezowo-amonowego określanego w literaturze jako struwit.
2. Skuteczność procesu strącania struwitu zależy od odczynu środowiska, uzyskanego stosunku molowego pomiędzy trzema składnikami osadu  $NH_4^+ : PO_4^{3-} : Mg^{2+}$ .
3. Na skuteczność strącania azotu amonowego i fosforanów miał wpływ czas reakcji. Skuteczność wytrącania się osadu następowało w krótkim czasie od 1 do 2 godzin. Wydłużony czas reakcji od 2 do 20 godzin spowodował bądź uwalnianie się fosforanów i azotu amonowego, bądź nie uzyskiwano zwiększonego efektu strącania fosforu.
4. Najskuteczniejsze usunięcie (strącenie) azotu amonowego z wód osadowych uzyskano przy pH = 9,5 oraz dla stosunku molowego 1:1:1,5 i 1:1:1,8.
5. Podczas strącania fosforanów z wód osadowych ważniejszą rolę odgrywał odczyn, aniżeli stosunki molowe. W zakresie pH 9,0÷9,5 uzyskiwano bardzo skuteczne strącanie fosforanów w granicach od 99,0 do 99,4%.
6. Stwierdzono, że limitującym składnikiem warunkującym tworzenie się osadu fosforanu magnezowo-amonowego był jon magnezowy.

## Literatura

1. **Aleksiejew W. N.:** Analiza jakościowa. PWN, Warszawa, 1968.
2. **Anielak A. M.:** Chemiczne i fizyko-chemiczne oczyszczanie ścieków. PWN, Warszawa, 2000.
3. **Bień I.B., Wolny L., Wolski P.:** Wpływ ultradźwięków na strukturę osadów ściekowych w procesie ich kondycjonowania. XII Konferencja Naukowo-Techniczna pt. „Osady ściekowe – problem aktualny. Częstochowa – Ustroń, 2001.
4. **Biskupski A., Borowik M., Górecki H., Przepierka S.:** Koncepcja technologiczna procesu usuwania jonów fosforanowych i amonowych z roztworów odpadowych z jednoczesnym wytwarzaniem jednowodnego fosforanu magnezowo–amonowego. Prace Naukowe ITNiNM Politechniki Wrocławskiej, nr 37, 1990.
5. **Borowik M., Biskupski A.:** Badanie procesu dehydratacji sześciowodnego fosforanu magnezowo–amonowego metodą rekrystalizacji z udziałem roztworów wodnych. Prace Naukowe ITNiNM Politechniki Wrocławskiej, nr 37, 1990.
6. **Broda R.:** Usuwanie biogenów na oczyszczalni ścieków „Jamno” w Koszalinie. Konferencja Naukowo-Techniczna: Rok 2000 na oczyszczalniach ścieków, Mielno – Szczecin. Org. Miejskie Przedsiębiorstwo Wod. Kan. w Koszalinie, KEMiPOL Police. Szczecin, 1999.
7. **Coleman O.:** Przeróbka i gospodarka osadami w oczyszczalniach usuwających związki biogenne. Materiały Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej pt.: „Usuwanie związków biogenych ze ścieków. LEM PROJEKT s.c. Kraków, 1997.
8. **Durrant A.E., Scrimshaw M. D., Stratful I., Lester J. N.:** Review of the feasibility of recovering phosphate from wastewater for use as a raw material by the phosphate industry. Environmental Technology, 20, 1999.
9. **Kowal A.L.:** Odnowa wody. Podstawy teoretyczne procesów. WPWr, Wrocław 1997.
10. **Liberti L., Boari G., Petruzzelli D., Passino R.:** Nutrient removal and recovery from wastewater by ion exchange. Water Research, 15, 1981.
11. **Majewska A.:** Stacja oczyszczania odcieków z gospodarki osadowej. Politechnika Koszalińska. Praca magisterska. Koszalin, 2000.
12. **Malej J., Boguski A.:** Zanieczyszczanie wód osadowych z beztlenowej przeróbki osadów. Sprawozdanie z tematu badawczego. 2000.
13. **Malej J., Boguski A.:** Zmniejszenie ładunku zanieczyszczeń w cieczy nadosadowej w procesie zagęszczania osadu. Rocznik Ochrony Środowiska Tom 2, Rok 2000.
14. **Malej J., Sikora K.:** Wybrane problemy oczyszczania wód osadowych. XII Konferencja Naukowo-Techniczna pt. „Osady ściekowe – problem aktualny. Częstochowa – Ustroń. 2001.
15. **Malej J.:** Oczyszczanie ścieków z zastosowaniem cyrkulacyjnych komór osadu czynnego wybrane zagadnienia technologiczne i zasady wymiarowania. Wydawnictwo: Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Oddział Wielkopolski, Poznań 1999.

16. **Malej J.:** Wybrane problemy przeróbki osadów ściekowych Rocznik Ochrony Środowiska Tom 2, Rok 2000.
17. **Petlicka-Raj E.:** Usuwanie azotu amonowego ze ścieków metodą wytrącania osadu fosforanu magnezowo-amonowego. Praca doktorska . Politechnika Krakowska 1986.
18. **Schuilng R.D., Andrade A.:** Recovery of struvite from calf manure. Environmental Technology, 20, 1999.
19. **Booker N. A., Priestley A. J., Fraser I. H.:** Struvite formation in wastewater treatment plants: opportunities for nutrient recovery. Environmental Technology, vol. 20, p. 777, 1999.
20. **Shin H. S., Lee S. M.:** Removal of nutrients in wastewater by using magnesium salts. Environmental Technology, vol. 19, 1997.
21. **Stratful I., Brett S., Scrimshaw M. B., Lester J. N.:** Biological phosphorus removal, its role in phosphorus recycling. Environmental Technology, 20, 1999.
22. **Urbaniak M.:** Przerób i wykorzystanie osadów ze ścieków komunalnych. Ekoinżynieria. Lublin – Łódź, 1997.
23. **Zielewicz-Madej E., Fukas-Płonka Ł.:** Kryterium wyboru sposobu przeróbki osadów ściekowych. Konferencja Szkoleniowa pt.: „Przeróbka i zagospodarowanie osadów dla małych i średnich oczyszczalni ścieków. Gdańska Fundacja Wody. Gdańsk, 1998.
24. **Cholewa L.:** Fizyczno-mechaniczne metody uzdatniania wody zasilającej urządzenia grzewcze. II Ogólnopolska Konferencja pt.: „Chemia w ochronie środowiska” Politechnika Lubelska. Lublin. 18÷20 X 1993.

## Selected Problems Of Sludge Waters Treatment

### Abstract

Sludge waters:

- gravity thickeners supernatants,
- mechanical thickeners centrates and filtrates,
- sludge dewatering centrates and filtrates,
- digesters supernatants,

often contain high concentration of pollutants. Exemplary values of sludge waters contaminants concentration:

- COD – 500 ÷ 10000 mg O<sub>2</sub>/L,
- BOD<sub>5</sub> – 150 ÷ 1000 mg O<sub>2</sub>/L,
- Suspended solids – 400 ÷ 13000 mg/L,
- Ammonia nitrogen – 300 ÷ 1000 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L,
- Phosphates – 30 ÷ 100 mg P/L.



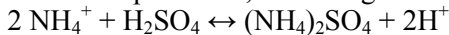
During organic matter anaerobic decomposition organic nitrogen is converted to ammonia nitrogen, which is released to supernatants in digestion chambers. The results of authors' research showed high nutrients concentration:  $3125 \div 3560 \text{ mg (N+P)/L}$ .

Introducing high loads of contaminants, particularly nutrients, with sludge waters to biological reactor inflow can result in diminution of wastewater treatment efficiency.

Phosphor compounds are usually removed from sludge waters through precipitation. Ammonia nitrogen is removed through physico-chemical methods. But regarding high concentration of suspended solids in sludge waters (up to  $13000 \text{ mg/L}$ ) many physico-chemical processes can not be applied.

Ammonia stripping must be supplemented with additional processes e.g. ammonia precipitation, because direct introducing gas ammonia to the atmosphere is not allowed. Among known methods there are:

✓ binding ammonia in the sulphate salt, according to the reaction:



✓ chemical precipitation with formaldehyde:



Originating compound hexatetramethyleno-tetraamine is an efficient disinfectant and can be applied to disinfection of screenings and containers for solid wastes from wastewater treatment plants.

✓ magnesium-ammonia phosphate ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) precipitation.

The objective of the research was to describe the conditions of magnesium-ammonia phosphate precipitation in relation to gravity thickeners and digesters supernatants and centrifuge centrates.

The results showed:

1. Possibility of ammonia nitrogen removing from sludge waters through magnesium-ammonia phosphate (struvite) precipitation.
2. Efficiency of struvite precipitation depends on pH and molar ratio of  $\text{NH}_4^+$ :  $\text{PO}_4^{3-}$ :  $\text{Mg}^{2+}$ . The most advantageous conditions were pH  $9.0 \div 9.5$  and molar ratio  $1:1:1.5 \div 1.8$ .
3. More important factor than  $\text{NH}_4^+$ :  $\text{PO}_4^{3-}$ :  $\text{Mg}^{2+}$  molar ratio was solution pH. In the range of pH  $9.0 \div 9.5$  efficiency of phosphates removal reached  $99.0$  to  $99.4\%$ .
4. Struvite precipitation is also related to reaction time. Effective ammonia nitrogen and phosphates precipitation occurred in 1 to 2 hours time. Longer time 2 to 20 hours gave no improvement of nutrients removing and in some series resulted in slight releasing of previously precipitated phosphates and ammonia nitrogen.
5. The factor limiting magnesium-ammonia phosphate forming was magnesium ion.

# Najlepsze dostępne techniki (BAT<sup>1</sup>) i Mnożnik Cztery dla zapewnienia ochrony środowiska

*Franciszek Piontek, Barbara Piontek*  
*Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej*

## 1. Wstęp

Podjęcie niniejszego tematu uzasadniają następujące przesłanki:

- W świadomości społecznej od lat utrwalona jest zasada: co technika zniszczyła, technika naprawi [7], a obecnie uległa ona przekształceniu i brzmi: co technika zniszczyła, naprawi technika wyższej generacji.
- Najlepsze dostępne techniki (BAT) rozumiane są jako urzeczywistnienie tej zasady i pytaniem jest, czy słusznie?
- Obok najlepszych dostępnych technik (BAT) funkcjonuje koncepcja Mnożnik Cztery [22], która jest kolejnym raportem dla Klubu Rzymskiego. Powstaje pytanie: jak mają się do siebie techniki (BAT) i Mnożnik Cztery, i w jakiej relacji Mnożnik Cztery pozostaje do zasady głoszącej nadrzędność i wszechpotęgę techniki.
- Sama ochrona środowiska może być rozumiana i realizowana albo sektorowo:  $E : P$  [tj.: jako kształtowanie relacji między kapitałem ekonomicznym (E) i przyrodniczym (P)], albo integralnie:  $E : L : P$  [tzn. jako kształtowanie wzajemnych relacji między kapitałami: ekonomicznym (E), ludzkim (L) i przyrodniczym (P)].
- Z sektorową i integralną ochroną środowiska wiąże się odpowiedź na pytanie: jakiego rodzaju ochronę środowiska umożliwiają najlepsze dostępne techniki (BAT), a jaką ochronę zapewnia Mnożnik Cztery.

---

<sup>1</sup> BAT – Best Available Technique

Rozwiązania dwóch ostatnich kwestii i wybór między najlepszymi dostępnymi technikami (BAT) a Mnożnikiem Cztery zależy (i będzie zależał) od tego, czy jest urzeczywistniany:

- proces globalizacji, czy
- rozwój zrównoważony i trwały.

## 2. Istota procesu globalizacji

Zdaniem Grupy Lizbońskiej nie ma jednego modelu globalizacji i na obecnym etapie nie można ustalić powszechnie akceptowanej definicji tego pojęcia [8, s.48], ale można opisać jego cechy. Zmiany, jakie niesie ze sobą globalizacja są rozległe (zasięg) i głębokie (intensywność) i obejmują: finanse, sieci komunikacyjne, infrastruktury organizacyjne przedsiębiorstw, ogólny zarys przepisów, transport, przepływ dóbr i usług, wzorce konsumpcji, systemy wartości, rolę państwa, wzrost liczby ludności, geopolitykę [8, s.48]. Globalizacja odnosi się do wielości powiązań i sprzężeń pomiędzy państwami i społeczeństwami, tworzących obecny system świata. Opisuje proces, w którym wydarzenia, decyzje i działania w jednej części świata mają znaczące konsekwencje dla pojedynczych ludzi i całych społeczeństw w odległych częściach globu [8, s.50]. Autorzy pracy [10] przytaczają definicję globalizacji E. Luttwaka, który definiuje ten proces następująco: **to scalanie kałuż, stawów, jezior i mórz wiejskich, prowincjonalnych, regionalnych i narodowych gospodarek w jeden globalny ocean gospodarczy, który małe jednostki wystawia na oddziaływanie olbrzymich bałwanów ekonomicznej konkurencji zamiast – jak to miało miejsce wcześniej – na poruszenia małych fal oraz regularnych przypływów i odpływów** [10, s.29÷30]. Z kolei T. L. Friedman istotę globalizacji upatruje w odpowiedzi na dramatyczne pytanie, jak manifestuje się odwieczne pragnienie poprawy dobrobytu materialnego oraz pragnienie zachowania indywidualnej i społecznej tożsamości [6, s.51÷57]. Zasięg i intensywność procesu globalizacji sprawiają, że proces ten bywa utożsamiany z tym co uniwersalne, powszechne, a zatem i globalne [13]. Takie podejście – do procesu globalizacji – powoduje, że mówi się o zagrożeniach i dobrodziejstwach tego procesu, nie analizując głębiej jego istoty. Do takiego przeciwstawiania i bilansowania upoważnia również definicja T. L. Friedmana, akcentująca możliwość poprawy dobrobytu [6]. W konsekwencji ochronę środowiska, stanowiącą – w określonym zakresie – również problem globalny [13] łatwo potraktować, jako w pełni możliwą do urzeczywistnienia i uporządkowania w ramach procesu globalizacji. Dodatkowo proces ten m.in. wspierany jest przez wysoce zaawansowane technologie (high technology), a tym ostatnim łatwo przypisać – jako skutek – poprawę stanu środowiska, likwidowanie zanieczyszczeń u źródła itd. Nad tym, czy

najlepsze dostępne techniki (BAT) zapewniają kształtowanie właściwych proporcji między trzema kapitałami: E : L : P, niewielu się zastanawia.

Hans-Peter Martin i Harald Schumann w pracy *Pułapka globalizacji* [10] podejmują się jednak próby głębszego zdefiniowania globalizacji i wskazują wyraźnie, że jest to rozwiązanie o charakterze instytucjonalnym, rezultat świadomie i celowo uprawianej polityki, w której umową za umową, ustawą za ustawą, krok po kroku, rządy i parlamenty własnymi postanowieniami obaliły bariery przed transgraniczną cyrkulacją kapitałów i towarów [10, s.13], a także ludzi. Z przedmiotowego punktu widzenia H. P. Martin i H. Schumann definiują *globalizację* jako **rosnącą z dnia na dzień rzekę wolnego kapitału inwestycyjnego**, którą kierują anonimowi aktorzy rynków finansowych, którzy przejmują stery państwowych gospodarek, pozostawiając jedynie polityce rolę bezwzględnego statysty. Oni też mogą decydować o doli i niedoli całych narodów [10, s.59]. Oprócz nurtu wolnego kapitału decydującą rolę w procesie globalizacji odgrywają technika i handel [10, s.17]. Jeśli definicję globalizacji – rozumianą w ujęciu przedmiotowym – zlokalizować na wolnym rynku, w którym nadrzędnym kryterium jest maksymalizacja stopy zysku, a mechanizmem funkcjonowania – wolna konkurencja, oznaczająca współzawodnictwo między rywalami, to oczywistym staje się, że ochrona środowiska nie jest składową procesu globalizacji, a zatem traktowana jest wyłącznie sektorowo. H. P. Martin i H. Schumann dokumentują to stwierdzenie następująco: *wolna fluktuacja kapitału ponad wszelkimi narodowymi granicami umożliwia jego maksymalne wykorzystanie, a jest to możliwe tam, gdzie płace są najniższe przy początkowo zerowych świadczeniach socjalnych i takich kosztach ochrony środowiska*.

A zatem merytorycznie uzasadnionym jest zapytanie: czy w procesie globalizacji jest miejsce na urzeczywistnianie najlepszych dostępnych technik (BAT), czy na wdrażanie Mnożnika Cztery.

### 3. Istota rozwoju zrównoważonego i trwałego

W literaturze pojęcie rozwoju zrównoważonego i trwałego (w Polsce zwanego ekorozwojem definiowane jest w sposób bardzo różny. Pewnego przeglądu tych definicji dokonała m.in. B. Piontek, która zinwentaryzowała 44 definicje [14]. Dominują w nich akcenty przyrodnicze, ekonomiczne i cywilizacyjne [3]. Zagadnienie poprawnego zdefiniowania rozwoju zrównoważonego i trwałego podjęliśmy w innych pracach [m.in. 15, 17]. W tym miejscu ograniczamy się do stwierdzenia, że **rozwój zrównoważony i trwały polega na trwałej poprawie jakości życia współczesnych i przyszłych pokoleń poprzez kształtowanie właściwych proporcji między trzema rodzajami kapitału: ekonomicznym (E), ludzkim (L) i przyrodniczym (P)**. Stąd:

E : L : P

Tak sformułowana definicja:

- posiada swoje umocowanie w dokumentach światowych i w Konstytucji RP, w szczególności w art.5, który traktuje o zasadzie rozwoju zrównoważonego i w art. 30, dotyczącym ochrony godności każdego człowieka;
- jakość życia umocowana w art. 30 Konstytucji RP pełni w tej definicji funkcje kryterialne i integrujące;
- kapitał przyrodniczy (P) – podobnie jak kapitał ludzki (L) – jest integralną składową rozwoju zrównoważonego i trwałego w odróżnieniu od procesu globalizacji, który ukierunkowany jest wyłącznie na powiększanie kapitału ekonomicznego (E) (por. określenie: *rosnąca rzeka wolnego kapitału inwestycyjnego*).

A zatem uzasadnionym staje się zapytanie, na czym polega specyfika gospodarowania kapitałem przyrodniczym i ochrony środowiska w rozwoju zrównoważonym i trwałym. Wiele przykładów i rozwiązań zaczerpniętych z otaczającej nas rzeczywistości pozwala mieć obawę o to, że pod pozorem wdrażania rozwoju zrównoważonego i trwałego, a także ochrony środowiska, urzeczywistniany jest jedynie i wyłącznie proces globalizacji.

Przeprowadzoną w pracy [13] analizę cech i aksjomatów charakteryzujących proces globalizacji i rozwój zrównoważony i trwały prezentuje tabela 1.

Zestawienie w sposób syntetyczny cech i wniosków w tabeli 1 pozwala na ustalenie stopnia zgodności pomiędzy globalnym rozwojem zrównoważonym i trwałym a procesem globalizacji, które zawarto w tabeli 2. Wnioski wynikające z przeprowadzonej analizy – zawarte w tabeli 2 – pozwalają stwierdzić, że nie istnieje żadna zgodność pomiędzy globalnym rozwojem zrównoważonym i trwałym a procesem globalizacji. A zatem uzasadnione jest zapytanie: gdzie znajdują zastosowanie najlepsze dostępne techniki (BAT), a gdzie Mnożnik Cztery.

**Tabela 1.** Cechy globalnego rozwoju zrównoważonego i trwałego oraz procesu globalizacji  
**Table 1.** Features of global sustainable and permanent development as well as global process

<i>Strategia Cecha</i>	Globalny rozwój zrównoważony i trwały	<i>Proces globalizacji</i>
<i>Skala wartości</i>	Normy postępowania oparte na nierelatywistycznych podstawach tj. wynikających ze stabilnej, właściwie zhierarchizowanej skali wartości oraz aksjomaty, tj. twierdzenia, których prawdziwości nie trzeba udowadniać, ale których nie wolno w żadnym przypadku lekceważyć i eliminować.	Skala wartości nie stanowi żadnego kryterium oceny. Wartości kreuje się w zależności od uwarunkowań i dla konkretnych potrzeb. Tak zrelatywizowana skala wartości, stanowiąca brak wartości, sankcjonuje systemy totalitarne, liberalne, kolonializm, niewolnictwo i wszystkie patologie.
<i>Miejsce człowieka</i>	Nadrzędność człowieka w stosunku do pozostałych kapitałów.	Wartość człowieka zależy od jego użyteczności ekonomicznej. Ludzie, których użyteczność ekonomiczna jest niewielka pozostawieni są sami sobie.
<i>Jakość życia</i>	Jakość życia rozumiana jako kształtowanie właściwych proporcji w generowaniu, zaspokajaniu i sposobach realizacji potrzeb ekonomicznych ( $N_E$ ), społecznych ( $N_S$ ), przyrodniczych ( $N_{En}$ ), duchowych ( $N_{Sp}$ ) człowieka z zachowaniem kryterialnych funkcji sfery moralnej ( $N_M$ ) ( $N_E : N_S : N_{En} : N_{Sp} \in N_M$ ) pełni funkcje kryterialne i integrujące.	Jakość życia utożsamiana z dobrobytem ekonomicznym.
<i>Horyzont czasowy</i>	Współczesne i przyszłe pokolenia.	Uwzględnia się jedynie potrzeby współczesnej elity globalnej.
<i>Podmiot odpowiedzialny</i>	Państwo narodowe.	Anonimowe siły o charakterze pozanarodowym.
<i>Proporcje pomiędzy kapitałami</i>	Rozwój realizowany poprzez kształtowanie właściwych proporcji pomiędzy rodzajami kapitału: ekonomicznym ludzkim i przyrodniczym. Kształtowanie właściwych proporcji - pomiędzy wymiennymi kapitałami - jest możliwe wtedy i tylko wtedy, jeśli proces ten zostanie podporządkowany kryterium jakości życia.	Jedynym akcentowanym kapitałem jest kapitał ekonomiczny. Pozostałe kapitały zostały pominięte i podporządkowane kapitałowi ekonomicznemu.
<i>Trwałość</i>	Trwałość obok zrównoważenia stanowi podstawowe kryterium rozwoju. Jedynie rozwój trwały gwarantuje poprawę jakości życia współczesnych i przyszłych pokoleń.	Trwałość oznacza bezruch. Jedynie nieustanne bycie w ruchu, a więc pełna mobilność i elastyczność gwarantują jakikolwiek rozwój.
<i>Lokalność</i>	Akcentuje się znaczenie szczebla regionalnego i lokalnego dla wdrażania rozwoju zrównoważonego i trwałego.	Lokalność jest oznaką społecznego upośledzenia i degradacji.
<i>Zakres przedmiotowy i wzajemne powiązania</i>	Integralne powiązania pomiędzy trzema rodzajami kapitału.	Sektorowość

**Tabela 1. cd.** Cechy globalnego rozwoju zrównoważonego i trwałego oraz procesu globalizacji**Table 1. cont.** Features of global sustainable and permanent development as well as global process

<i>Strategia Cecha</i>	Globalny rozwój zrównoważony i trwały	<i>Proces globalizacji</i>
<i>Stanowienie prawa</i>	Państwa powinny zmierzać do rozszerzenia prawa międzynarodowego w zakresie osiągania trwałego i zrównoważonego rozwoju.	Zrelatywizowany system prawny. Lokalność systemu prawnego w stosunku do pozalokalności „praw” wolnego rynku.
<i>Stosowana efektywność</i>	Do oceny podejmowanych przedsięwzięć stosowane są cztery rodzaje efektywności, tj.: ekonomiczna, społeczna, w tym ekologiczna oraz zintegrowana efektywność ekonomiczno-ekologiczno-społeczna.	Funkcjonuje jedynie wąsko rozumiana kategoria efektywności ekonomicznej.
<i>Rola rynku</i>	Rynek uczciwy.	Rynek wolny, wspierany przez wolną konkurencję i kierujący się efektywnością ekonomiczną.
<i>Postęp techniczny</i>	Postęp techniczny mający wymiar ludzki. Jedynie taki postęp gwarantuje trwałą poprawę jakości życia oraz kształtowanie właściwych proporcji między trzema rodzajami kapitału (E : L : P).	Zaawansowana technika dostępna nielicznym. Postęp techniczny uzyskiwany bez względu na koszty społeczne czy środowiskowe.
<i>Podziały społeczne</i>	Dąży się równości społecznej, rozumianej jako równy dostęp do wiedzy, informacji, osiągnięć techniki. Równość ta wynika z godności należnej osobie ludzkiej.	Podział ludzkości na grupę bogaczy i biednych. Obecnie wyróżnia się siedem „kast” nowej elity globalnej oraz grupę nie należącą do elity, pozbawioną wszelkich praw. Dla tej grupy brak miejsca w nowym układzie sił.
<i>Stosunki międzyludzkie</i>	Stosunki międzyludzkie powinny opierać się zaufaniu, wierności itd. Szczególną rolę przypisuje się rodzinie, przyjaciołom, znajomym zamieszkującym daną lokalność. Poprawnie kształtowane więzy pozwalają bowiem człowiekowi na poczucie bezpieczeństwa i umożliwiają jego prawidłowy rozwój psychiczny.	Przelotność stosunków międzyludzkich. Osłabienie więzy rodzinne, przyjacielskie, które także zostają podporządkowane kryterium użyteczności ekonomicznej.
<i>Model konsumpcji</i>	W rozwoju zrównoważonym i trwałym proponuje się ograniczony model konsumpcji. Zgłaszane potrzeby poddawane są ocenie moralnej.	Lansuje się nieograniczony model konsumpcji. Każda zgłoszona potrzeba powinna zostać w jak najpełniejszym stopniu zaspokojona.
<i>Problem bezrobocia</i>	Tworzenie poprawnych struktur w opracowywaniu strategii państwa i kształtowanie właściwych proporcji pomiędzy pracochłonnością, kapitałochłonnością i przyrodochłonnością.	Bezrobocie powstaje na skutek traktowania człowieka jako odpadu. Nie tworzy się możliwości mających zapobiegać rosnącemu bezrobociu.
<i>Ochrona środowiska</i>	Integralna składowa procesu rozwoju kształtowana przez poprawnie zdefiniowaną jakość życia.	Zmienna egzogeniczna zależna od wolnego rynku, wolnej konkurencji i stopy zysku.

**Źródło:** Opracowanie własne B. Piontek





**Tabela 2. cd.** Syntetyczne wnioski wynikające z analizy i porównania charakterystycznych cech i przejawów procesu globalizacji w odniesieniu do globalnego rozwoju zrównoważonego i trwałego

**Table 2. cont.** Synthetic conclusions from analysis and comparing the typical features and aspects of globalization process regarding global sustainable and permanent development

Strategia Cecha		Globalny rozwój zrównoważony i trwały																	
Proces globalizacji		Skala wartości	Miejsce człowieka	Jakość życia	Horyzont czasowy	Podmiot odpowiedzialny	Proporcje między kapitałami	Trwałość	Lokalność	Zakres przedmiotowy i wzajemne powiązania	Stanowienie prawa	Stosowana efektywność	Rola rynku	Postęp techniczny	Podziały społeczne	Stosunki między/ludzkie	Model konsumpcji	Problem bezrobocia	Ochrona środowiska
	Lokalność								-										
	Zakres przedmiotowy i wzajemne powiązania								-										
	Stanowienie prawa									-									
	Stosowana efektywność										-								
	Rola rynku											-							
	Postęp techniczny												-						
	Podziały społeczne													-					

**Tabela 2. cd.** Syntetyczne wnioski wynikające z analizy i porównania charakterystycznych cech i przejawów procesu globalizacji w odniesieniu do globalnego rozwoju zrównoważonego i trwałego

**Table 2. cont.** Synthetic conclusions from analysis and comparing the typical features and aspects of globalization process regarding global sustainable and permanent development

Strategia Cecha	Globalny rozwój zrównoważony i trwały																		
Proces globalizacji	Skala wartości	Miejsce człowieka	Jakość życia	Horyzont czasowy	Podmiot odpowiedzialny	Proporcje między kapitałami	Trwałość	Lokalność	Zakres przedmiotowy i wzajemne powiązania	Stanowienie prawa	Stosowana efektywność	Rola rynku	Postęp techniczny	Podziały społeczne	Stosunki międzyludzkie	Model konsumpcji	Problem bezrobocia	Ochrona środowiska	
	Stosunki międzyludzkie														-				
	Model konsumpcji															-			
	Problem bezrobocia																-		
	Ochrona środowiska																	-	
																			-

**Źródło:** Opracowanie własne B. Piontek

**Gdzie:**

„+” – oznacza zgodność cech pomiędzy globalnym rozwojem zrównoważonym i trwałym a procesem globalizacji

„-” – oznacza sprzeczność cech pomiędzy globalnym rozwojem zrównoważonym i trwałym a procesem globalizacji

#### 4. Specyfika ochrony środowiska w procesie globalizacji i w rozwoju zrównoważonym i trwałym

Skutki globalizacji w kwestii ochrony środowiska jednoznacznie prezentują H. P. Martin i H. Schumman. Najpierw wskazują na głębokie rozdziarcie społeczne (20 : 80) i zapytują: **kto w takiej sytuacji będzie jeszcze myślał o proekologicznym wzroście gospodarczym i sprawiedliwym podziale dóbr nie tylko w tzw. krajach Trzeciego Świata, ale obecnie także w państwach zamożnych** [10, s.39]. Despotyczny dogmat o rozwoju – jako broń minionej epoki nadaje się do muzeum [10, s.39]. A oto przykłady:

- Po spektakularnej ONZ-towskiej konferencji do spraw środowiska naturalnego i rozwoju (1992 r.) globalny model wykorzystania zasobów naturalnych bynajmniej się nie zmienił [10, s.39].
- Jazda rowerem w dzisiejszych Chinach jest wstydliva jako przejaw zafociania [10, s.41];
- Ekologiczna ignorancja, która towarzyszy industrializacji krajów rozwijających się napawa przerażeniem. Chińskie miasta emitują do atmosfery gigantyczną chmurę gazów, ciągnącą się przez 1700 kilometrów, ponad Ocean Spokojny. Mieszkańcy Szanghaju budzą się niemal w każdy dzień roboczy pod kopułą ciemnopomarańczowego smogu [10, s.43]. A nad emisją spalin i hałasu, emitowanych przez transport, w szczególności samochodowy, obsługujący wolny rynek, niewiele się zastanawia. Brytyjski architekt John Seargant tak podsumował swoje wrażenie z podróży po krajach Dalekiego Wschodu: **Zobaczyłem przyszłość większej części regionu i wystraszyłem się śmiertelnie. Jedna czwarta mieszkańców świata zmienia swój standard życiowy, rujnując przy tym ważną część globu** [10, s.43]. I dalej autorzy stwierdzają, że zgodzić się trzeba z szefem (szef jest wyrazem pospolitym) Greenpeace’u, Thilo Bodem, że *ekologiczne losy ludzkości rozstrzygną się w Azji*. I dodają, iż główna odpowiedzialność za ekologiczną restrukturyzację świata spada na pierwotnych **twórców towarowego raj**, którego wizji trzymają się nadal niczym poganie swoich bożków [10, s.44].
- Globalne rozpowszechnienie elektrowni i silników spalinowych doprowadziło do fundamentalnego naruszenia energetycznej równowagi naszego ekosystemu. A deklaracje dotyczące ograniczenia zużycia energii i emisji dwutlenku węgla autorzy pracy [10] nazywają *papierowymi obietnicami i makulaturą* [10, s.40]. Niezależność od samochodu i telewizji jest dzisiaj wyrazem nowego luksusu [10, s.45]. Globalny efekt cieplarniany, który jest faktem, skutkuje burzami i powodziąmi,

a w konsekwencji odszkodowaniami, których towarzystwa ubezpieczeniowe nie są, bądź nie będą w stanie zrealizować [10, s.40].

- Zdaniem autorów [10] ekologiczne problemy będą sprzyjać społeczeństwu formuły 20 : 80. Niewielu bowiem będzie stać na rzadkie i drogie produkty naturalne. Ten kto będzie nimi dysponował, ten osiągnie dodatkowe korzyści [10, s.43]. Z tym zagadnieniem związana jest również kwestia żywności zmodyfikowanej genetycznie, która spełnia kryteria efektywności ekonomicznej, jest przejawem urzeczywistniania technik wysokiej generacji. Ale o jej skutkach dla środowiska przyrodniczego (P) i organizmów ludzkich (L) niewiele pisze i mówi.

Przytoczone za autorami pracy [10] przykłady dotyczące problematyki ochrony środowiska w procesie globalizacji dokumentują zasadność wcześniej cytowanego zapytania: *kto w takiej sytuacji będzie jeszcze myślał o proekologicznym wzroście?* [10, s.39] i czy w procesie globalizacji jest miejsce na najlepsze dostępne techniki (BAT) czy na Mnożnik Cztery?

Specyfikę i odmienność ochrony środowiska w procesie globalizacji i zrównoważonym rozwoju w sposób syntetyczny odzwierciedla różnica w filozofii i w źródłach prawa. Przepisy Unii Europejskiej charakteryzują się podejściem technicznym, zobowiązując użytkowników środowiska (w tym podmioty gospodarcze) do bezwzględnego respektowania standardów produktowych i emisyjnych [21, s.98]. Oznacza to, że ochrona środowiska – w procesie globalizacji – jest ograniczona do zapewnienia odpowiednich, tj. ekologicznych parametrów zarówno rozwiązaniom technicznym, jak i produktom, a zatem jest traktowana sektorowo.

Powołując się na przepisy unijne możemy spotkać się z zarzutem, że UE stanowi próbę przeciwstawienia się procesowi globalizacji i jej przepisów nie należy interpretować na rzecz globalizacji. Sformułowany zarzut jest tylko pozornie słuszny. Autorzy H. P. Martin i H. Schumann bardzo wyraźnie stwierdzają, że Komisja UE w Brukseli lwią część prawodawstwa kształtuje w ścisłej kooperacji z zależnymi od przemysłu firmami konsultingowymi i organizacjami lobbystycznymi [10, s.162]. Ich zdaniem system Unii Europejskiej obciążony jest tym samym błędem, co i rządy globalne [10, s.264]. Nie można również zapominać, że Grupa Lizbońska w książce *Granice konkurencji* [8, s.125÷130] wskazuje na sześć możliwych scenariuszy procesu globalizacji, a wśród nich scenariusz (F), w którym procesy i instytucjonalizacja zintegrowanej gospodarki światowej opiera się na współpracy dwupoziomowych integracji: regionalnej i globalnej.

A zatem istnieją merytoryczne i formalne podstawy, aby ochronę środowiska w procesie globalizacji określać jako zapewnienie odpowiednich pa-

rametrów zarówno w technice, jak i produkcie. A właśnie takimi parametrami legitymują się, bądź winny się legitymować najlepsze dostępne techniki (BAT). Z kolei ich relacja do kapitału przyrodniczego (P) – jakkolwiek ważna – nie zawsze posiada znaczenie priorytetów, decyduje bowiem m.in. efektywność ekonomiczna.

Natomiast – w odróżnieniu od prawa unijnego – motywem przewodnim polskiego prawa ekologicznego jest ochrona zasobów przyrody i efekt ekologiczny, czyli pozytywny efekt, generowany w kapitale przyrodniczym [21, s.98]. I ta filozofia prawa – wbrew wielu opiniom – jest bliższa rozwojowi zrównoważonemu i trwałemu, niż filozofia przyjęta w prawodawstwie ekologicznym UE. A jakiej filozofii prawa ekologicznego odpowiadają techniki BAT, a jakiej Mnożnik Cztery?

## 5. Najlepsze dostępne techniki (BAT) i koncepcja rynku praw emisji zanieczyszczeń

Oprócz nurtu wolnego kapitału – w procesie globalizacji – decydującą rolę odgrywa technika i handel [10, s.17], które w obszarze ochrony środowiska urzeczywistniane są między innymi przez:

- najlepsze dostępne techniki (BAT),
- rynek praw emisji zanieczyszczeń.

Problematyce *najlepszych dostępnych technik* poświęcona została Dyrektywa Rady 96/61/EC z 24 września 1996 roku w sprawie zintegrowanego zapobiegania i ograniczania zanieczyszczeń (Integrated pollution prevention and control – IPPC) oraz Program wdrażania w Polsce Dyrektywy w sprawie zintegrowanego zapobiegania i ograniczenia zanieczyszczeń. Dokumenty te zostały omówione w artykule [19]. A zatem w niniejszym referacie (i artykule) ograniczamy się do omówienia wybranych kwestii.

Zgodnie z art. 2 ust 13 Dyrektywy (IPPC) *najlepsza dostępna technika* oznacza najbardziej efektywny i zaawansowany stopień rozwoju działalności i metod ich prowadzenia, który wykazuje praktyczną stosowalność konkretnych technik do ustanawiania podstawy dla granicznych wielkości emisji ustalanych dla zapobiegania, a tam gdzie nie jest to praktycznie możliwe, generalnie dla zmniejszania emisji i wpływu na środowisko, jako całość:

- *techniki* będą obejmować zarówno stosowane technologie, jak i sposób w jaki instalacja jest zaprojektowana, zbudowana, utrzymywana, eksploatowana i wycofywana z eksploatacji,
- *dostępne techniki* będą oznaczać techniki rozwinięte na skalę, która pozwala na ich wdrożenie w danym sektorze przemysłu, w ekonomicznie i technicznie uzasadnionych warunkach z uwzględnieniem kosztów

i korzyści, bez względu na to, czy techniki te są, czy też nie są wykorzystywane lub wytwarzane w danym Kraju Członkowskim, tak długo, jak są realnie dostępne dla operatora,

- *najlepsza* będzie oznaczać technikę najbardziej efektywną w osiągnięciu wysokiego ogólnego stopnia ochrony środowiska jako całości.

Przy określaniu *najlepszych dostępnych technik*, szczególną uwagę należy zwrócić na kwestie wymienione w Aneksie IV Dyrektywy (IPPC).

Z kolei *zanieczyszczenie* będzie oznaczać bezpośrednie lub pośrednie wprowadzenie w wyniku działalności człowieka, substancji, wibracji, ciepła i hałasu do powietrza, wody i ziemi, które może być szkodliwe dla ludzkiego zdrowia lub jakości środowiska, przejawiać się w postaci uszkodzenia własności materialnej, osłabienia walorów lub kolizji z innymi legalnymi sposobami korzystania ze środowiska (art. 2 ust. 3 Dyrektywy IPPC).

Analiza treści dwóch przytoczonych – za Dyrektywą (IPPC) – definicji prowadzi do następujących wniosków:

- Definicja pojęcia *najlepsze dostępne techniki* oparta na filozofii i źródłach prawa europejskiego, ukierunkowana jest przede wszystkim na ekologizację produktu (techniki), a nie na efekt w środowisku przyrodniczym. Stwierdzenie takie potwierdzają zawarte w definicji słowa: „...wykazuje praktyczną stosowalność konkretnych technik do ustanawiania podstawy dla granicznych wielkości emisji dla zapobiegania”, a także kryteria określania *najlepszych dostępnych technik*, sformułowane w Aneksie IV (np.: wykorzystanie mniej niebezpiecznych substancji, porównywalne procesy, usprawnienia lub metody działania, które zostały wypróbowane z sukcesem na skalę przemysłową, postęp technologiczny i rozwój wiedzy itd.).

Porównując definicję *najlepszych dostępnych technik* z definicją *rozwoju zrównoważonego i trwałego* zawartą w pracach [15,17] stwierdzić należy, że *najlepsze dostępne techniki* w rozumieniu Dyrektywy (IPPC) ukierunkowane są na kapitał ekonomiczny (E), którego ekologizację podejmują. Można zatem stwierdzić, że *najlepsze dostępne techniki* pośrednio kształtują relacje między kapitałem ekonomicznym a przyrodniczym (E : P).

- U podstaw definicji *najlepsze dostępne techniki* – w rozumieniu Dyrektywy (IPPC) – leży założenie, co *technika zburzyła, technika naprawi* [7], a jest ono prawdziwe tylko w ograniczonym zakresie.
- Sformułowana w Dyrektywie (IPPC) definicja *zanieczyszczenie* ukierunkowana jest wyłącznie na zanieczyszczenia o charakterze materialnym, a przy tym nie obejmuje wszystkich elementów, jakie powinny być zaliczone do zbioru *zanieczyszczenie*. Przykładowo należy wymie-

nić zanieczyszczenie żywności przez jej chemizację i modyfikacje genetyczne. Jej *szkodliwość dla zdrowia ludzkiego* i środowiska wykluczyć nie można. Negatywne skutki dla zdrowia wywołuje również szeroko rozumiana jonizacja pominięta w cytowanej definicji. Kolejną kwestią są zanieczyszczenia niematerialne, imputowane do świadomości i podświadomości człowieka. Ich wpływu na jakość życia współczesnych i przyszłych pokoleń również zanegować nie można [17]. Zdaniem M. Carley'a i Ph. Spapens'a, jako zanieczyszczenie szkodliwe dla zdrowia – będące owocem wysokiej techniki – można również potraktować nadmiar informacji. Wymienieni autorzy, powołując się na ankietę Reuters'a wśród 1300 osób personelu kierowniczego stwierdzają: *ankieta potwierdziła stresujący charakter informacji, wynikający ze stale rosnącej masy faksów, poczty głosowej, poczty elektronicznej, pocztowego „śmiecia” i informacji z Internetu. Do objawów stresu należy uczucie niezdolności do poradzenia sobie z napływającymi danymi, w miarę jak jest ich coraz więcej, co prowadzi do stresu psychicznego, a nawet do fizycznych dolegliwości* [1, s.210].

A zatem uzasadnionym wydaje się następujące zapytanie: **w jakiej relacji pozostają do siebie dwie przykładowo cytowane definicje – sformułowane w Dyrektywie (IPPC) – mianowicie: *najlepsze dostępne techniki i zanieczyszczenia***. Analiza treści Dyrektywy (IPPC) skłania do refleksji i zwrócenia uwagi na kwestie wymagające wyjaśnienia:

- *Najlepsze dostępne techniki* w ujęciu omawianej dyrektywy mają w odniesieniu do jakości środowiska jedynie znaczenie cząstkowe. Poza obszarem oddziaływania dyrektywy pozostają niektóre groźne źródła emisji, rodzaje zanieczyszczeń, a nawet same techniki.
- Dyrektywa (IPPC) całkowicie zdominowana jest przez podejście technicyzyczne. Pomija się w niej zdolności asymilacyjne środowiska przyrodniczego, z których również – gdzie jest to możliwe – należy korzystać i nie generować zbędnych kosztów i zbędnego wydatkowania energii technicznej.
- Z artykułów 11 i 16 ust. 3 Dyrektywy (IPPC) wynika, że wdrażanie *najlepszych dostępnych technik* jest i ma być zjawiskiem permanentnym. W tym kontekście celowe wydaje się przytoczenie komentarza K. Mazurskiego, że *w miarę postępu techniki i rozwoju technologii zaszło i nadal zresztą zachodzi charakterystyczne zjawisko. Mianowicie, ogranicza się stosowanie technologii przestarzałych, w widoczny sposób doprowadzających też do dużego zanieczyszczenia środowiska. W ich miejsce wprowadza się nowe, oszczędniejsze i wydajniejsze, zanieczyszczające jednak i tak środowisko, choć w sposób mniej widoczny*

ny, za to subtelniejszy i przez to trudny do uchwycenia i przeciwdziałania. Do krążenia pierwiastków przez procesy technologiczne włączane są coraz to nowe substancje lub w większych ilościach, zmieniając jakościowo już poznane (w miarę) procesy niszczące środowisko [12, s.47].

W tej sytuacji uzasadnione wydaje się być zapytanie, w jakim zakresie *najlepsze dostępne techniki* podporządkowane są powiększaniu kapitału ekonomicznego, a w jakim zakresie powiększaniu i poprawie jakości kapitału przyrodniczego (E : P):

- Dyrektywa (IPPC) nie reguluje, w jakiej relacji wdrażanie *najlepszych dostępnych technik* powinny pozostawać do wolnej konkurencji, co w procesie globalizacji ma znaczenie istotne i może służyć eliminowaniu niewygodnych konkurentów.
- Dyrektywa (IPPC) nie określa, w jakiej relacji wdrażanie *najlepszych dostępnych technik* powinno pozostawać do 11 zasady Deklaracji Konferencji Środowisko i Rozwój z Rio, która zapewnia, że *standardy środowiskowe, cele i priorytety w zarządzaniu powinny odzwierciedlać środowiskowe i rozwojowe potrzeby... i mogą one być zróżnicowane w poszczególnych państwach* [2].

W kontekście najlepszych dostępnych technik (BAT) należy również spojrzeć na tzw. kłamstwa ekologiczne, o których pisze P. Mastalerz [11]. Dokładna analiza tego zagadnienia wykracza poza ramy niniejszego artykułu. Stwierdzić jednak należy, że tzw. kłamstwa ekologiczne mogą:

- z jednej strony ograniczać powiększanie kapitału ekonomicznego (E), o czym pisze P. Mastalerz, a
- z drugiej strony mogą generować nieuzasadniony rozwój wielu najlepszych dostępnych technik w imię ograniczania rzekomego zagrożenia.

Jeśli technika – w tym technika ochrony środowiska – nie jest oparta na poprawnych założeniach aksjologicznych, to jej *doskonalenie* może być wątpliwe. Przykład taki podaje M. Rybiński [Rzeczpospolita 2001, nr 147], mianowicie szwedzka uczona, biolog Susanne Wiigh-Masak opracowała technikę utylizacji (kompostowania) zwłok. Technika umożliwi nowy *ekologiczny kult zmarłych*, a co najważniejsze – nic się nie zmarnuje. Podane przykłady wskazują, jak opacznie można kształtować relacje między kapitałami (E : P).

Dążenie do pieniężnej wyceny wszystkich wartości – a także antywartości – w tym korzyści i strat środowiskowych, umożliwia objęcie mechanizmem rynkowym nowych sfer (sektorów), między innymi ochrony środowiska.



Praktycznym przykładem takich rozwiązań jest rynek praw emisji w ochronie środowiska [4,5]. Koncepcja takiego rynku między innymi zakłada:

- Prawa emisji są takim samym czynnikiem produkcji, jak urządzenia techniczne (kapitał rzeczowy), czy siła robocza (kapitał ludzki).
- Ceny muszą odzwierciedlać rzadkość występowania waloru ekonomicznego, jakim – w tym przypadku – jest prawo do emisji zanieczyszczeń.
- Wyklucza produkcję przy zerowym lub bardzo niskim poziomie zanieczyszczeń, albowiem rynek handlu emisjami nie może przestać istnieć.

Niezależnie od konieczności podporządkowania rynku praw emisji wolnemu rynkowi, należy koncepcję rynku praw emisji ocenić z punktu jej poprawności aksjologicznej i w tym aspekcie należy zapytać:

- Czy nadrzędnym priorytetem jest likwidacja zanieczyszczeń, czy też opłacalność handlu emisjami, i czy rynek praw emisji wykluczy import brudnych i niebezpiecznych technologii?
- Czy wartością jest (może być) prawo do emisji zanieczyszczeń, jeśli zanieczyszczeniom, których ono dotyczy przypisuje się wartości ujemne lub zerowe? A przypisywanie wartości większych od zera wydaje się być niedopuszczalne.
- Struktura zanieczyszczeń z punktu ich szkodliwości jest bardzo zróżnicowana; a w jakim zakresie struktura handlu prawami do emisji będzie uwzględniać rzeczywistą szkodliwość samych zanieczyszczeń?
- Na obecnym etapie rynek praw emisji ukierunkowany jest na zakłady produkcyjne [4, 5]; co najmniej od dziesięciu lat zmienia się struktura podmiotowa emisji na rzecz emisji niskiej, w tym wzrasta emisja powodowa przez transport samochodowy – jeśli koncepcja rynku praw emisji jest właściwa dla ochrony środowiska, to doprecyzowania wymaga zastosowanie jej do:
  - wszystkich emitentów, w tym także prywatnego transportu samochodowego oraz
  - wszystkich rodzajów emisji: zanieczyszczeń gazowych i pyłowych oraz hałasu – emitowanych przez transport samochodowy; do promieniowania elektromagnetycznego i jonizującego.

W przeciwnym razie koncepcja rynku praw emisji zanieczyszczeń pozostanie koncepcją *ułomną* i nie gwarantującą skutecznej poprawy jakości kapitału przyrodniczego.

Z przeprowadzonej analizy wynika, że zarówno **najlepsze dostępne techniki** (BAT), jak i **koncepcja rynku praw emisji** podporządkowane są priorytetom procesu globalizacji (wolny rynek, wolna konkurencja,

efektywność ekonomiczna), a zapewnienie przez nie ochrony środowiska jest jedynie efektem wtórnym i pośrednim.

## 6. Mnożnik cztery

Książka pt.: *Mnożnik cztery* [22] jest kolejnym raportem dla Klubu Rzymskiego. Na obecnym etapie nie sformułowano ścisłej definicji *Mnożnika Cztery*, ale możemy się posłużyć definicją opisową. W tym ujęciu ***Mnożnik Cztery*** – to czterokrotny wzrost produktywności zasobów (energii). Z jednej baryłki ropy i jednej tony ziemi chcemy uzyskać czterokrotnie więcej bogactwa. Będziemy wtedy mogli podwoić dobrobyt (2) i dwukrotnie zmniejszyć zużycie zasobów przyrody (2). Stąd:

$$2 \times 2 = 4$$

W celu urzeczywistnienia zapisanej formuły autorzy *Mnożnika Cztery* prezentują kilkadziesiąt rozwiązań praktycznych. Szczegółowa prezentacje – w niniejszym artykule – wszystkich przykładów na *Mnożnik Cztery* zawartych w nowym Raporcie dla Klubu Rzymskiego – a obrazujących istotę i zakres postulowanej rewolucji technicznej – nie jest możliwa. Z konieczności zatem ograniczamy się do całościowego omówienia Raportu i przedstawienia jedynie wybranych przykładów.

Charakteryzowany Raport pt.: *Mnożnik Cztery* składa się z czterech części:

- **Część 1: Pięćdziesiąt przykładów na mnożnik 4, a w tym:**
  - *Rozdział 1: Dwadzieścia przypadków czterokrotnie zwiększonej produktywności energii, w tym wybrane rozwiązania:*
    - Hipersamochody,
    - Wołowina: mniej zużywać uzyskując większą jakość,
    - Domy w upalnej Kalifornii, naturalna klimatyzacja.
  - *Rozdział 2: Dwadzieścia przypadków czterokrotnego zwiększenia produktywności materiałów, w tym wybrane rozwiązania:*
    - Renesans stali jako materiału budowlanego (a likwidacja polskich hut? F.P.),
    - Renowacja zamiast rozbiórki: zachowanie szarej energii; ponowne wykorzystanie materiałów z rozebranych budynków,
    - Małe gospodarstwa biointensywne: ponowne odkrywanie starych tradycji.

- *Rozdział 3: Dziesięć przypadków czterokrotnego zwiększenia produktywności transportu, w tym wybrane zagadnienia:*
  - o Jogurt truskawkowy: dalekie podróże nie są konieczne,
  - o Kurytyba: postępowe miasto z mądrą polityką komunikacyjną,
  - o Zagęszczać zabudowę miast zamiast ją rozpraszać: nowy sposób odczuwania życia miejskiego i wiejskiego.
  
- **Część 2: Wdrażanie efektywności musi się opłacać, a w tym:**
  - *Rozdział 4: Co to właściwie jest rynek, a w tym wybrane zagadnienia:*
    - o Ekokapitalizm,
    - o Wypaczenia rynku. Ile kosztuje ochrona klimatu,
    - o Teoria a praktyka. Praktyczny test polityczny.
  
  - *Rozdział 5: Kupowanie i sprzedawanie efektywności, a w tym wybrane zagadnienia:*
    - o Planowanie minimalnokosztowe,
    - o Reforma kontroli cen w energetyce. Oddzielić od siebie zyski i obroty; przegrani proszą o głos,
    - o Tworzenie rynków dla megawatów. Premie za oszczędność. Oferenci efektywności w handlu pomiędzy rynkami.
  
  - *Rozdział 6: Wynagradzać to co dobre, a nie co złe, w tym wybrane zagadnienia:*
    - o Korygowanie złych bodźców,
    - o Odpowiedzialność wymaga odpowiedzi na sprzężenia zwrotne,
    - o Ceny muszą mówić prawdę.
  
  - *Rozdział 7: Proekologiczna reforma podatkowa, w tym wybrane zagadnienia:*
    - o Niech mówią ceny,
    - o Najmniej biurokratyzowany, najmniej natrętny i przypuszczalnie najskuteczniejszy instrument,
    - o Szanse na międzynarodową harmonizację.
  
- **Część 3: Kryzys ekologiczny przynagła do działania, a w tym:**
  - *Rozdział 8: Wyzwanie z Rio, w tym wybrane zagadnienia:*
    - o Pierwsza rewolucja globalna,
    - o Ekorozwój raczej się jeszcze nie zaczął,
    - o Efekt cieplarniany i konwencja w sprawie klimatu. Rodzi się nowa dziedzina polityki,

- Na ratunek różnorodności gatunków,
- Dalsze nierozwiązane problemy ekologiczne.
  
- *Rozdział 9: Lawiny materiałów – zapomniany problem, w tym wybrane zagadnienia:*
  - Odpady są na końcu. Lawiny materiałów to nie tylko góry odpadów,
  - Obrączka ślubna o wadze trzech ton.
  
- *Rozdział 10: Niezadowolające rozwiązania częściowe, w tym wybrane zagadnienia:*
  - Kosztowna ochrona środowiska: integracja od niewłaściwego końca. Zyskowna ochrona środowiska,
  - Marzenia o technice i bajka o rogu obfitości,
  - Ekologiczny audyt: kosztowny, ale pouczający.
  
- *Rozdział 11: Pozostało nam pięćdziesiąt lat, a więc nie ma czasu do stracenia, w tym wybrane zagadnienia:*
  - Nowe granice: państwo Meadows mają rację,
  - Rozwój ludzkości a mnożnik 4.
  
- **Część 4: Postępy cywilizacyjne, a w tym:**
  - *Rozdział 12: Dobrobyt a nie obrót, w tym wybrane zagadnienia:*
    - Nowa miara dobrobytu. Obrót oznacza miejsca pracy. Mnożnik Cztery jako dzieła odchudzające,
    - Tercjaryzacja (gospodarka usługowa),
    - Praca w późnym wieku.
  
  - *Rozdział 13: Wolny handel a środowisko, w tym wybrane zagadnienia:*
    - Wolny rynek wzmacnia kapitał. *Konkurencja to wojna*,
    - Czy światowa Organizacja Handlu może stać się *Zielona*,
    - Mnożnik Cztery w kontekście handlu i środowiska.
  
  - *Rozdział 14: Dobrobyt niematerialny, w tym wybrane zagadnienia:*
    - Nienasyconość jest silniejsza od rewolucji efektywności. Skłonność do natychmiastowej komercjalizacji życzeń. Konniunktura na egoizm,
    - Sektor nieformalny,

- Czy fundamentalizm ekonomiczny ma zastąpić moralność, religię i kulturę [22].

Prezentowane w *Mnożniku Cztery* rozwiązania nikt oficjalnie nie nazwał *najlepszymi dostępnymi technikami* (BAT), ale stwierdzić należy, że w swej istocie opisane przykłady spełniają kryteria najlepszych dostępnych technik z tą różnicą, że nie są standaryzowane.

Postęp techniczny w *Mnożniku Cztery* ukierunkowany jest przede wszystkim na kształtowanie relacji między kapitałem ekonomicznym (E) i przyrodniczym (P), tj.  $E : P$ , ale chodzi o taki postęp, w którym jest miejsce na pracochłonność (L), a nie tylko na kapitałochłonność (E). A zatem ochrona środowiska w *Mnożniku Cztery* traktowana jest integralnie. Prezentowane w pracy przykłady obejmują wszystkie dziedziny gospodarowania i cywilizacji, a mianowicie:

- samochody, domy, żywność, sprzęt gospodarstwa domowego, meble, sprzęt biurowy, chemikalia, tekstylia i wszystkie usługi z nimi związane, a także zagospodarowanie przestrzenne i sposoby produkcji;
- zagęszczać zabudowę, zamiast ją rozpraszać: nowy sposób odczuwania życia miejskiego i wiejskiego;
- sposób na zredukowanie zużycia energii;
- oszczędne gospodarowanie surowcami;
- efektywność korzystania ze źródeł transportu;
- małe gospodarstwa biointensywne: poprawne odkrywanie starych tradycji.
- Jeśli cała gospodarka ma osiągnąć efektywność poprzez przyjęcie rozwiązań prezentowanych w *Mnożniku Cztery*, to niezbędne będą zmiany w naszym postępowaniu:
  - akcentowanie motywów etycznych lub materialnych lub obydwu łącznie – niezbędnych dla zmiany ludzkich przyzwyczajeń,
  - odkrycie niematerialnych elementów dobrobytu,
  - zrezygnowanie przemysłu z dostarczania nadmiaru towarów i kilowatogodzin oraz ukierunkowanie się na spełnianie *bardziej delikatnych życzeń klientów*,
  - poszukiwanie (możliwego) konsensusu społecznego: gospodarki eksportowej, obozu ekologicznego, pracowników i kościołów, inżynierów, menedżerów i polityków [22, s.9÷10], a także samorządowców.
- *Mnożnik Cztery* rewolucjonizuje wzrost gospodarczy i zdecydowanie opowiada się za rozwojem zrównoważonym i trwałym.

- *Mnożnik Cztery* stanowi rewolucję technologiczną. Bezpośrednio dotyczy relacji kapitałowych (E : P), a pośrednio lub bezpośrednio także (E : L) oraz zagadnień o charakterze pozatechnologicznym, które mają istotne znaczenie dla trwałej poprawy jakości życia mieszkańców gmin; współczesnych i przyszłych pokoleń. Autorzy *Mnożnika Cztery* wskazują na wiele racji uzasadniających prezentowane podejście. Między innymi uważają, że miejsca pracy potrzebne do przebudowy domów na energooszczędne lub do produkcji wyrobów długotrwałych i efektywnie wykorzystujących zasoby podniosłyby, a nie obniżyły ISEW (Index of Sustainable Economic Welfare – Indeks Zrównoważonego Dobrobytu Ekonomicznego), który jest lepszym wskaźnikiem od PKB. Natomiast proekologiczna reforma podatkowa mogłaby pracę ludzką uczynić mniej kosztowną dla pracodawców. Rozwiązania takie powinny być wdrażane również w krajach Europy dotkniętych wysokim bezrobociem [22, s.254].
- Istotę rewolucji technologicznej prezentowanej w *Mnożniku Cztery* jest odejście od zasady: **co technika zniszczyła, to naprawi technika wyższej generacji.**

Mnożnik Cztery bardzo wyraźnie podważa mechanizmy generowania złych struktur – właściwe dla procesu globalizacji – które w ujęciu modelowym prezentowaliśmy w pracach [15,17]. Wprowadzanie coraz więcej energii technicznej (wyższej generacji i coraz doskonalsze techniki i technologie, w tym BAT) → wyższa wydajność i produkcja masowa → (produktem ubocznym → bezrobocie) → bardziej agresywny marketing, generujący nieuzasadnione potrzeby → modele nieograniczonej konsumpcji → nieuzasadnione zużycie zasobów i energii → wzrost odpadów na wysypiskach.

Dla uzasadnienia tezy, że nadmierna technicyzacja i wydatkowanie energii nie znajduje uzasadnienia przytaczamy dwa przykłady zaczerpnięte z pracy *Mnożnik Cztery*. W podrozdziale 1.5 *Wołowina: mniej zużywać uzyskując wyższą jakość* autorzy przedstawiają schemat przepływu energii w rolnictwie, zaczynając od produktu masowego, jakim jest wołowina. W tym przypadku najprostszym rozwiązaniem jest przejście z masowej hodowli bydła opasowego, karmionego importowaną paszą do pastwiskowej hodowli bydła. Przy tej okazji czytelnik dowiaduje się, że przeciętny Amerykanin dostaje na talerzu tylko jedną dziesiątą część energii, która została uprzednio włożona w wyprodukowanie jego jedzenia w postaci energii technicznej i która obciążała kapitał przyrodniczy (P). W rachunku nie uwzględniono energii słonecznej zmagazynowanej w biomasie

w wysokości ponad dwukrotnie większej od energii technicznej, ponieważ strata okazałaby się jeszcze większa [22, s.62 – 63].

Drugi przykład nowych rozwiązań na styku (E : P z uwzględnieniem L) dotyczy *mini-rolnictwa biointensywnego* na glebach, które wielu uznałoby za nie nadające się do zagospodarowania. Ta forma rolnictwa opiera się zasadniczo na czterech zasadach:

- głębokiej uprawie gleby dla zapewnienia optymalnego wzrostu korzeni,
- uprawie roślin nawozowych dla zasilania gleby w substancje odżywcze,
- kulturze mieszanej na większych grządkach dla stworzenia korzystnego mikroklimatu (światło, cień, wilgoć) oraz dla zmniejszenia wrażliwości na szkodniki,
- wysokim udziale warzyw, sałaty, owoców w diecie.

W toku prac stwierdzono, że zakładanie grządek *biointensywnych* jest wprawdzie pracochłonne (L), natomiast ich pielęgnowanie jest bardzo łatwe, ponieważ większą część prac wykonuje sama przyroda [22, s.105]. W omawianym przedsięwzięciu porównano też zapotrzebowanie na powierzchnię ziemi przy tradycyjnym zmechanizowanym rolnictwie w USA na jedną osobę spożywającą duże ilości mięsa z zapotrzebowaniem przy przewadze wegetariańskiego trybu życia: w pierwszym przypadku są to 4000 m<sup>2</sup>, a w drugim 1000 m<sup>2</sup>. Celem rolnictwa biointensywnego jest również zapewnienie całego zapotrzebowania człowieka na kalorie i substancje odżywcze poprzez uprawę na możliwie najmniejszej powierzchni, co w przypadku człowieka prowadzącego głównie wegetariański tryb życia – w omawianym przedsięwzięciu wynosi od 180 do 360 m<sup>2</sup> powierzchni [22, s.105÷106].

Przytaczanie kolejnych przykładów z pracy *Mnożnik Cztery* nie jest konieczne, aby zrozumieć i ocenić na czym polega i winna polegać rewolucja technologiczna i jakie jest znaczenie najlepszych dostępnych technik niestandardowanych.

- Podkreślić przy tym należy, że te ostatnie – w odróżnieniu od technik BAT – często finansują się same. Postulują bowiem poszukiwanie zysków z oszczędności w miejsce zysków za wszelką cenę [22, s.78÷79].
- Autorzy *Mnożnika Cztery* wskazują na siedem racji przemawiających za rewolucją efektywności, co w praktyce oznacza rozszczelnienie wąsko rozumianej efektywności ekonomicznej, której podporządkowane są techniki BAT i rynek handlu emisjami, a miano-

wicie: lepsze życie, mniej zanieczyszczeń i marnotrawstwa, osiągnięcie zysków, wykorzystanie rynków i zaprężenie gospodarki, wielokrotne wykorzystanie kapitału – zwłaszcza w krajach rozwijających się, bezpieczeństwo gospodarcze, sprawiedliwość pracy (a nie deregulacja kontraktu społecznego F.P.) [22, s.12÷13]. Oznacza to, że w liczeniu dobrze rozumianej efektywności winny być uwzględnione elementy jakościowe, np. jakość życia, samopoczucie człowieka, status społeczny, poczucie własnej wartości, ludzkie talenty i siły [22, s.12÷13, por. także 14].

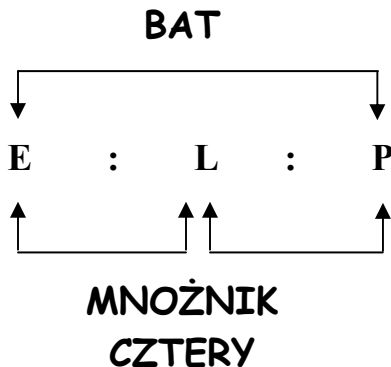
- Wskazaną w *Mnożniku Cztery* potrzebę zmian w postępowaniu potwierdził S. Hvozdk, który wskazał, że transformacja modelu ekonomicznego, słabo reagującego i słabo otwartego na symbiozę człowieka i ekonomiki (L : E) wymaga zmian szokowych [9].

## 7. Podsumowanie

W niniejszym artykule przedstawiono dwa istotnie różniące się sposoby gospodarowania zasobami przyrodniczymi: sektorowy, właściwy dla procesu globalizacji i integralny – możliwy w rozwoju zrównoważonym i trwałym.

Urzeczywistnieniu sektorowej ochrony środowiska mogą służyć najlepsze dostępne techniki (BAT) i rynek praw emisji, a integralnej – Mnożnik Cztery.

Omówione w tekście odmienności i specyfiki są – przede wszystkim – uwarunkowane aksjologicznie. Różnice między najlepszymi dostępnymi technikami, a Mnożnikiem Cztery można zapisać następująco:



W globalizacji jest miejsce na ochronę środowiska o tyle o ile ochrona środowiska służy wolnemu rynkowi, wolnej konkurencji i zapewnia efektywność ekonomiczną. W rozwoju zrównoważonym i trwałym ochrona środowiska



integralnie uczestniczy w trwałej poprawie jakości życia, a kształtowanie proporcji pomiędzy kapitałami umożliwia między innymi *Mnożnik Cztery*.

Koncepcja Mnożnika Cztery stanowi istotny wkład we wdrażanie rozwoju zrównoważonego i trwałego. Umożliwia bowiem urzeczywistnianie takiego rozwoju – rozumianego jako trwała poprawa jakości życia współczesnych i przyszłych pokoleń poprzez kształtowanie właściwych proporcji w korzystaniu z trzech kapitałów: ekonomicznego (E), ludzkiego (L) i przyrodniczego (P) – w układzie lokalnym i globalnym. Mnożnik Cztery stanowi wyzwanie dla gmin i przedsiębiorstw w następującym zakresie:

- poprzez postulowaną rewolucję technologiczną – udokumentowaną wieloma przykładami – wskazuje gminom i przedsiębiorstwom, że rozwiązywania stojących przed nimi zadań nie powinny dokonywać *na bazie najwyższej techniki*, która zawsze wiąże się ze wzrostem zużycia energii technicznej i zwiększonymi obciążeniami dla środowiska przyrodniczego (P).
- w wyniku postulowanego rozszczelnienia efektywności Mnożnik Cztery ukierunkowuje gminy na przestrzeganie efektywności społecznej (Es), a przedsiębiorstwa – na zintegrowaną efektywność (Eees) [por. 15, 17],
- Mnożnik Cztery wskazuje na możliwość finansowania proponowanych rozwiązań z własnych – zaoszczędzonych funduszy – bez konieczności popadania w określone uzależnienia rynkowe. Dotyczy to zarówno gmin, jak i przedsiębiorstw.

Barierami dla wdrażania koncepcji Mnożnika Cztery – oprócz błędnego kształcenia świadomości – są kategorie i narzędzia ekonomiczno-prawne podporządkowane wyłącznie procesom wąsko rozumianego wzrostu gospodarczego i globalizacji, a ukształtowane w dobie utrwalania zależności – niestety – o charakterze kolonialnym.

## Literatura

1. **Carley M., Spapens Ph.:** Dzielenie się światem. Zrównoważony sposób życia i globalnie sprawiedliwy dostęp do zasobów naturalnych w XXI wieku, Instytut na rzecz Ekorozwoju, Białystok – Warszawa 2000.
2. Dokumenty Końcowe Konferencji Narodów Zjednoczonych *Środowisko i Rozwój*, Rio de Janeiro, 3-14 czerwca 1992, Szczyt Ziemi, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1998.
3. **Ejdys J., Iwaniuk H., Poskrobko B.:** IV Międzynarodowa Konferencja ISEE/RC'99 Przyroda i społeczeństwo u progu następnego tysiąclecia. Globalizacja i ekologiczno-ekonomiczne problemy regionalne, *Ekonomia i Środowisko* 1999 nr 2
4. **Fiedor B., Graczyk A.:** By sprostać współczesnym wyzwaniom, *Ekoprofit* 2001 nr 2
5. **Fiedor B., Graczyk A.:** Przy minimalnym koszcie ogólnospołecznym, *Ekoprofit* 2001 nr 3

6. **Friedman T.L.:** Lexus i drzewo oliwne. Zrozumieć globalizację. Dom Wydawniczy REBIS, Poznań 2001.
7. **Goetel W.:** Sozologia i sozotechnika, Zeszyty Naukowe AGH 1971, nr 293
8. Granice konkurencji. Grupa Lizbońska, Oficyna Wydawnicza *Poltext*, Warszawa 1996.
9. **Hvozdik S.:** Psychologické pohľady na edukáciu a postmodernizmus, Filozofická fakulta Prešovskej univerzity, Prešov 2001.
10. **Martin H.P., Schumann H.:** Pułapka globalizacji. Atak na demokrację i dobrobyt, Wydawnictwo Dolnośląskie, Wrocław 1999.
11. **Mastalerz P.:** Kłamstwa ekologiczne. W: Wiadomości chemiczne 2000 nr 54;
12. **Mazurski K.R.:** Podstawy sozologii, Sudety, Wrocław 1998.
13. **Piontek B.:** Bariery i możliwości wdrażania rozwoju zrównoważonego i trwałego w procesie globalizacji Materiały konferencyjne, Politechnika Białostocka, czerwiec 2001.
14. **Piontek B.:** Koncepcja rozwoju zrównoważonego ekologicznie w procesie transformacji w Polsce, Akademia Ekonomiczna Kraków (rozprawa doktorska), 2000.
15. **Piontek F.:** Człowiek i jego środowisko w strategii wzrostu gospodarczego i w zrównoważonym (trwałym) rozwoju. W: *Problemy Ekologii* 2000, nr 5
16. **Piontek F.:** Globalizacja w opinii Grupy Lizbońskiej, W: *Problemy Ekologii* 2001, nr 5
17. **Piontek F.:** Kontrowersje i dylematy wokół rozwoju zrównoważonego i trwałego (w:) *Ekonomia a rozwój zrównoważony i trwały*, tom 1: Teoria i kształcenie, Pod red. F.Piontka, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2001.
18. **Piontek F.:** Kategoria efektywności w procesie ochrony środowiska i rozwoju zrównoważonego i trwałego. W: *Ekonomia i Środowisko*, Czasopismo SEŚiZN, Białystok 2001 nr 2
19. **Piontek F.:** Najlepsze dostępne techniki (BAT). W: *Problemy Ekologii* 2001, nr 6
20. **Piontek F.:** Środowisko przyrodnicze a strategia gospodarowania. W: *Problemy Ekologii* 1999, nr2
21. Raport w sprawie korzyści i kosztów integracji Rzeczypospolitej Polskiej z Unią Europejską, Rada Ministrów, druk sejmowy nr 2134, Warszawa 2000.
22. **Weizsäcker von E.U., Lovins A.B., Lovins L.H.:** Mnożnik Cztery. Podwojony dobrobyt - dwukrotnie mniejsze zużycie zasobów naturalnych, Nowy raport dla Klubu Rzymskiego, Polskie Towarzystwo Współpracy z Klubem Rzymskim, Wydawnictwo Rolewski, Toruń 1999.

## **Best Available Technique (BAT) And Multiplier Four To Ensure Environment Protection**

### **Abstract**

Dissimilarity and specific character of environment protection in the process of globalization as well as in sustainable and permanent development can be analyzed and presented in various aspects.

In the article the main stress has been put on technique – which submitted to different priorities and criteria – exert direct influence on forming proportions between three kinds of capital: economic, human and environmental.

It has been proved in the article that environment protection realized in the process of globalization by means of best available technique (BAT) as well as laws of emission market have secondary and incidental meaning. In sustainable and permanent development environment protection is contained in the process of creating proportions between three capitals: economic, human and environmental. The examples taken from the work *Multiplier Four* ensure sustainable and permanent development and the set of those examples can be called *best available non-standardized techniques*.

In globalization there is a place for environment protection as far as environment protection serves for free market, free competition and ensures economical efficiency. In sustainable and permanent development environment protection integrally takes part in permanent improvement of life quality, and shaping proportions among capitals is enabled by, among others, *Multiplier Four*.

Conception of *Multiplier Four* presents crucial contribution to introducing sustainable and permanent development. As it enables realization of such development – meant as a permanent improvement of quality of life of present and future generations through shaping proper proportions when using three capitals; economical, human and environmental – in local and global systems. *Multiplier Four* present challenge for communes and companies in the following range:

- through postulated technological revolution, substantiated by many examples, it shows communes and companies, that when they fulfill tasks that they have, they should not base on *Best Available Technique*, which is always connected with increase of technical energy usage and increased load for the natural environment.
- as a result of postulated efficiency unsealing *Multiplier Four* directs communes to obeying social efficiency and companies to integrated efficiency,
- *Multiplier Four* points at possibility of financing proposed solutions using own, saved funds, without necessity of falling into specific market dependencies. It concerns communes as well as companies.

Barriers for introducing conception of *Multiplier Four*, apart from wrong consciousness training, are economical and law categories and tools complied with only processes of narrow meant economic development and globalization, and shaped in times of strengthening dependencies – unfortunately – with colonial character.

# Koncepcja wykorzystania wysypiska odpadów miasta Słupska w Bierkowie do budowy kompleksowego zakładu utylizacji odpadów

*Jerzy Jakowczyk, Tadeusz Piecuch  
Politechnika Koszalińska*

## 1. Wstęp

Niezależnie od stanu gospodarczego i stopnia rozwoju kraju, problem odpadów nie może być zostawiony „sam sobie” na tej zasadzie, że w końcu sam się jakoś rozwiąże – gdyż bardzo szybko ujawni się on w bardzo przykry sposób jako zagrożenie ekologiczne a warunki bytowania staną się nieznośne.

Celem rozwiązań zawartych w niniejszej publikacji jest właśnie projekt stworzenia Zakładu, który prowadziłby działalność związaną z transportem, sortowaniem, wykorzystaniem i unieszkodliwianiem odpadów które powstają w wyniku działalności człowieka.

Publikacja ma zatem charakter projektu koncepcyjnego. W rozwiązaniach na temat utylizacji odpadów wykorzystano literaturę zwartą, chociaż oparto się również na najnowszych artykułach prasowych, ustawodawstwie oraz materiałach empirycznych udostępnionych przez przedsiębiorstwo PGK Spółka z o.o. w Słupsku.

## 2. Zadania Przedsiębiorstwa Gospodarki Komunalnej Słupsk i wysypiska odpadów komunalnych w Bierkowie – stan obecny

### 2.1. Zadania przedsiębiorstwa i zakres świadczonych usług

Podstawowymi zadaniami jakie ma do wypełnienia przedsiębiorstwo jest wywóz nieczystości stałych i płynnych, oraz eksploatacja i modernizacja wysypiska w Bierkowie. Dodatkowo PGK świadczy takie usługi jak mechaniczne i ręczne oczyszczanie miasta, zimowe utrzymanie dróg i placów miejskich, dystrybucja i obsługa odbiorców gazu bezprzewodowego.

Przedsiębiorstwo objęło wywozem miasto Słupsk i cały powiat słupski. Dla lepszego zobrazowania w poniższych tabelach przedstawiono liczby zawieranych umów z podziałem na zleceniodawców oraz na poszczególne gminy objęte wywozem.

**Tabela 1.** Zawarte umowy na wywóz nieczystości z miasta Słupsk z podziałem na zleceniodawców w latach 1997÷2000

**Table 1.** Agreements concerning waste removal from Słupsk reached between 1997 and 2000, differentiated as regards customers

Lp.	ZLECENIODAWCY	1997	1998	1999	2000
1.	Umowy indywidualne	2581	2620	2640	2666
2.	Przedsiębiorstwa	788	850	890	1045
3.	Gospodarka mieszkaniowa	42	45	46	49
	Ogółem	3411	3515	3576	3750

*Zródło: Opracowane na podstawie danych udostępnionych przez PGK Spółka z o.o. w Słupsku*

**Tabela 2.** Zawarte umowy na wywóz nieczystości z poszczególnych gmin w latach 1997÷2000

**Table 2.** Agreements concerning waste removal from individual communes reached between 1997 and 2000

Lp.	GMINA	1997	1998	1999	2000
1.	SŁUPSK	1461	1502	1498	1483
2.	KOBYLNICA	351	466	480	797
3.	DĘBNICA KASZUBSKA	98	129	136	180
4.	DAMNICA	-	146	363	366
5.	GŁÓWCZYCE	-	-	85	157
6.	USTKA	-	-	-	148

*Zródło: Opracowane na podstawie danych udostępnionych przez PGK Spółka z o.o. w Słupsku*

Wzrastająca liczba zawieranych umów w ostatnich latach w zakresie wywozu nieczystości stałych świadczy o wzrastającym standardzie proponowanych usług przez PGK.

Do gromadzenia odpadów ustawionych jest na terenie miasta i gmin (rys. 1):

- 6011 sztuk pojemników SM 110 o objętości 110 dm<sup>3</sup> każdy,
- 461 sztuk pojemników SM 120 o objętości 120 dm<sup>3</sup> każdy,
- 269 sztuk pojemników SM 240 o objętości 240 dm<sup>3</sup> każdy.

- 1056 sztuk pojemników SM 1100 o objętości 1100 dm<sup>3</sup> każdy (rys. 2),
- 540 sztuk kontenerów SPW – 1, o objętości 10 m<sup>3</sup> każdy (rys. 3),
- 363 sztuk pojemników (typu dzwon, igło) do selektywnego gromadzenia surowców typu szkło, makulatura, puszki aluminiowe (rys. 4),
- 180 sztuk pojemników ażurowych o pojemności 1,5 m<sup>3</sup> i 153 sztuk pojemników ażurowych o pojemności 2,5 m<sup>3</sup> do gromadzenia tworzyw sztucznych (rys. 5).

Wywóz odpadów odbywa się przy użyciu:

- 9 pojazdów bezpylnych typu ciężkiego (rys. 6),
- 14 pojazdów kontenerowych – bramowych typu średniego (rys. 7),
- 2 zestawów ciągnikowych + przyczepa,
- 3 pojazdów z żurawiem do rozładunku i wywozu selektywnie gromadzonych surowców,
- 2 pojazdu typu „BAJADERA” do opróżniania koszy ulicznych.



**Rys. 1.** Pojemniki do gromadzenia odpadów typu SM 110, 120, 240

**Fig. 1.** Waste collection bins of SM 110, 120, 240 types



**Rys. 2.** Pojemnik do gromadzenia odpadów typu SM 1100

**Fig. 2.** Waste collection container of SM 1100 type



**Rys. 3.** Kontener do gromadzenia odpadów typu SPW – 1

**Fig. 3.** Waste collection container of SPW – 1 type



**Rys. 4.** Pojemnik typu Dzwon - Igloo do gromadzenia surowców  
**Fig. 4.** Container of Bell – Igloo type for recycled materials



**Rys. 5.** Pojemnik ażurowy do gromadzenia tworzyw sztucznych  
**Fig. 5.** Open-work container for plastics collection





**Rys. 6.** Samochód bezpylny do opróżniania pojemników typu SM 110, 120, 240, 1100  
**Fig. 6.** Dustless lorry for emptying bins and containers of SM 110, 120, 240, 1100 types



**Rys. 7.** Samochód bramowy do przewozu kontenerów z odpadami i surowcami z żurawiem do rozładunku  
**Fig. 7.** Gate lorry for transportation of containers with waste and recycled materials with attached crane for unloading

**Tabela 3.** Odpady dostarczone na wysypisko przez poszczególnych przewoźników w latach 1997÷2000 (w tys. m<sup>3</sup>)

**Table 3.** Waste delivered to landfill site by individual hauliers between 1997 nad 2000 (in thousands of m<sup>3</sup>)

Lp.	NAZWA PRZEWOŹNIKA	1997	1998	1999	2000
1.	PGK Spółka z o.o.	214,8	229,3	237,9	244,6
2.	ZGK Ustka	26,1	22,8	14,3	23,3
3.	Firma „KING” Słupsk	20,6	22,0	23,1	21,5
4.	Firma „ŁAD” Słupsk	3,8	3,7	4,3	4,3
5.	Wjazdy obce (prywatni)	6,0	11,4	19,6	17,2
OGÓLEM		271,3	289,2	299,2	310,9

**Źródło:** Opracowane na podstawie danych udostępnionych przez PGK Spółka z o.o. w Słupsku

Na podstawie danych z tabeli 3 można określić udział w rynku poszczególnych przewoźników świadczących usługi w zakresie wywozu nieczystości stałych. Przedstawiono to w tabeli poniżej.

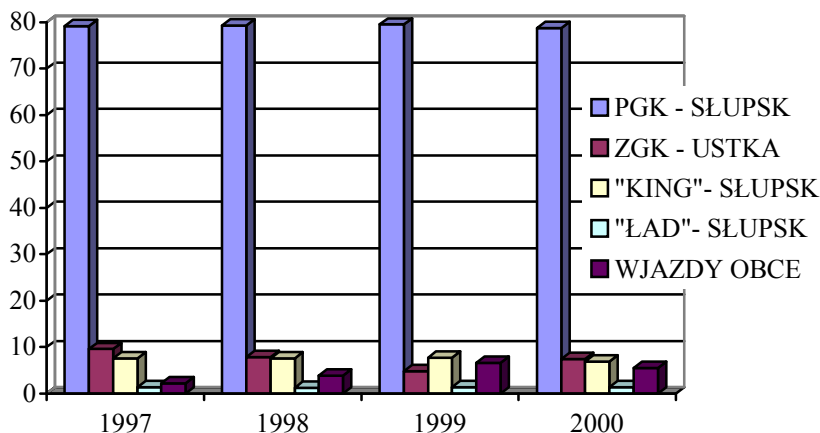
**Tabela 4.** Udział w rynku poszczególnych przewoźników świadczących usługi w zakresie wywozu nieczystości w latach 1997÷2000 (w %)

**Table 4.** Share in the market of individual hauliers removing waste between 1997 and 2000

Lp.	Ogółem dostarczonych odpadów w tys. m <sup>3</sup>	1997	1998	1999	2000
		271,3	289,2	299,2	310,9
1.	PGK Spółka z o.o.	79,2%	79,3%	79,5%	78,7%
2.	ZGK Ustka	9,6%	7,9%	4,8%	7,5%
3.	Firma „KING” Słupsk	7,6%	7,6%	7,7%	6,9%
4.	Firma „ŁAD” Słupsk	1,4%	1,3%	1,4%	1,4%
5.	Wjazdy obce (prywatni)	2,2%	3,9%	6,6%	5,5%
RAZEM		100%	100%	100%	100%

**Źródło:** Opracowanie własne na podstawie danych udostępnionych przez PGK Spółka z o.o. w Słupsku

Dane z tabeli 4 można również przedstawić w postaci wykresu.



**Wykres 1.** Udział w rynku poszczególnych przewoźników świadczących usługi w zakresie wywozu nieczystości w latach 1997÷2000

**Chart 1.** Share in the market of individual hauliers removing waste between 1997 and 2000

**Źródło:** Opracowanie własne na podstawie danych udostępnionych przez PGK Spółka z o.o. w Słupsku.

## 2.2. Zbiórka surowców

Oprócz wywozu śmieci i składowania odpadów, PGK od połowy 1995 roku konsekwentnie realizuje selektywną zbiórkę surowców wtórnych, która jest jednym z elementów planu porządkowania gospodarki odpadami w rejonie Słupska. Tabela 5 przedstawia odzysk surowców wtórnych w latach 1997÷2000.

Główne źródło pozyskiwania surowców stanowią rozstawione w mieście i na terenie obsługiwanych gmin pojemniki na surowce wtórne w ilości:

- pojemniki „igloo” (dzwony) na szkło – 263 szt.
- pojemniki „igloo” (dzwony) na makulaturę – 57 szt.
- pojemniki „igloo” (dzwony) na puszki aluminiowe – 41 szt.
- pojemniki „druciaki” na tworzywa sztuczne – 333 szt.

Ponadto pewne ilości surowców są wysortowywane z odpadów komunalnych dostarczanych na wysypisko (rys. 8 i 9).

**Tabela 5.** Zestawienie odzyskanych surowców wtórnych w latach 1997÷2000  
**Table 5.** Breakdown of recycled materials between 1997 and 2000

Lp.	Rodzaj surowców	1997		1998		1999		2000	
		tony	m <sup>3</sup>	tony	m <sup>3</sup>	tony	m <sup>3</sup>	tony	m <sup>3</sup>
1.	Tworzywa sztuczne	83,2	1 189	114,7	1 639	109,0	1 557	130,78	1868
2.	PCV i inne tworzywa	-	-	-	-	-	-	66,8	650
3.	Słuczka szklana	38,5	30	103,2	80	128,7	99	265,65	204,34
4.	Makulatura	1,0	10	5,5	28	24,0	120	104,37	521,85
5.	Opony	85,0	370	80,2	350	85,3	371	85,8	400
6.	Złom aluminiowy	-	-	-	-	1,7	25	5,95	87,5
7.	Odpady wielkogabarytowe	-	-	-	-	-	-	-	1200
8.	Gruz mieszany	-	-	-	-	-	-	-	615

**Źródło:** Opracowane na podstawie danych udostępnionych przez PGK Spółka z o.o. w Słupsku



**Rys. 8.** Chemia gospodarcza  
**Fig. 8.** Household chemistry



**Rys. 9.** Szkło  
**Fig. 9.** Glass



**Rys. 10.** Odzyskane surowce typu „PET” sprasowane waga kostki około 75 kg  
**Fig. 10.** Pressed recycled materials of PET type, cube weight of about 75 kg

W ramach pomocy i wsparcia z funduszu PHARE, Wojewódzkiego Gminnego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz środków własnych, Spółka w ostatnich latach dokonała zakupu specjalistycznego sprzętu służącego do selektywnej zbiórki surowców. Zakupiono samochód specjalistyczny marki Jelcz z wysięgnikiem do opróżniania pojemników na surowce wtórne, pojemniki, prasy do prasowania i paczkowania tworzyw sztucznych oraz dwie rodrabniarki do rozdrabniania tworzyw. Z uwagi na duży odzysk surowców, Spółka na zapleczu technicznym wysypiska pobudowała dwie wiaty sortownicze do sortowania surowców.

### **2.3. Edukacja ekologiczna**

Bardzo ważnym elementem w prowadzeniu zbiórki surowców wtórnych jest zakrojona na szeroką skalę edukacja ekologiczna społeczeństwa, a przede wszystkim dzieci i młodzieży. W 1998 roku przedstawiciele PGK aktywnie uczestniczyli w spotkaniach z młodzieżą z Technikum Ochrony Środowiska (TOŚ) nt. „Segregacja to nie wariacja”, a w 1999 roku wraz z Ruchem Proekologicznym „Źródło” działającym przy TOŚ rozpoczęli realizację „Programu Puszkowego”. Jego celem było kształtowanie świadomości ekologicznej wśród młodzieży i wyrobienie nawyku selektywnej zbiórki odpadów poprzez segregację puszek aluminiowych. Konkurs dotyczył szkół podstawowych i gimnazjów. Ogólnie zebrano 7 ton puszek.

W roku 2000 zorganizowane zostały trzy konkursy:

1. „Błyskawiczny konkurs na zbiórkę makulatury”. Organizatorem konkursu było Przedsiębiorstwo Gospodarki Komunalnej Spółka z o.o. w Słupsku oraz Wydział Oświaty Urzędu Miejskiego w Słupsku.

Do udziału w konkursie zaproszono szkoły podstawowe i gimnazja z terenu Słupska. Trwał on od 15.04. do 15.05.2000 r. Udział w nim wzięło 5457 uczniów. Celem konkursu tak jak poprzednich było kształcenie świadomości ekologicznej młodych ludzi, wdrażanie nawyku selektywnej zbiórki odpadów. Odbiorem, ważeniem i przygotowaniem makulatury do dalszego przetworu zajmowało się Przedsiębiorstwo Gospodarki Komunalnej w Słupsku, natomiast edukację prowadzili nauczyciele w szkołach. Łącznie szkoły zebrały 16024,5 kg makulatury.

2. II edycję konkursu „Recykling puszek aluminiowych” połączono równoległe z trwającym konkursem na zbiórkę makulatury. Oba trwały od 15.09 do 31.03.2001 r.

Program składał się z dwóch części: edukacji i konkursów. Jego celem było kształtowanie świadomości ekologicznej dzieci i młodzieży oraz wyrobienie nawyku selektywnej zbiórki odpadów m.in. przez segregację puszek alumi-

niowych i zbiórkę makulatury. Szkoły podstawowe i gimnazja, które zgłosiły się do udziału w akcji otrzymały specjalne pojemniki, w których gromadziły puszki po napojach.

Ważeniem, odbiorem i przygotowaniem surowca do dalszego przerobu zajmowało się Przedsiębiorstwo Gospodarki Komunalnej w Słupsku. Część edukacyjną prowadzili nauczyciele w oparciu o materiały Fundacji na Rzecz Odzysku Opakowań Aluminiowych „RECAL” oraz materiały przygotowane przez młodzież z Ruchu Proekologicznego „Źródło”, działającego przy Technikum Ochrony Środowiska w Słupsku.

W konkursie udział wzięło 12 szkół (około 8000 uczniów). Łącznie zebrano 2531,8 kg aluminium tj. około 127000 szt. puszek oraz 55510 kg makulatury. Oba konkursy, oprócz bardzo ważnej roli edukacji ekologicznej młodych ludzi, przyniosły efekty również w zakresie ochrony środowiska. Na wysypisku dzięki zbiórce surowców nie trafiło około 74 tony odpadów.

#### **2.4. Opis techniczny stanu istniejącego**

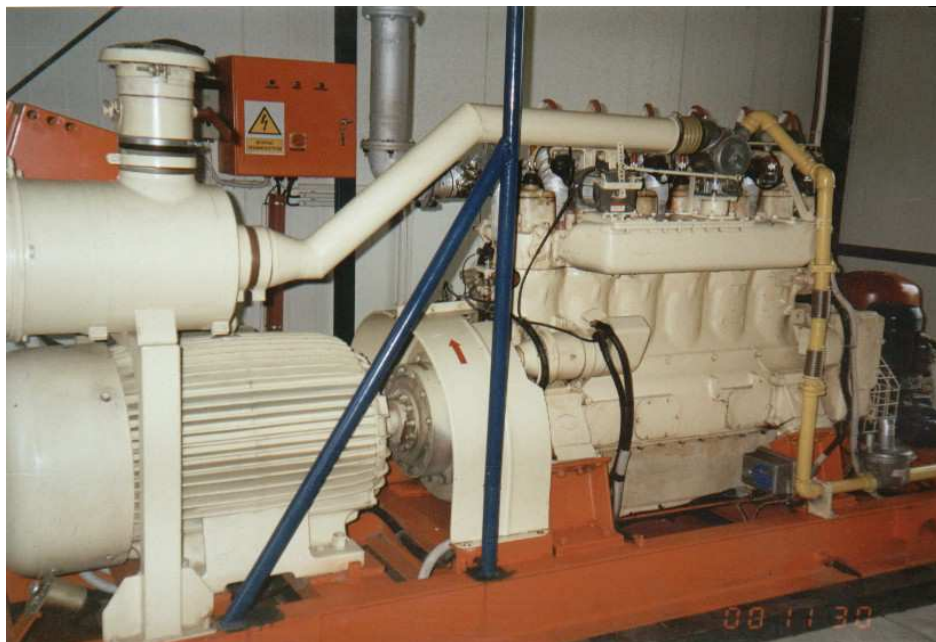
W chwili obecnej wysypisko zajmuje powierzchnię 18,35 ha z czego 10,11 ha jest eksploatowane. Stara część wysypiska o powierzchni 3,50 ha jest zamknięta i zrehabilitowana. Ilość odpadów tam zgromadzonych szacuje się na około 600 tys<sup>3</sup> m<sup>3</sup>. Na jej powierzchni wykonano 19 odwiertów do odbioru gazu wysypiskowego (biogazu) (rys. 11).



**Rys. 11.** Odwiert z fragmentem instalacji odgazowującej

**Fig. 11.** Bore-hole with part of degas installation

Odwierty zostały spięte gazociągiem zbiorczym, który został doprowadzony do budynku w którym jest zainstalowany zespół prądotwórczy o mocy 100 kW z silnikiem przystosowany do spalania gazu wysypiskowego produkcji PZL WOLA (rys. 12).



**Rys. 12.** Generator z silnikiem spalinowym przystosowanym do spalania biogazu  
**Fig. 12.** Generator with internal combustion engine adapted for biogas combustion



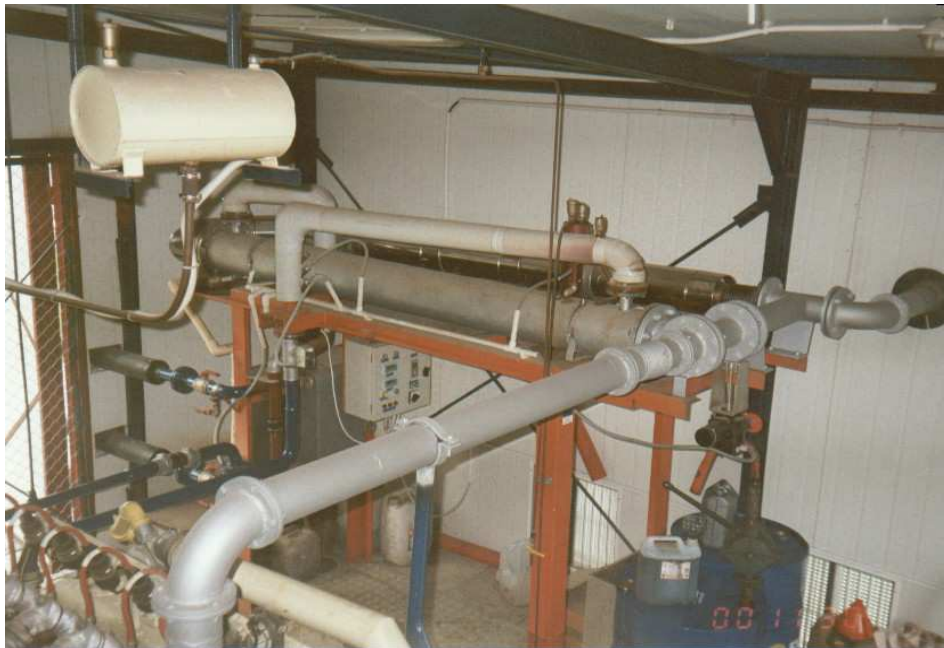
**Tabela 6.** Zestawienie energii elektrycznej wyprodukowanej przez zespół prądowórczy w Bierkowie za rok 2000  
**Table 6.** Breakdown of electric energy produced by generator in Bierkowo in the year 2000

	Styczeń	Luty	Marzec	<i>I kwartał</i>	Kwiecień	Maj	Czerwiec	<i>II kwartał</i>	Lipiec	Sierpień	Wrzesień	<i>III kwartał</i>	Październik	Listopad	Grudzień	<i>IV kwartał</i>	<i>Razem Rok</i>
Ilość gazu zużytego [m <sup>3</sup> ]	50313	24932	26818	102063	30419	34797	35718	100934	32493	32732	31171	96396	31025	23932	27478	82435	<b>381828</b>
Wyprodukowana energia [kWh]	30740	32956	39272	102968	39432	42016	46336	127784	37292	37296	49180	123768	46892	33872	40382	121146	<b>475666</b>
Energia zużyta na potrzeby wł. [kWh]	4127	5140	5455	14722	4391	2819	3004	10214	2636	4022	4734	11392	5172	5047	5100	15319	<b>51647</b>
Energia sprzedana do Z.E. [kWh]	26613	27816	33817	88246	35041	39197	43332	117570	34656	33274	44446	112376	41720	28825	35282	105827	<b>424019</b>
Wartość sprzed. energii [zł]	6544	6840	8315	21700	8616	9638	10655	28910	8806	8454	11293	28554	10601	7324	8964	26889	<b>106053</b>

Wskaźnik zużycia gazu na produkcję 1 kWh.: **I kw.** 0,9912 [m<sup>3</sup>/1kWh]; **II kw.** 0,7899 [m<sup>3</sup>/1kWh];  
**III kw.** 0,7788 [m<sup>3</sup>/1kWh]; **IV kw.** 0,6804 [m<sup>3</sup>/1kWh];

Dodatkowo w pomieszczeniu generatora zamontowano moduł ciepły o mocy 150 kW z wymiennikiem ciepła typu woda – woda, spaliny – woda (rys. 13).

Energia elektryczna wykorzystywana jest na potrzeby wysypiska a nadwyżka sprzedawana do sieci Zakładu Energetycznego, ciepło odzyskane z układu chłodzenia silnika lub spalin do ogrzewania budynków socjalnych i biurowych.



**Rys. 13.** Blok ciepły – wymiana ciepła w układzie woda-woda lub spaliny-woda  
**Fig. 13.** Heat block – heat exchange in water-water or combustion gases-water system

W okresie od 01.02.1999r. do 30.04.2001r. Zespół Prądotwórczy w Bierkowie:

- zużył biogazu – 1137410 m<sup>3</sup>,
- wyprodukował energii elektrycznej – 970837 kWh,
- wartość wyprodukowanej energii elektrycznej – 252106 zł,
- energia elektryczna zużyta na potrzeby własne – 101526 kWh,
- energia elektryczna sprzedana do ZE Słupsk – 869311 kWh,
- wartość sprzedanej energii elektrycznej – 216380 zł
- ilość przepracowanych mtg. przez zespół prądotwórczy – 17379 mtg.

Nowa część wysypiska o powierzchni 3,40 która jest w chwili obecnej eksploatowana ma dno wyłożone folią (rys. 14) zapewnia to szczelność zbiornika.



**Rys. 14.** Dno zbiornika wyłożone folią typu PEHD gr. 1,5 mm „geomembrana”

**Fig. 14.** Bottom of the landfill covered with PEHD foil, 1.5 mm thick, geomembrane

Nowa część wysypiska wyposażona jest w drenaż, na starej części wykonane są odwierty do odpompowania odcieków z dna składowiska. Odcieki są odpompowywane do stawu stabilizacyjnego o powierzchni 0,22 ha i pojemności 5 tys m<sup>3</sup> (rys. 15) a następnie służą do zraszania starej części wysypiska w celu poprawy mineralizacji odpadów.

Wysypisko wyposażone jest w stałe zaplecze socjalne i techniczne. Na terenie zaplecza wysypiska znajduje się:

- warsztat do naprawy sprzętu obsługującego wysypisko,
- dwie wiaty gdzie prowadzone jest konfekcjonowanie selektywnie gromadzonych surowców odpadowych (podział na frakcje, mycie szkła i tworzyw sztucznych oraz ich rozdrabnianie, zgniatanie i paczkowanie makulatury i butelek PET, itp.) (rys. 16),
- myjnia płytowa odkryta środków transportowych i pojemników do zbiórki i transportu odpadów,
- budynek socjalno-biurowy dla załogi obsługującej wysypisko,

Zaplecze wyposażone jest w energię elektryczną, własne ujęcie wodne (dwie studnie głębinowe) wraz z instalacją wodno-kanalizacyjną, budynek socjalno-biurowy posiada instalację c.o. i c.w.u.



**Rys. 15.** Staw stabilizacyjny na odcieki wysypiskowe  
**Fig. 15.** Stabilization pond for landfill leachates



**Rys. 16.** Wiaty do segregacji  
**Fig. 16.** Segregation shelters

Na wysypisku znajduje się system dróg technologicznych i placów manewrowych, modyfikowanych i przebudowywanych w miarę potrzeb eksploatacyjnych.

Teren całego wysypiska ogrodzony jest ogrodzeniem z siatki stalowej ocynkowanej zawieszanej na słupkach stalowych.

Na terenie wysypiska na stałe zatrudnionych jest 21 pracowników, a bezpośrednio przy eksploatacji wysypiska 15 osób.

Prawidłowość eksploatacji wysypiska zapewniają:

- koparki (KM 251, CAT 428) (rys. 17),
- spycharki (DT 75 – 2 sztuki, CAT D5H – 2 sztuki) (rys. 18),
- kompaktory (CAT 814 – 2 sztuki) (rys. 19),

Ponadto w eksploatacji znajdują się:

- rozdrabniarki – 2 sztuki do tworzyw sztucznych (rys. 20),
- belownice – 2 sztuki do prasowania tworzyw sztucznych (głównie butelek PET – nacisk 24 tony, na jeden pakiet składający się z około 1300 butelek, co pozwala uzyskać ciężar pakietu około 75 kg) i makulatury (rys. 21).



**Rys. 17.** Koparko-ładowarka CAT 428 B

**Fig. 17.** Excavator-loader CAT 428 B



**Rys. 18.** Spychacz gąsienicowy CAT D5H

**Fig. 18.** Caterpillar bulldozer CAT D5H



**Rys. 19.** Ubijarko-spycharka „Kompaktor” ciężar 28 ton

**Fig. 19.** Compactor-bulldozer, weight 28 tons



**Rys. 20.** Rozdrabniarka do tworzyw, drewna, itp.  
**Fig. 20.** Plastic, wood etc. shredder



**Rys. 21.** Prasa do prasowania surowców – belownica  
**Fig. 21.** Recycled materials press

### **3. Koncepcja wykorzystania wysypiska jako jednego z węzłów technologicznych kompleksowej technologii utylizacji odpadów**

#### **3.1. Założenia ogólne**

Składowanie odpadów na wysypisku jest najstarszą i do dzisiaj najbardziej rozpowszechnioną metodą unieszkodliwiania odpadów stałych. Przy zachowaniu odpowiednich reżimów technologicznych można bezpiecznie składować zarówno stałe odpady komunalne, jak i odpady przemysłowe, w pewnym bezpiecznie ograniczonym zakresie.

Należy podkreślić, że bez względu na przyjętą technologię unieszkodliwiania stałych odpadów komunalnych (kompostowanie, spalanie), składowanie na wysypisku występuje zawsze albo jako metoda uzupełniająca, albo jako końcowy element procesu zagospodarowania z uwagi na występowanie odpadów technologicznych (żuźle, twarde części mineralne itp.).

Na przykład z procesu kompostowania pozostaje około 40÷50% (wagowo) odpadu technologicznego, a z procesu spalania około 20÷50% odpadu wymagającego składowania na wysypisku.

Współczesne wymogi ochrony środowiska i sanitarne narzucają konieczność budowy, a przede wszystkim eksploatacji, wysypisk w sposób ograniczający do minimum emisję zanieczyszczeń. Z tego też względu nastąpiła zmiana w podejściu do wyboru lokalizacji i budowy wysypiska. Pierwotnie wystarczyło wyznaczenie odpowiedniego terenu, ewentualnie ogrodzenie go i przystąpienie do składowania odpadów. Obecne wymagania powodują, że wysypisko jest obiektem inżynierskim, o stosunkowo dużym nasyceniu uzbrojenia i wyposażenia technologicznego.

Do elementów technicznych, charakteryzujących nowoczesne wysypisko należy zaliczyć:

- zabezpieczenie wód gruntowych i powierzchniowych przed wpływem składowania odpadów,
- przechwycenie i oczyszczenie wód opadowych infiltrujących przez odpady (odcieki) lub rozdeszczowanie i poprzez odparowanie zmniejszenie ich objętości,
- ujęcie i zagospodarowanie gazu wytwarzającego się w złożu składowanych odpadów (biogazu), dotyczy wysypisk w których składowany odpad nie został wcześniej ustabilizowany,
- zabezpieczenie odpowiedniej ilości i jakości sprzętu technologicznego do obróbki odpadów,
- wyposażenie wysypiska w odpowiednie zaplecze techniczno-socjalne,
- prowadzenie właściwej eksploatacji obiektu,
- objęcie wysypiska stałą kontrolą wpływu na środowisko (monitoring),
- rekultywacja terenu po zakończeniu eksploatacji wysypiska.



Należy podkreślić, że obecny oraz przyszły stan regulacji prawnych w dziedzinie środowiska w Polsce jest i będzie kształtowany przez prawo i politykę Wspólnoty Europejskiej.

Dotyczy to również postępowania z odpadami komunalnymi.

Dyrektywa Rady UE 75/442 zwana także „ramową”, stanowi fundament wspólnotowego prawa o odpadach. W Artykule 3 formułuje ona podstawowe cele gospodarki odpadami. Należą do nich: zapobieganie powstawaniu odpadów, zmniejszenie ich ilości i szkodliwości (m. in. poprzez ograniczenie ilości substancji organicznych składowanych na wysypiskach), odzyskiwanie i powtórne wykorzystanie odpadów. Zapis ten w sposób znaczący ogranicza możliwości składowania na wysypiskach nieprzetworzonych (nie poddanych wcześniejszemu unieszkodliwianiu poprzez kompostowanie czy spalanie) odpadów komunalnych, które szczególnie w warunkach polskich charakteryzują się dużą zawartością ogólnej substancji organicznej.

Unieszkodliwianie odpadów w świetle ustawy o odpadach z 27 czerwca 1997r. oznacza poddanie odpadów procesom przekształcenia biologicznego, fizycznego lub chemicznego w celu doprowadzenia ich do stanu, który nie będzie stwarzał zagrożeń dla życia lub zdrowia ludzi oraz dla środowiska.

Przyjmuje się, że odpady komunalne obejmują następujące grupy:

- odpady domowe związane z bytowaniem ludzi, odpady z obiektów użyteczności publicznej, infrastruktury społeczno-gospodarczej, w tym z obiektów administracji, oświaty, kultury, służby zdrowia, handlu i usług itp. co stanowi około 85%,
- odpady z terenów otwartych – odpady uliczne z koszy, zmiotki, z placów targowych, cmentarzy, zieleńców itp. co stanowi około 5%,
- odpady wielkogabarytowe – zużyte meble, sprzęt gospodarstwa domowego, zużyty sprzęt elektryczny, opakowania przestrzenne itp. około 5%,
- odpady budowlane – urobek ziemny, gruz rozbiórkowy, oraz odpady bytowo-gospodarcze (komunalnopodobne) z rzemiosła i obiektów przemysłowych około 5%.

Na podstawie badań przeprowadzonych w latach 1996÷1997 przez Przedsiębiorstwo Inżynieryjno Usługowe „Inżynierię Pro-Eko” Spółka z o.o. z Warszawy, określono wskaźnik nagromadzenia odpadów komunalnych (objętościowo i wagowo) oraz wskaźniki charakteryzujące właściwości technologiczne odpadów komunalnych powstających na terenie Słupska i okolic i przedstawiono jako wartości średnie, dla stanu obecnego oraz programowane dla okresu perspektywnego.

Badaniami objęto trzy charakterystyczne dla miasta rejony obsługi (w zakresie wywozu i unieszkodliwiania odpadów komunalnych) środowiska – typu zabudowy:

- zabudowa miejska wielorodzinna nowoczesna – osiedlowa – w pełni wyposażona w instalacje techniczno-sanitarne z ogrzewaniem centralnym zdalczynym,
- zabudowa miejska wielorodzinna stara, zwarta, o zróżnicowanym wyposażeniu w instalacje techniczno-sanitarne, ze zdecydowaną przewagą ogrzewania piecowego lub centralnego typu etażowego opalanego węglem lub innym rodzajem paliwa,
- zabudowa jednorodzinna, o zróżnicowanym wyposażeniu w instalacje techniczno-sanitarne, z przewagą ogrzewania lokalnego (piece, ogrzewanie etażowe).

Ponadto, do badań przyjęto środowisko zabudowy wiejskiej obsługiwane przez PGK-Słupsk, z którego to środowiska odpady kierowane są do wspólnego unieszkodliwiania z odpadami komunalnymi usuwanymi ze Słupska:

- zabudowa wiejska o charakterze mieszanej zabudowy zagrodowej i jednorodzinnej, o zróżnicowanym wyposażeniu w instalacje techniczno-sanitarne oraz ogrzewaniu indywidualnym.

Dodatkowo do badań przyjęto takie środowisko specjalne jak **targowisko miejskie**. Zakres badań obejmował:

- ustalenie średniorocznych objętościowych i wagowych wskaźników nagromadzenia oraz średniej gęstości odpadów komunalnych dla poszczególnych typów zabudowy i średnio dla miasta Słupska,
- ustalenie średniorocznych objętościowych i wagowych wskaźników nagromadzenia oraz średniej gęstości odpadów komunalnych dla zabudowy wiejskiej,
- ustalenie średniorocznych objętościowych i wagowych wskaźników nagromadzenia oraz średniej gęstości odpadów komunalnych dla targowiska miejskiego,
- wykonanie analizy frakcyjnej dla poszczególnych środowisk z podziałem na trzy frakcje:
  - do 10 mm,
  - 10÷100 mm,
  - powyżej 100 mm,
- wykonanie analizy składu grupowego dla poszczególnych środowisk (analiza składu morfologicznego)
- oznaczenie wskaźników charakteryzujących właściwości nawozowe (zawartość ogólnej substancji organicznej, zawartość węgla organicznego, azotu, fosforu oraz potasu),
- oznaczenie wskaźników charakteryzujących właściwości paliwowe (zawartość wilgoci, zawartość składników palnych i niepalnych, zawartość

składników lotnych, ciepło spalania, wartość opałowa robocza, zawartość składników agresywnych oraz skład elementarny części palnych),

- oznaczenie zawartości wybranych składników oddziaływujących szkodliwie na środowisko (badanie wyciągów wodnych – oznaczanie składników wymywalnych – odczyn, chlorki, siarczany, ogólna zawartość części rozpuszczalnych) – badania wykonywane dla każdego środowiska raz w kwartale dla jednej, środkowej próby średniej,
- oznaczenie zawartości wybranych metali ciężkich (Zn, Cu, Cr, Cd, Pb, Ni, Hg, Mn). Oznaczenia wykonane dla danego środowiska, dla jednej próby średniej jeden raz w kwartale.

Badania te spowodowały, że określono skład morfologiczny odpadów zwożonych z terenu Słupska i okolic:

- odpadów organicznych pochodzenia roślinnego i zwierzęcego jest 44,1%,
- odpadów nieorganicznych frakcja 0÷10 mm oraz odpady mineralne (popiół, żużel, gruz) jest 12,3%,
- odpadów użytkowych (papier, tworzywa, tekstylia, szkło, metal) jest 43,6%.

Analiza frakcyjna odpadów wykazała, że udział wynosi:

- frakcji drobnej 7÷8%,
- frakcji średniej 10÷100 mm, 50÷60%,
- frakcji grubej powyżej 100 mm, 30÷40%.

Analizując skład morfologiczny odpadów można powiedzieć, że jest bardzo złożony. Podane wielkości są wielkościami uśrednionymi, jednak skład ich jest zmienny w czasie i uzależniony od wielu czynników. Przykładem mogą być miesiące letnie i zimowe. Latem wzrasta ilość odpadów a szczególnie organicznych a zimą maleje. Związane jest to ze specyfiką klimatyczną i kulturową, (latem jest większa dostępność warzyw i owoców, zimą nie). Taki skład morfologiczny wymusza określone procesy, przetwarzania i unieszkodliwiania odpadów komunalnych:

- minimalizowaniu ilości wytwarzanych odpadów poprzez edukację,
- docelowe objęcie zorganizowanym usuwaniem i unieszkodliwianiem odpadów 100% mieszkańców,
- gromadzeniu i zbieraniu odpadów posegregowanych na składniki jednorodne,
- maksymalnym wykorzystaniu odpadów poprzez selektywną zbiórkę i recyding,
- optymalizacja systemów wywozu,

- unieszkodliwianie odpadów według sprawdzonych technologii najnowszej generacji (kompostowanie, spalanie lub piroliza),
- kierowaniu na wysypisko odpadów tylko mało aktywnych chemicznie i biologicznie.
- segregację w centralnych zakładach segregacji i konfekcjonowania surowców odpadowych + składowanie pozostałości na wysypisku,
- segregację w centralnych zakładach segregacji i konfekcjonowania surowców odpadowych + przerób biochemiczny (kompostowanie) + składowanie pozostałości na wysypisku,
- segregację w centralnych zakładach segregacji i konfekcjonowania surowców odpadowych + przeróbka termiczna + składowanie pozostałości na wysypisku.

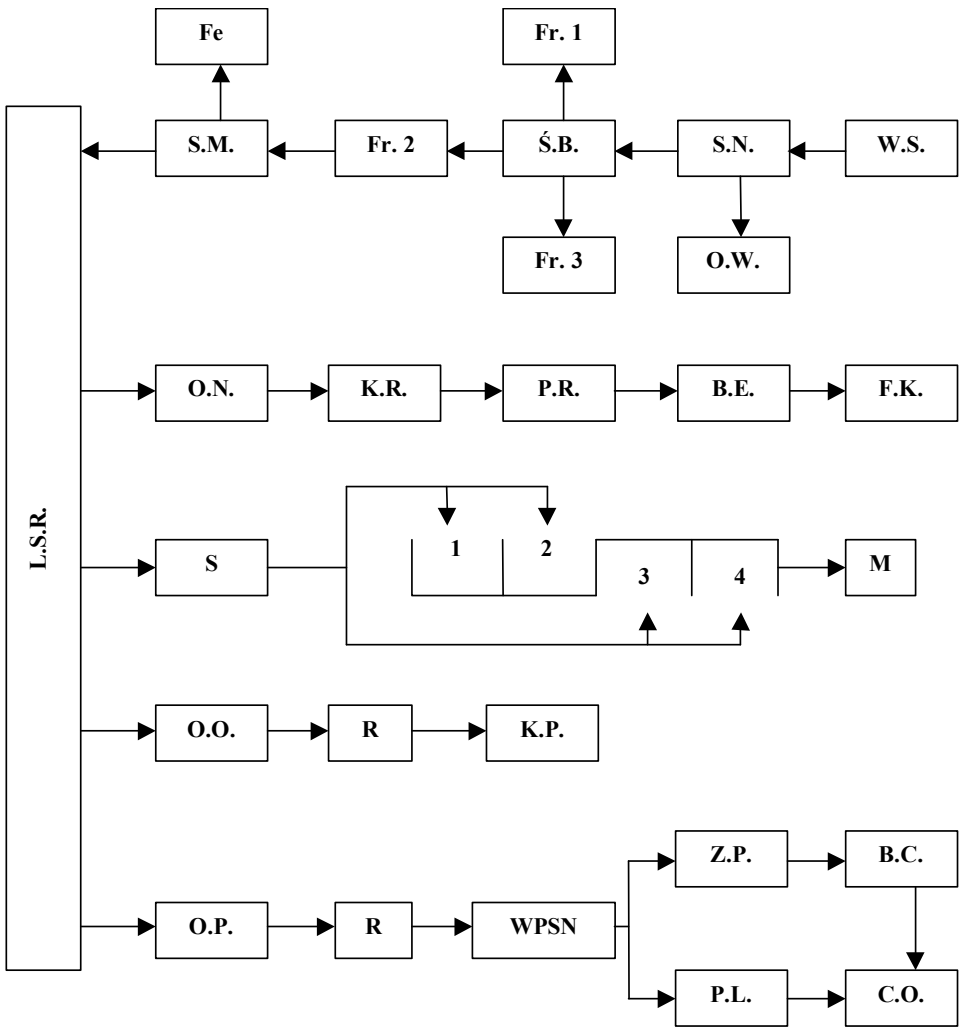
### 3.2. Schemat blokowy technologiczny i maszynowy

W konkretnych warunkach Słupska rozpatrywać można jedynie technologię łączącą wszystkie te procesy, tzn.: **Segregację w centralnych zakładach segregacji i konfekcjonowania surowców odpadowych + kompostowanie** (przeróbka biochemiczna wyselekcjonowanych odpadów organicznych) + **przeróbka termiczna** (utyliczator odpadów WPSN 2500) + **składowanie na wysypisku** (jako element końcowy).

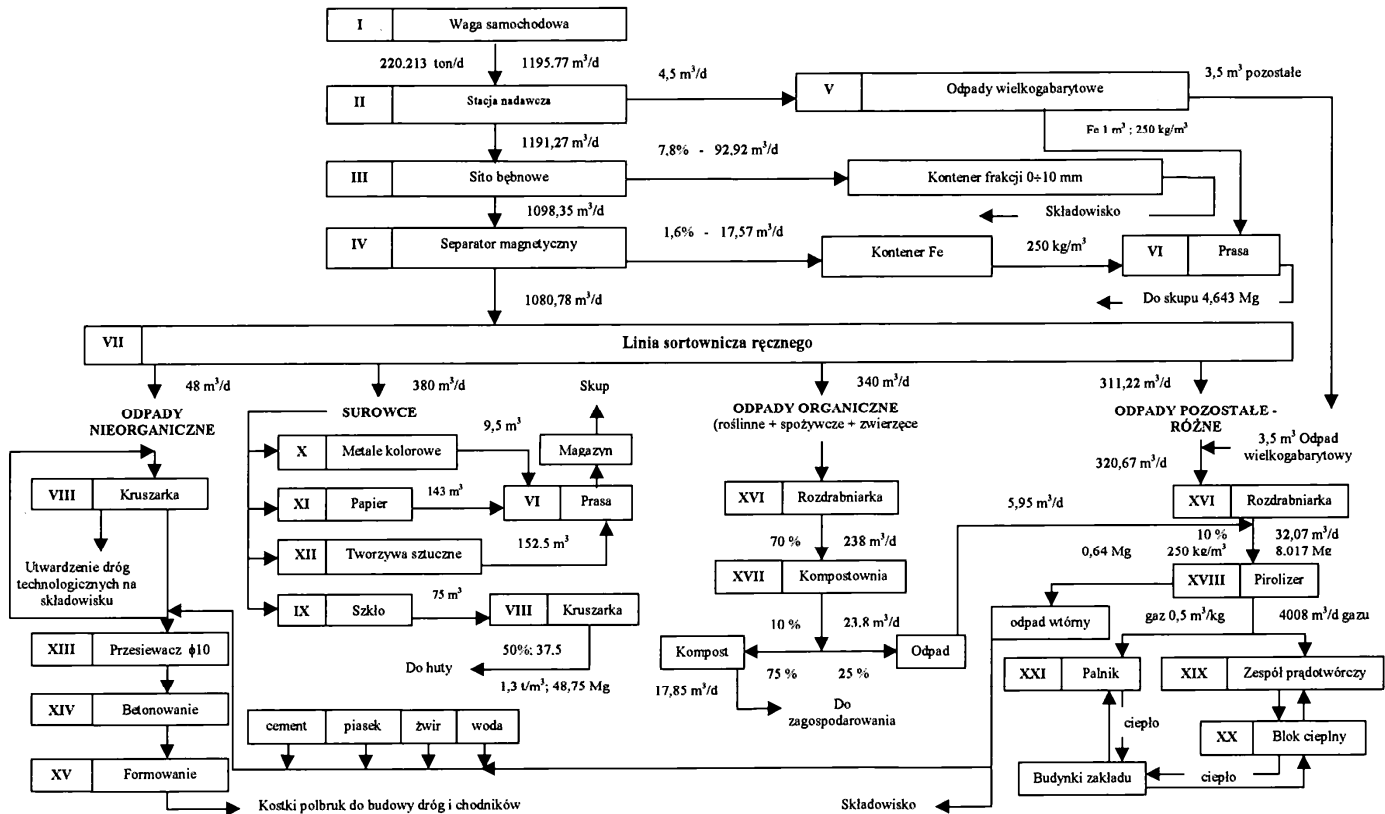
Na rys. 22. przedstawiono schemat blokowy Zakładu Utylizacji Odpadów, schemat technologiczny rys. 23, schemat maszynowy rys. 24.

Opis schematu na rysunku 22: 1.2.3.4. – boksy (metale kolorowe, papier, tworzywa sztuczne, szkło), B.C. – blok cieplny, B.E. – betoniarnia, C.O. – instalacja centralnego ogrzewania, F.K. – formowanie kostek, Fe – boks stali, Fr. 1 – frakcja odpadów 0÷10mm, Fr. 2 – frakcja odpadów 10÷100mm, Fr. 3 – frakcja odpadów pow. 100mm, K.P. – kompostownia, K.R. – kruszarka, L.S.R. – taśma sortowania ręcznego, M. – magazyn, O.N. – odpady nieorganiczne, O.O. – odpady organiczne, O.P. – odpady pozostałe, O.W. – odpady wielkogabarytowe, P.L. – palnik, P.R. – przesiewacz, R – rozdrabniarka, S surowce, S.M. – separator magnetyczny, S.N. – stacja nadawcza, Ś.B. sito bębnowe, WPSN – utyliczator pirolityczny, W.S. – waga samochodowa, Z.P. – zespół prądotwórczy.

Opis schematu na rysunku 24: I – waga samochodowa, II – stacja nadawcza, III – sito bębnowe, IV – separator magnetyczny, V – odpady wielkogabarytowe, VI – prasa, VII – linia sortowania ręcznego, VIII – kruszarka, XIII – przesiewacz, XIV – betoniarnia, XV – formiarnia, XVI – rozdrabniarka, XVII – kompostownia, XVIII – utyliczator WPSN, XIX – zespół prądotwórczy, XX – blok cieplny, XXI – palnik.

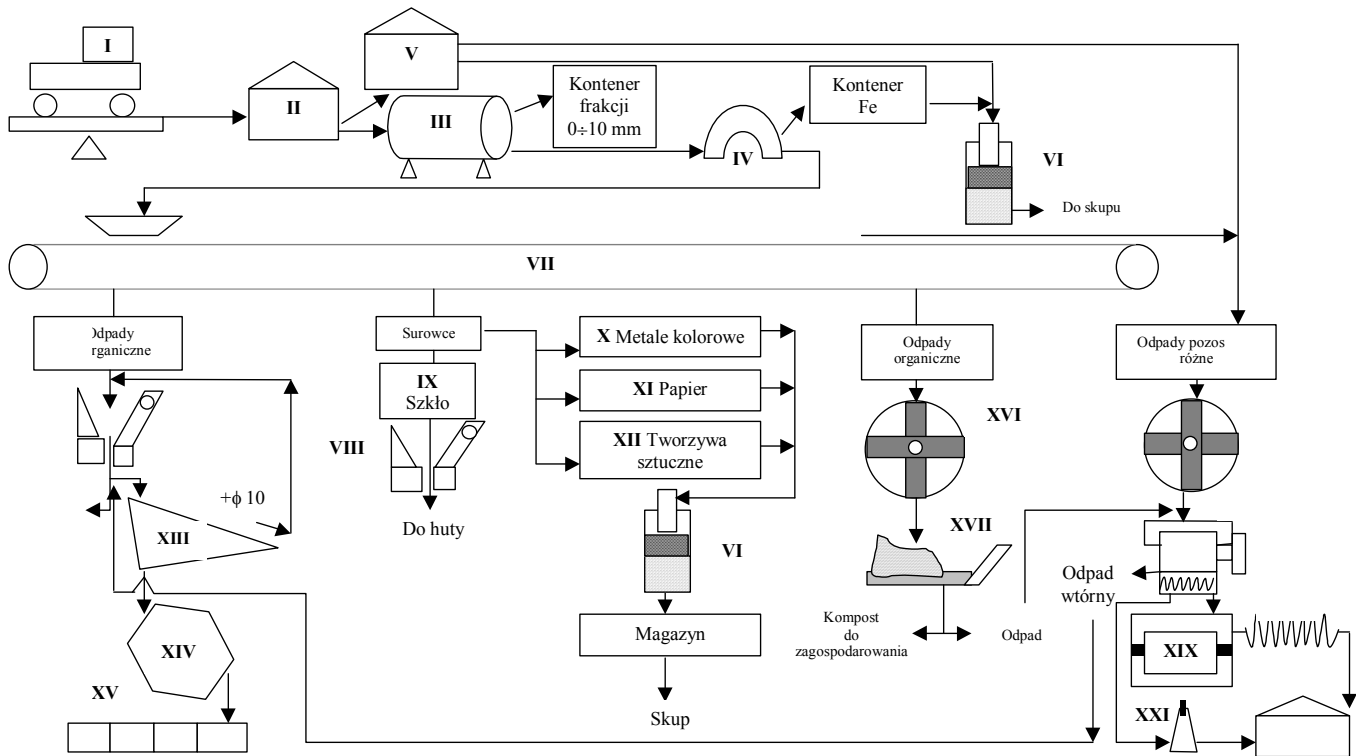


Rys. 22. Schemat blokowy Zakładu Utylizacji Odpadów  
 Fig. 22. Block diagram of Waste Utilization Plant



Rys. 23. Schemat technologiczny z szacunkowym bilansem Zakładu Utylizacji Odpadów

Fig. 23. Technological diagram of Waste Utilization Plant with estimated balance



Rys. 24. Schemat maszynowy Zakładu Utylizacji Odpadów  
 Fig. 24. Machine diagram of Wastes Utilization Plant

Odpady przed wwiezieniem na teren Zakładu Utylizacji Odpadów trafiają na wagę elektroniczną gdzie są ważone (**węzeł I**). System komputerowy rejestruje ilość i rodzaj ważonych odpadów. Odpady nie wymagające sortowania np. odpady nieorganiczne trafiają na kruszarkę (**węzeł VIII**), następnie do boksów gdzie będą oczekiwać na użycie w zależności od potrzeb: utwardzenie dróg dojazdowych, lub produkcję kostki polbruk.

Odpady wymagające sortowania trafiają do stacji nadawczej (**węzeł II**) gdzie następuje ich rozładunek. W stacji nadawczej oddzielane są odpady wielkogabarytowe i przekazywane do (**węzła V**). W (**węzle V**) oddzielone zostają elementy stalowe i przekazane na prasę (**węzeł VI**), natomiast pozostałe materiały typu (drewno, płyta stolarska, tekstylia, pianki poliuretanowe, tworzywa sztuczne itp.) zostają przekazane na rozdrabniarkę układu pirolitycznego (**węzeł XVI**). Odpady w dalszej kolejności ze stacji nadawczej trafiają przy pomocy ładowarki kołowej na ciąg załadowczy składający się z zespołu przenośników taśmowych płaskich tzw. poziomego kanałowego oraz wznoszącego. Zespół załadowczy dostarcza odpady do wnętrza sita bębnowego (**węzeł III**). W wyniku pracy sita bębnowego zostają wydzielone trzy frakcje (drobną, średnią i grubą).

- frakcja drobna o wielkości 0÷10 mm jest usuwana jako pierwsza. Jej skład opiera się w głównej mierze na fragmentach szkła, ceramiki, gruzu, popiołów, żużlu, drobnych elementów organicznych.
- frakcja średnia o ziarnistości zawierającej się w przedziale wielkości 10÷100 mm. Skład tej frakcji to drobne opakowania papierowe, odpady organiczne, tekstylia szkło drewno.
- frakcja gruba o ziarnistości przekraczającej rozmiar 100 mm. Składa się w głównej mierze z opakowań z tworzyw sztucznych, folii opakowaniowych, tekstyliów, odpadów organicznych, drewna.

Pierwsza z wymienionych czyli frakcja drobna gromadzona będzie w pojemnikach zbiorczych zlokalizowanych bezpośrednio pod sitem bębnowym. Ze względu na dużą zawartość drobnej frakcji mineralnej i zanieczyszczeń stałych, frakcja ta zostanie w całości zdeponowana na składowisku jako balast.

Proces segregacji ręcznej realizowany w stacji segregacji ma za zadanie odseparowanie przede wszystkim frakcji inertej (o opóźnionym rozkładzie) zalegającej w masie odpadów o ziarnistości średniej i grubej. Strumienie te trafiają na linię sortowniczą (**węzeł VII**) gdzie zostają podzielone na cztery grupy odpadów:

- odpady nieorganiczne,
- odpady organiczne,
- surowce,
- odpady pozostałe (różne)



Fracja średnia z sita bębnowego dostarczana jest przez przenośnik przesyłowy do ciągu segregacji ręcznej, który stanowi przenośnik sortowniczy. Nad przenośnikiem przesyłowym zostanie zainstalowany separator elektromagnetyczny (**węzeł IV**). Zadaniem separatora elektromagnetycznego jest usunięcie odpadu stalowego ze średniej frakcji. Odpad stalowy zostaje umieszczony w kontenerze KP-6 a następnie sprasowany w prasie (**węzeł VI**). Po sprasowaniu kostki złomu stalowego zostaną sprzedane do punktu skupu lub odstawione bezpośrednio do huty. Frakcja średnia poddana zostanie sortowaniu w celu wybrania odpadów które można zagospodarować lub surowców wtórnych. W tym przypadku będzie wydzielane 6 różnych rodzajów surowców (odpady nieorganiczne, odpady organiczne, szkło, metale kolorowe, papier, tworzywa sztuczne). Pozostałe odpady które nie znajdują przeznaczenia trafią jako odpady różne na rozdrabniarkę układu pirolitycznego (**węzeł XVI**).

Fracja gruba przekazywana jest z sita bębnowego na przenośnik przesyłowo-sortowniczy gdzie podlega sortowaniu ręcznemu. Tutaj podobnie jak dla frakcji średniej znajdują się stanowiska sortownicze na których można wydzielić 6 różnych rodzajów odpadów lub surowców.

Ciąg segregacji ręcznej czyli przenośniki sortownicze frakcji średniej i grubej, są umieszczone na trybunie sortowniczej, wyposażonej w pojedyncze i podwójne stanowiska segregacji ręcznej. Cały proces sortowania ręcznego odbywa się w kabinie sortowniczej która jest ogrzewana i posiada wentylację potrzebną do usuwania gazów wydzielających się z sortowanych odpadów.

Po wysortowaniu surowców wtórnych pozostały strumień odpadów kierowany do rozdrabniarki układu pirolitycznego (**węzeł XVI**).

Odpady i surowce które zostały wysortowane w linii sortowniczej (**węzeł VII**) należy dodatkowo konfekcjonować lub przygotować do zagospodarowania.

➤ **odpady nieorganiczne** (gruz budowlany i betonowy) należy skierować na kruszarkę (**węzeł VIII**).

Gruz budowlany (ceglany) rozdrabniany będzie na kruszarce (**węzeł VIII**) na wymiar  $\phi 50$  mm, wykorzystywany będzie do utwardzania dróg technologicznych na terenie wysypiska.

Gruz betonowy po rozdrobnieniu na kruszarce (**węzeł VIII**) na wymiar  $\phi 10$  mm, przesiewamy kontrolnie na przesiewaczu (**węzeł XIII**) i kierujemy na betoniarnie, gdzie zostanie wymieszany w odpowiednich proporcjach z cementem, piaskiem, żwirem i wodą. Ziarna powyżej  $\phi 10$  mm zawracane będą ponownie do kruszenia. Gotowy beton zostaje umieszczony w formach do produkcji kostek polbruku (**węzeł XV**).

Oprócz gruzu betonowego do produkcji kostki należy wykorzystać odpad stały (grysik) po pirolizie.

Kostka ta będzie służyła do utwardzenia placów wokół budowanych obiektów.

Na podstawie opracowania [4] przyjmuje się, że w skład wyjściowej mieszanki betonowej (**węzeł XIV**) wchodzi kruszywo, które zawiera 1% ziaren poniżej 0,125 mm i 25% ziaren powyżej 8 mm.

Na podstawie receptury wyjściowej tj.:

- cement 0,45t = 0,15 m<sup>3</sup>,
- piasek 0,76t = 0,45 m<sup>3</sup>,
- żwir 1,06t = 0,62 m<sup>3</sup>,
- woda 0,30t = 0,30 m<sup>3</sup>.

można utworzyć mieszaniną betonową zawierającą odpadowy pył.

W pierwszym przypadku zmiennymi są proporcje popiołu lotnego i cementu, a parametrami stałymi ilość piasku, żwiru i wody. Masa cementu zastępowana jest w pewnych ilościach popiołem lotnym.

**Tabela 7.** Zestawienie wyników badań na ściskanie [MPa] kostek typu polbruk [4] (częściowe zastąpienie cementu popiołem lotnym)

**Table 7.** Breakdown of results of test on compression strength [MPa] of “polbruk” cubes

Rodzaj mieszanki	Stosunek masy popiołów lotnych do masy cementu w recepturze mieszanki wejściowej					
	0%	2%	4%	6%	8%	10%
Mieszanka C	21,88	21,24	20,52	20,16	19,20	17,94

W drugim przypadku zmiennymi są proporcje popiołu lotnego i piasku, a parametrami stałymi ilość żwiru, cementu i wody. Masa piasku była zastąpiona w pewnych ilościach popiołem lotnym.

**Tabela 8.** Zestawienie wyników badań na ściskanie [MPa] kostek typu polbruk [4] (częściowe zastąpienie kruszywa popiołem lotnym)

**Table 8.** Breakdown of results of test on compression strength [MPa] of “polbruk” cubes

Rodzaj mieszanki	Stosunek masy popiołów lotnych do masy kruszywa w recepturze mieszanki wejściowej					
	0%	5%	10%	15%	20%	25%
Mieszanka C	21,88	16,68	16,67	14,90	13,20	11,50

Przy użyciu kruszywa C uzyskano odpowiadające normie dla typu polbruków tzw. chodnikowych to znaczy co najmniej 20 MPa wytrzymałości na ściskanie dla prób, w których proporcje popiołu lotnego do cementu wynosiły 2%, 4% i 6%. Dla proporcji 6%, a więc z możliwym jeszcze maksymalnym udziałem

łem popiołów lotnych parametr nasiąkliwości wynosi 5% czyli jest w górnej granicy dopuszczalności.

W Katedrze Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej przeprowadzono badania nad możliwością produkcji kostek typu polbruk przy zastosowaniu dodatku wtórnego odpadu pirolitycznego pochodzącego z pirolitycznej utylizacji wybranych grup odpadów [5]. Badania te przeprowadzono w dwóch seriach. W serii I część masy cementu została zastąpiona pewną ilością wtórnego odpadu popirolitycznego. W serii II część masy kruszywa zastąpiona jest wtórnym odpadem popirolitycznym.

W tabeli 9 przedstawione zostały wyniki wytrzymałości na ściskanie kostek betonowych typu polbruk w serii I.

**Tabela 9.** Wyniki badań wpływu popiołu po pirolitycznym unieszkodliwianiu odpadów na wytrzymałość na ściskanie kostek polbruk w serii I [5]

**Table 9.** Results of research on influence of secondary waste after pyrolytic wastes neutralization on compression strength of “polbruk” cubes in series I

Rodzaj odpadu	Procent udziału	Próba 1 [MPa]	Próba 2 [MPa]	Próba 3 [MPa]	$\sigma_{\text{sr}}$ [MPa]
Farby akrylowe	0	33,0	30,1	27,1	30,1
	2	21,5	28,0	23,7	24,4
	4	22,9	20,6	21,2	21,6
	6	24,5	23,7	14,3	20,9
	8	16,6	18,2	17,0	17,3
Farby ftalowe	0	33,0	30,1	27,1	30,1
	2	29,7	29,0	29,4	29,4
	4	27,2	29,5	24,7	27,2
	6	28,9	19,8	29,9	22,8
	8	20,6	19,8	11,2	17,2
Plastyki	0	33,0	30,1	27,1	30,1
	2	24,8	22,3	24,3	23,8
	4	21,2	19,5	19,3	20,0
	6	18,5	18,0	17,2	17,9
	8	14,3	15,1	16,5	15,3

Analizując wyniki serii I można spostrzec, że zakładany warunek wytrzymałości danej próby na ściskanie – 20 MPa przy optymalnym (największym) udziale popiołu do cementu spełniają popirolityczne odpady farb ftalowe

wych. Wytrzymałość kostek typu polbruk na ściskanie w granicach 20 MPa jest zachowana przy udziale popiołu po pirolitycznym unieszkodliwianiu farb ftalowych zamiast cementu w ilości 7%. Wytrzymałość na ściskanie spada dość gwałtownie dla prób z coraz większym udziałem odpadu, tj. 4%, 6%, 8%. Charakterystyczna jest tu zwłaszcza próba 2% udziału popiołu w mieszance, której wytrzymałość jest niższa od wytrzymałości próby „zerowej” tylko o 0,7 MPa.

Analogiczny wynik osiągnięto również w przypadku popiołów po pirolitycznym unieszkodliwianiu odpadów farb akrylowych. Procentowy udział popiołu w mieszance w miejscu cementu dla tej grupy odpadów, przy założeniu granicznej wymaganej wartości wytrzymałości na ściskanie 20 MPa kompozytów cementowych wynosi 6,75%. Taką ilość cementu CP 45 w mieszance możemy zastąpić popiołami z utylizatora typu WSP, przy którym spełnione będą jeszcze wymagania normy wytrzymałości na ściskanie (PN-88/B-06250). Spadek wytrzymałości na ściskanie kostek następuje w sposób gwałtowny już w granicach próby – udziału popiołu w mieszance już w ilości tylko 2% i osiąga najniższą wartość 17,3 MPa dla próby 8%.

Optymalny udział procentowy popiołów po pirolitycznym unieszkodliwianiu odpadów plastikowych zamiast cementu, przy którym zachowane są wymagania normy wytrzymałościowej jest najniższy w serii I i wynosi 4% udziału w mieszance. Wynik ten jest więc niższy o około 3% od najwyższych udziałów, (czyli optymalnych) dla wyników wytrzymałości z dodatkiem popiołów po pirolitycznym unieszkodliwianiu odpadów farb akrylowych i ftalowych. Na tej podstawie można stwierdzić, że popioły z odpadów plastikowych w mniejszym stopniu opłaca się utylizować jako wsad do mieszanki betonowej niż popioły dwóch pozostałych grup.

Tabela 10 przedstawia wyniki wytrzymałości na ściskanie mieszanki betonowej w serii II. Analizując wyniki serii II, można zauważyć, że zakładany warunek wartości wytrzymałości na ściskanie – 20 MPa przy optymalnym (maksymalnym) udziale popiołu do kruszywa spełniają popirolityczne odpady farb ftalowych. Wytrzymałość na ściskanie kostek wykonanych na bazie tych popiołów w granicach 20 MPa jest zachowana przy wszystkich udziałach. Wyniki badań wytrzymałości na ściskanie dla prób 2%, 4%, 6%, 8% są tylko nieznacznie niższe od próby zerowej, której wartość wyniosła 30,1 MPa.

Gwałtowny spadek wytrzymałości na ściskanie polbruków zauważamy analizując wyniki udziału popiołów po pirolitycznym unieszkodliwianiu odpadów farb akrylowych i odpadów plastikowych zamiast kruszywa. Przy zachowaniu granicznej wytrzymałości na ściskanie wynoszącej 20 MPa udziały optymalne wynosiły 2% i 3%. Na podstawie uzyskanych wyników wytrzymałościowych możemy stwierdzić, że już niewielki udział popiołów zastępujących w mieszance betonowej kruszywo powoduje duże obniżenie wytrzymałości na ściskanie.

**Tabela 10.** Wyniki badań wpływu popiołu po pirolitycznym unieszkodliwianiu odpadów na wytrzymałość na ściskanie kostek polbruk w serii II [5]

**Table 10.** Results of research on influence of secondary waste after pyrolytic wastes neutralization on compression strength of “polbruk” cubes in series II

Rodzaj odpadu	Procent udziału	Próba 1 [MPa]	Próba 2 [MPa]	Próba 3 [MPa]	$\sigma_{\text{sr}}$ [MPa]
Farby akrylowe	0	33,0	30,1	27,1	30,1
	2	22,2	20,0	20,1	20,8
	4	12,6	12,0	10,8	11,8
	6	7,6	7,2	7,4	7,4
	8	5,1	5,2	6,1	5,5
Farby ftalowe	0	33,0	30,1	27,1	30,1
	2	25,7	27,0	28,1	26,9
	4	28,5	23,5	27,3	26,4
	6	26,4	24,4	24,2	25,0
	8	20,3	19,0	27,3	22,2
Plastyki	0	33,0	30,1	27,1	30,1
	2	22,3	23,7	25,7	23,9
	4	15,6	14,2	15,5	15,1
	6	10,1	9,5	8,0	9,2
	8	6,5	6,6	7,0	6,7

Na podstawie przedstawionych wyników badań wpływu udziału popiołów do cementu wykonanych w serii I i wpływu udziału popiołów do kruszywa wykonanych w serii II można zaryzykować stwierdzenie, że najlepszym odpadem do utylizacji przez zestalenie są popioły z pirolitycznego unieszkodliwiania farb ftalowych. W mieszance betonowej możliwe jest zastąpienie cementu tego typu odpadem w ilości 7% lub kruszywa w ilości około 9%. Dla tych wartości zachowana jest norma wytrzymałości – 20 MPa.

Wyniki te mogą służyć jako wytyczne do formowania kostek typu polbruk o wymiarach 10cm x 10cm x 10cm, zgodnie z PN 84/N 03264 – jeśli chcemy likwidować termicznie odpady farb. Inne badania wskazują, że przy termicznej likwidacji w procesie pirolizy odpadów organicznych takich jak: plastyki, gumy, drewno, trociny, papier czy kosmetyki ten wymierny udział wtórnego odpady popirolitycznego nie może być większy niż około 2%, co w skali bezwzględnej pozwala przyjąć tylko około 1% tego typu odpadów i dosypania do mieszanki betonowej. Jest to poważny problem ekonomiczny i techniczno-organizacyjny.

- **szkło (węzeł IX)** należy najpierw podzielić na białe i kolorowe, następnie należy oddzielnie skierować na kruszarkę (**węzeł VIII**). Po rozdrobnieniu szkło trafia do boksów gdzie będzie oczekiwać na wywóz do huty. Wywóz odbywa się transportem samochodowym należącym do huty.
- **metale kolorowe (węzeł X)** po podzieleniu na rodzaje-gatunki (aluminium, miedź) zostaną skierowane na prasę (**węzeł VI**), po sprasowaniu do magazynu gdzie będą oczekiwać na wywóz do punktu skupu.
- **makulatura (węzeł XI)** należy podzielić na karton i pozostałą a następnie skierować na prasę (**węzeł VI**), po sprasowaniu do magazynu gdzie będzie oczekiwać na wywóz do punktu skupu.
- **tworzywa sztuczne (węzeł XII)** po podzieleniu na rodzaje zostaną skierowane na prasę (**węzeł VI**), po sprasowaniu do magazynu gdzie będą oczekiwać na wywóz, Wywóz odbywa się transportem samochodowym należącym do odbiorcy
- **odpady organiczne** (żywnościowe, zwierzęce, roślinne, drewno bez środków konserwujących) zostaną skierowane na rozdrabniarkę (**węzeł XVI**). Po rozdrobnieniu zostaną spryzmowane na płycie kompostowej (**węzeł XVII**), gdzie ulegną rozkładowi i biostabilizacji. Po przesianiu na przesiewaczu bębnowym gotowy kompost zostanie skierowany do zagospodarowania (zakładanie nowych trawników i zieleńców na terenie miasta, użyczenie istniejących terenów zielonych, produkcja kwiatów w tunelach foliowych). Kompost który po przejściu przez sito bębnowe zostanie odrzucony zostanie skierowany do pirolizera (**węzeł XVIII**).
- **odpady pozostałe** są to odpady które w całym procesie rozdziału (sortowania) nie zostały zagospodarowane. Trafiają one w całości na rozdrabniarkę (**węzeł XVI**) w celu zmniejszenia ich wymiarów a co zatem idzie i objętości. Rozdrobnione odpady organiczne zostaną poddane utylizacji w ośmiu utylizatorach o działaniu ciągłym typu WPSN 2500 (**węzeł XVIII**).

Utylizator odpadów WPSN 2500 przeznaczony jest do unieszkodliwiania odpadów takich jak:

- odpady z tworzyw sztucznych,
- odpady z malarni i lakierni, przeterminowane farby, lakiery i rozpuszczalniki,
- odpady z gumy, kauczuku, zużyte ogumienie,
- zanieczyszczone czyściwo, zaolejone szmaty i trociny,
- zużyte smary, oleje, filtry olejowe,
- zużyte i przeterminowane kleje, żywice, utwardzacze,
- odpady przemysłu mięsnego – szczecina, mierzwa, konfiskata,
- odpady przemysłu tytoniowego – acetat, bobina, kurz tytoniowy,
- odpady medyczne i weterynaryjne.

Utylizator odpadów typu WPSN pracuje w oparciu o zasadę pirolizy, czyli działania na odpady wysoką temperaturą bez dostępu tlenu.

W pierwszej fazie, do pustej komory pirolitycznej ładowana jest odpowiednia ilość sorbentu i wody. Następnie komora jest hermetycznie zamykana i rozgrzewana do temperatury 599°C. Po osiągnięciu tej temperatury następuje włączenie podajnika odpadów i rozpoczyna się proces pirolizy. W zależności od rodzaju odpadów może istnieć konieczność dozowania sorbentów wraz z podawaniem odpadów. Proces ten prowadzony jest w sposób ciągły przez 5÷14 dni, bez konieczności wyłączania instalacji.

Prowadzenie procesu unieszkodliwiania odpadów na drodze pirolizy powoduje rozkład złożonych związków organicznych na gaz pirolityczny oraz uwęgloną część, z którą zostają trwale związane wszystkie szkodliwe substancje.

Powstały gaz pirolityczny przechodzi przez strefę przegrzania, a dalej kierowany jest do palnika gdzie ulega spaleni. Powstałe spaliny są schładzane na wymienniku ciepła i po rozrzedzeniu powietrzem są wyrzucane przewodem kominowym do atmosfery.

Produktami pozostającymi po pirolizie odpadów są:

- gaz pirolityczny 0,5 m<sup>3</sup>/kg,
- odpad stały do 8% ogólnej masy wsadu.

Gaz pirolityczny przed spalaniem jest oczyszczany na złożu wapienno-węglowym, co pozwala na skuteczną eliminację z jego składu związków szkodliwych.

Przeznaczone do utylizacji odpady organiczne są termicznie i beztlenowo rozłożone na gaz oraz materiał stały. Przy zastosowaniu odpowiednich sorbentów w trakcie wyprażania chlor pozostaje związany z materiałem stałym, a odpowiednia temperatura wyprażania zapewnia rozłożenie benzenu na wodór i węgiel. W taki sposób wytworzony podczas beztlenowego wyprażania gaz przeznaczony do spalania pozbawiony jest składników tworzących dioksyny i furany oraz podobnie jak gaz ziemny może być spalany bez obawy zatrucia atmosfery.

Większość szkodliwych związków - stosując tę technologię unieszkodliwiania odpadów – zostaje trwale związana z węglem i wapnem. Po przeprowadzeniu serii badań zalecane są następujące sposoby zagospodarowania tych pozostałości:

- wykorzystanie jako wypełniacza masy do produkcji płyt drogowych, chodnikowych itp.,
- składowanie na wysypisku.

W trakcie procesu pirolizy z 1 kg odpadów powstaje około 0,5 m<sup>3</sup> wysokokalorycznego gazu, który należy wykorzystać paliwo alternatywne (dane przyjęto z oferty przedsiębiorstwa „EKOFORMA”).

➤ **zespół prądotwórczy (węzeł XIX)** jest to układ silnik spalinowy i generator. Powstający w wyniku pirolizy gaz pirolityczny jest spalany w silniku spalinowym gazowym który napędza generator. W wyniku takiego wykorzystania gazu otrzymamy energię elektryczną którą można sprzedać lub wykorzystać na potrzeby własne. Na wyprodukowanie 1 kWh energii potrzeba około 0,81 m<sup>3</sup> gazu (dane podano na podstawie opracowań zakładowych PGK).

➤ **blok cieplny (węzeł XX)** dodatkowo można wykorzystać ciepło spalin powstałe podczas spalania gazu w silniku gazowym. Służy do tego wymiennik ciepła – blok cieplny produkowany przez GAZTERM – GESKO w Warszawie. Wymiennik ciepła może pracować w układzie woda – woda lub spaliny – woda.

Wymiana ciepła woda – woda polega na odebraniu ciepła z układu chłodzenia silnika spalinowego i przekazaniu przez wymiennik do instalacji c.o. ogrzewającej budynki lub c.w.u. Moc tego układu około 120 kW.

Wymiana ciepła spaliny – woda polega na odzyskaniu ciepła spalin. Temperatura spalin wynosi 500÷600°C. Spaliny przepływając przez wymiennik ogrzewają wodę znajdującą się w wymienniku. Ogrzana woda przekazana zostaje poprzez instalację c.o. do ogrzewania budynków lub c.w.u. Moc tego układu 150 kW.

➤ **palnik (węzeł XXI)** jako zabezpieczenie na wypadek awarii generatorów i braku możliwości spalania gazu zainstalowano dwa palniki do spalania gazu pirolitycznego. Będą one pracować również w okresach nadprodukcji gazu. Dodatkowo mogą służyć jako wymienniki ciepła do ogrzewania pomieszczeń budynku socjalnego i sortowni.

Na podstawie danych przedstawionych przez „EKOFORMA” w Policach [8] oraz danych PGK w Słupsku wynika, że:

➤ w trybie pracy ciągłej w ciągu doby można utylizować **1200 kg** odpadów. Przy założeniu, że do utylizacji będzie trafiać 9,580 Mg odpadów potrzeba 8 szt. utylizatorów typu WPSN 2500.

➤ w ciągu doby można uzyskać **600 m<sup>3</sup>**, 25 m<sup>3</sup>/h gazu pirolitycznego z jednego pirolizera, z 8 szt. około 4790 m<sup>3</sup>/d.

➤ można z tego gazu wyprodukować w generatorze około **5913 kWh** w ciągu doby, przy założeniu, że zużycie gazu będzie wynosiło 0,81 m<sup>3</sup>/kWh.

➤ można pozyskać z jednego wymiennika spaliny – woda około **4600 kW** ciepła w ciągu doby.



Jeżeli zostaną zainstalowane 3 sztuki pirolizerów to następnie można zainstalować generator o mocy 100 kWh, będzie to moc wystarczająca do zabezpieczenia pracy urządzeń w sortowni, z bloku cieplnego będzie można wówczas pozyskać 150 kW ciepła, a to wystarczy na ogrzanie sortowni. Zainstalowanie 8 sztuk pirolizerów pozwoli na instalację 3 zespołów prądotwórczych wraz z blokami cieplnymi, a to spowoduje, że zakład będzie prawie samowystarczalny jeżeli chodzi o energię (w razie nie wykorzystania energii nadwyżka będzie sprzedawana do sieci krajowej) i będzie posiadać dużą nadwyżkę ciepła.

- **transport** na terenie sortowni oraz zakładu utylizacji oraz wywóz surowców na zewnątrz będzie realizowany przez dwa samochody marki JELCZ P-422 K. Pierwszy samochód bramowy z żurawiem do przewozu kontenerów, drugi samowyładowczy z żurawiem do wywozu surowców na zewnątrz.

W związku z tym proponuje się następujące procesy technologiczne realizować przez maszyny i urządzenia produkowane przez n/w producentów:

- ważenie (**węzeł I**) dokonywane będzie na elektronicznej wadze samochodowej typ DFT-E2 18 x 3 m, produkowanej przez SCHENCK POLSKA Sp. z o.o. [9]
- przemieszczanie odpadów w stacji nadawczej (**węzeł II**) odbywać się będzie przy pomocy koparko-ładowarki TO-49, dystrybutor P.U.P. „ZNMR” Sp. z o.o.
- sortowanie ręczne dokonywane będzie na linii sortowniczej (**węzeł VII**) produkcji „HORSTMANN” Budowa Urządzeń i Technika Ekologiczna Sp. z o.o. [10]
- kruszenie (**węzeł VIII**) prowadzone będzie w kruszarce szczękowej typ 44.42, produkcji Pomorskie Zakłady Budowy Maszyn „MAKRUM” [11]
- przesiewanie (**węzeł XIII**) prowadzone będzie na przesiewaczu wibracyjnym  $\phi 10$  typ 30.87, produkcji Pomorskie Zakłady Budowy Maszyn „MAKRUM” [11]
- prasowanie (**węzeł VI**) prowadzone będzie w prasie typ PR 40 Sa, produkcji Rocznik Recykling System Prasy Sp. z o.o. [12]
- transport na terenie wysypiska i poza nim realizowany będzie przy użyciu dwóch samochodów marki JELCZ. Jeden z samochodów to samochód bramowy, drugi to samochód samowyładowczy-wywrotka typ P-422 K produkcji Zakładów Samochodowych „JELCZ” S.A. [13]
- rozdrabnianie (**węzeł XVI**) prowadzone będzie w rozdrabniarce typ K/25 wersja K10/25, produkcji Satrind S.r.l. Włochy [14]
- proces kompostowania (**węzeł XVII**) odbywać się będzie na płycie kompostowej – koncepcja zaczerpnięta z literatury [7]

- proces pirolizy (**węzeł XVIII**) realizowany będzie w pirolizerach typ WPSN 2500, produkcji EKOFORMA Sp. z o.o. [8]
- spalanie gazu i produkcja energii (**węzeł XIX**) realizowane będzie w Zespole Prądotwórczym 100 kW, produkcji Zakładów Mechanicznych „PZL – WOLA” S.A. [15]
- wymiana ciepła (**węzeł XX**) odbywać się będzie w bloku cieplnym przystosowanym do współpracy z zespołem prądotwórczym, gazowym o mocy 150kW. Producentem bloku cieplnego jest GAZTERM s.c. [16]

### **3.3. Opis zastosowanych urządzeń**

#### *3.3.1. Wagi samochodowe (węzeł I) [9]*

Do ważenia odpadów przywiezionych na wysypisko będą służyły dwie elektroniczne wagi samochodowe (wjazdowa i wyjazdowa) typu DFT-E2 18 x 3, z pomostami betonowym do statycznego ważenia pojazdów o nośności 60 t każda, wymiary pomostu 18 m x 3 m, Producentem wag jest SCHENCK POLSKA Sp. z o.o. w Warszawie ul. Połczyńska 10. Wagi będą wyposażone w wskaźnik masy wewnętrzny i zewnętrzny, czytnik kart magnetycznych, dwukolorowe światło drogowe oraz komputer z oprogramowaniem do ewidencji ilościowej i jakościowej ważonych odpadów.

#### *3.3.2. Stacja nadawcza (węzeł II)*

Do przemieszczania odpadów komunalnych w stacji nadawczej służyć będzie koparko-ładowarka kołowa (import z Białorusi) dystrybutor P.U.P. „ZNMR” Sp. z o.o. Żary ul. Słowackiego 49 (rys. 6).

Koparko-ładowarka została zabudowana na podwoziu ciągnik MTZ-82 (napęd 4x4), typ silnika D-240 (82 KM), pojemność łyżki ładującej 0,5 m<sup>3</sup>, pojemność łyżki kopiącej 0,3 m<sup>3</sup>, max głębokość kopania 4 m, wysokość podnoszenia 3,4 m, masa eksploatacyjna 6,5 Mg.

#### *3.3.3. Sortownia odpadów komunalnych (węzeł III; IV; VII) [10]*

Do sortowania odpadów komunalnych będzie służyć sortownia odpadów komunalnych, produkowana przez HORSTMANN – Budowa Urządzeń i Technika Ekologiczna Sp. z o.o. w Wągrowcu ul. Koyńska 100.

System ten jest powiązaniem dwóch technik sortowania odpadów: sortowania mechanicznego i ręcznego. Proces segregacji mechanicznej ma charakter rozdziału strumienia odpadów ze względu na wielkość ziarna i elementów ferromagnetycznych. Dodatkowo dzięki segregacji mechanicznej następuje dekompresja (rozbitcie zbryleń) dostarczanych odpadów. Proces sortowania ręcznego to podział odpadów wcześniej podzielonych według wielkości, na konkretne frakcje ze względu na ich własności fizyko-chemiczne. W sortowni

można segregować odpady pochodzące ze wstępnej selekcji (u źródła), oraz bez selekcji wstępnej, tzw. mieszane odpady komunalne.

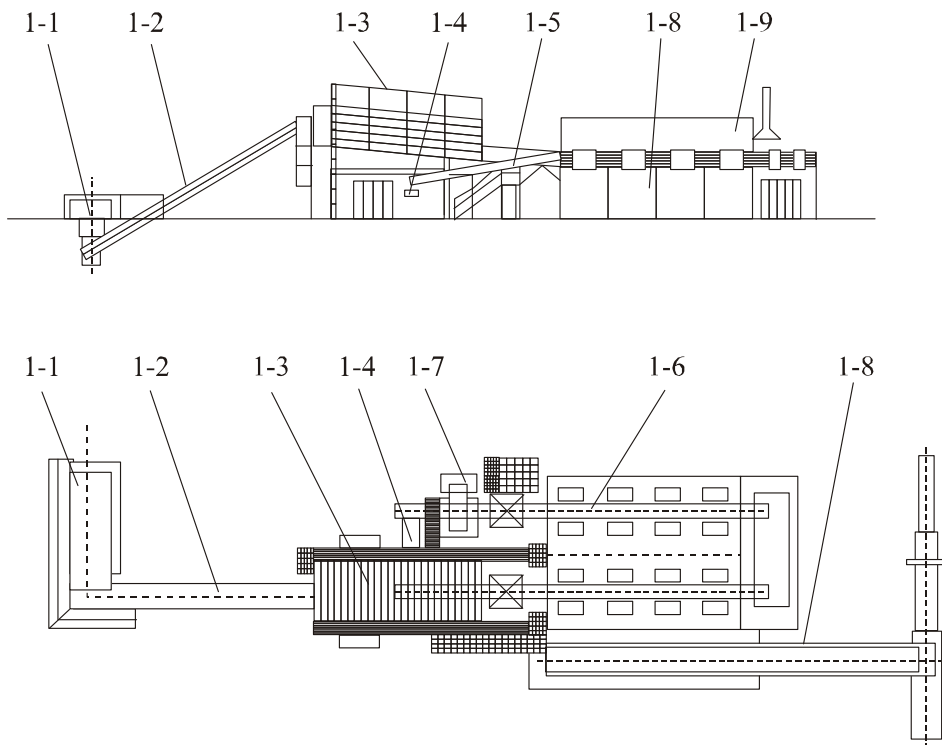
Sortowanie rozpoczyna rozładunek odpadów z pojazdu dostawczego. Odpady są gromadzone w stacji nadawczej, jest to strefa buforowa pomiędzy miejscem dostarczaniem odpadów, a właściwym ciągiem segregacji.

Na schemacie (rys. 25) sortowni odpadów komunalnych pokazana jest droga odpadów od wprowadzenia na przenośnik (transporter) kanałowy do momentu opuszczenia materiału – surowca wyselekcjonowanego. Przy użyciu koparko-ładowarki kołowej odpady trafiają na przenośnik poziomy kanałowy Poz. 1-1 a następnie wznoszący Poz. 1-2. Zespół załadowniczy dostarcza odpady do wnętrza sita bębnowego Poz. 1-3 gdzie następuje podział na trzy frakcje drobną, średnią i grubą. Drobną trafia do kontenera i jest wywożona na składowisko. Frakcja średnia dostarczana jest poprzez przenośnik przesyłowy Poz. 1-4 do ciągu segregacji ręcznej, który stanowi przenośnik sortowniczy Poz. 1-6. Nad przenośnikiem Poz. 1-4 zainstalowany jest separator elektromagnetyczny Poz. 1-7 eliminuje on złom stalowy-żelazny. Frakcja gruba przekazywana jest z sita bębnowego na przenośnik przesyłowo-sortowniczy Poz. 1-5, gdzie podlega sortowaniu ręcznemu.

Ciąg segregacji ręcznej czyli przenośniki sortownicze frakcji średniej Poz. 1-6 i grubej Poz. 1-5, są umieszczone na trybunie sortowniczej Poz. 1-8, wyposażonej w odpowiednią ilość podwójnych stanowisk segregacji ręcznej. Cały proces sortowania ręcznego odbywa się w kabinie Poz. 1-9, umieszczonej nad trybuną. Kabina sortownicza stanowi integralną całość wyposażenia sortowni. Wykonana jest jako lekka konstrukcja stalowa malowana od zewnątrz, ocieplona i wyciszona od środka. Dodatkowo kabina jest wyposażona w instalację grzewczą oraz wentylacyjną która gwarantuje zmniejszenie emisji gazów odlotowych do atmosfery i poprawę warunków pracy personelu. Cała instalacja zlokalizowana jest w hali, niezależnie to pracę linii od aury pogodowej.

Dane techniczne hali i linii do segregacji odpadów:

1. Powierzchnia hali sortowniczej – 2000 m<sup>3</sup>,
2. Długość linii sortowniczej – 56 m,
3. Szerokość linii sortowniczej – 20 m,
4. Wysokość linii sortowniczej – 10,5 m,
5. Zapotrzebowanie na energię elektryczną – 110 kW,
6. Oświetlenie naturalne i sztuczne,
7. Zatrudnienie:
  - operator ładowarki – 1,
  - sortowacze – 16,
  - obsługa samochodu – 1,
  - obsługa wózka widłowego – 1,Razem na jedną zmianę 19 osób.



**Rys. 25.** Schemat sortowni odpadów komunalnych – opis powyżej

**Fig. 25.** Diagram of municipal waste sorting plant

### 3.3.4. Odpady wielkogabarytowe (węzeł V)

Odpady wielkogabarytowe takie jak: pralki, lodówki, kuchnie, meble itp. należy poddać wstępnej obróbce, polegającej na pocięciu, rozdrobieniu i odzyskaniu surowców wtórnych.

Odbywać to się będzie na hali sortowni. Celem prawidłowego prowadzenia procesu demontażu i rozdrabniania odpadów wielkogabarytowych należy stanowisko wyposażyć w komplet elektronarzędzi jak: szlifierki kątowe, piły, młotki, obcęgi i wyciągacze do gwoździ, w razie konieczności instalacją do odzysku freonu z agregatów chłodniczych, lodówek i zamrażarek.

Po rozdrobieniu elementów i posegregowaniu surowców należy, złom metali kolorowych oraz stalowy skierować do boksów na surowce wtórne, drewno czyste bez środków konserwujących i zabezpieczających należy skierować na rozdrabniarkę drewna i wykorzystać do produkcji kompostu.

Natomiast odpady nie nadające się do przetworzenia jak, drewno konserwowane i malowane, tekstylia, gąbki poliuretanowe, folie itp. należy skierować rozdrabniarkę układu pirolitycznego (węzeł XV).

### *3.3.5. Kruszarka (węzeł VIII) [11]*

Ze względu na to iż kruszarka będzie rozdrabniać dwa rodzaje materiałów o różnej grubości ziarna zastosowano kruszarkę szczękową typu 44.42 produkowaną przez Pomorskie Zakłady Budowy Maszyn „MAKRUM” S.A. w Bydgoszczy ul. Leśna 11-19.

Kruszarka szczękowa przeznaczona jest do rozdrabniania materiałów twardych i średniotwardych, jak np. bazalt, granit, rudy metali, kwarc, słuczka szklana, wapń, piaskowiec, klinkier ceramiczny, itp. Materiały te nie mogą jednak posiadać zanieczyszczeń ilasto-gliniastych więcej jak 5% oraz wilgotności większej niż 10%.

### *3.3.6. Przesiewacz (węzeł XIII) [11]*

Jako przesiewacz zastosowano przesiewacz typu 30.87 produkowany przez Pomorskie Zakłady Budowy Maszyn „MAKRUM” S.A. w Bydgoszczy ul. Leśna 11-19.

Jest to przesiewacz wibracyjny jednopokładowy rozdzielający ziarna na dwie grupy 0÷10 mm i powyżej 10 mm.

### *3.3.7. Prasa (węzeł VI) [12]*

Prasowanie surowców odbywać się będzie w prasie typ PR40Sa produkcji Rocznik Recykling System Prasy Sp. z o.o. Wilkanowo ul. Piaskowa 5.

Jest to zautomatyzowana prasa o dużej wydajności. Ręcznie wykonuje się tylko czynności wrzucania odpadów i wiązania. Uruchomienie prasy w cyklu automatycznym powoduje zginiatanie odpadów i powrót płyty tłocznej w górne położenie. Po związaniu paczka jest usuwana z komory prasy przez urządzenie wyrzucające.

Służy do zginiatania i paczkowania:

- kartonów, makulatury,
- tworzyw sztucznych, folii, butelek PET,
- starej odzieży,
- dowolnych, miękkich odpadów poprodukcyjnych,
- pojemników i beczek o pojemności do 200 litrów (φ700 x 1250 mm),
- zużytych obudów pralek, lodówek, kuchenek elektrycznych i gazowych.

### *3.3.8. Samochód kontenerowy-bramowy [13]*

Do przewozu kontenerów z surowcami na terenie Zakładu Utylizacji służyć będzie samochód bramowy produkcji Zakładów Samochodowych „JELCZ” S.A. Jelcz-Laskowice ul. Inżynierska 3.

Samochód jest wyposażony w silnik WS Mielec SW 170/230 kW/KM, turbo. Dopuszczalna masa całkowita 16 Mg, nośność podwozia 8,75 Mg. Wyposażony jest w nadbudowę NKR 70 o udźwigu 7 Mg z wysuwanymi ramionami przeznaczoną do załadunku, przewożenia, wyładunku oraz opróżniania kontenerów. Dodatkowo został zamontowany żuraw zakabinowy typu F 60 „Fassi” o udźwigu 3 Mg do załadunku surowców i materiałów z pojemników niewymiarowych.

### *3.3.9. Samochód samowyladowczy*

Do wywozu surowców z terenu Zakładu Utylizacji służyć będzie samochód samowyladowczy produkcji Zakładów Samochodowych „JELCZ” S.A. Jelcz-Laskowice ul. Inżynierska 3.

Samochód jest wyposażony w silnik WS Mielec SW 191/260 kW/KM, turbo. Dopuszczalna masa całkowita 16 Mg, nośność podwozia 8,75 Mg. Skrzynia ładunkowa samowyladowcza trzystronna. Dodatkowo został zamontowany żuraw zakabinowy typu „Hella” o udźwigu 3 Mg do załadunku surowców i materiałów z pojemników niewymiarowych.

### *3.3.10. Rozdrabniarka (węzeł XVI) [14]*

Do rozdrabniania odpadów organicznych przeznaczonych do kompostowania i pozostałych służyć będzie rozdrabniarka typ K/25 wersja K 10/25 produkcji SATRIND S.r.l. Milano – Włochy.

Rozdrabniacz K/25 jest uniwersalnym urządzeniem do rozdrabniania różnych materiałów np. tworzywa sztuczne, odpady roślinne, zwierzęce, radio-techniczne, opakowania metalowe, drewniane, palety EURO itp.

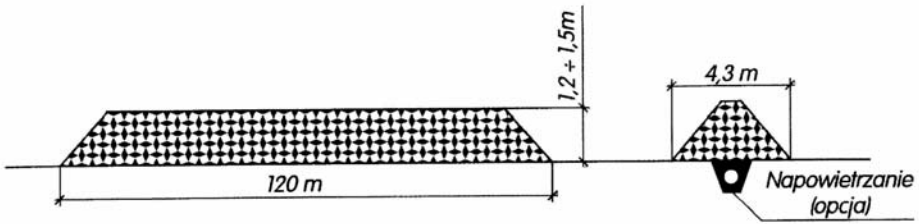
Rozdrabnianie odbywa się przy pomocy kilkunastu noży z umieszczonymi na obwodzie ostrzami. Noże umieszczone są na obracających się wałach napędzanych przez silnik za pośrednictwem dwustopniowych reduktorów. Dzięki zastosowaniu odpowiedniej wielkości noży uzyskujemy granulaty o wymiarach 30 x 33 mm. Po rozdrobnieniu materiał trafia do kontenera.

### *3.3.11. Kompostownia (węzeł XVII) [7]*

Kompostownia składać się będzie z wiaty z płytą betonową o powierzchni 1000 m<sup>2</sup>, wyposażoną w instalację odcieków, napowietrzającą, zraszającą oraz z płyty leżakowania kompostu. Dodatkowo kompostownia zostanie wyposażona w urządzenie do przymowania i przerzucania kompostu, rozdrabniarkę do drewna, taśmociąg z sitem bębnowym i separatorem metali.

Urządzenie przyzmujące przyczepiane z tyłu do ciągnika, bocznie frezujące przyzmę kompostu za pomocą tarcz frezujących. Masa urządzenia 3,7 Mg, długość 1844 mm, szerokość 2950 mm, wysokość 3030 mm, wysokość sypania przyzm 2,8 m, wydajność 300÷500 m<sup>3</sup>/h. Ciągnik ciężar wyrównawczy przodu 1,5 Mg, moc 180÷260 KM.

Kompostowanie będzie prowadzone metodę przyzmową (rys. 26). Polega ona na usypaniu przyzm z materiału przeznaczonego do kompostowania. Przyzmę należy napowietrzać. Odbywać się to będzie przez wysysanie powietrza z kanału znajdującego się pod przyzmą.



Rys. 26. Schemat przyzmy kompostowniczej  
Fig. 26. Diagram of composting pile

Dodatkowo w celu poprawienia procesu kompostowania należy przyzmę okresowo przerzucać. Należy przestrzegać zasady, że materiał do kompostowania może mieć wilgotność (uwodnienie) 40÷60%. Powyżej 60% uwodnienia kompostowanie ustaje, może wystąpić proces beztlenowy (metanowy), proces niepożądany.

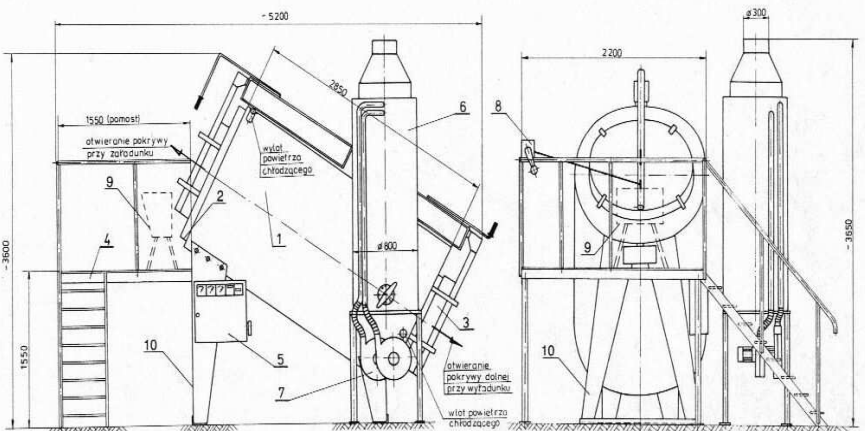
W celu zwiększenia ilości produkowanego kompostu można dodać osady ściekowe. Powinny to być osady nadające się do wykorzystania przyrodniczego, tzn. o niskiej zawartości metali ciężkich oraz zanieczyszczeń specyficznych ograniczających możliwość jego wykorzystania. Najlepiej stosować osady pochodzące z lokalnych oczyszczalni gminnych. Uwodnienie masy kompostowej 40÷60%. Ciepło potrzebne w procesie kompostowania 55÷60°C, zostanie pozyskane poprzez podniesienie zawartości związków rozkładających np. tlenku wapnia lub wodorotlenku. Zastosowanie takiej mieszaniny spowoduje wzrost odczynu do pH > 12 oraz ogrzanie do temperatury około 70°C. Dwa te czynniki odczyn i temperatura powodują, że w kompoście następuje proces dezynfekcji i parowanie (osuszania kompostu). Czas kompostowania wynosi min. 21 dni, czas dojrzewania kompostu, zazwyczaj 10÷30 dni.

**3.3.12. Konwencjonalny utylizator odpadów typu WPSN 2500 (węzeł XVIII) [8]**

Do utylizacji odpadów organicznych zastosowano konwencjonalny utylizator odpadów typu WPSN 2500 produkcji EKOFORMA Sp. z o.o. w Policach (rys. 27).

Utylizator odpadów WPSN 2500 przeznaczony jest do unieszkodliwiania odpadów takich jak:

- odpady z tworzyw sztucznych,
- odpady z malarni i lakierni, przeterminowane farby, lakiery i rozpuszczalniki,
- odpady z gumy, kauczuku, zużyte ogumienie,
- zanieczyszczone czyściwo, zaolejone szmaty i trociny,
- zużyte smary, oleje, filtry olejowe,
- zużyte i przeterminowane kleje, żywice, utwardzacze,
- odpady przemysłu mięsnego – szczecina, mierzwa, konfiskata,
- odpady przemysłu tytoniowego – acetat, bobina, kurz tytoniowy,
- odpady medyczne i weterynaryjne.



**Rys. 27.** Utylizator odpadów typ WPSN 2500 [8]

**Fig. 27.** Waste utilizer of type WPSN 2500 [8]

Utylizator typu WPSN 2500 składa się z następujących podzespołów:

1. - komora pirolityczna
2. - pokrywa górna
3. - pokrywa dolna
4. - pomost obsługowy
5. - skrzynka sterowania
6. - komora spalania gazu pirolitycznego
7. - zespół wentylatorów



8. - wyciągarka pokryw
9. - podajnik odpadów
10. - konstrukcja nośna

Utylizator odpadów typu WPSN pracuje w oparciu o zasadę pirolizy, czyli działania na odpady wysoką temperaturą bez dostępu tlenu.

W pierwszej fazie, do pustej komory pirolitycznej ładowana jest odpowiednia ilość sorbentu i wody. Następnie komora jest hermetycznie zamykana i rozgrzewana do temperatury 599°C. Po osiągnięciu tej temperatury następuje włączenie podajnika odpadów i rozpoczyna się proces pirolizy. W zależności od rodzaju odpadów może istnieć konieczność dozowania sorbentów wraz z podawaniem odpadów. Proces ten prowadzony jest w sposób ciągły przez 5÷14 dni, bez konieczności wyłączania instalacji.

Prowadzenie procesu unieszkodliwiania odpadów na drodze pirolizy powoduje rozkład złożonych związków organicznych na gaz pirolityczny oraz uwęgloną część, z którą zostają trwale związane wszystkie szkodliwe substancje.

Powstały gaz pirolityczny przechodzi przez strefę przegrzania, a dalej kierowany jest do palnika gdzie ulega spalaniu. Powstałe spaliny są schładzane na wymienniku ciepła i po rozrzedzeniu powietrzem są wyrzucane przewodem kominowym do atmosfery.

Produktami pozostającymi po pirolizie odpadów są:

- gaz pirolityczny ca 85÷92%,
- odpad stały ca 8÷10%.

Gaz pirolityczny przed spalaniem jest oczyszczany na złożu wapieno-węglowym, co pozwala na skuteczną eliminację z jego składu związków szkodliwych.

Przeznaczone do utylizacji odpady organiczne są termicznie i beztlenowo rozłożone na gaz oraz materiał stały. Przy zastosowaniu odpowiednich sorbentów w trakcie wyprażania chlor pozostaje związany z materiałem stałym, a odpowiednia temperatura wyprażania zapewnia rozłożenie benzenu na wodór i węgiel. W taki sposób wytworzony podczas beztlenowego wyprażania gaz przeznaczony do spalania pozbawiony jest składników tworzących dioksyny i furany oraz podobnie jak gaz ziemny może być spalany bez obawy zatrucia atmosfery.

Większość szkodliwych związków - stosując tę technologię unieszkodliwiania odpadów – zostaje trwale związana z węglem i wapnem. Po przeprowadzeniu serii badań zalecane są następujące sposoby zagospodarowania tych pozostałości:

- wykorzystanie jako wypełniacza masy do produkcji płyt drogowych, chodnikowych itp.,
- składowanie na wysypisku.

Utylizator typu WPSN 2500 może w ciągu doby przerobić do 1,2 Mg odpadów. W trakcie procesu pirolizy z 1 kg odpadów powstaje około  $0,5 \div 0,8 \text{ m}^3$  wysokokalorycznego gazu, który należy wykorzystać jako paliwo alternatywne (dane przyjęto z oferty przedsiębiorstwa „EKOFORMA”).

### *3.3.13. Komora spalania gazu pirolitycznego – palnik (węzeł XXI) [8]*

Do spalania gazu pirolitycznego służy komora spalania gazu pirolitycznego wyposażona jest w palnik, w którym zamontowany jest zawór grawitacyjny, utrzymujący stałe ciśnienie w komorze pirolizatora. Gaz wypływający z zaworu mieszany jest z powietrzem i przegrzewany płomieniem spalonego gazu. Regulacja wlotu powietrza do palnika odbywa się za pomocą regulatora umieszczonego na obudowie wentylatora. Palnik posiada stałe pracujący iskrownik, którego zadaniem jest odpalenie gazu. Rura doprowadzająca gaz do palnika jest wyposażona w skrobak, który może być obracany w trakcie pracy, co pozwala na udrożnienie przewodu gazowego. Komora spalania wyposażona jest w wymiennik ciepła. Powłoka zewnętrzna palnika jest chroniona przed nagraniem poprzez ekran z wymuszonym przepływem powietrza.

### *3.3.14. Zespół prądotwórczy (węzeł XIX) [15]*

Ze względu na to, że spalanie gazu pirolitycznego w palniku pirolizera powoduje jedynie pozyskanie ciepła w wymienniku, zostaną zamontowane dwa zespoły prądotwórcze o mocy 100 kW produkcji Zakładów Mechanicznych PZL-WOLA w Warszawie.

Zespoły prądotwórcze wykonywane są w wersji stacyjnej – bez obudowy i przenośnej – z obudową, która pozwala na pracę zespoły na otwartej przestrzeni.

W wyniku takiego wykorzystania gazu otrzymamy energię elektryczną którą można sprzedać lub wykorzystać na potrzeby własne. Na wyprodukowanie 1 kWh energii potrzeba około  $0,81 \text{ m}^3$  gazu (dane podano na podstawie opracowań zakładowych PGK).

### *3.3.15. Blok cieplny (węzeł XX) [16]*

Ze względu na możliwość wykorzystania ciepło powstałego podczas spalania gazu w silniku gazowym zostanie zakupiony blok cieplny produkowany przez GAZTERM – GESKO w Warszawie.

Wymiennik ciepła może pracować w układzie woda – woda lub spaliny – woda. Wymiana ciepła woda – woda polega na odebraniu ciepła z układu chłodzenia silnika spalinowego i przekazaniu przez wymiennik do instalacji c.o. ogrzewającej budynków lub c.w.u. Moc tego układu około 120 kW.

Wymiana ciepła spalin – woda polega na odzyskaniu ciepła spalin. Temperatura spalin wynosi  $500 \div 600^\circ\text{C}$ . Spaliny przepływając przez wymiennik

ogrzewają wodę znajdującą się w wymienniku. Ogrzana woda przekazana zostaje poprzez instalację c.o. do ogrzewania budynków lub c.w.u. Moc tego układu 150 kW.

#### 4. Analiza techniczno–ekonomiczna

##### 4.1. Zestawienie kosztów inwestycyjnych (ceny dotyczą roku 2000)

Wszystkie koszty inwestycyjne zestawiono w tabeli 11. W tabeli tej zestawiono wszystkie maszyny i urządzenia jakie należy zakupić aby Zakład Utylizacji Odpadów zaczął funkcjonować. W tabeli podano nazwy urządzeń, cenę netto, ilość sztuk, wartość netto z montażem (cen brutto nie podano ze względu na odliczanie podatku vat). Podano dodatkowo producentów u których planowane są zakupy ww. urządzeń.

**Tabela 11.** Zestawienie kosztów inwestycyjnych  
**Table 11.** Breakdown of investment costs

Lp.	Urządzenie	Cena netto [zł]	Ilość [szt.]	Wartość netto + montaż	Producent
1.	Waga samochodowa (węzeł I)	120.000	2 szt.	389.000	Wagi-sprzedaż, serwis, naprawa; SCHENCK POLSKA Sp. z o.o. Warszawa ul. Połczyńska tel. (0 22) 665 40 11
2.	Koparko-ładowarka kołowa (węzeł II)	200.000	1 szt.	200.000	import Białoruś Dystrybutor P.U.P. „ZNMR” Sp. zo.o. Żary ul. Słowackiego 4 tel. (0 68) 374 35 01
3.	Linia sortownicza (węzeł VII)	7.000.000	1 szt.	8.400.000	„HORSTMANN” Budowa Urządzeń i Technika Ekologiczna Sp z o.o. Wągrowiec ul. Kcyńska 100 tel. (0 67) 262 01 65
4.	Kruszarka szczękowa typ 44.42. (węzeł VIII)	120.000	1 szt.	144.000	Pomorskie Zakłady Budowy Maszyn „MAKRUM” S.A. Bydgoszcz ul. Leśna 11 tel. (0 52) 341 20 51
5.	Przesiewacz $\phi$ 15 typ 30.87 (węzeł XIII)	140.000	1 szt.	165.000	
6.	Prasa typ PR 40 Sa (węzeł VI)	30.100	2 szt.	72.000	Rocznik Recykling System Prasy Sp. z o.o. Świdnica-Wilkanowo ul. Piaskowa 5 tel. (0 68) 327 31 01

*Koncepcja wykorzystania wysypiska odpadów miasta Słupska w Bierkowie ...*

7.	Samochód bramowy z żurawiem typ JELCZ P-422K (węzeł XIV)	280.000	1 szt.	280.000	Zakłady Samochodowe „JELCZ” S.A. Jelcz-Laskowice ul. Inżynierska 3 tel. (0 71) 381 68 53
8.	Samochód samowyladow- czy z żura- waniem typ JELCZ P-422 K (węzeł XIV)	230.000	1 szt.	230.000	Zakłady Samochodowe „JELCZ” S.A. Jelcz-Laskowice ul. Inżynierska 3 tel. (0 71) 381 68 53
9.	Rozdrabniarka typ K/25 wersja K 10/25 (węzeł XV)	110.000	2 szt.	260.000	„Hellmann Moritz Internatio- nal Rorwarders Sp. z o.o. Nowy Tomyśl o. Sękowo tel. (0 61) 442 23 37
10.	Przerzucarka kompostu DU 265 „Panda” (węzeł XVI)	250.000	1 szt.	250.000	MOTRAC PRO EKO Paczkowo ul. Poznańska 5 tel. (0 61) 81 72 165
11.	Konwekcyjny Utylizator Opadów WPSN 2500 (węzeł XVII)	180.000	8 szt.	1.656.000	EKOFORMA Sp. z o.o. Police ul. Piotra i Pawła 9 tel. (0 91) 312 21 60
12.	Zespół Prądotwórczy 100kW (węzeł XIX)	160.000	3 szt.	576.000	Zakłady Mechaniczne PZL-WOLA S.A. Warszawa ul. Fort wola 22 tel. (0 22) 634 40 00
13.	Blok Ciepłny 150 kW (węzeł XX)	120.000	2 szt.	276.000	GAZTERM S.C. Warszawa-Międzyzlesie ul. Al. Dzieci Polskich 19A tel. (0 02) 815 60 32
14.	Hala sortowni	800 zł/m <sup>2</sup>	2000 m <sup>2</sup>	1.600.000	Przedsiębiorstwo STOLREM Koszalin, ul. Gwardii Ludowej 13/11 tel, fax. (0 94) 3417938
15.	Płyta kompostowa	500 zł/m <sup>2</sup>	1000 m <sup>2</sup>	500.000	
16.	Remont kapitałny istniejących budyneków	-	-	2.500.000	
<b>Razem:</b>		<b>17.498.000</b>			-

*Źródło: Opracowanie własne*

## 4.2. Zestawienie kosztów eksploatacyjnych

Tabela 12. przedstawia zestawienie głównych parametrów potrzebnych do wyliczenia kosztów eksploatacyjnych. Zawiera liczbę pracowników potrzebnych do obsługi poszczególnych urządzeń lub na stanowiskach pracy oraz moce silników tych urządzeń.

**Tabela 12.** Zestawienie danych dotyczących eksploatacji Zakładu Utylizacji

**Table 12.** Breakdown of data concerning exploitation of Utilization Plant

Lp.	Urządzenie	Moc	Liczba zatrudnionych pracowników/dobę
1.	Waga samochodowa	2 kW x 2 = 3 kW	2
2.	Ładowarka	-	2
3.	Odpady wielkogabarytowe	-	1
4.	Linia sortownicza	110 kW	34
5.	Kruszarka	30 kW	2
6.	Przesiewacz	11 kW	
7.	Prasa	10 kW x 2 = 20 kW	3
8.	Samochód bramowy	-	2
9.	Samochód samowładowczy	-	1
10.	Rozdrabniarka	18 kW x 2 = 36 kW	2
11.	Przerzucarka kompostu	-	1
12.	Kompostownia	40 kW	1
13.	Utylizator	27 kW x 7 = 189 kW	3
14.	Zespół prądotwórczy	3 kW	-
15.	Blok cieplny	3 kW	-
16.	Dz. Gł. mech.	-	Mechanik 2; elektryk-konserw. 2
17.	Obsługa biura	-	Kierownik 1; z-ca kierownika 1; klasyfikator 2.
	<b>RAZEM</b>	<b>445 kW</b>	<b>Kierownik 1; Z-ca kierownika 1; pracownicy obsługi 60.</b>

## 4.3. Wyliczenie wskaźnika kosztów jednostkowych eksploatacyjnych.

Wskaźnik jednostkowy kosztów eksploatacyjnych można obliczyć z następującego wzoru:

$$K_j = \frac{\sum_{j=1}^n k_j}{P} \text{ [zł/m}^3\text{]}$$

gdzie:

$k_j$  – koszt jednostkowy [zł/rok}

$P$  – wielkość produkcji (ilość odpadów) [m<sup>3</sup>/rok]

#### 4.3.1. Wyszczególnienie kosztów jednostkowych

##### ➤ $k_1$ – amortyzacja

- maszyny 12.509.000 zł/6 lat = 2.084.833,33 zł/rok

- budynki i budowle 4.989.000 zł/20 lat = 249.450,00 zł/rok  
2.334.283,33 zł/rok

##### ➤ $k_2$ – energia

- waga samochodowa 3 kW x 16 h = 48 kW

- linia sortownicza 110 kW x 14 h = 1540 kW

- kruszarka 30 kW x 6 h = 180 kW

- przesiewacz 11 kW x 6 h = 66 kW

- prasa 20 kW x 6 h = 120 kW

- rozdrabniarka 36 kW x 14 h = 504 kW

2458 kW x 260 dni = 639080

- kompostownia 40 kW x 5 h = 200 kW

- utylizator 189 kW x 24 h = 4536 kW

- zespół prądotwórczy 3 kW x 24 h = 72 kW

- blok ciepły 3 kW x 12 h = 36 kW

4844 kW x 365 dni = 1768060

**Razem:** zapotrzebowanie na energię 2.407.140 kW

Współczynnik jednoczesności

zapotrzebowania na energię 0,75 1.805.355 kW

produkcja własna energii - 2.158.245 kW

można sprzedać do Z.E. 248895 kW

x 0,25 zł

wartość sprzedanej energii **88.222,50 zł**

##### ➤ $k_3$ – robocizna

- kierownik 3.000 zł brutto x 1 x 12 m-cy = 36.000 zł

- z-ca kierownika 2.500 zł brutto x 1 x 12 m-cy = 30.000 zł

- klasyfikator; wagowy 2.000 zł brutto x 4 x 12 m-cy = 96.000 zł

- operatorzy i gł. mech. 2.000 zł brutto x 10 x 12 m-cy = 240.000 zł

- obsługa 1.700 zł brutto x 46 x 12 m-cy = 938.400 zł

**Razem:** **1.340.400 zł**

➤ **k<sub>4</sub> – transport**

Założono, że samochód bramowy przejedzie miesięcznie 1000 km, w ciągu roku 12000 km. Średnie zużycie paliwa 60 dm<sup>3</sup>/100 km. W ciągu roku pojazd zużyje 7.200 dm<sup>3</sup> x 2,50 zł/dm<sup>3</sup> = **18.000 zł/rok.**

Założono, że samochód samowładowczy przejedzie miesięcznie 2500 km, w ciągu roku 30.000 km. Średnie zużycie paliwa 30 dm<sup>3</sup>/100 km. W ciągu roku pojazd zużyje 9.000 dm<sup>3</sup> x 2,50 zł/dm<sup>3</sup> = **22.500 zł/rok.**

**Razem:** 18.000 + 22.500 = **40.500 zł**

➤ **k<sub>5</sub> – remonty bieżące**

Na remonty bieżące przyjęto 5 % inwestycji - **874.900 zł/rok**

➤ **k<sub>6</sub> – remonty średnie**

Na remonty średnie przyjęto 10 % inwestycji - **1.749.800 zł/rok**

➤ **P – wielkość produkcji** (ilość przetwarzanych odpadów) wynosi: **310.900 m<sup>3</sup>/rok**

**Wskaźnik jednostkowy K<sub>j</sub>:**

$$K_j = \frac{\sum_{j=1}^n k_j}{P} = \frac{k_1 + k_3 + k_4 + k_5 + k_6}{P}$$

$$K_j = \frac{2.334.283 + 1.340.400 + 40.500 + 874.900 + 1.749.800}{310.900}$$

$$K_j = \frac{6.339.883}{310900} = 20,39 \text{ [zł/m}^3\text{]}$$

**Koszt utylizacji 1 m<sup>3</sup> odpadów wynosi 20,39 zł.**

Jeżeli na sfinansowanie tej inwestycji zostanie wzięty kredy oprocentowany 18 % w skali roku to koszt utylizacji 1 m<sup>3</sup> wyniesie:

$$17.498.000 \times 18 \% = 3.149.640 \text{ zł}$$

$$K_j = \frac{3.149.640 + 6.339.883}{310.900} = 30,52 \text{ [zł/m}^3\text{]}$$

Dla porównania przedstawiono ten wskaźnik dla innych tego typu inwestycji na terenie Pomorza Środkowego – tabela 13; różnice wartości wskaźnika wynikają z różnych warunków eksploatacji istniejącego wysypiska i jego infrastruktury.

#### 4.3.2. Pomniejszenie kosztów związanych z eksploatacją

Ze względu na to, że zakład będzie pozyskiwać surowce z odpadów i po segregacji sprzedawać należy uwzględnić sumę otrzymaną za sprzedaż i pomniejszyć o nią koszt utylizacji 1 m<sup>3</sup> odpadów.

#### Ilości i ceny surowców wtórnych:

- tworzywa sztuczne	594.750 kg/rok x 0,45 zł/kg = 267.637 zł/rok
- papier	743600 kg/rok x 0,11 zł/kg = 81.796 zł/rok
- metale kolorowe	16.796 kg/rok x 4,00 zł/kg = 67.184 zł/rok
- szkło	48.750 kg/rok x 0,07 zł/kg = 3.412 zł/rok
- złom stalowy	<u>4.643 kg/rok x 0,7 zł/kg = 3.250 zł/rok</u>
Razem:	<b>423.279 zł/rok</b>

**Kompost** 1365 m<sup>3</sup>/rok x 70 zł/m<sup>3</sup> = **95.550 zł/rok**

**Sprzedana energia** **88.222 zł/rok**

#### Ogrzewanie – norma 2,9 kg/m<sup>3</sup>

- biurowiec	1.048 m <sup>3</sup> x 2,9 x 6 = 18.235 kg x 1,68 zł = 30.635 zł/rok
- budynek socjalny	2.635 m <sup>3</sup> x 2,9 x 6 = 45.849 kg x 1,68 zł = 77.026 zł/rok
- sortownia	2.000 m <sup>3</sup> x 2,9 x 6 = 34.800 kg x 1,68 zł = 58.464 zł/rok
- pomieszczenia techniczne	<u>960 m<sup>3</sup> x 2,9 x 6 = 16.704 kg x 1,68 = 28.062 zł/rok</u>
Razem:	<b>194.187 zł/rok</b>

**Razem pomniejszenie kosztów eksploatacji:** **801.238 zł/rok**



**Tabela 13.** Zestawienie niektórych wskaźników techniczno-ekonomicznych w projektach zakładów kompleksowej utylizacji odpadów komunalno-przemysłowych z zastosowaniem pirolizy zlokalizowanych przy istniejących wysypiskach odpadów; projekty wykonano w Katedrze Technologii Wody, Ścieków i Odpadów Politechniki Koszalińskiej pod kierunkiem i według koncepcji prof. Tadeusza Piecucha. Cena z lat 1997÷2000

**Table 13.** Breakdown of selected technical and economical indexes in projects of comprehensive municipal and industrial waste utilization plants with application of pyrolysis, located by existing landfills; projects made in Department of Water, Wastewater and Waste Technology, Technical University of Koszalin under guidance and according to conception of Prof. Tadeusz Piecuch. Prices of 1997÷2000

Lp.	Wykonawcy obliczeń ekonomicznych oraz technicznych wg koncepcji prof. Tadeusza Piecucha	Miejscowość – gmina, w której przy wysypisku odpadów jest zlokalizowany zakład utylizacji odpadów	Koszt inwestycji – nakłady $K_1$ [zł]	Koszt eksploatacyjny $K_E$ [zł/rok]	Procent odpadów możliwych do termicznej utylizacji – w procesie pirolizy $P$ [%]	Wskaźnik jednostkowy kosztów eksploatacyjnych (brutto) $k_j$ [zł/m <sup>3</sup> ]	Roczny przerób odpadów w Zakładzie $P$ [m <sup>3</sup> /rok]
1.	Grzegorz Czachorowski	Ustronie Morskie - wysypisko Kukinia	1167000	417572	39,0	47,21	8845,0
2.	Elżbieta Kasztelan	Kołobrzeg - wysypisko Nowogard	5871320	2161762	40,5	69,80	30970,8
3.	Zbigniew Lorenc	Karlino i Białogard - wysypisko Krzywopłoty	2895585	1736480	36,6	54,10	32097,6
4.	Iwona Szymańska	Miastko - wysypisko Miastko	3111978	1608359	40,2	85,77	18752,0
5.	Małgorzata Kelm	Jastrowie - wysypisko Jastrowie	3118230	1478188	38,5	91,62	16133,9
6.	Matylda Soroko	Koszalin – Sianów - wysypisko Sianów	5682199	2126853	15,94	34,77	61155,7
7.	Jerzy Jakowczyk	Słupsk - wysypisko Bierkowo	17498000	9489523	26,03	30,52	310900,0

**Koszt jednostkowy utylizacji 1 m<sup>3</sup> odpadów po odjęciu zysków wynikających z działalności zakładu może wynieść:**

bez kredytu

$$K_j = \frac{6.339.883 - 801.238}{310.900} = 17,82 \text{ [zł/m}^3\text{]}$$

z kredytem

$$K_j = \frac{9.489.523 - 801.238}{310.900} = 27,95 \text{ [zł/m}^3\text{]}$$

## **5. Podsumowanie – wnioski końcowe**

1. Dla warunków istniejącego wysypiska odpadów w Bierkowie k. Słupska koszt jednorazowy wykonania inwestycji wyniesie około 17,5 mln zł. W zakładzie przetwarzanych będzie 310 tys. m<sup>3</sup> odpadów w ciągu roku. Koszt przetworzenia 1 m<sup>3</sup> odpadów powinien wynieść około 17,82 zł.
2. Uwzględniając konieczność pozyskania kredytu na analizowaną inwestycję, wykazano, że koszt utylizacji 1m<sup>3</sup> odpadów może wynieść 27,95 zł przy założeniu sprzedania pozyskanych surowców. W przeciwnym wypadku koszt utylizacji 1m<sup>3</sup> odpadów wyniesie 30,52 zł.
3. Przy prawidłowo zaprojektowanym schemacie działania i strukturze organizacyjnej, może stać się zakładem utylizacji samo finansującym się, lub nawet dochodowym.
4. Uwzględniając kryteria ekonomiczne oraz ekologiczne proponowany zakład utylizacji uważa się za rozwiązanie w obu przypadkach korzystne. Zakład przynosić będzie zatem nie tylko korzyści związane z ochroną środowiska, ale także korzyści materialne.

### **Resume:**

**Zdaniem autorów nie są to wysokie koszty przetwarzania odpadów, natomiast wdrażanie technologii może doprowadzić do uzyskania ogromnych korzyści dla środowiska przyrodniczego. Również sprzedaż surowców wtórnych a także pomniejszone koszty eksploatacyjne związane z produkcją energii i ciepła zostaną uzyskane po wdrożeniu proponowanego rozwiązania.**

## Literatura

1. **Piecuch T.:** Termiczna utylizacja odpadów i ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 1998.
2. **Piecuch T.:** Termiczna utylizacja odpadów, Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 2. rok 2000, Koszalin 2000.
3. **Piecuch T.:** Utylizacja odpadów przemysłowych, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin Wyd. I – 1996, Wyd. II – 2000.
4. **Piecuch T., Szyroczyński R., Macieik L., Koszel B.:** Wskazania możliwości utylizacji pyłów lotnych MEC Kołobrzeg, **Piecuch T., Rapacz A.:** Analiza techniczno-ekonomiczna możliwości uruchomienia produkcji kostek typu polbruk przy wykorzystaniu pyłów lotnych MEC Kołobrzeg. Zeszyt Naukowy Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Nr 11, Seria Inżynierii Środowiska Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 1996.
5. **Czachorowski G., Zieliński S., Piecuch T., Dąbrowski T.:** Propozycja kompleksowej gospodarki odpadami w Gminie Ustronie Morskie. Zeszyt Naukowy Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Nr 15, Seria Inżynierii Środowiska Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 1999.
6. **Piecuch T., Waluś J., Cierpisz Z., Knapek P.:** Opinia o przydatności tzw. Konwekcyjnych Utylizatorów typu WPS 350 i 1000 pod kątem możliwości ich ekologicznie konkurencyjnego zastosowania na terenie woj. koszalińskiego. Praca Nr BZ-501.01.710, Katedra Wody, Ścieków i Odpadów, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Koszalińska, Koszalin 1998.
7. **Kempa E.S.:** Gospodarka odpadami miejskimi, Arkady, Warszawa 1983.
8. Oferta katalogowa EKOFORMA Sp. z o.o. ul. Piotra i Pawła 9 72-015 Police
9. Oferta katalogowa SCHENCK POLSKA Sp. z o.o. ul. Połczyńska 22 Warszawa
10. Oferta katalogowa HORSTMAN Budowa Urządzeń i Technika Ekologiczna Sp. z o.o. ul. Kcyńska 100 Wągrowiec
11. Oferta katalogowa Pomorskie Zakłady Budowy Maszyn „MAKRUM” S.A. ul. Leśna 11 Bydgoszcz
12. Oferta katalogowa Rocznik Recykling System Prasy Sp. z o.o. ul. Piaskowa 5 Świdnica-Wilkanowo
13. Oferta katalogowa Zakłady Samochodowe „JELCZ” S.A. ul. Inżynierska 3 Jelcz-Laskowice
14. Oferta katalogowa MOTRAC PRO EKO ul. Poznańska 5 Paczkowo
15. Oferta katalogowa Zakłady Mechaniczne PZL-WOLA S.A. ul. Fort Woła 22 Warszawa
16. Oferta katalogowa GAZTERM S.C. ul. Al. Dzieci Polskich 19A Warszawa-Międzylesie
17. Badania strukturalne stałych odpadów komunalnych w Słupsku – Raport końcowy, Wykonawca Przedsiębiorstwo Inżynieryjno-Usługowe „Inżynieria Pro-Eko” Spółka z o.o.

## **Conception Of Using Landfill In Bierkowo For Building Comprehensive Waste Utilization Plant**

### **Abstract**

Regardless of economical state and country's development level, problem of wastes cannot be left without solution. Very quickly it will come back as an ecological danger which makes impossible comfortable living.

The aim of solutions described in this article is creation of a Comprehensive Waste Utilization Plant, which will carry out activities including transportation, sorting, utilization and neutralization of wastes which are always connected with almost any activity of a human being.

This paper has a character of a conceptional project. During work on this project, especially solutions concerning wastes utilization professional literature was used but also the latest articles from periodicals and legislation were used as well as empirical materials made available by Wastes Management Company Ltd in Słupsk.

Final conclusions are:

1. For the conditions of the existing wastes landfill in Bierkowo near Słupsk, single cost of the construction will sum up to 17.5 million zloty. Waste Utilization Plant will process 310 thousands of cubic meters of wastes during one year. The cost of processing 1 cubic meter of wastes should come to about 17.82 zloty.
2. Taking into account necessity of gaining an investment credit for this construction, it is proved that the cost of utilization of 1 cubic meter of wastes may come to 27.95 zloty, assuming that recycled materials will be sold. Otherwise the cost of utilization of 1 cubic meter of wastes will come to 30.52 zloty.
3. When the operation pattern and organizational structure are correctly designed, the Waste Utilization Plant may be a self-financing plant or even profitable one.
4. Taking into account economical and ecological criteria, the proposed Waste Utilization Plant is considered to be profitable.

**In Authors' opinion the costs of waste utilization in this project are not very high. But this project may bring great profits for the environment. Also sale of recycled materials, production of energy and heat, included in this project, will bring economical profits.**

# Rozdzielanie zawiesin ciał stałych w cieczach na drodze filtracji z kompresją tworzonego osadu.

## I. Teoretyczny opis filtracji z równoczesną kompresją osadu

*Jacek Kocurek, Michał Palica  
Politechnika Śląska w Gliwicach*

### 1. Wstęp

Rozdział zawiesin ciał stałych w cieczach ma duże znaczenie praktyczne. Proces ten występuje w wielu gałęziach przemysłu, a w szczególności w technologiach oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych oraz wielu innych dziedzinach działalności człowieka. Oddzielenie od cieczy zanieczyszczeń stałych, często silnie toksycznych, ma ogromne znaczenie w szeroko rozumianej gospodarce wodno ściekowej i w ochronie środowiska, łatwiej bowiem składować odzyskane w procesie filtracji w formie placka filtracyjnego odpowiednio zabezpieczone ciała stałe na składowiskach i równocześnie zawracać do obiegów technologicznych ciecz klarowną (filtrat), niż zawiesiny lub osady o wysokiej wilgotności. Proces filtracji nie jest tani i dlatego tak ważny jest możliwie poprawny jego opis umożliwiający wybór odpowiedniego urządzenia filtracyjnego i możliwość sterowania procesem poprzez stosowny dobór wartości parametrów procesowych.

Przez zawiesinę rozumie się potocznie mieszaninę ciała stałego i cieczy. W zależności od wzajemnego stosunku ilościowego tych składników może ona mieć charakter zawiesiny swobodnej, gdy drobinę ciała stałego nie stykają się ze sobą, lub szlamu, gdy cząstki nie są zawieszane swobodnie i znajdują się ze sobą w kontakcie. Swobodne zawiesiny występują najczęściej i ich rozdział na drodze filtracji jest efektywny i dość szeroko opisany [1,2,3,4], natomiast gęste szlamy można mechanicznie osuszać praktycznie tylko na drodze kompresji, którą przeprowadza się np. na prasach filtracyjnych.

Zarówno w przypadku filtracji jak i kompresji występuje rozdział na przegrodzie przepuszczalnej tylko dla fazy ciekłej. Siłą napędową procesu jest tutaj różnica ciśnień po obydwu stronach przegrody. W praktyce przemysłowej filtracja i kompresja mogą zachodzić bezpośrednio jako procesy następcze (na prasach filtracyjnych). Jeżeli na tego typu urządzeniach rozdzielana jest zawiesina swobodna, to na skutek jej pompowania na przegrodę w pierwszym etapie następuje filtracja i stopniowo tworzy się placek. Gdy wypełni on całą dostępną mu przestrzeń, dalsza filtracja nie jest możliwa i głębsze jego osuszenie wymaga kompresji powstałego osadu. Dokonuje się jej przy pomocy specjalnych nieprzepuszczalnych, elastycznych przepon umieszczonych wewnątrz ramy w płaszczyźnie równoległej do powierzchni filtracji [3]. Po zakończeniu filtracji przestrzeń ograniczoną przeponą wypełnia się sprężonym powietrzem i następuje dodatkowe osuszenie placka przez mechaniczne wyciśnięcie resztek cieczy z osadu.

Piecuch i Anielak [5] proponują dla filtracji zawiesin tworzących osady ściśliwe stopniowanie ciśnienia, zamiast użycia od razu przewidywanego ciśnienia procesowego. Dla takiego samego czasu całkowitego tego procesu filtracji można wówczas uzyskać głębsze odwodnienie osadu, przy czym proces należy prowadzić w odcinkach czasowych dla wzrastających ciśnień tak, by suma tych odcinków odpowiadała całkowitemu czasowi filtracji przy maksymalnym ciśnieniu. W warunkach przemysłowych najchętniej stosowane są typowe prasy ROW [6,7] lub FRAMK [8], przy czym pojawiają się również modyfikacje tych urządzeń [9]. Bliższe informacje nt. działania typowych pras filtracyjnych i filtrów ciśnieniowych oraz technologii odwadniania na tego typu urządzeniach znajdują się w monografii T. Piecucha „Technika hydroszlama” [10] oraz w pracy [11].

W warunkach laboratoryjnych zbliżony proces można badać za pomocą filtrów opartych na tzw. celce kompresyjnej [12,13]. W niniejszej pracy wykorzystano do badań testowy filtr ciśnieniowy zaprojektowany i wykonany w Katedrze Inżynierii Chemicznej i Procesowej Politechniki Śląskiej [14,15]. W urządzeniach tego typu zachodzi zjawisko jednokierunkowego przepływu zawiesiny wewnątrz cylindra ku półprzepuszczalnej przegrodzie. Przepływ ten wymuszony jest poprzez nacisk tłoka wywołującego w urządzeniu nadciśnienie względem ciśnienia otoczenia. W pierwszym etapie, który można nazwać klasyczną filtracją z tworzeniem osadu, następuje stopniowe narastanie placka na przegrodzie. Proces ten przebiega wg stałego mechanizmu aż do momentu zetknięcia się tłoka z osadem, od tej chwili rozpoczyna się drugi etap - kompresja utworzonego uprzednio placka (tzw. strefa kompresji). Etap ten trwa tak długo, dopóki cały osad nie osiągnie jednakowej porowatości  $\varepsilon_k$ , równej porowatości osadu pod ciśnieniem kompresji równym przyłożonemu ciśnieniu procesowemu. Idealnie

ujednoczenie porowatości osadu wystąpi po czasie nieskończenie długim, jednak dające się rejestrować zmiany grubości osadu zanikają w skończonym czasie zależnym od grubości osadu i jego podatności na ciśnienie.

## 2. Podstawowe zagadnienia związane z opisem filtracji z tworzeniem osadu oraz kompresją osadów

Tzw. tradycyjny opis procesu filtracji z tworzeniem placka sformułowany przez Rutha [11], który obserwował paraboliczną zależność ilości filtratu od czasu filtracji opiera się na kilku założeniach. Pierwszym jest laminarny przepływ cieczy przez pory utworzonego osadu. Ze względu na wielkość porów i stosowaną w praktyce liniową prędkość przepływu założenie to jest słuszne dla filtracji praktycznie wszystkich typów zawiesin. W opisie tym zakłada się ponadto, że takie parametry osadu, jak porowatość i opór właściwy są stałe w danym momencie, czyli w całej swej objętości osad jest jednorodny. Stałe jest też zatem w danym czasie  $\tau$  natężenie przepływu filtratu  $dV/d\tau$  na każdej warstwie placka filtracyjnego. Wyraża się je wzorem [11]:

$$\frac{dV}{d\tau} = \frac{K}{2 \cdot (V + C)} \quad (2.1)$$

będącym zróżniczkowaną formą eksperymentalnego równania:

$$(V + C)^2 = K\tau \quad (2.2)$$

opartego, jak wspomniano, na obserwowanej w doświadczeniach parabolicznej zależności ilości uzyskanego filtratu  $V$  od czasu filtracji  $\tau$ . W równaniach (2.1) i (2.2)  $K$  jest stałą szybkości filtracji zależną od oporu osadu, a stała  $C$  zależy od oporu przegrody. Stała  $K$  jest funkcją parametrów zawiesiny, a także, w przypadku placków ściśliwych, przyłożonego ciśnienia procesowego. Jej budowa bywa różna w zależności od wyjściowych równań, zawsze jednak jej elementem składowym jest opór właściwy osadu  $\alpha$ . Definiowany bywa on w różny sposób, zazwyczaj jako funkcja porowatości osadu, średniej wielkości i współczynnika kształtu cząstek tworzących złożę, lub też średnicy i gęstości występowania porów w osadzie (przy oparciu się na zależności Poiseuille'a) [16,17]. W przypadku osadów ściśliwych struktura złoża zależy od występujących w nich naprężeń. Naprężenia te pochodzą od ciśnienia filtracji i ich wpływ na opór osadu wyraża się różnymi wzorami. Najprostsze równanie określające

wpływ ciśnienia procesowego na opór właściwy osadu, nazywane równaniem Sperry'ego podaje H. P. Grace [18]:

$$\alpha = \alpha_0 P_k^s \quad (2.3)$$

Jego wadą, ale tylko teoretyczną, jest fizykalna niezgodność dla warunku granicznego polegająca na spadku  $\alpha$  do 0 dla ciśnienia kompresji równego 0. Dokładniejsze i wykazujące zgodność z warunkami granicznymi jest równanie zaproponowane przez Tiller'a [19] opierające się na zależnościach podanych przez Rutha w pracy [20]:

$$\alpha = \alpha_0 + \alpha_1 P_k^s \quad (2.4)$$

W równaniach (2.3) i (2.4)  $P_k$  to ciśnienie kompresji (jeżeli traktuje się osad jako całość jest ono równe przyłożonemu ciśnieniu procesowemu),  $s$  to tzw. współczynnik ściśliwości (osady nie podatne na ciśnienie mają  $s = 0$ , podatne mają  $s > 0$ ),  $\alpha_0$  i  $\alpha_1$  to stałe.

Dla większości zawiesin, które tworzą osady filtracyjne mało podatne na ciśnienie, wyżej wymienione założenia tradycyjnego opisu procesu pozwalają na dość dokładny i prosty opis filtracji. Im jednak jest większa podatność osadu na ciśnienie, tym bardziej wyraźnie występują odstępstwa od wyżej wymienionych założeń. Średni opór właściwy osadu  $\alpha$  staje się funkcją nie tylko ciśnienia procesowego, ale także koncentracji rozdzielanej zawiesiny. Odstępstwa te próbował korygować Shirato ze współpracownikami [21,22] przy użyciu współczynnika  $J_R$  będącego funkcją ciśnienia i udziału ciała stałego w zawieszynie:

$$\alpha = \alpha_R J_R \quad (2.5)$$

gdzie  $\alpha_R$  to opór właściwy osadu definiowany wg Rutha. Współczynnik ten poprawił zgodność danych doświadczalnych i opisu teoretycznego. W swoich rozważaniach Shirato w [22] zastosował również podział osadu na kilka warstw, różniących się między sobą natężeniem przepływu filtratu. Różnice te wywołane były przez zmianę porowatości osadu w funkcji czasu i odległości od przegrody. Powodują one dodanie do filtratu pochodzącego z powierzchni placzka cieczy wyciśniętej z osadu wskutek jego kompresji.

Analiza wyników wyżej wymienionych badań umożliwiła próbę ogólnego wyjaśnienia mechanizmu procesu kompresji osadów pofiltracyjnych na bazie istniejącej teorii filtracji (wcześniejsze prace eksperymentalne prowadziły do uzyskania równań empirycznych słusznych tylko dla przebadanych zawie-



sin). W swych rozważaniach na temat kompresji i filtracji połączonej z kompresją Shirato posługuje się bezwymiarowym „stosunkiem filtracji”  $U_f$  i „stosunkiem kompresji”  $U_k$  definiowanym przy pomocy grubości ładunku celki kompresyjnej [23,24,25] w różnych momentach charakterystycznych filtracji i kompresji, przy czym pod pojęciem grubości ładunku rozumie się odpowiednie wysokości słupa medium w celce:

$$U_f = \frac{L_0 - L}{L_0 - L_1} \quad (2.6)$$

$$U_k = \frac{L_1 - L}{L_1 - L_2} \quad (2.7)$$

gdzie  $L_0$  – początkowa grubość ładunku celki,  $L_1$  – grubość ładunku na granicy między filtracją a kompresją,  $L_2$  – po zakończeniu kompresji, a  $L$  – to grubość ładunku w danym momencie  $\tau$ . Wartości  $L_0$ ,  $L_1$  oraz  $L_2$  określano na podstawie doświadczeń. O ile wyznaczenie  $L_0$  i  $L_2$  nie budzi specjalnych wątpliwości, to określenie grubości osadu w chwili rozpoczęcia kompresji  $L_1$  obarczone jest znacznym błędem ze względu na brak możliwości bezpośredniego pomiaru. Zarówno  $U_f$  jak i  $U_k$  zmieniają się w zakresie od 0 do 1. Opracowanie wyników doświadczeń metodą zaproponowaną przez Shirato i in. dały dobrą zgodność wyników doświadczeń i obliczeń dla przebadanych przez autorów zawieszin. Badanie przeprowadzono dla stałego ciśnienia całkowitego  $\Delta P$  [24] jak i dla  $\Delta P$  zmiennego w czasie [23].

Swoje prace Shirato i wsp. oparli na wcześniejszych badaniach Terzagiego [26,27] dotyczących mechaniki gruntów, w których do opisu zachowania się nasyconego cieczą, porowatego złoża zastosował on współczynnik konsolidacji  $C_v$ , będący m. in. funkcją przestrzeni swobodnej  $e$  i współczynnika zmiany objętości  $m_v$ :

$$C_v = \frac{(1 + e)}{\eta \alpha m_v \rho_s} \quad (2.8)$$

gdzie:  $\eta$  - dynamiczny współczynnik lepkości,

$\rho_s$  – gęstość ciała stałego,

przy czym:

$$m_v = -\frac{1}{(1 + e)} \frac{de}{dp} \quad (2.8a)$$

a przestrzeń swobodną można przedstawić jako funkcję porowatości:

$$e = \frac{\varepsilon}{1 - \varepsilon} \quad (2.8.b)$$

Współczynnik tzw. przestrzeni swobodnej  $e$  informuje ile razy więcej lub mniej jest w osadzie objętości porów od objętości fazy stałej (ziaren), przy czym  $e$  związane jest z  $U_f$  i  $U_k$ . Shirato i wsp. [23] zastosowali zmodyfikowany współczynnik konsolidacji. Opis kompresji osadu, czyli zmiany przestrzeni swobodnej  $e$  w czasie opiera się na równaniu o budowie analogicznej do różniczkowego równania dyfuzji:

$$\frac{\partial e}{\partial \tau} = C_e \left( \frac{\partial^2 e}{\partial \omega^2} \right) \quad (2.9)$$

gdzie  $\tau$  - czas,

w którym to równaniu  $C_e$  to zmodyfikowany współczynnik konsolidacji Terzagiego:

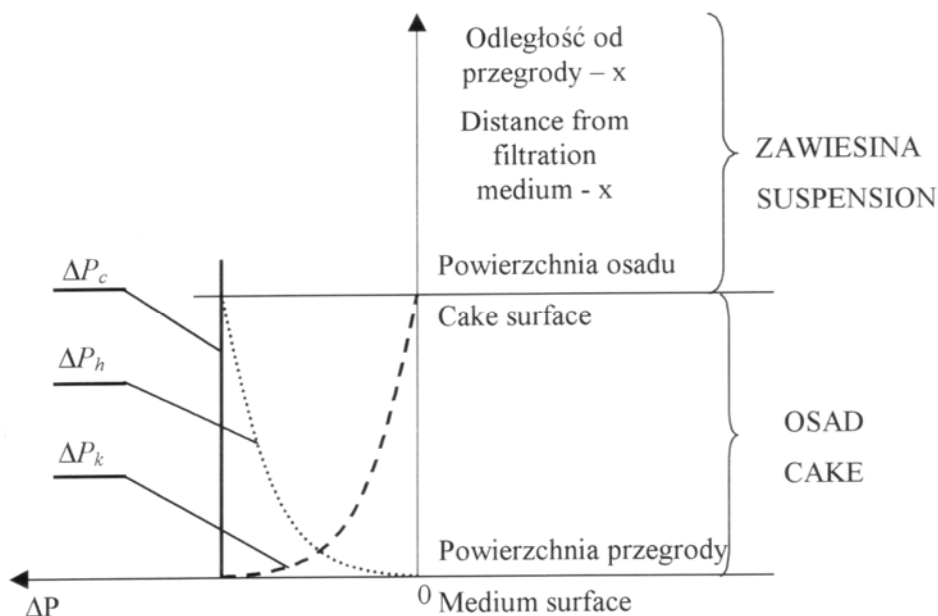
$$C_e = \frac{\rho_s^2}{(1 + e)^2} C_v \quad (2.10)$$

zaś  $\omega$  to wymiar liniowy w tzw. materiałowym układzie współrzędnych, którego bliższe wyjaśnienie znajduje się w rozdziale 3. Jego wartość w osadzie zmienia się w zależności od odległości od przegrody oraz czasu. W celu uproszczenia obliczeń, w pracach [23] i [24] Shirato i in. zastosowali średnią, stałą wartość współczynnika  $C_e$ . Rozwiązanie równania (2.9) po wykorzystaniu w nim (2.10) prowadzi do uzyskania zależności  $U_k$  od czasu kompresji i współczynnika  $C_e$ , ponieważ jak wcześniej wspomniano  $U_k$  zależy od  $e$ . Rozwiązanie to wzorowane jest na pracy Taylora [28]. Jest ono zależne od wstępnego rozkładu ciśnienia kompresji w osadzie. Powyższy opis wymaga zatem znajomości rozkładu ciśnienia kompresji  $\Delta P_k$  w osadzie filtracyjnym ( $\Delta P = f(x)$ ), gdyż zarówno  $e$  jak i  $\alpha$  są funkcjami tej zmiennej. Ciśnienie kompresji (zwane również ciśnieniem kontaktowym) na danej umownej warstwie osadu pochodzi od warstw znajdujących się ponad nią i jest skutkiem hydraulicznego oporu przepływu (spadku ciśnienia hydraulicznego  $\Delta P_h$ ). Jeżeli zaniedbać siły pochodzące od grawitacji jak i opór tarcia osadu o ścianki naczynia, to bilans sił wymaga, by spełnione było równanie:

$$\Delta P_c = \Delta P_h + \Delta P_k \quad (2.11)$$

gdzie  $\Delta P_c$  ciśnienie całkowite.

Wartość  $\Delta P_h$  w zawieszinie i na powierzchni placka podczas filtracji jest równa przyłożonemu ciśnieniu procesowemu  $\Delta P_c$ . Im rozpatrywana warstwa znajduje się dalej od powierzchni osadu, tym większa część ciśnienia procesowego staje się na niej ciśnieniem kompresji. Zjawisko to można zilustrować następującym rysunkiem:



**Rys. 2.1.** Zmiana wartości ciśnienia kompresji  $\Delta P_k$ , ciśnienia hydraulicznego  $\Delta P_h$  oraz całkowite ciśnienie procesowe  $\Delta P_c$ , w zależności od odległości od przegrody

**Fig. 2.1.** Change of compression pressure  $\Delta P_k$ , hydraulic pressure  $\Delta P_h$  and total pressure  $\Delta P_c$  as a dependence of filtration medium distance

Shirato i in. [24] posłużyli się w rozwiązaniu przybliżeniem rozkładu  $\Delta P_k$  w momencie rozpoczęcia kompresji osadu funkcją sinusoidalną opierając się na badaniach doświadczalnych, polegających na pomiarze porowatości osadu w różnych odległościach od przegrody podczas trwania procesu filtracji [29].

Następnym krokiem było uzmiennienie w pracy [25] wartości  $C_e$  w funkcji odległości od przegrody, przy czym Shirato i in. zastosowali tu metody numeryczne. Rozpatrywany osad podzielono na 8 warstw. Uzmiennienie  $C_e$

znacząco poprawiło zgodność danych doświadczalnych z obliczonymi. Na podobnych równaniach oparli swoje rozważania dotyczące filtracji Atsumi i Akayama w pracy [30].

Jak widać z powyższych rozważań, zastosowane przez Shirato i in. metody opisu rozdziału zawieszin na drodze kompresji i filtracji nie bazują na podstawowych równaniach stosowanych w filtracji, lecz na równaniach mechaniki gruntów wyprowadzonych przez Terzagiego. Ponadto opis przebiegu procesu wymagał znajomości (z doświadczeń) wartości grubości osadu w chwili rozpoczęcia kompresji, której to wielkości nie można zmierzyć w sposób bezpośredni.

Kamst, Bruinsma i Graauw [31] badali wpływ kompresji na opór osadu oraz wypływ cieczy z placka filtracyjnego powstałego z filtracji częściowo wykryształizowanego oleju palmowego przepuszczając przezeń powietrze oraz ciekłą frakcję oleju. Praca ta nie ma jednak bliskiego związku z praktyką filtracyjną.

Podobnie Landman, Sirakoff i White w swojej pracy [32] wyprowadzili i rozwiązali numerycznie model opisujący filtrację. Rozwiązanie to jest jednak bardzo skomplikowane ze względu na wykorzystanie rzeczywistych współrzędnych kartezyjskich, a praca ma czysto teoretyczny charakter. Równie skomplikowane ze względu na użycie rzeczywistych współrzędnych jest opracowanie Stamakisa i Tiena dotyczące opisu filtracji z uwzględnieniem wypływu cieczy z komprymowanego osadu [33].

Analityczne rozwiązanie układu równań opisujących filtrację przedstawił w pracy [34] Wu, zakładając jednak stały spadek ciśnienia w placku oraz potęgową zależność oporu osadu od ciśnienia (równanie 2.3). W swych rozważaniach wykorzystał on wspomniany już materiałowy układ współrzędnych i ograniczył się do filtracji przy stałym ciśnieniu.

Wraz z pojawieniem się maszyn liczących o dużej mocy obliczeniowej pojawiła się również możliwość zastosowania modelu matematycznego opartego na podstawowych równaniach przepływu przez złożę porowate (do opisu zarówno filtracji jak i kompresji osadu). Idea takiego ich zastosowania opiera się na podzieleniu osadu na warstwy o bardzo małej grubości i o stałych w danym czasie  $\tau$  parametrach filtracyjnych. Model taki, wykorzystujący w miejsce współrzędnych kartezyjskich tzw. współrzędne materiałowe, pojawił się w pracy Sørensen i in. [35] i został rozwiązany dla przykładowych danych. Ze względu na teoretyczny charakter wspomnianej pracy zdecydowano się na rozwinięcie tego problemu o propozycję opisu za pomocą podobnie skonstruowanego modelu rzeczywistych danych doświadczalnych. Próbę tę podjęto w niniejszej pracy.

Rozważania fizykalne nad przebiegiem procesu odwodnienia zawiesziny zawierają bilans masowy cieczy oraz bilans sił wywołanych przez przyłożone ciśnienie, które w osadzie filtracyjnym rozkłada się na dwie składowe: ciśnienie

cieczy oraz ciśnienie kontaktowe pomiędzy cząsteczkami ciała stałego. W oparciu o równania wymienionych bilansów oraz rozważania dotyczące szybkości przepływu cieczy przez utworzony osad można zestawić układ równań, za pomocą którego możliwe jest numeryczne modelowanie przebiegu filtracji.

### 3. Opis procesu rozdziału zawiesin w oparciu o równanie przepływu przez złożę porowate

Przepływowi cieczy rzeczywistej przez ciało porowate towarzyszy wywołany tarcielem spadek ciśnienia. Zjawisko to analizował już w XIX wieku Darcy przy badaniach źródeł miejskich. Sformułował on zależność opisującą szybkość laminarnego przepływu cieczy przez stałe złożę porowate jako wprost proporcjonalną do spadku ciśnienia hydraulicznego  $dP_h$  na warstwie złoża, a odwrotnie proporcjonalną do oporu przepływu i jego grubości:

$$u = \frac{1}{\eta\alpha} \frac{dP_h}{dx} \quad (3.1)$$

Jest to postać zależności ogólnej, zgodnie z którą szybkość przebiegu procesu jest wprost proporcjonalna do jego siły napędowej, a odwrotnie do oporu. W przypadku równania (3.1) opór reprezentowany jest przez iloczyn dynamicznego współczynnika lepkości cieczy  $\eta$  i oporu właściwego złoża porowatego  $\alpha$ .

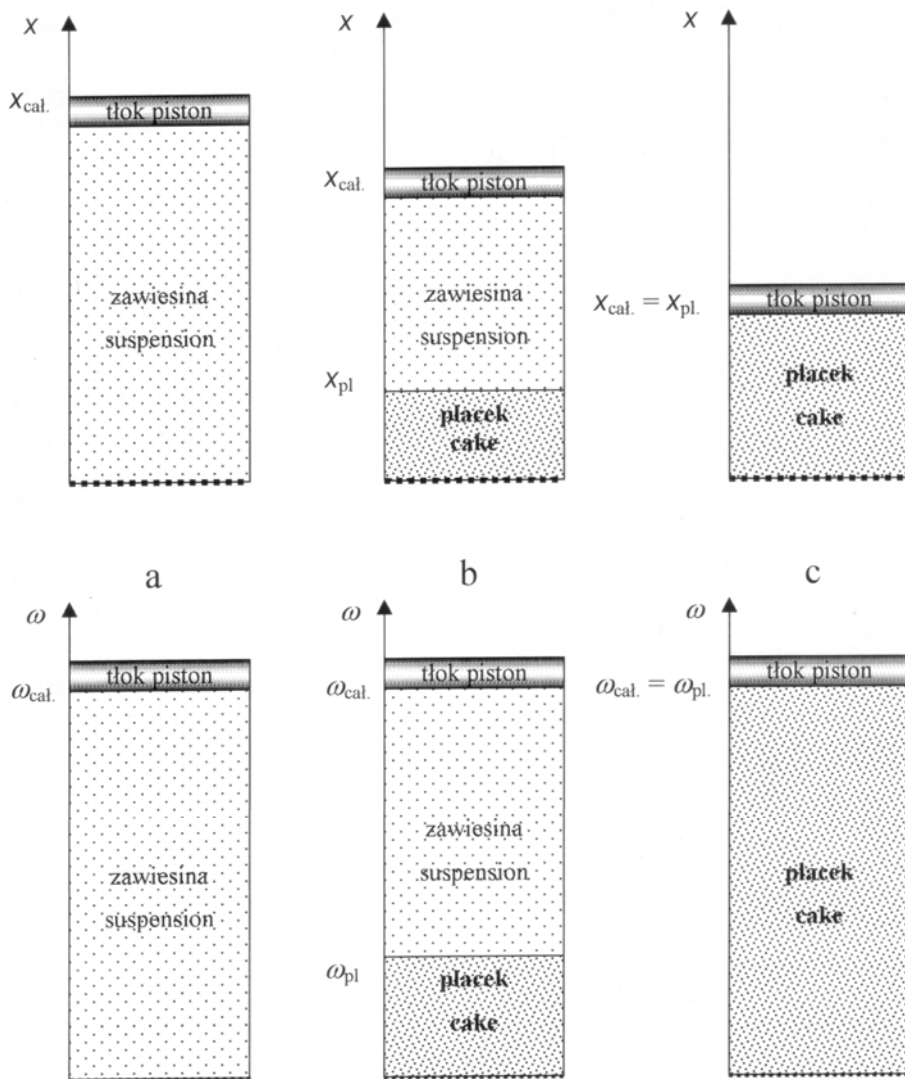
Filtracja i kompresja osadu pofiltracyjnego jest szczególnym przypadkiem przepływu cieczy przez złożę porowate. Podstawowa różnica między tymi procesami, a przepływem przez złożę stacjonarne polega na tym, że placek filtracyjny zmienia swoją grubość, a na skutek kompresji zmienia się także jego porowatość, z którą silnie związany jest opór właściwy osadu. Ponadto w trakcie kompresji cała ciecz wypływająca z filtru wytłaczana jest tylko z porów osadu, co m. in. opisał Piecuch w pracy [11]. Podczas filtracji zawiesin dających osady podlegające kompresji, ciało stałe, pierwotnie znajdujące się w zawieszynie, przemieszcza się wraz z cieczą w kierunku przegrody i względna prędkość ciała stałego w odniesieniu do cieczy  $u$  wynosi 0 (jeśli pominąć sedymentację). W chwili przejścia z zawiesziny do placka (tzw. kolmatacja) drobiny ciała stałego zatrzymane na strukturze osadu uzyskują względną prędkość w odniesieniu do cieczy, nie zatrzymując się jednak względem przegrody i dalej (choć znacznie wolniej od cieczy) przemieszczają się w jej kierunku. Dzieje się tak na skutek kompresji, czyli zmniejszenia objętości placka znajdującego się pomiędzy rozpatrywanymi cząstkami a przegrodą. Zmiana położenia ciała stałego w osadzie względem przegrody znacznie utrudnia zastosowanie równania (3.1) do opisu filtracji szczególnie wówczas, gdy placek ulega dużej kompresji.

Jednym ze sposobów ominięcia tej niedogodności jest traktowanie osadu jako całości o pewnych średnich parametrach. Założenie takie pozwala na poprawny opis filtracji w przypadku rozdziału zawieszin o niskiej zawartości ciała stałego tworzących placki nieściśliwe lub mało ściśliwe.

Opisana powyżej wada równania (3.1) wynika z użycia w nim rzeczywistego układu współrzędnych i można ją wyeliminować przez zastosowanie tzw. współrzędnych materiałowych. Odległość od przegrody jest w nim wyrażona przy pomocy ilości ciała stałego (masa lub objętość) znajdującego się pomiędzy przegrodą, a rozpatrywanym przekrojem. Jeżeli ilość ciała stałego wyrazi się przy pomocy jego objętości, to wówczas odległość we współrzędnych materiałowych będzie miała wymiar [m]:

$$\omega = \frac{V_s}{F} \quad (3.2)$$

Cechą charakterystyczną materiałowego układu współrzędnych jest to, że dana cząstka lub warstwa znajduje się w nim zawsze w tej samej odległości od przegrody niezależnie od tego, czy należy do zawiesziny, czy jest już częścią osadu. W trakcie procesu filtracji przesuwa się jedynie powierzchnia placka, czyli ta jego część, która styka się z tłokiem w momencie rozpoczęcia kompresji. Różnice pomiędzy rzeczywistym i materiałowym układem współrzędnych ilustruje rys. 3.1. Widać na nim, że całkowita grubość osadu i zawiesziny  $x_{cal.}$  wyrażona w rzeczywistych współrzędnych kartezjańskich zmienia się, podczas gdy w materiałowym układzie współrzędnych  $\omega_{cal.}$  jest stałe, bo stała jest całkowita ilość ciała stałego nad przegrodą. Grubość osadu  $x_{pl.}$  i  $\omega_{pl.}$  zwiększa się od 0 do odpowiednio  $x_{cal.}$  i  $\omega_{cal.}$ . Ponieważ objętość całkowita ciała stałego nad przegrodą nie zmienia się w przypadku współrzędnych materiałowych, gdy całe ciało stałe przechodzi do osadu,  $\omega_{pl} = \omega_{cal.}$



**Rys. 3.1.** Położenie przegrody, granicy placka oraz tłoka wyrażone we współrzędnych rzeczywistych ( $x$ ) i materiałowych ( $\omega$ ) na początku procesu (a), podczas filtracji (b) i po jej zakończeniu (c)

**Fig. 3.1.** Situation of filtration medium, cake surface and piston in real ( $x$ ) and material ( $\omega$ ) co-ordinates in the beginning of the process (a), during filtration (b) and when the filtration is finished (c)

Po odpowiednich przekształceniach można wyprowadzić różniczkowe równanie wiążące współrzędne materiałowe i rzeczywiste [37]:

$$d\omega = \frac{1}{1+e} dx \quad (3.3)$$

Wstawiając wyrażenie (3.3) do równania (3.1) otrzymuje się zależność Darcy'ego dla materiałowego układu współrzędnych:

$$u = \frac{1}{\eta\alpha(1+e)} \frac{dP_h}{d\omega} \quad (3.4)$$

Równanie (3.4) różni się nieznacznie od podanego w literaturze [35], w którym w prosty sposób wyznaczoną przez Darcy'ego zależność przekształcono do postaci:

$$u = \frac{1}{\eta\alpha} \frac{dP_h}{d\omega} \quad (3.5)$$

Ponieważ  $dx \neq d\omega$ , równanie (3.4) można uznać za bardziej ścisłe.

Jak już wspomniano wcześniej, opór właściwy osadu i jego porowatość jest funkcją odległości od przegrody oraz czasu, jaki upłynął od początku procesu. Odpowiedzialna za to jest właściwość placków filtracyjnych, którą nazywa się ściśliwością, czyli podatność struktury osadu na ciśnienie kompresji. Bezpośrednim skutkiem tego jest zmienna szybkość przepływu cieczy przez osad –  $u$  liczona na pustym przekroju.

Istnieje wiele równań opisujących wpływ ciśnienia kompresji na wartość oporu właściwego osadu  $\alpha$  oraz jego porowatość  $\varepsilon$ . Najstarsze i najprostsze jest ujęcie w formie funkcji potęgowej określane zależnością Sperry'ego [24], które dobrze opisuje zachowanie się osadów o względnie niedużej ściśliwości i które sprawdza się dla niezbyt wielkich zakresów ciśnień. W przypadku dużych zakresów ciśnień i dużej podatności placka na ciśnienie lepszą dokładność daje równanie zaproponowane przez Tiller i Leu [36]:

$$\alpha = \alpha_0 \left( 1 + \frac{P_k}{P_a} \right)^s \quad (3.6)$$

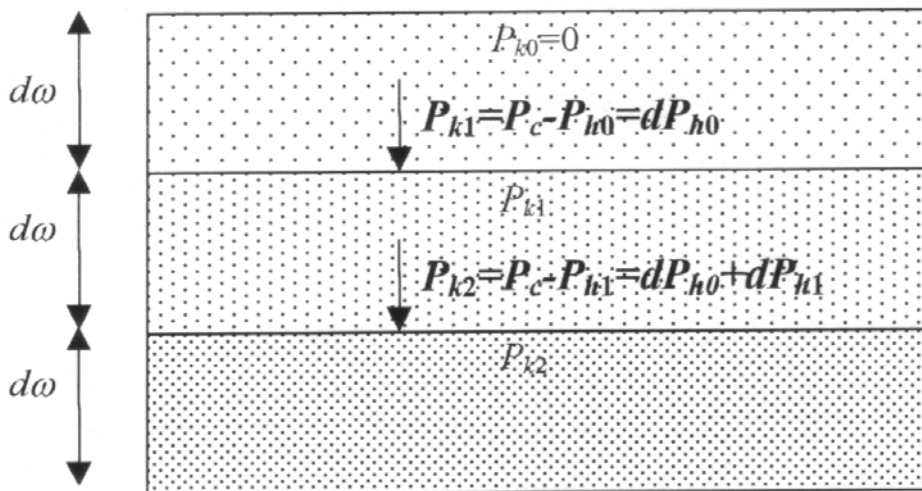


zbliżone do równania (2.4), gdzie  $P_a$  to tzw. współczynnik skali. Cytowani autorzy podają również równanie opisujące związek porowatości osadu z ciśnieniem kompresji:

$$(1 - \varepsilon) = (1 - \varepsilon_0) \left( 1 + \frac{P_k}{P_a} \right)^\beta \quad (3.7)$$

Cechą charakterystyczną powyższych równań jest logicznie uzasadniony fakt istnienia zarówno porowatości granicznej  $\varepsilon_0$  jak i granicznego właściwego oporu osadu  $\alpha_0$  przy ciśnieniu kompresji równym 0. Wykładnik  $s$  to współczynnik ściśliwości osadu, a  $\beta$  to współczynnik określający podatność porowatości osadu na ciśnienie.

Ściśliwy osad filtracyjny można rozpatrywać jako zbiór warstw porowatego ciała stałego o różniczkowej grubości  $d\omega$ . Ciecz przepływająca przez warstwę stykającą się z zawiesziną na skutek tarcia przekazuje pewną część ciśnienia hydraulicznego ciała stałemu. Powstała dzięki temu siła nacisku na warstwę znajdującą się poniżej wywołuje w niej ciśnienie kompresji. W warstwie tej również występuje tarcie cieczy o materiał plaacka i powstała w niej siła dodaje się do wytworzonej w warstwie powierzchniowej i wywiera nacisk na warstwę znajdującą się poniżej. Można to zilustrować następującym rysunkiem:



Rys. 3.2. Rozkład ciśnień w warstwach najbliższych powierzchni osadu

Fig. 3.2. Distribution of pressures in the closest to surface layers

gdzie  $dP_{h0}$  to spadek ciśnienia cieczy na skutek oporów przepływu przez warstwę 0, a  $dP_{h1}$  to odpowiedni spadek ciśnienia w warstwie 1. W warstwie powierzchniowej ciśnienie kompresji wynosi zatem 0. Ciśnienie kompresji w warstwie najbliższej przegrody jest bliskie przyłożonemu ciśnieniu procesowemu (niższe o ciśnienie potrzebne do pokonania oporów przepływu filtratu przez przegrodę). Na każdej odległości od przegrody słuszne jest równanie bilansu sił:

$$P_c = P_k + P_h \quad (3.8)$$

Równanie (3.8) zakłada pominięcie sił tarcia osadu o ściany filtru. Związek pomiędzy ciśnieniem kompresji i ciśnieniem hydraulicznym w postaci różniczkowanej przedstawia się następująco:

$$dP_k = -dP_h \quad (3.9)$$

co pozwala na użycie w równaniach opisujących proces rozdziału zawieszin jednego z ciśnień składowych, a mianowicie ciśnienia kompresji, gdyż występuje ono w równaniach na opór właściwy i porowatość osadu (3.6, 3.7). Równanie Darcy'ego (3.4) przyjmie wówczas następującą postać:

$$u = -\frac{1}{\eta\alpha(1+e)} \frac{dP_k}{d\omega} \quad (3.10)$$

Przytoczone wyżej równania pozwalają opisać stan placka filtracyjnego w danym momencie czasu  $\tau$ . Jak to już zostało uprzednio zaznaczone, placek filtracyjny zmienia swoją strukturę, a podczas filtracji również rozmiar w czasie, co wywołuje zmiany ilości cieczy przepływającej przez osad. Dzieje się tak dlatego, że uwięziona w porach placka filtracyjnego ciecz, na skutek zmniejszenia porowatości wywołanego wzrastającym na danej warstwie osadu ciśnieniem kompresji, zwiększa ilość cieczy wpływającej do warstwy znajdującej się poniżej. W związku z tym szybkość przepływu  $u$  rośnie w kierunku od powierzchni osadu do przegrody. Zmiana ilości cieczy zawartej w warstwie osadu w czasie jest równa przyrostowi natężenia przepływu cieczy na grubości  $d\omega$ . Można to opisać za pomocą następującego różniczkowego równania bilansu [35]:

$$\frac{\partial e}{\partial \tau} = \frac{\partial u}{\partial \omega} \quad (3.12)$$

zgodnie z którym przyrost prędkości  $u$  na nieskończenie krótkim odcinku jest równy zmianie przestrzeni swobodnej płacka w czasie. Prędkość liniowa cieczy względem ciała stałego  $u$  jest liczona na pusty przekrój poprzeczny celki kompresyjnej.

Warunki brzegowe definiują równania opisujące przepływ przez przegrodę oraz powierzchnię osadu. Ciecz wypływająca z warstwy osadu najbliższej przegrodzie musi pokonać opór przepływu, jaki stawia jej struktura. Do opisu tego zjawiska można użyć zmodyfikowanego równania Darcy'ego, w którym opór właściwy osadu o różniczkowej grubości zastąpiono oporem właściwym przegrody filtracyjnej  $R_p$ :

$$u_p = \frac{1}{\eta R_p} P_{hp} \quad (3.11)$$

W równaniu (3.11)  $P_{hp}$  to ciśnienie cieczy na granicy plackek-przegroda, a  $u_p$  - to szybkość przepływu (liczona na wolny przekrój filtru) cieczy przez przegrodę.

Drugi warunek brzegowy dotyczy warstwy znajdująca się na powierzchni osadu (w odległości  $a_{pl,\tau}$  od przegrody), gdyż to w niej podczas filtracji generuje się pierwsza ilość cieczy, która dalej przemieszcza się przez osad ku przegrodzie.

W nieskończenie krótkim czasie  $d\tau$  pewna porcja zawiesiny o objętości  $dV_\tau$  przechodzi z zawiesiny do osadu. Procesowi temu towarzyszy przede wszystkim zwiększenie udziału ciała stałego w rozpatrywanej objętości, którą można wyrazić za pomocą zmiany przestrzeni swobodnej  $e$ . W czasie  $\tau$  objętość ta jest taka, jak w całej zawieszynie i wynosi  $e_z$ . W czasie  $\tau + d\tau$  jest ona równa objętości swobodnej mieszaniny ciała stałego i cieczy w warunkach wzajemnego kontaktu drobin ciała stałego przy ciśnieniu kompresji  $P_k = 0$  i oznacza się ją jako  $e_0$ . Ciecz, w ilości  $dV_{c,\tau}$  która na skutek zmiany koncentracji opuściła rozpatrywaną objętość mieszaniny, wpływa do warstwy znajdującej się poniżej i dalej w głąb osadu. Powyższe rozważanie pozwalają na sformułowanie równania bilansu masy dla warstewki powstałej na osadzie w czasie  $d\tau$ . W równaniu tym korzystne jest zastąpienie całkowitej objętości zawiesiny objętością ciała stałego  $dV_{st,\tau}$  gdyż, jak to już wyjaśniono wcześniej, jest ona niezmienna na drodze procesu. Przyjmuje się a priori, że do filtratu nie przechodzą drobinę ciała stałego. Bilans ten ma zatem następującą postać:

$$e_z dV_{st,\tau} = e_0 dV_{st,\tau} + dV_{c,\tau} \quad (3.13)$$

Jeżeli obydwie strony równanie podzielić przez powierzchnię przekroju poprzecznego filtru  $F$  i wykorzystać zależność:

$$u_{\tau} = \frac{dV_{c\tau}}{Fd\tau} \quad (3.14)$$

oraz związek określony funkcją (3.3), to równanie (3.13) przyjmie postać:

$$e_z d\omega_{\tau} = e_0 d\omega_{\tau} + u_{\tau} d\tau \quad (3.15)$$

i po przekształceniu:

$$\frac{d\omega_{\tau}}{d\tau} = \frac{u_{\tau}}{e_z - e_0} \quad (3.16)$$

W równaniu tym  $d\omega_{\tau}$  to wyrażona we współrzędnych materiałowych wartość, o jaką zwiększyła się grubość osadu w czasie od  $\tau$  do  $\tau + d\tau$ , a  $u_{\tau}$  jest to względna szybkość wypływu cieczy z warstwy powierzchniowej do warstwy znajdującej się poniżej. Grubość osadu od chwili zakończenia filtracji, czyli podczas kompresji nie zwiększa się i wówczas drugi warunek brzegowy ma postać  $u_{\tau} = 0$ , bo w warstwie powierzchniowej ustaje generowanie filtratu.

Podsumowując powyższe rozważania można stwierdzić, że proces rozdziału zawiesiny ciała stałego w cieczy przebiegający wg mechanizmu filtracji z tworzeniem osadu prowadzony przy użyciu celki kompresyjnej można opisać za pomocą układu równań różniczkowych, w skład którego wchodzi równania (3.6), (3.7), (3.10-3.12) oraz podczas filtracji (równanie (3.16)). Dodatkowymi założeniami są tutaj: statystycznie jednokierunkowy przepływ cieczy względem ciała stałego oraz pominięcie oporów tarcia ciała stałego o ścianki cylindra i zaniedbanie zjawiska sedimentacji, które może występować w zawieszynie w trakcie rzeczywistego rozdziału faz.

#### 4. Numeryczne rozwiązanie modelu procesu odwadniania zawiesin

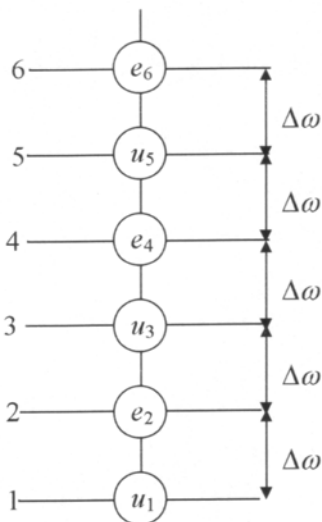
Matematyczne modelowanie procesu rozdziału zawiesiny na testowym filtrze ciśnieniowym polega na znalezieniu wartości objętości swobodnej  $e$  (lub porowatości  $\varepsilon$ ) oraz szybkości przepływu cieczy względem ciała stałego w osadzie  $u$  w funkcji odległości  $\omega$  i czasu  $\tau$ .

$$e = e(\omega, \tau) \quad (4.1)$$

$$u = u(\omega, \tau) \quad (4.2)$$

Wyżej wymienione zależności można wyznaczyć posługując się równaniami (3.6), (3.7), (3.10-3.12), (3.16). Ze względu na swoją nieliniowość, uwikłanie zmiennych oraz na fakt, że w przypadku filtracji mamy do czynienia z poruszającą się granicą obszaru obliczeń, analityczne rozwiązanie takiego układu równań nie jest możliwe. Koniecznym jest w tym przypadku zastosowanie odpowiednich procedur numerycznych. Wzorując się na wcześniejszych opracowaniach [35], do rozwiązania problemu wykorzystano metodę różnic skończonych, w której różniczkowe przyrosty zmiennych  $d$  zastąpiono przyrostami skończonymi  $\Delta$ . Prosta metoda różnic skończonych przy wyznaczeniu szybkości przepływu cieczy  $u$  uzupełniono tu (wzorując się na pracach [38] i [39]) stosując w schemacie obliczeń scałkowane równanie (3.10). W znacznym stopniu poprawia to dokładność obliczeń szczególnie w przypadku, gdy opór właściwy osadu  $\alpha$  silnie zmienia się w funkcji odległości od przegrody.

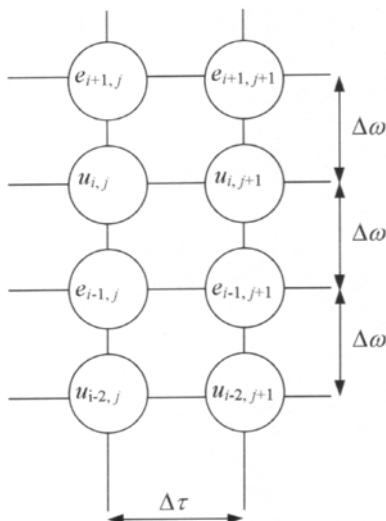
W celu wyznaczenia profili  $e$  oraz  $u$ , ładunek testowego filtra ciśnieniowego podzielono na  $n$  części tworząc siatkę rozwiązań, w której odległość pomiędzy węzłami wynosi  $\Delta\omega$ . Obliczenia prowadzi się tylko dla tych punktów, które należą do osadu. Ze względu na ciągłą zmianę jego rozmiaru podczas filtracji, placek filtracyjny dzieli się na dwie strefy obliczeń: główną i warstwę powierzchniową. W sąsiadujących ze sobą węzłach siatki wyznaczone są alternatywnie wartości prędkości lub wartości przestrzeni swobodnej przy użyciu tzw. siatki przesuniętej opracowanej dla modelowania numerycznego przepływu płynów lepkich przez Harlowa i Welcha w pracy [40]. Oznacza to, że węzeł, w którym wyznaczono szybkość przepływu cieczy sąsiaduje z węzłami, w których wyznaczono przestrzeń swobodną, a odległość między dwoma najbliższymi wartościami  $e$  lub  $u$  wynosi  $2\Delta\omega$ . Ze względu na fakt, że równanie opisujące warunek brzegowy dla przegrody wyznacza wartość szybkości przepływu, pierwszy węzeł siatki zawiera obliczoną wartość szybkości przepływu przez przegrodę  $u_1 = u_p$ . Jeżeli kolejne węzły siatki będzie się opisywać liczbami całkowitymi, to te z nich, które są opisane liczbami nieparzystymi zawierają obliczoną wartość  $u$ , a opisane liczbami parzystymi wartość  $e$  (rys. 4.1)



**Rys. 4.1.** Fragment siatki rozwiązań układu równań dla czasu  $\tau$  opisujących rozdział zawieszin

**Fig. 4.1.** A part of the solving grid of the equation set describing suspension separation for the time  $\tau$

Zmiana wartości przestrzeni swobodnej  $e$  i prędkości cieczy względem ciała stałego w osadzie  $u$  zależy zarówno od  $\omega$  jak i  $\tau$ . Z numerycznego punktu widzenia oznacza to, że każda z obliczonych wartości  $u$  i  $e$  opisana jest dwoma indeksami. Indeksy zmiennej  $\omega$  przyjęto oznaczać „ $i$ ”, a zmiennej  $\tau$  poprzez „ $j$ ”. W siatce rozwiązań oś czasu to oś odciętych, a odległość od przegrody to oś rzędnych. Ilustrację sposobu oznaczania siatki przedstawia rys. 4.2.



**Rys. 4.2.** Fragment siatki obliczeń dla czasu  $j$  i  $j+1$

**Fig. 4.2.** A part of the solving grid for the time  $j$  and  $j+1$

W modelu numerycznym szybkość przepływu przez przegrodę oblicza się przy użyciu dwóch równań. Pierwsze to równanie opisujące przepływ przez przegrodę:

$$u_1 = \frac{1}{\eta R_p} P_{hp} = \frac{1}{\eta R_p} (P_c - P_{kp}) \quad (4.3)$$

drugie zaś wypływ z warstwy 1-2:

$$u_1 \int_0^{\Delta\omega} d\omega = \frac{1}{\eta} \int_{P_{k2}}^{P_{kp}} \frac{1}{(1+e)\alpha} dP_k \quad (4.4)$$

gdzie  $P_{kp}$  to ciśnienie kompresji w przegrodzie.

Do równania (4.4) podstawia się zależność (3.6) oraz przekształcone równanie (3.7):

$$\frac{1}{1+e} = (1 - \varepsilon_0) \left( 1 + \frac{P_k}{P_a} \right)^\beta \quad (4.5)$$

Wówczas zależność (4.4) przyjmie postać:

$$u_1 \int_0^{\Delta\omega} d\omega = \frac{1 - \varepsilon_0}{\eta \cdot \alpha_0} \int_{P_{k2}}^{P_{kp}} \left( 1 + \frac{P_k}{P_a} \right)^{\beta-s} dP_k \quad (4.6)$$

i po scałkowaniu:

$$u_1 = \frac{(1 - \varepsilon_0) P_a}{\Delta\omega \cdot \eta \cdot \alpha_0 (1 + \beta - s)} \left( 1 + \frac{P_k}{P_a} \right)^{1+\beta-s} \Bigg|_{P_{k2}}^{P_{kp}} \quad (4.7)$$

Górna granica całkowania w równaniu (4.7) to ciśnienie kompresji panujące w przegrodzie i w jego miejsce podstawia się przekształcone równanie (4.3), natomiast dolna granica to ciśnienie panujące w pierwszym węźle siatki zawierającym obliczoną wartość  $e$ . W celu wyeliminowania z równania ciśnienia  $P_{k2}$  można posłużyć się przekształconym równaniem (4.5):

$$\left(1 + \frac{P_k}{P_a}\right) = \left[\left(1 - \varepsilon_0\right)\left(1 + e\right)\right]^{-\frac{1}{\beta}} \quad (4.8)$$

Ostatecznie otrzymuje się następujące równanie na szybkość wypływu cieczy z przegrody w czasie  $j+1$ :

$$u_{1,j+1} = \frac{(1 - \varepsilon_0)P_a}{\Delta\omega\eta\alpha_0(1 + \beta - s)} \left\{ \left(1 + \frac{P_c - u_{1,j+1}\eta R_p}{P_a}\right)^{1+\beta-s} - \left[\left(1 - \varepsilon_0\right)\left(1 + e_{2,j+1}\right)\right]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} \right\} \quad (4.9)$$

Równanie (4.9) jest uwikłane ze względu na obliczaną wartość  $u_1$  i można je rozwiązać tylko za pomocą obliczeń iteracyjnych.

Pozostałe szybkości przepływu w głównej masie placka filtracyjnego oblicza się w oparciu o zmodyfikowane przez Autorów równanie Darcy'ego scałkowane w granicach od  $\omega_{i-1}$  do  $\omega_{i+1}$  oraz od  $P_{k-i-1}$  do  $P_{k+i+1}$ :

$$u_i \int_{\omega_{i-1}}^{\omega_{i+1}} d\omega = \frac{1 - \varepsilon_0}{\eta\alpha_0} \int_{P_{k+i-1}}^{P_{k-i-1}} \left(1 + \frac{P_k}{P_a}\right)^{\beta-s} dP_k \quad (4.10)$$

Całkując równanie (4.10) i stosując analogiczne przekształcenia jak dla równania (4.7) oraz wiedząc, że  $\omega_{i+1} - \omega_{i-1} = 2\Delta\omega$  otrzymuje się następującą zależność:

$$u_{i,j+1} = \frac{(1 - \varepsilon_0)P_a}{2\Delta\omega\eta\alpha_0(1 + \beta - s)} \left\{ \left[\left(1 - \varepsilon_0\right)\left(1 + e_{i-1,j+1}\right)\right]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} - \left[\left(1 - \varepsilon_0\right)\left(1 + e_{i+1,j+1}\right)\right]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} \right\} \quad (4.11)$$

Wartości w węzłach siatki zawierających przestrzeń swobodną  $e$  wylicza się w oparciu o równanie (3.12), w którym przyrosty nieskończenie małe zastąpione są odpowiednimi przyrostami skończonymi:

$$\frac{\Delta e}{\Delta \tau} = \frac{\Delta u}{2\Delta\omega} \quad (4.12)$$

gdzie:

$$\Delta e = e_{i,j} - e_{i,j+1} \quad (4.13)$$



$$\Delta u = \bar{u}_{i-1} - \bar{u}_{i+1} \quad (4.14)$$

stąd

$$e_{i,j+1} = e_{i,j} - \frac{\bar{u}_{i-1} - \bar{u}_{i+1}}{2\Delta\omega} \Delta\tau \quad (4.15)$$

W równaniach (4.14) i (4.15) występuje średnia wartość szybkości przepływu przez warstwę  $i-1$  oraz  $i+1$ . Sørensen ze współpracownikami [35] proponuje, by obliczać ją jako średnią arytmetyczną szybkości przepływu na tych warstwach w czasie  $j$  i  $j+1$ :

$$\bar{u}_i = \frac{u_{i,j} + u_{i,j+1}}{2} \quad (4.16)$$

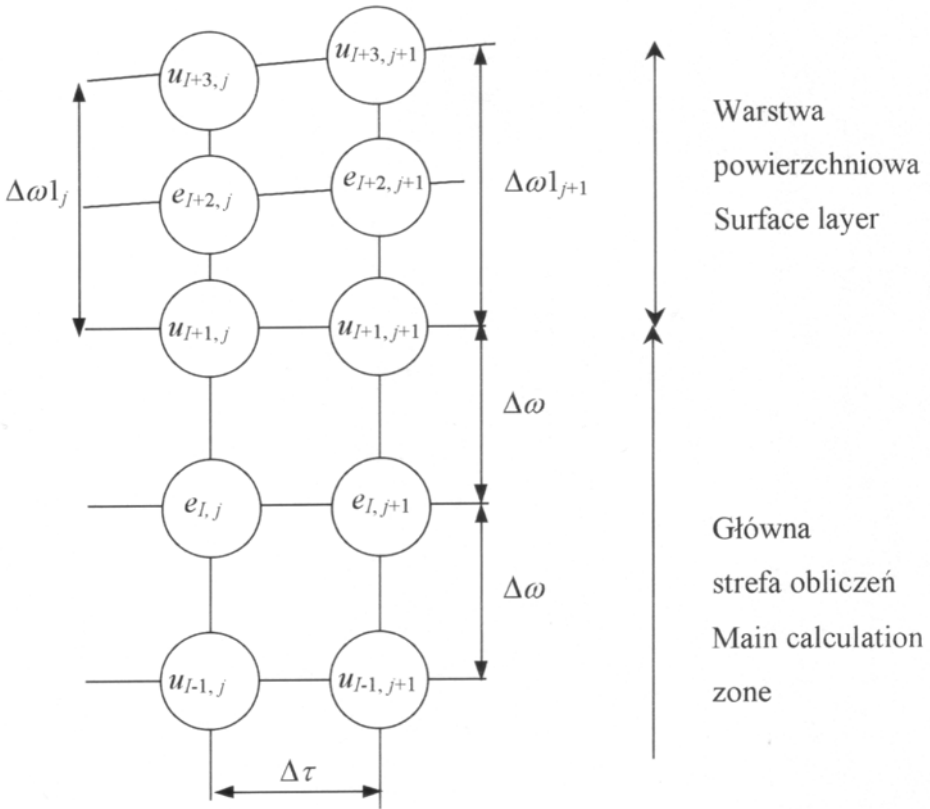
Osobnego rozpatrzenia wymaga warstwa powierzchniowa osadu znajdująca się poza główną strefą obliczeń. W głównej strefie odległość pomiędzy warstwami, których ilość wynosi  $I$  jest stała (wynosi  $\Delta\omega$ ). Inaczej jest na powierzchni osadu. Przyczyna tego leży w tym, że na skutek ciągłego narastania osadu zmienia się grubość tej warstwy, którą oznaczono  $\Delta\omega_1$  (rys. 4.3).

W chwili rozpoczęcia obliczeń dla nowej warstwy powierzchniowej jej grubość wynosi 0 i z każdym kolejnym krokiem obliczeń  $\Delta\tau$  narasta. Po osiągnięciu grubości równej  $2\Delta\omega$  warstwa powierzchniowa zostaje włączona do głównej strefy obliczeń, której grubość zwiększa się wówczas o  $2\Delta\omega$ , a ilość obliczanych wartości w węzłach siatki  $I$  rośnie o 2. Jednocześnie pojawia się nowa warstwa powierzchniowa, której grubość  $\Delta\omega_1$  jest ponownie równa 0.

Grubość warstwy powierzchniowej w czasie  $j+1$  oblicza się za pomocą równania (3.15), w którym przyrosty nieskończenie małe zamieniono przyrostami skończonymi:

$$\Delta\omega_1_{j+1} = \Delta\omega_1_j + \frac{\bar{u}_{I+1}}{e_0 - e_z} \Delta\tau \quad (4.17)$$

przy czym średnia szybkość przepływu  $\bar{u}_{I+1}$  obliczona jest zgodnie z równaniem (4.16).



**Rys. 4.3.** Przyrost grubości osadu w czasie  $\Delta\tau$   
**Fig. 4.3.** The increase of the thickness in the time  $\Delta\tau$

Szybkość przepływu cieczy przez skrajną warstwę  $u_{I+3,j+1}$  można wyliczyć z równania Darcy'ego, całkując je w zakresie od ciśnienia kompresji równego 0 panującego na warstwie  $I+3$  do panującego na warstwie  $I+2$ :

$$u_{I+3} \int_{1/2\Delta\omega_{1j+1}}^{\Delta\omega_{1j+1}} d\omega = \frac{1 - \varepsilon_0}{\eta\alpha_0} \int_0^{P_{k,J+2}} \left(1 + \frac{P_k}{P_a}\right)^{\beta-s} dP_k \quad (4.18)$$

Po scałkowaniu i odpowiednich przekształceniach otrzymuje się:

$$u_{I+3,j+1} = \frac{2(1-\varepsilon_0)P_a}{\Delta\omega_{j+1}\eta\alpha_0(1+\beta-s)} \left\{ \left[ \left(1-\varepsilon_0\right) \left(1+e_{I+2,j+1}\right) \right]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} - 1 \right\} \quad (4.19)$$

Przestrzeń swobodną w warstwie powierzchniowej  $e_{I+2,j+1}$  można wyznaczyć w oparciu o bilans masy dla cieczy. W czasie  $\tau$  warstwa powierzchniowa ma grubość  $\Delta\omega_j$  i przestrzeń swobodną  $e_{I+2,j}$ . Warstewka zawiesziny znajdująca się nad osadem, która w czasie  $\Delta\tau$  przejdzie do osadu, ma grubość  $\Delta\omega_{j+1} - \Delta\omega_j$  i przestrzeń swobodną zawiesziny  $e_z$ . W czasie  $\tau+\Delta\tau$  warstwa powierzchniowa ma grubość  $\Delta\omega_{j+1}$  i przestrzeń swobodną  $e_{I+2,j+1}$ , a osadzający się osad powoduje wypływ cieczy w ilości  $V_c$  do głównej masy osadu z szybkością średnią  $\bar{u}_{I+1}$ . Objętość cieczy w czasie  $\tau$  i w czasie  $\tau+\Delta\tau$  musi być taka sama:

$$V_{sw,\tau} = V_{sw,\tau+\Delta\tau} + V_c \quad (4.20)$$

przy czym:

$$V_{sw,\tau} = e_{I+2,j}\Delta\omega_j F + e_z(\Delta\omega_{j+1} - \Delta\omega_j)F \quad (4.21)$$

$$V_{sw,\tau+\Delta\tau} = e_{I+2,j+1}\Delta\omega_{j+1} F \quad (4.22)$$

$$V_c = \bar{u}_{I+1} F \Delta\tau \quad (4.23)$$

Po podstawieniu równań (4.21-4.23) do równania (4.20) i przekształceniu otrzymuje się zależność na  $e_{I+2,j+1}$ :

$$e_{I+2,j+1} = \frac{e_{I+2,j}\Delta\omega_j + e_z(\Delta\omega_{j+1} - \Delta\omega_j) - \bar{u}_{I+1}\Delta\tau}{\Delta\omega_{j+1}} \quad (4.24)$$

Najbardziej kłopotliwe jest wyznaczenie wartości  $u_{I+1,j+1}$ , gdyż nie leży ona w połowie odległości pomiędzy węzłami  $e_{I,j+1}$  i  $e_{I+2,j+1}$  (rys. 4.3). Sørensen i in. [35] zaproponowali, by wyliczyć pewną hipotetyczną wartość  $u'$ , tak jak w głównej strefie obliczeń i przy pomocy interpolacji liniowej pomiędzy wartościami  $u_{I+3,j+1}$ ,  $u'$  wyznaczyć poszukiwaną  $u_{I+1,j+1}$ .

Wychodząc z równania Darcy'ego:

$$u' \int_{\omega_l}^{\omega_{l+2}} d\omega = \frac{1 - \varepsilon_0}{\eta \alpha_0} \int_{P_{k,l+2}}^{P_{k,l}} \left( 1 + \frac{P_k}{P_a} \right)^{\beta-s} dP_k \quad (4.25)$$

po scałkowaniu i odpowiednich podstawieniach, wiedząc, że  $\omega_{l+2} - \omega_l = \Delta\omega + \frac{1}{2}\Delta\omega_{j+1}$  otrzymuje się:

$$u' = \frac{(1 - \varepsilon_0)P_a}{\left( \Delta\omega + \frac{\Delta\omega_{j+1}}{2} \right) \eta \alpha_0 (1 + \beta - s)} \left\{ \left[ (1 - \varepsilon_0)(1 + e_{l,j+1}) \right]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} - \left[ (1 - \varepsilon_0)(1 + e_{l+2,j+1}) \right]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} \right\} \quad (4.26)$$

Zastosowanie interpolacji liniowej do wyznaczenia równania na  $u_{l+1,j+1}$  prowadzi do następującej zależności:

$$u_{l+1,j+1} = u' + (u_{l+3,j+1} - u') \frac{2\Delta\omega - \Delta\omega_{j+1}}{2(\Delta\omega - \Delta\omega_{j+1})} \quad (4.27)$$

Jak już wspomniano wcześniej, obliczenia danej warstwy powierzchniowej prowadzi się tak długo, aż osiągnie ona grubość  $2\Delta\omega$ . Ze względu na fakt, że zwykle nie uzyskuje się tej wartości dokładnie, w celu uniknięcia znacznych błędów w ostatnim kroku obliczeń tak dobiera się wartość  $\Delta\tau$ , aby z założoną dokładnością spełniony był warunek  $\Delta\omega_1 = 2\Delta\omega$ .

W celu zbudowania modelu numerycznego procesu rozdziału zawieszin stałych na przegrodzie konieczne jest jeszcze ustalenie warunków początkowych. Przed rozpoczęciem procesu cały ładunek filtru ciśnieniowego jest jednorodny. Z chwilą przyłożenia ciśnienia rozpoczyna się tworzenie na przegrodzie placka filtracyjnego. W zależności od oporu przegrody, początek procesu można modelować na dwa sposoby [35].

I. Dla niskich oporów przegrody można założyć, że w czasie  $\tau = 0$  od razu powstaje na niej warstwa osadu o grubości  $2\Delta\omega$  i szybkość przepływu cieczy na poziomie  $i = 1$  i  $i = 3$  jest taka sama:  $u_{1,0} = u_{3,0}$ . Stosując równanie (4.6) do wyznaczenia  $u_{1,0}$  oraz równanie (4.18) (lewa strona w granicach całkowania od  $\omega_2$  do  $\omega_3$ ) dla  $u_{3,0}$  uzyskuje się zależność:

$$\frac{1 - \varepsilon_0}{\Delta\omega\eta\alpha_0} \int_{P_{k,2}}^{P_{k,p}} \left(1 + \frac{P_k}{P_a}\right)^{\beta-s} dP_k = \frac{1 - \varepsilon_0}{\Delta\omega\eta\alpha_0} \int_0^{P_{k,2}} \left(1 + \frac{P_k}{P_a}\right)^{\beta-s} dP_k \quad (4.28)$$

Po scałkowaniu:

$$\left(1 + \frac{P_{k,p}}{P_a}\right)^{1+\beta-s} - \left(1 + \frac{P_{k,2}}{P_a}\right)^{1+\beta-s} = \left(1 + \frac{P_{k,2}}{P_a}\right)^{1+\beta-s} - 1 \quad (4.29)$$

i uporządkowaniu ze względu na  $P_{k,2}$ :

$$\left(1 + \frac{P_{k,2}}{P_a}\right)^{1+\beta-s} = \frac{1}{2} + \frac{1}{2} \left(1 + \frac{P_{k,p}}{P_a}\right)^{1+\beta-s} \quad (4.30)$$

Przekształcając równanie (4.3) do postaci:

$$P_{k,p} = P_c - u_{3,0}\eta R_p \quad (4.31)$$

i podstawiając za  $u_{3,0}$  scałkowane i zmodyfikowane jak wyżej równanie (4.18) otrzymuje się zależność na ciśnienie kompresji w przegrodzie:

$$P_{k,p} = P_c - \frac{(1 - \varepsilon_0)P_a R_p}{\Delta\omega\alpha_0(1 + \beta - s)} \left[ \left(1 + \frac{P_{k,2}}{P_a}\right)^{1+\beta-s} - 1 \right] \quad (4.32)$$

które po użyciu w nim zależności (4.30) przyjmuje postać uwikłanej funkcji  $P_{k,p}$ :

$$P_{k,p} = P_c - \frac{(1 - \varepsilon_0)P_a R_p}{\Delta\omega\alpha_0(1 + \beta - s)} \left[ \frac{1}{2} \left(1 + \frac{P_{k,p}}{P_a}\right)^{1+\beta-s} - \frac{1}{2} \right] \quad (4.33)$$

W oparciu o to równanie na drodze iteracji można wyliczyć  $P_{k,p}$ , i dalej przy pomocy równania (4.3)  $u_{3,0}$ . Korzystając z zależności (4.8) i (4.30) otrzymuje się wzór na przestrzeń swobodną  $e_{2,0}$ :

$$e_{2,0} = \frac{\left[ \frac{1}{2} + \frac{1}{2} \left( 1 + \frac{P_{k,p}}{P_a} \right)^{1+\beta-s} \right]_{s-\beta-1}^{\beta}}{1 - \varepsilon_0} - 1 \quad (4.34)$$

II. Dla wysokich oporów przegrody można założyć, że w czasie  $\tau = 0$  ciśnienie kompresji w przegrodzie  $P_{k,p}$  jest równe 0, gdyż ilość utworzonego na niej osadu jest znikomo mała. Wówczas szybkość przepływu przez przegrodę dla  $\tau = 0$  można wyliczyć z równania (4.3) podstawiając  $P_c$  w miejsce  $P_h$ :

$$u_{1,0} = \frac{1}{\eta R_p} P_c. \quad (4.35)$$

Dalszy przebieg procesu modeluje się jak dla warstwy powierzchniowej przy zerowej grubości głównej strefy obliczeń, tj. przy  $I = 0$ . Kiedy grubość obliczonej warstwy osiągnie wartość  $2\Delta\omega$  (z ewentualnym dopasowaniem wartości  $\Delta\tau$ ) na przegrodzie tworzy się pierwszy element głównej strefy obliczeń, a  $I$  przyjmuje wartość 2.

Osobny problem stanowi wybór metody obliczeń, tzn. kiedy używa się schematu dla dużych, a kiedy dla małych oporów przegrody. Stwierdzono, że zaproponowana przez Sorensena i in. w pracy [35] metoda oparta na porównaniu szybkości  $u_{1,0}$  obliczonych metodą I i II jest błędna. Podstawowym kryterium wyboru numerycznych obliczeń startowych jest ich stabilność. Na drodze własnych eksperymentów ustalono, że oprócz oporu przegrody na wybór ten wpływa także opór właściwy osadu. Ostatecznie przyjęto, by pierwszy sposób obliczeń stosować, gdy stosunek  $\alpha_0/R_p < 100$ , drugi dla  $\alpha_0/R_p \geq 100$ .

Po zakończeniu filtracji ustaje generowanie filtratu w najwyższej warstwie osadu i prędkość cieczy  $u_{I+3}$  spada do 0. Ilość warstw  $I+3$  jest wówczas równa  $n$ . Od tej chwili filtrat opuszczający placek jest generowany wyłącznie w jego objętości na skutek kompresji warstw. W schemacie obliczeń przestają występować równania opisujące warstwę powierzchniową (4.17, 4.19, 4.24, 4.26 i 4.27), gdyż prędkość  $u_n$  jest wówczas stale równa 0 i mamy do czynienia tylko z główną strefą obliczeń.

Podobnie modeluje się proces rozdziału, jeżeli poddawany jest mu szlam, czyli mieszanina ma koncentrację większą niż taka, gdy drobinę ciała stałego stykają się ze sobą przy ciśnieniu kompresji 0 (oznacza to, że  $e_z \geq e_0$ ). Wówczas mamy do czynienia tylko z kompresją szlamu, który w chwili rozpoczęcia procesu ma parametry jednorodne, tzn.:  $e_i = e_z$ ,  $u_i = 0$ .

Opierając się na równaniach (4.9, 4.11, 4.15, 4.17, 4.19, 4.24, 4.26, 4.27) można utworzyć układ pozwalający na wyznaczenie wartości  $u$  i  $e$  w węzłach siatki rozwiązań. W celu rozwiązania układu równań dla czasu  $j+1$  konieczna jest znajomość wektora rozwiązań dla czasu  $j$ . Poszukiwany wektor rozwiązań dla czasu  $j+1$  oznaczono jako  $\mathbf{X}$  i należy go wstępnie założyć. Odpowiednio przekształcone równania tworzą funkcję wektorową  $F(\mathbf{X})$ , która wygląda następująco:

$$F(\mathbf{X}) = \begin{cases} x_1 - \frac{(1-\varepsilon_0)P_a}{\Delta\omega\eta\alpha_0(1+\beta-s)} \left\{ \left( 1 + \frac{P_c - x_1\eta R_p}{P_a} \right)^{1+\beta-s} - [(1-\varepsilon_0)(1+x_2)]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} \right\} \\ x_2 - \left( z_2 - \frac{\frac{x_1+z_1}{2} - \frac{x_3+z_3}{2}}{2\Delta\omega} \Delta\tau \right) \\ x_3 - \frac{(1-\varepsilon_0)P_a}{2\Delta\omega\eta\alpha_0(1+\beta-s)} \left\{ [(1-\varepsilon_0)(1+x_2)]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} - [(1-\varepsilon_0)(1+x_3)]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} \right\} \\ x_4 - \left( z_4 - \frac{\frac{x_3+z_3}{2} - \frac{x_5+z_5}{2}}{2\Delta\omega} \Delta\tau \right) \\ \dots \\ \dots \\ x_l - \left( z_l - \frac{\frac{x_{l-1}+z_{l-1}}{2} - \frac{x_{l+1}+z_{l+1}}{2}}{2\Delta\omega} \Delta\tau \right) \\ x_{l+1} - u' + (x_{l+3} - u') \frac{2\Delta\omega - \Delta\omega l_{j+1}}{2(\Delta\omega - \Delta\omega l_{j+1})} \\ x_{l+2} - \frac{z_{l+2}\Delta\omega l_j + e_z(\Delta\omega l_{j+1} - \Delta\omega l_j) - \frac{x_{l+1}+z_{l+1}}{2} \Delta\tau}{\Delta\omega l_{j+1}} \\ x_{l+3} - \frac{2(1-\varepsilon_0)P_a}{\Delta\omega l_{j+1}\eta\alpha_0(1+\beta-s)} \left\{ [(1-\varepsilon_0)(1+x_{l+2})]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} - 1 \right\} \end{cases} \quad (4.36)$$

Występujące w funkcji wektorowej (4.36) wartości  $\Delta\omega_1$  oraz  $u'$  oblicza się z przekształconych równań (4.17, 4.26):

$$\Delta\omega_{j+1} = \Delta\omega_j + \frac{x_{j+1} + z_{j+1}}{e_0 - e_z} \Delta\tau \quad (4.37)$$

$$u' = \frac{(1 - \varepsilon_0)P_a}{\left(\Delta\omega + \frac{\Delta\omega_{j+1}}{2}\right)\eta\alpha_0(1 + \beta - s)} \left\{ \left[ (1 - \varepsilon_0)(1 + x_j) \right]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} - \left[ (1 - \varepsilon_0)(1 + x_{j+2}) \right]^{\frac{s-\beta-1}{\beta}} \right\} \quad (4.38)$$

Rozwiązanie polega na znalezieniu takiego  $\mathbf{X}$ , dla którego z zadaną dokładnością spełnione jest równanie  $F(\mathbf{X}) = 0$ . Najwygodniej w tym celu jest posłużyć się metodą Newtona rozwiązywania układu  $n$  równań nieliniowych. Metoda ta opiera się na kolejnych przybliżeniach wektora rozwiązań  $\mathbf{X}$ , przy czym  $k+1$  przybliżenie z przybliżeniem  $k$  łączy zależność:

$$\mathbf{X}_{k+1} = \mathbf{X}_k - F'^{-1}(\mathbf{X}_k) \cdot F(\mathbf{X}_k) \quad (4.39)$$

gdzie  $F'^{-1}(\mathbf{X})$  to odwrotność macierzy Jacobiego o wymiarze  $(I+3) \times (I+3)$

$$F'(\mathbf{X}) = \frac{\partial F(\mathbf{X})}{\partial \mathbf{X}} \quad (4.40)$$

W zastosowanych w niniejszej pracy programach obliczeniowych do znalezienia wektora rozwiązań zastosowano gotową procedurę rozwiązywania układu równań nieliniowych metodą Newtona, napisaną w Turbo Pascalu 7.0 przez B. Barona [41].

## 5. Podsumowanie

Zaprezentowany model matematyczny procesu rozdziału zawiesin i jego numeryczne rozwiązanie pozwalają na przeprowadzenie symulacji filtracji placzkowej z towarzyszącą jej kompresją powstającego osadu. W drugiej części artykułu zostanie zaprezentowany sposób wyznaczania parametrów potrzebnych do przeprowadzenia tych symulacji oraz doświadczalna weryfikacja modelu.



## Literatura

1. **Koch R., Noworyta A.:** Procesy mechaniczne w inżynierii chemicznej, WNT, Warszawa 1992.
2. **Malinowskaja T. A., Kobrinskij I. A., Kirsanow O. S., Rejnfart W. W.:** Rozdzielanie zawiesin w przemyśle chemicznym, tłum. z j. ros., WNT, Warszawa 1986.
3. **Žužikow W. A.:** Filtracja. Teoria i praktyka rozdzielania zawiesin, tłum. z j. ros., WNT, Warszawa 1985.
4. **Palica M., Kocurek J.:** Wybrane zagadnienia teorii filtracji i kompresji osadów, Wyd. Pol. Śl., Gliwice 2001.
5. **Piecuch T., Anielak A.M.:** Vielstufige Druckfiltration, 17 Diskussionsagung Mechanische Flüssigkeitsabtrennung, Dresden, October 1980.
6. **Anielak A.M., Jasicki W., Piecuch T.:** Badania filtracji ciśnieniowej poflotacyjnych rud cynkowo-olowiowych pod kątem symulacji prasy typu ROW, XIII Konf. Przeróbki Kopalni, Zesz. Nauk. AGH, Kraków 1976.
7. **Piecuch T., Opielka A.:** Technologiczne badania pracy prasy filtracyjnej typu ROW, IX Konf. Przeróbki Kopalni, Zesz. Nauk. AGH, Kraków 1979.
8. **Machej J., Trefler U.:** Ocena przydatności prasy FRANK do filtracji na drodze eksperymentalnej, Inż. Ap. Chem, 3, 1970.
9. **Piecuch T., Opielka A.:** Nowe konstrukcje pras filtracyjnych, Rudy i Metale Nieżelazne, 8/1976.
10. **Piecuch T.:** Technika hydroszlamowa, Wyd. II, Wyd. Ucz. Pol. Koszalińskiej, Koszalin 1999.
11. **Piecuch T.:** A Theoretical Study of the Process of Gravitation Filtration, Polish Association of Friends of Science About the EARTH, Monograph, Częstochowa, May 1984.
12. **Ruth B. F., Montillon G. H., Montonna R. A.:** Studies in Filtration, Ind. Engng Chem., 25, 75, 1933.
13. **Ruth B. F., Montillon G. H., Montonna R. A.:** Studies in Filtration, Ind. Engng Chem., 25, 153, 1933.
14. **Mróz W., Palica M., Zabłocki J.:** Wzór Użytkowy W - 98256
15. **Mróz W., Palica M., Zabłocki J.:** Patent P - 298268
16. **Carman P. C.:** Fluid Flow Through Granular Beds, Trans. Inst. Chem. Engrs, 150, 1937.
17. **Carman P. C.:** Fundamental Principles of Industrial Filtration, Trans. Inst. Chem. Engrs., 16, 168, 1938.
18. **Grace H. P.:** Resistance and Compressibility of Filter Cakes, Chem. Engng Progr., 49, 303, 1953.
19. **Tiller F. M.:** The Role of Porosity In Filtration, Chem. Eng. Progr., 49, 467, 1953.
20. **Ruth B. F.:** Correlating Filtration Theory with Industrial Practice, Ind. Eng. Chem., 38, 564, 1946.

21. **Shirato M., Aragaki T., Mori R., Sawamoto K.:** Predictions of Constant Pressure and Constant Rate Filtrations Based Upon an Approximate Correction for Side Wall Friction in Compression Permeability Cell Data, *J. Chem. Engng Japan*, 1, 86, 1968.
22. **Shirato M., Sambuchi M., Kato H., Aragaki T.:** Internal Flow Mechanism in Filter Cakes, *A.I.Ch.E. J.*, 15, 405, 1969.
23. **Shirato M., Murase T., Negawa M., Senda T.:** Fundamental Studies of Expression Under Variable Pressure, *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 3, 105, 1970.
24. **Shirato M., Murase T., Kato H., Fukaya S.:** Fundamental Analysis for Expression under Constant Pressure, *Filtration and Separation*, 7, 277, 1970.
25. **Shirato M., Murase T., Negawa M., Moridera H.:** Analysis of Expression Operations, *J. Chem. Engng Japan*, 4, 263, 1971.
26. **Terzaghi K.:** *Erdbaumechanik auf bodenphysikalischer Grundlage*, Leipzig, 1925.
27. **Terzaghi K., Peck R. B.:** *Soil Mechanics in Engineering Practice*, John Wiley & Sons, Inc. 1948.
28. **Taylor D. W.:** *Fundamentals of Soil Mechanics*, John Wiley & Sons, Inc. 1962.
29. **Shirato M., Aragaki T., Ichimura K., Ootsuji N.:** Porosity Variation in Filter Cake under Constant – Pressure Filtration, *J. Chem. Engng Japan*, 4, 172, 1971.
30. **Atsumi K., Akiyama T.:** A Study of Cake Filtration – Formulation, As A Stefan Problem, *J. Chem. Engng Japan*, 8, 487, 1975.
31. **Kamst G. F., Bruinsma O. S. L., J de Graauw:** Permeability of Filter Cakes of Palm Oil in Relation to Mechanical Expression, *AIChE Journal*, 43, 673, 1997.
32. **Landman K. A., Sirakoff C., White L. R.:** Dewatering of Flocculated Suspensions by Pressure Filtration, *Phys. Fluids*, A 3, 1495, 1991.
33. **Stamatakis K., Chi Tien:** Cake formation and Growth in Cake Filtration, *Chem. Eng. Sci.*, 46, 1917, 1991.
34. **Yanxiang Wu:** An Analysis of Constant-Pressure Filtration, *Chem. Eng. Sci.*, 49, 831, 1994.
35. **Sørensen P. B., Moldrup P., Hansen J.:** Filtration and Expression of Compressible Cakes, *Chem. Engng Sci.* 51, 967-978, 1996.
36. **Tiller F. M., Leu W. F.:** Basic Data Fitting in Filtration, *J. Chinese Inst. Chem. Engrs*, 11, 61-70, 1980.
37. **Kocurek J.:** Badanie strefy kompresji ściśliwych placków filtracyjnych, rozprawa doktorska, praca niepublikowana, Gliwice 2000.
38. **Moldrup P., Yamaguchi T., Hansen J. Aa., Rolston D. E.:** An Accurate And Numerically Stable Model for One-dimensional Solute transport in Soil, *Soil Sci.*, 153, 261, 1992.
39. **Moldrup P., Hansen J. Aa., Rolston D. E., Yamaguchi T.:** Improved Simulation of Unsaturated Soil Hydraulic Conductivity by the Moving Mean Slope (MMS) Approach, *Soil Sci.*, 155, 8, 1993.
40. **Harlow F. H., Welch J. E.:** Numerical Calculation of Time-dependent viscous incompressible Flow of Fluid with Free Surface, *Phys. Fluids* 8, 2182, 1965.
41. **Baron B.:** *Metody numeryczne w Turbo Pascalu*, Helion, Gliwice, 1995.

## Spis oznaczeń, Symbols

$e$	$[m^3/m^3]$	przestrzeń swobodna, stosunek objętości cieczy do objętości ciała stałego void ratio, liquid to solid volume ratio
$e_0$	$[m^3/m^3]$	przestrzeń swobodna w osadzie przy ciśnieniu kompresji 0 [Pa] void ratio in the cake at compression pressure equal to zero
$e_z$	$[m^3/m^3]$	przestrzeń swobodna w zawieszinie void ratio in suspension
$F$	$[m^2]$	powierzchnia przegrody filter medium area
$i$		numer warstwy, indeks przestrzeni layer number, space index
$I$		ilość warstw głównej strefy obliczeń w osadzie w danym czasie (od 0 do $n$ ) number of layers of the main calculation zone in the cake and at given time (from 0 to $n$ )
$j$		indeks czasu time index
$l$	$[m]$	wysokość ładunku zawiesiny w filtrze testowym na początku procesu filter load at the beginning of the process
$n$		ilość warstw, na które podzielony jest ładunek filtru number of layers for which the load is divided
$P_a$	$[Pa]$	przelicznik skali w równaniach (3.12) i (3.13) scale factor in equations (3.12) and (3.13)
$P_c$	$[Pa]$	ciśnienie całkowite total pressure
$P_h$	$[Pa]$	ciśnienie hydrauliczne hydraulic pressure
$P_{hp}$	$[Pa]$	ciśnienie hydrauliczne w przegrodzie hydraulic pressure in the filter medium
$P_k$	$[Pa]$	ciśnienie kompresji (ciśnienie kontaktowe) compression pressure (contact pressure)
$P_{kp}$	$[Pa]$	ciśnienie kompresji w przegrodzie compression pressure in the filter medium
$R_p$	$[1/m]$	opór przegrody filter medium resistance
$s$		współczynnik ściśliwości placka filter cake compressibility coefficient
$u$	$[m/s]$	prędkość przepływu cieczy względem ciała stałego superficial liquid flow due to solid phase

$V$	[m <sup>3</sup> ]	objętość filtratu filtrate volume
$V_s$	[m <sup>3</sup> ]	objętość ciała stałego solid volume
$x$	[m]	wymiar liniowy we współrzędnych bezwzględnych linear dimension in real co-ordinates
$\mathbf{X}$		wektor kolejnego przybliżenia rozwiązania wektorowej funkcji błędu vector of the next approximation of errors vector function

### **Litery greckie; Greek symbols**

$\alpha$	[1/m <sup>2</sup> ]	opór właściwy osadu specific filter cake resistance
$\alpha_0$	[1/m <sup>2</sup> ]	graniczny opór osadu przy zerowym ciśnieniu kompresji boundary cake resistance at zero compression pressure
$\beta$		współczynnik podatności porowatości osadu na ciśnienie form factor for compressibility with respect to porosity
$\varepsilon$	[m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ]	porowatość porosity
$\eta$	[Pas]	współczynnik dynamiczny lepkości filtratu viscosity dynamic coefficient of filtrate
$\rho_s$	[kg/m <sup>3</sup> ]	gęstość ciała stałego solid phase density
$\tau$	[s]	czas time
$\Delta\tau$	[s]	krok czasu time step
$\omega$	[m]	wymiar liniowy we współrzędnych materiałowych linear dimension in material co-ordinates
$\omega_{cal}$	[m]	całkowita grubość zawartości filtru we współrzędnych materiałowych total thickness of filter contents in material co-ordinates
$\Delta\omega$	[m]	krok w przestrzeni współrzędnych materiałowych space step in material co-ordinates
$\Delta\omega_l$	[m]	grubość warstwy powierzchniowej we współrzędnych materiałowych surface layer thickness in material co-ordinates

# Separation Of Solid-Liquid Suspension Using Filtration With Cake Compression I. Theoretical Description Of Filtration With Simultaneous Cake Compression

## Abstract

Different descriptions of cake filtration of solid-liquid suspensions and cake compression are presented in the paper. The mathematical model of mentioned processes based on fundamental equations of flow through porous bed and accompanying mass and forces balances is discussed in details. The model is valid for both processes, which is especially important because they may appear simultaneously during separation. The final set of differential equations has been changed to the form possible to solve using numerical methods.

Mathematical modelling of the suspension separation process in the test pressure filter consists in finding the value of void ratio  $e$  (or porosity  $\varepsilon$ ) and superficial liquid flow due to solid phase in cake  $u$  as a function of linear dimension  $\omega$  and time  $\tau$ .

$$e = e(\omega, \tau)$$

$$u = u(\omega, \tau)$$

These dependencies may be determined using equations (3.6), (3.7), (3.10-3.12), (3.16). Due to their nonlinearity, confounding of variables as well as the fact, that in the case of filtration we deal with moving limit of a calculation range, analytical solution of such system is not possible. It is necessary in such case to use suitable mathematical procedures. Modelling on earlier works [35], method of finite differences was used, in which differential variables increases  $d$  were replaced with finite increases  $\Delta$ . Simple method of finite differences, when determining superficial liquid flow due to solid phase in cake  $u$ , was completed here using in the calculation scheme integrated equation (3.10). This significantly improves accuracy of calculations, especially in the case, when specific filter cake resistance  $\alpha$  changes strongly in function of linear dimension.

Presented mathematical model of suspension separation process and its numerical solution allow to carry out a simulation of cake filtration with accompanying cake compression. In the second part of this paper a method of determining parameters needed for carrying out the simulation and experimental verification of the model is presented.

# **Analiza możliwości podczyszczania ścieków poprodukcyjnych Fabryki Okien i Drzwi DREWEXiM w Nowych Bielicach**

*Barbara Juraszka, Tadeusz Piecuch, Joanna Piekietko  
Politechnika Koszalińska*

## **1. Wstęp**

Jednym z największych przedsiębiorstw zajmujących się produkcją okien i drzwi oraz innych elementów drewnianych w regionie śródkowopomorskim jest Przedsiębiorstwo DREWEXiM zlokalizowane w miejscowości Nowe Bielice koło Koszalina. Podstawowym materiałem stosowanym do produkcji okien i drzwi jest własnej konstrukcji kantówka klejona warstwowo z sosny, posiadająca atest Instytutu Techniki Okiennej w Rosenheim, oraz badania spoin przeprowadzone w Centralnym Ośrodku Badawczo – Rozwojowym Przemysłu Stolarstwa Budowlanego Stolbud Wołomin.

Właściwe cięcie i selekcjonowanie drewna pozwala uzyskać promieniowe i półpromieniowe położenie słoje w zewnętrznych warstwach kantówki. Zapewnia to znoszenie naprężeń, gwarantuje stabilność konstrukcji okien i drzwi oraz zapobiega pękaniu sklejonnych elementów [12].

Zakład produkcyjny wykonuje również stolarkę otworową i drzwiową z dębu amerykańskiego i drzew egzotycznych: mahoni i jego odmian, dębu afrykańskiego.

Praca dotyczy oceny możliwości podczyszczania ścieków na podstawie badań laboratoryjnych procesów mechanicznych i fizyko-chemicznych. Celem prowadzonych badań była próba opracowania procedury postępowania ze ściekami w Przedsiębiorstwie DREWEXiM i określenia niezbędnych warunków do jej wdrożenia.

Prace badawcze nadal są kontynuowane, a ich wyniki będą publikowane w kolejnych artykułach.

## 2. Gospodarka wodno-ściekowa zakładu

Ścieki poprodukcyjne w zakładzie powstają w wyniku mycia i płukania instalacji klejowych (rys. 1). Nie należą one do grupy ścieków toksycznych, jednak ze względu na swe właściwości klejące charakteryzują się małą podatnością na rozkład. W sposób istotny, w odniesieniu do niektórych stężeń zanieczyszczeń, przekraczają dopuszczalne wartości obowiązujące na mocy Rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991r (Dz. U. Nr 116) [4]. Ścieki te charakteryzują się wysokim ładunkiem zanieczyszczeń, w szczególności dotyczy substancji organicznej wyrażonej w ChZT, zawiesiny ogólnej  $Z_{og}$ , substancji rozpuszczonych  $S_R$ , oraz odczynu.

Ścieki poprodukcyjne w zakładzie są przetrzymywane w zbiorniku wykonanym ze stali nierdzewnej (rys. 2). W zbiorniku tym płukane są wałki nano-szące klej na elementy łączone. Ilość ścieków waha się od 3,0 do 4,0 m<sup>3</sup> miesięcznie – zatem jest to ilość niewielka. Gospodarka ściekowa ograniczała się do wprowadzania ścieków do kanalizacji zbiorczej. Spowodowało to zniszczenie kultury bakteryjnej lokalnej oczyszczalni ścieków w Niedalinie.

Poniżej podano skład chemiczny ilościowy kleju dyspersyjnego Jowacoll 102 20 i utwardzacza Jowat 195 30; według producenta jest następujący [10]:

- **Jowacoll 102 20** – klej:
  - polioctan winylu i kopolimer winylu w ilości do 50% wag.,
  - woda do 50%,
  - izopropanol do 0,5%,
  - środki sieciujące i konserwujące do 0,2%,
- **Jowat 195 30** – utwardzacz:
  - chlorek glinu do 20%,
  - azotan glinu do 20%,
  - woda do 60%.

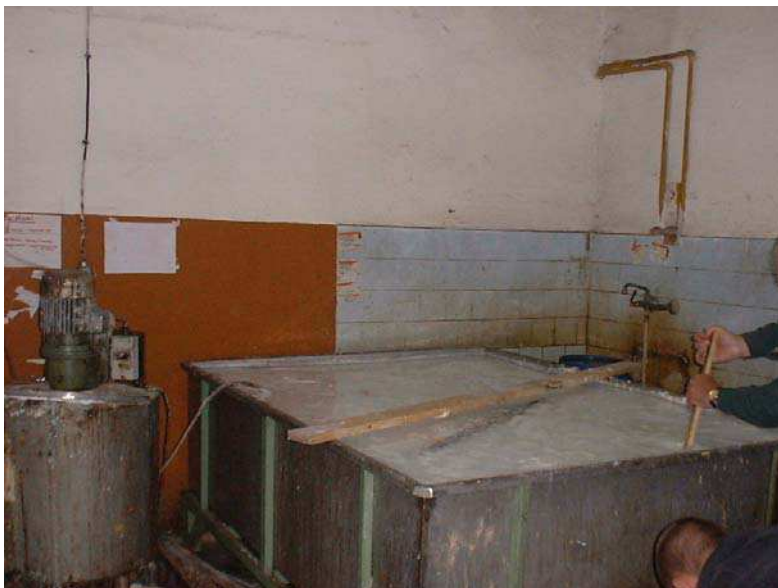
Firma Jowat Polska Sp. z o.o. udostępniła informacje o sposobie postępowania ze ściekami przemysłowymi powstającymi podczas czyszczenia urządzeń dozujących kleje Jowacoll.

### 1) *Silnie rozcieńczone i lekko mętne ścieki:*

Nie stanowią dla biologicznej oczyszczalni ścieków szczególnego obciążenia. Poddające się biologicznemu rozkładowi substancje unieszkodliwiane są w osadnikach z osadem czynnym, zaś substancje stałe adsorbowane i sedymentowane są na zawieszinie szlamu i usuwane z oczyszczalni ścieków wraz z osadem nadmiernym [10].



**Rys. 1.** Wałki nanoszące klej  
**Fig. 1.** Shafts applying glue



**Rys. 2.** Zbiornik na ścieki pochodzące z płukania instalacji dozującej klej  
**Fig. 2.** Tanks for wastewater from installation of glue dosing



## 2) Flokulacja ścieków:

Mleczno zabarwione ścieki z procesów czyszczenia i płukania, jak proponuje firma Jowat Polska, oczyszczone mogą zostać np. przez wytrącenie zawartych w nich cząstek polimerów. Przy tym z jednej strony powstają klarowne ścieki, które można już odprowadzić do sieci kanalizacyjnej, a z drugiej strony nadające się do filtracji osad zagęszczony. Prognozuje się, iż po procesie filtracji ten dobrze odwodniony osad będzie można deponować na składowisku [10].

Proces flokulacji, jak podaje firma Jowat [10], poprzedza intensywne mieszanie z trójwartościowymi chlorkami lub siarczanami żelaza i glinu. Wskaźnik pH powinien być przy tym niższy od 5,0. Niekiedy należy dodać kwasu w celu uzyskaniażądanego odczynu. Następnie przy pomocy ługu sodowego lub mleka wapiennego reguluje się wskaźnik pH od 7,0 do 8,0 [10].

Wytrącające się wodorotlenki metali porywają ze sobą cząstki polimeru z dyspersji. Powstające flokuły należy intensywnie mieszać przez jedną minutę, a następnie mieszadło przełączyć na bardzo wolne obroty. Powstałe flokuły łączą się w większe aglomeraty i sedymentują. Wskaźnik pH nie może w tej fazie być niższy od 6,5. Proces osadzania się można przyśpieszyć przez dodanie anionowych flokulantów pomocniczych (polielektrolitów). Po 0,5÷1-godzinnym procesie sedymentacji ciecz nadosadową dekantuje się lub odpompowuje [10]. Szlam należy odwodnić (np. przy użyciu pras filtracyjnych [8]).

Dla wytrącenia 1 kg suchej masy firma Jowat zaproponowała poniższy przepis [10]:

- od 150 do 300 g chlorku lub siarczanu trójwartościowego żelaza lub chlorku glinu na 1 m<sup>3</sup> ścieków,
- od 50 do 150 g ługu sodowego lub wodorotlenku wapnia na 1 m<sup>3</sup> ścieków oraz regularne opróżnianie komór, gdyż w innym przypadku tworzą się z jednej strony w wyniku procesu rozkładu duże ilości amoniaku a z drugiej strony materiał tak silnie się utwardza, że nie można go zassać pompą.

## 3. Badania własne procesowe

### 3.1. Metodyka badań

Badania procesowe prowadzono w laboratorium Katedry Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej.

Materiał badawczy stanowiły ścieki, które nie są podatne na procesy biologicznego rozkładu, ze względu na właściwości klejące ścieków oraz wysoki iloraz ChZT/BZT<sub>5</sub> (2560÷2840) [5].

Stężenia charakterystycznych zanieczyszczeń zawartych w analizowanych ściekach podano w tabeli 1.

**Tabela 1.** Charakterystyka jakości ścieków poprodukcyjnych z Przedsiębiorstwa DREWEXIM w Nowych Bielicach

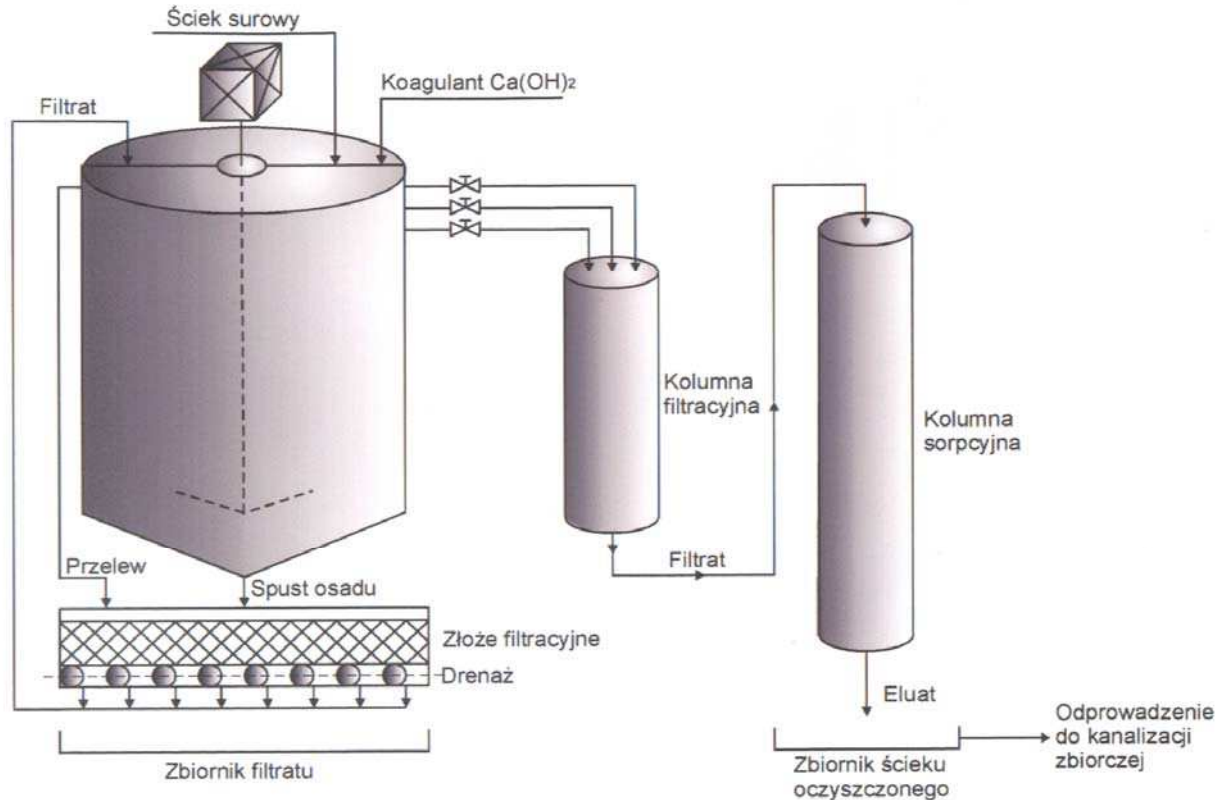
**Table 1.** Characteristics of post-production wastewater from DREWEXIM Plant in Nowe Bielice

Lp	Parametr	Symbol	Jednostka	Wartość oznaczona	Wartość dopuszczalna *
1	Odczyn	pH	-	4,6	6,5÷9,0
2	Chemiczne zapotrzebowanie tlenu	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	10230,0	150,0
3	Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	4,0	30,0
4	Zawiesina ogólna	Z <sub>og</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	3610,0	50,0
5	Substancje rozpuszczone	S <sub>R</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	2738,0	2000,0
6	Sucha pozostałość	S <sub>p</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	6348,0	2050,0
7	Ekstrakt eterowy	E <sub>E</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	60,0	50,0

\*) Wartości dopuszczalne obowiązujące na mocy Rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991r (Dz. U. Nr 116) [4].

Analiza porównawcza stężeń zanieczyszczeń w ściekach surowych wskazuje na przekroczenie wartości dopuszczalnych. Dotyczy to prawie wszystkich analizowanych stężeń zanieczyszczeń, a w szczególności substancji organicznej wyrażonej w ChZT<sub>Cr</sub>.

Na podstawie badań rozpoznawczych zaproponowano układ technologiczny urządzeń przedstawiony schematycznie na rys. 3.



**Rys. 3.** Schemat proponowanego sposobu podczyszczania ścieków poprodukcyjnych z zakładu DREWEXiM  
**Fig. 3.** Diagram of proposed method of post-production wastewater from DREWEXIM plant treatment

Przeprowadzone i opisane poniżej badania dotyczyły realizacji następujących procesów jednostkowych:

- procesu koagulacji z zastosowaniem różnych reagentów,
- procesu filtracji przez złożę piaskowe o określonych miąższościach warstwy,
- procesu sorpcji na węglu aktywnym o określonych uziarnieniach i o określonych miąższościach wypełnienia.

#### *Koagulacja i sedymentacja grawitacyjna*

Proces koagulacji definiuje się jako proces łączenia cząstek koloidalnych oraz drobnej zawiesiny w zespoły cząstek tzw. aglomeraty [1]. Realizacja procesu jest możliwa po destabilizacji analizowanego układu najczęściej przez dodanie odpowiednich substancji chemicznych, zwanych koagulantami [1].

Badania procesu koagulacji wykonano z zastosowaniem następujących reagentów:

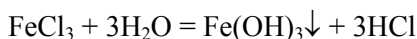
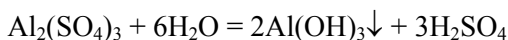
- wodorotlenku wapnia  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,
- siarczanu glinowego  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ,
- chlorku żelazowego  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ .

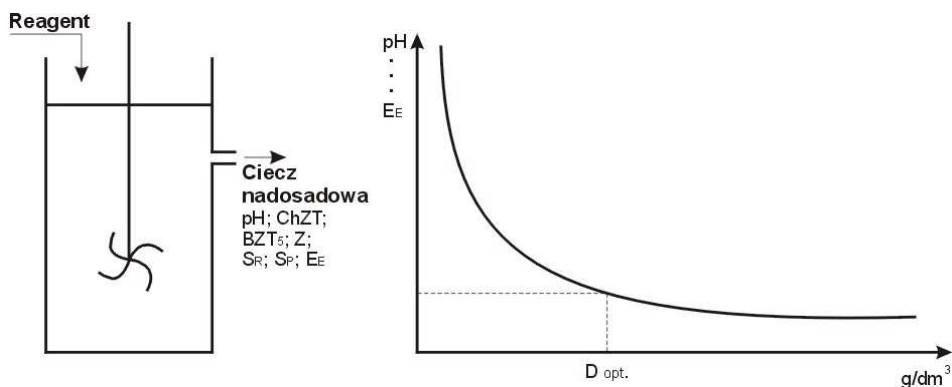
Po wprowadzeniu reagenta do ścieków – rys. 4. – następowały po sobie dwie fazy mieszania:

- szybkie mieszanie w celu rozprowadzenia koagulantu w całej objętości ścieków. Czas szybkiego mieszania wynosił 120 s,
- wolne mieszanie w czasie 15÷20 minut, tak aby zapobiec opadaniu wytrąconych kłaczków na dno. Jednocześnie dbając o to aby powstałe aglomeraty nie uległy rozbiciu [1,7,9,11].

Rozpuszczalność wodorotlenków zależy od odczynu roztworu, co ogranicza zakres wartości pH, w którym mogą być stosowane poszczególne koagulanty [1,7,9].

Podczas hydrolizy soli glinu i żelaza powstają przy odpowiednim pH trudno rozpuszczalne osady, na przykład [1]:





**Rys. 4.** Poglądowy sposób doboru optymalnej dawki reagenta stosowanego w procesie koagulacji

**Fig. 4.** Pictorial method of selecting optimal reagent dose used in coagulation process

Wodorotlenek glinowy jest związkami amfoterycznym, co powoduje ograniczenie jego zastosowania do zakresu  $\text{pH} = 5,5 \div 8,0$ . Przy wyższym  $\text{pH}$  jest on rozpuszczalny i przechodzi w glinian [1].

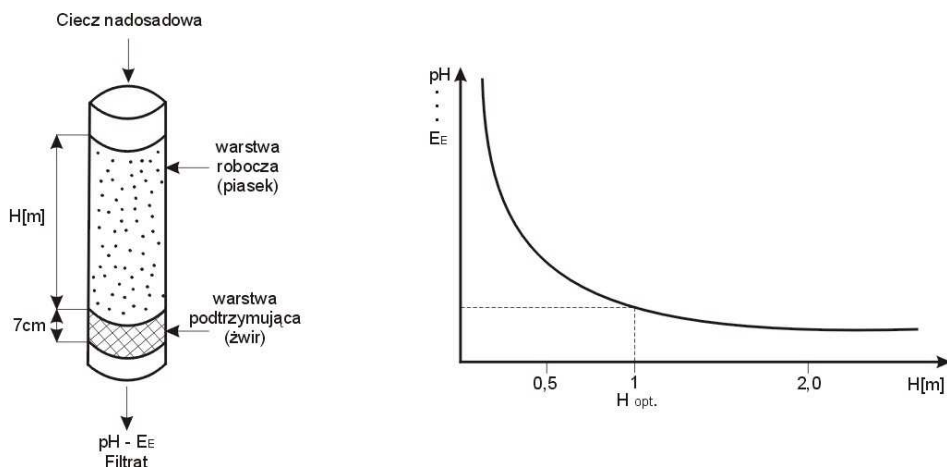
W kolejnym etapie ścieki poddano procesowi sedymentacji. Proces ten na podstawie wstępnych badań rozpoznawczych prowadzono w jednakowym czasie wynoszącym 2 godziny.

### Filtracja

Podczas przepływu ścieków przez złożo filtracyjne zachodzi oddzielenie cząstek zawieszonych o rozmiarach większych niż wielkość porów materiału filtracyjnego, jak również znacznie mniejszych. Cząstki mogą być zatrzymywane zarówno na powierzchni złoża filtracyjnego, jak i wewnątrz złoża w porach między ziarnowych [8]. Świadczy to o złożoności procesu filtracji, którego nie można traktować tylko jako procesu jednostkowego rozdzielania, lecz należy pamiętać o procesach fizyczno - chemicznych i biologicznych mogących zachodzić na powierzchni materiału tworzącego złożo filtracyjne [6].

Wysokość złoża filtracyjnego – rys. 5. – przyjęto jako czynnik zmienny:  $H = 0,5 \text{ m}$ ;  $H = 1,0 \text{ m}$ ;  $H = 2,0 \text{ m}$ .

Podstawowym założeniem było stworzenie warunków przepływu grawitacyjnego, wykluczając napór cieczy nad złożo. W ten sposób zmniejszono prędkości przepływu, w rezultacie wydłużył się czas kontaktu cieczy nadosadowej z ziarnami złoża. Efektem tych zabiegów był wzrost ilości zatrzymywanej zawiesiny na złożu.

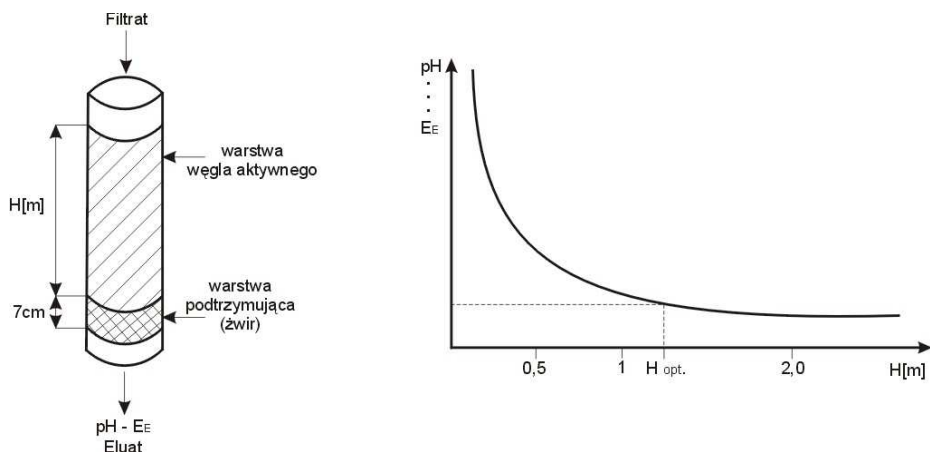


**Rys. 5.** Poglądowy sposób wyboru optymalnej wysokości złoża filtracyjnego  
**Fig. 5.** Pictorial method of selecting optimal filtration bed height

### Sorpcja

Sorpcja jest to zagęszczenie substancji na powierzchni ciała stałego lub w objętości jego mikroporów wskutek działania sił przyciągania [1].

Proces sorpcji prowadzono na węglu aktywnym wg producenta tzw. ziarnistym – stosując uziarnienia:  $W_A = 1\div 4$  mm;  $W_A = 4\div 8$  mm;  $W_A = 8\div 20$  mm – rys. 6.



**Rys. 6.** Poglądowy sposób doboru najbardziej efektywnego uziarnienia węgla aktywnego oraz optymalnej wysokości złoża sorpcyjnego

**Fig. 6.** Pictorial method of selecting the most effective granular fraction size of active carbon and optimal sorption bed height

Wysokość złoża sorpcyjnego była drugim analizowanym czynnikiem zmiennym i podobnie jak w przypadku filtracji wynosiła:  $H = 0,5$  m;  $H = 1,0$  m;  $H = 2,0$  m

Przepływ ścieków przez złożo nie był wymuszony, gdyż ścieki podawano tak, aby nie dopuścić do powstawania słupa cieczy nad złożem. Wykorzystano w sposób maksymalny czas przepływu ścieków przez kolumnę.

## 3.2. Wyniki badań

### 3.2.1. Podczyszczanie ścieków w procesach koagulacji i sedymentacji

Pierwszy etap badań polegał na przeprowadzeniu procesu koagulacji z zastosowaniem wodorotlenku wapnia  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Uzyskane wyniki podano w tabeli 2.

Wodorotlenek wapnia charakteryzuje się silnym działaniem alkalicznym. Nawet najmniejsza zastosowana dawka podwyższa wartość pH powyżej wartości dopuszczalnej, wynoszącej  $6,5 \div 9,0$  dla ścieków oczyszczonych.

Wodorotlenek wapnia zastosowany do procesu koagulacji okazał się bardzo skutecznym reagentem. Dodawany nawet w małych dawkach powodował znaczne obniżenie ładunku zawiesiny ogólnej.

W kolejnym etapie badań zastosowano proces koagulacji wodorotlenkiem wapnia  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  z dodatkiem bentonitu, a wyniki badań pokazano w tabeli 3.

Bentonit jest tu substancją wspomagającą współstrącanie (koprecypitację) i powodującym proces statycznej sorpcji [2].

Porównując uzyskane wyniki wartości stężeń zanieczyszczeń, podane w tabelach 2 i 3, z zastosowaniem następujących dawek:

- $\text{Ca}(\text{OH})_2 = 0,3$  [ $\text{g}/\text{dm}^3$ ],
- $\text{Ca}(\text{OH})_2 = 0,3$  [ $\text{g}/\text{dm}^3$ ]; bentonit =  $0,1$  [ $\text{g}/\text{dm}^3$ ],
- $\text{Ca}(\text{OH})_2 = 0,3$  [ $\text{g}/\text{dm}^3$ ]; bentonit =  $4,0$  [ $\text{g}/\text{dm}^3$ ],

można zauważyć, że lepsze efekty uzyskano stosując trzeci wariant ( $\text{Ca}(\text{OH})_2 = 0,3$  [ $\text{g}/\text{dm}^3$ ]; bentonit =  $4,0$  [ $\text{g}/\text{dm}^3$ ]). W tym przypadku jednak problemem jest znaczna ilość bentonitu w osadzie pokoagulacyjnym. Bentonit w trakcie badań charakteryzował się własnościami hydrofilnymi, powodując ograniczenie przepływu ścieków przez złożo filtracyjne. Powodowało to w następstwie zagęszczenie odwodnionych osadów.

Ostatecznie wybrano dla proponowanej technologii koagulację z zastosowaniem wodorotlenku wapnia, gdyż bentonit tylko w niewielkim stopniu umożliwiał poprawę efektu oczyszczenia ścieków, a jak wyżej wspomniano jednocześnie utrudniał proces filtracji osadu pokoagulacyjnego.

**Tabela 2.** Wyniki pomiarów stężeń zanieczyszczeń w ściekach po procesie koagulacji z zastosowaniem wodorotlenku wapnia [g/dm<sup>3</sup>]

**Table 2.** Results of measurements of pollutants concentrations in wastewater after coagulation process with calcium hydroxide [g/dm<sup>3</sup>]

Lp.	Parametr	Jednostka	Ścieki surowe	Dawka Ca(OH) <sub>2</sub> [g/dm <sup>3</sup> ]	
				0,15	0,3
1	pH	-	4,39	9,59	11,15
2	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	10240	9710	1600
3	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	4,0	3,0	0,0
4	Zawiesina ogólna	mg/dm <sup>3</sup>	3213	3136	225
5	Substancje rozpuszczone	mg/dm <sup>3</sup>	2498	2437	1379
6	Sucha pozostałość	mg/dm <sup>3</sup>	5711	5573	1604

**Tabela 3.** Wyniki pomiarów stężeń zanieczyszczeń w ściekach po procesie koagulacji z zastosowaniem wodorotlenku wapnia [g/dm<sup>3</sup>] oraz bentonitu [g/dm<sup>3</sup>]

**Table 3.** Results of measurements of pollutants concentrations in wastewater after coagulation process with calcium hydroxide [g/dm<sup>3</sup>] ad bentonite [g/dm<sup>3</sup>]

Lp.	Parametr	Jednostka	Ścieki surowe	0,3 [g/dm <sup>3</sup> ] Ca(OH) <sub>2</sub>				
				Bentonit [g/dm <sup>3</sup> ]				
				0,1	0,5	1,5	2,5	4,0
1	pH	-	4,43	11,19	11,25	11,45	11,46	11,51
2	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	10360	1870	1680	1570	1560	1490
3	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	4,0	0,0	-	-	-	-
4	Zawiesina ogólna	mg/dm <sup>3</sup>	3280	182	145	121	100	95
5	Substancje rozpuszczone	mg/dm <sup>3</sup>	2836	1415	1375	1314	1271	1207
6	Sucha pozostałość	mg/dm <sup>3</sup>	6116	1597	1520	1435	1371	1302



Badania procesu filtracji osadów pokoagulacyjnych po sedymentacji na filtrze piaskowym nie są w niniejszej pracy przedstawione, wymagają oddzielnego potraktowania. Zużyte złoża filtracyjne, będące mieszaniną piasku i osadów pokoagulacyjnych, będzie badane w Katedrze Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów w aspekcie możliwości przyrodniczego wykorzystania przez zespół pod kierunkiem profesora Zdzisława Harabina.

### *Koagulacja siarczanem glinu $Al_2(SO_4)_3$ oraz chlorkiem żelaza $FeCl_3$*

W przypadku koagulacji z zastosowaniem siarczanu glinu i chlorku żelaza (III) należy pamiętać, że wskaźnik pH będzie decydował w dużej mierze o wynikach koagulacji. W przypadku siarczanu glinu optymalne pH jest w zakresie 5,5 do 8,0. Natomiast optymalne warunki dla koagulacji solami żelaza (III) są w zakresie od 4,0 do 7,0 oraz powyżej 8,5.

Odczyn ścieków poddanych procesowi koagulacji wynosił około 4,4, co oznacza, że przy zastosowaniu powyższych reagentów należy podwyższyć pH. W tym celu zastosowano wodorotlenek wapnia.

W przypadku zastosowania siarczanu glinu w ilości 0,3 [g/dm<sup>3</sup>] używano wartość stężenia zawiesiny ogólnej – w cieczy nadosadowej – poniżej wartości dopuszczalnej. Stosunkowo wysokie stężenie substancji organicznej wyrażonej w ChZT<sub>Cf</sub> wymaga zastosowania innego procesu; tym procesem może być sorpcja z zastosowaniem węgla aktywnego.

Realizacja procesu koagulacji z zastosowaniem siarczanu glinu i chlorku żelaza (III) były ostatnim etapem prowadzonych badań rozpoznawczych.

Istotnym problemem w oczyszczaniu ścieków z dużą zawartością kleju jest wskaźnik ChZT<sub>Cf</sub>, którego wartość po zastosowaniu wodorotlenku wapnia bądź soli żelaza (III) i glinu nie ulega obniżeniu poniżej wartości 1600 [mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>]. Procentowy spadek wartości ChZT<sub>Cf</sub> dla najlepszych wyników w odniesieniu do ścieków surowych wynosi odpowiednio przy zastosowaniu:

- wodorotlenku wapnia  $Ca(OH)_2 \Rightarrow 84\%$ ,
- siarczanu glinowego  $Al_2(SO_4)_3 \Rightarrow 84\%$ .

Chlorek żelaza został wyeliminowany z ewentualnej aplikacji ze względu na niewielkie obniżenie wskaźnika stężenia zawiesiny ogólnej.

Uwzględniając uzyskane wyniki pomiarów, ostatecznie zdecydowano się na zastosowanie wodorotlenku wapnia. Zalecana dawka dla analizowanego układu technologicznego przedstawionego na rys. 3 – wynosi około 0,3 [g/dm<sup>3</sup>]. W ten sposób uzyskana ciecz nadosadowa jest poddana filtracji.

**Tabela 4.** Wyniki pomiarów stężeń zanieczyszczeń zawartych w ściekach po procesach: koagulacji z zastosowaniem siarczanu glinu oraz chlorku żelaza (III)  
**Table 4.** Results of measurements of pollutants concentrations in wastewater after coagulation process with aluminium sulphate and iron (III) chloride

Lp.	Parametr	Jednostka	Ścieki surowe	0,3 [g/dm <sup>3</sup> ] Ca(OH) <sub>2</sub>					
				Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> [g/dm <sup>3</sup> ]			FeCl <sub>3</sub> [g/dm <sup>3</sup> ]		
				0,1	0,2	0,3	0,1	0,2	0,3
1	pH	-	4,43	11,14	11,12	10,92	11,38	11,34	11,19
2	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	10270	1616	1630	1652	1732	3266	4803
3	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	4,00	0,0	-	-	0,0	-	-
4	Zawiesina ogólna	mg/dm <sup>3</sup>	3381	75	69	39	219	3122	3074
5	Subst. rozpuszczone	mg/dm <sup>3</sup>	2535	1566	1625	1686	1427	1392	1403
6	Sucha pozostałość	mg/dm <sup>3</sup>	5916	1641	1694	1725	1646	4514	4477

### 3.2.2. Badania podczyszczania ścieków na drodze filtracji

Zastosowanie filtracji ma na celu zmniejszenie przede wszystkim stężenie zawiesiny ogólnej, oraz w konsekwencji zwiększenie czasu pracy złoża sorpcyjnego [3]. Proces filtracji stanowi kolejny etap proponowanej technologii podczyszczania ścieków z Przedsiębiorstwa DREWEXiM.

Na podstawie wyników pomiarów jakości filtratu wybrano optymalną wysokość złoża filtracyjnego, co w założeniach zabezpieczało złożę sorpcyjne przed zbyt szybkim wyczerpaniem.

Wyniki pomiarów podczyszczania ścieków surowych po procesach tj. koagulacji z zastosowaniem wodorotlenku wapnia, 2-wu godzinnej sedymentacji oraz filtracji, pokazano w tabeli 5.

Analiza wyników pomiarów podanych w tabeli 5, wykazała poprawę wszystkich przebadanych parametrów zanieczyszczeń, a szczególnie redukcję stężenia zawiesiny ogólnej od wartości około 52 mg/dm<sup>3</sup>, dla wysokości złoża filtracyjnego 0,5m, do wartości 18 mg/dm<sup>3</sup>, dla złoża filtracyjnego o wysokości 2,0 m.

### 3.2.3. Podczyszczanie ścieków w procesie sorpcji

Złoża sorpcyjne stanowiły węgle aktywne. Zwykle są ostatnim etapem podczyszczania wody lub ścieków w zakładach przemysłowych, jako niezbędny przed odprowadzeniem ścieków do kanalizacji lub do zbiorników otwartych. Dobór odpowiedniego węgla aktywnego oraz zastosowanie konkretnych układów urządzeń podczyszczania ścieków, uwarunkowane jest głównie możliwo-

*Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska* ————— 179

ściami finansowymi zakładu produkcyjnego oraz dobrym podczyszczeniem ścieków w węzłach poprzedzających – głównie ze względu na obniżenie stężenia zawiesiny ogólnej.

**Tabela 5.** Wyniki pomiarów stężeń zanieczyszczeń ścieków po procesach: koagulacji, sedymentacji oraz filtracji

**Table 5.** Results of measurements of pollutants concentrations in wastewater after coagulation, sedimentation and filtration processes

Lp.	Parametr	Jednostka	Ścieki surowe	Koagulacja $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 0,3 [g/dm <sup>3</sup> ]	Wysokość złoża filtracyjnego		
					h=0,5m	h=1,0m	h=2,0m
1	pH	-	4,55	11,21	10,63	9,72	9,66
2	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	10310	1700	1625	1560	1450
3	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	4,00	0,0	-	-	-
4	Zawiesina ogólna	mg/dm <sup>3</sup>	4949	150	52	20	18
5	Subs. rozpuszczone	mg/dm <sup>3</sup>	2627	1354	1346	1229	1216
6	Sucha pozostałość	mg/dm <sup>3</sup>	7576	1504	1398	1249	1234

*Węgiel aktywny  $W_A$  o średnicy ziaren od 8 do 20 mm*

Pierwszym badanym adsorbentem jest węgiel aktywny tzw. ziarnisty o uziarnieniu od 8 do 20 mm.

Uziarnienie węgla aktywnego od 8 mm do 20 mm powoduje, iż czas przepływu przez złożo jest bardzo krótki i uniemożliwia uzyskanie obniżenia stężeń zanieczyszczeń.

Ze względu na niewielką redukcję stężeń zanieczyszczeń ścieków, węgiel aktywny o uziarnieniu od 8 do 20 mm nie jest dobrym sorbentem, dlatego w dalszej kolejności poddano próbom możliwości podczyszczenia ścieków na węglu aktywnym o uziarnieniu od 4 do 8 mm.

*Węgiel aktywny  $W_A$  o uziarnieniu od 4 do 8 mm*

Uziarnienie od 4 do 8 mm powoduje wolniejszy przepływ cieczy, a tym samym dłuższy czas kontaktu ścieków z sorbentem. Wyniki pomiarów przedstawiono w tabeli 7.

**Tabela 6.** Wyniki pomiarów wpływu wysokości kolumny sorpcyjnej na zmiany wartości wskaźników zanieczyszczeń ścieków

**Table 6.** Results of research on influence of sorptional column height on changes of wastewater pollution indexes values

Lp.	Parametr	Jednostka	Ścieki surowe	Koagulacja 0,3 g/dm <sup>3</sup> Ca(OH) <sub>2</sub>	Filtracja h*=1,0m	Złoże węgla aktywnego W <sub>A</sub> 8÷20 mm		
						h**=0,5m	h=1,0m	h=2,0m
1	pH	-	6,25	12,91	12,02	10,88	10,73	10,33
2	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	11360	2418	2376	2100	1972	1556
3	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	4,00	0,0	-	-	-	-
4	Zawiesina ogólna	mg/dm <sup>3</sup>	3871	273	156	150	150	148
5	Substancje rozpuszczone	mg/dm <sup>3</sup>	3061	1561	1510	1465	1404	1311
6	Sucha pozostałość	mg/dm <sup>3</sup>	6932	1834	1666	1614	1554	1459

\*) proces filtracji prowadzono na złożu piaskowym o wysokości  $h = 1$  m

\*\*) proces sorpcji prowadzono na węglu aktywnym o uziarnieniu od 8 do 20 mm

**Tabela 7.** Wyniki pomiarów jakości ścieków podczyszczanych w procesie koagulacji, filtracji oraz sorpcji z zastosowaniem węgla aktywnego o uziarnieniu od 4 do 8 mm

**Table 7.** Results of research on quality of wastewater pre-treated in processes of coagulation, filtration and sorption on active carbon with granular fraction size 4÷8 mm

Lp.	Parametr	Jednostka	Ścieki surowe	Koagulacja 0,3 g/dm <sup>3</sup> Ca(OH) <sub>2</sub>	Filtracja h=1,0m	Złoże węgla aktywnego W <sub>A</sub> 4÷8 mm		
						h=0,5m	h=1,0m	h=2,0m
1	pH	-	4,29	11,49	11,11	9,54	9,36	9,13
2	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	10290	1686	1629	1140	961	504
3	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	4,00	0,0	-	-	-	-
4	Zawiesina ogólna	mg/dm <sup>3</sup>	3066	77	33	29	28	26
5	Substancje rozpuszczone	mg/dm <sup>3</sup>	3016	1426	1371	1245	1234	899
6	Sucha pozostałość	mg/dm <sup>3</sup>	6082	1503	1404	1276	1255	925

Analiza wyników pomiarów podanych w tabeli 7 wykazała, że lepsze wyniki podczyszczania ścieków poprodukcyjnych uzyskano przy zastosowaniu węgla aktywnego o uziarnieniu od 4 do 8 mm niż przy uziarnieniu od 8 do 20 mm. Dalej jednak stosunkowo wysokie jest stężenie substancji organicznej wyrażonej w  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ , która dwukrotnie przekracza wartość dopuszczalną. W zawiązku z powyższym przeprowadzono badania rozpoznawcze podczyszczania ścieków na węglu aktywnym o uziarnieniu od 1 do 4 mm.

*Węgiel aktywny  $W_A$  o średnicy ziaren od 1 do 4*

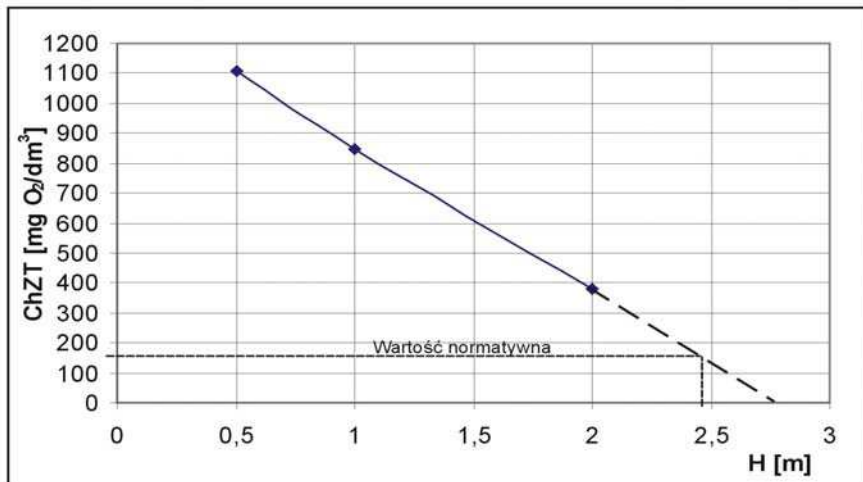
**Tabela 8.** Wyniki pomiarów jakości ścieków podczyszczanych w procesie koagulacji, filtracji oraz sorpcji z zastosowaniem węgla aktywnego o uziarnieniu od 1 do 4 mm

**Table 8.** Results of research on quality of wastewater pre-treated in processes of coagulation, filtration and sorption on active carbon with granular fraction size 1÷4 mm

Lp.	Parametr	Jednostka	Ścieki surowe	Koagulacja 0,3 g/dm <sup>3</sup> Ca(OH) <sub>2</sub>	Filtracja h=1,0m	Złoże węgla aktywnego $W_A$ 1÷4		
						h=0,5m	h=1,0m	h=2,0m
1	pH	-	4,29	11,49	11,11	8,94	8,36	7,15
2	$\text{ChZT}_{\text{Cr}}$	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	10290	1686	1629	1110	846	382
3	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	4,0	0,0	-	-	-	-
4	Zawiesina ogólna	mg/dm <sup>3</sup>	3066	77	33	22	17	13
5	Subst. rozpuszczone	mg/dm <sup>3</sup>	3016	1426	1371	1267	1193	658
6	Sucha pozostałość	mg/dm <sup>3</sup>	6082	1503	1404	1289	1210	671

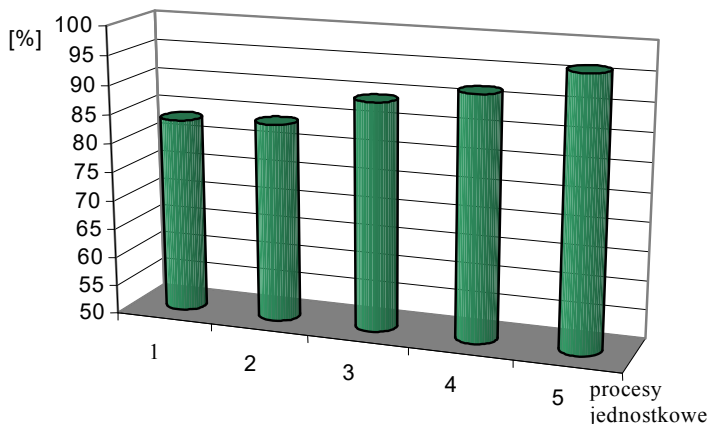
Analiza wyników podanych w tabeli 8 wykazała, iż zastosowanie węgla aktywnego o średnicy ziaren od 1 do 4 mm i wysokości złoża równego 2,0 m, nie zapewnia obniżenia stężenia substancji organicznej wyrażonej w  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  do wartości dopuszczalnych. Prognozuje się, że zwiększenie wysokości złoża sorpcyjnego do wysokości 2,5 m (rysunek 7), może spowodować redukcję stężenia  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  do wartości dopuszczalnej, która dla ścieków oczyszczonych wynosi 150 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>.

Na rysunkach 8, 9 i 10 przedstawiono w sposób graficzny procentową redukcję stężeń zanieczyszczeń w ściekach po zastosowanych procesach fizyczno - chemicznych tj.: koagulacji, sedymentacji grawitacyjnej, filtracji oraz sorpcji. Przedstawione graficznie wyniki są najbardziej optymalnymi wartościami uzyskanymi podczas realizacji prowadzonych badań.



Rys. 7. Zależność redukcji stężenia substancji organicznej wyrażonej w ChZT od wysokości złoża sorpcyjnego

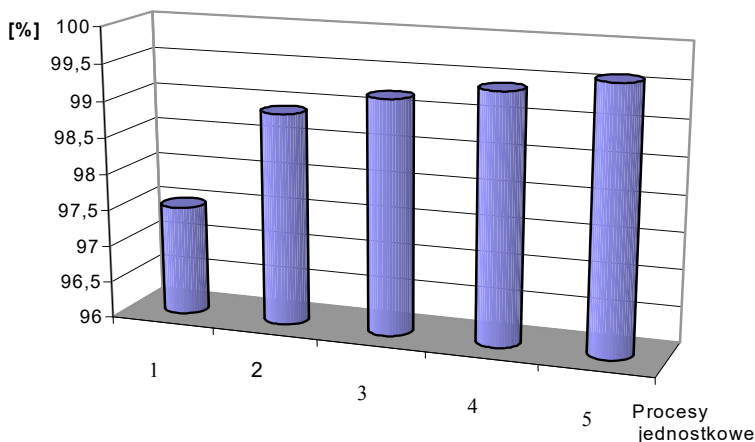
Fig. 7. Relationship between reduction of organic substance (ChZT) concentration and sorption bed height



Procesy jednostkowe: 1 - koagulacja, sedymentacja; 2 - filtracja; 3 - sorpcja - wysokość złoża 0,5 m; 4 - sorpcja - wysokość złoża 1,0 m; 5 - sorpcja - wysokość złoża 2,0 m

Rys. 8. Procentowa redukcja stężenia substancji organicznej wyrażonej w ChZT<sub>Cr</sub> w wyniku kolejnych procesów fizyko-chemicznych

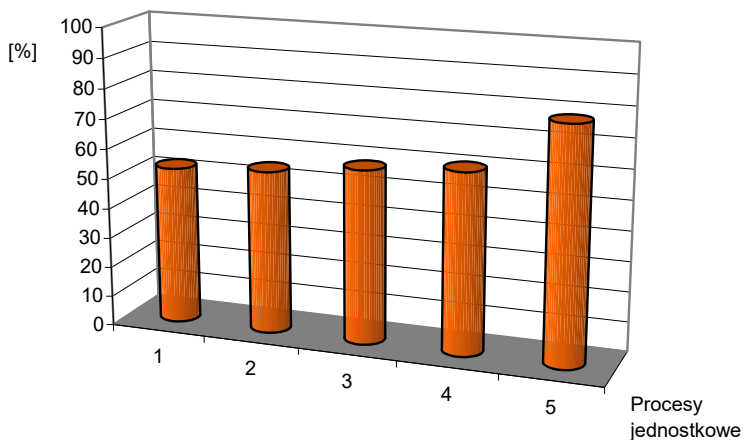
Fig. 8. Percentage reduction of organic substance (ChZT) concentration as a result of consecutive physico-chemical processes



Procesy jednostkowe: 1 - koagulacja, sedymentacja; 2 - filtracja;  
3 - sorpcja - wysokość złoża 0,5 m; 4 - sorpcja - wysokość złoża 1,0 m;  
5 - sorpcja - wysokość złoża 2,0 m

**Rys. 9.** Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej w wyniku kolejnych procesów jednostkowych

**Fig. 9.** Percentage reduction of total suspension as a result of consecutive physico-chemical processes



Procesy jednostkowe: 1 - koagulacja, sedymentacja; 2 - filtracja;  
3 - sorpcja - wysokość złoża 0,5 m; 4 - sorpcja - wysokość złoża 1,0 m;  
5 - sorpcja - wysokość złoża 2,0 m

**Rys. 10.** Procentowa redukcja substancji rozpuszczonych po kolejnych procesach jednostkowych

**Fig. 10.** Percentage reduction of dissolved substances as a result of consecutive physico-chemical processes

#### **4. Opis recepturalny proponowanej do wdrożenia technologii podczyszczania ścieków**

Na podstawie uzyskanych rezultatów badań proponuje się technologię, która może zostać wdrożona w Zakładzie. Wstępna koncepcja zakłada, iż ścieki surowe wprowadza się do zbiornika grawitacyjnego, gdzie stosuje się proces koagulacji. Osad pokoagulacyjny wprowadza się na filtr piaskowy. Zużyty piasek należy zagospodarować, jako wtórny odpad. Zdekantowany ściek po procesie koagulacji, sedymentacji grawitacyjnej i filtracji podaje się na złożo sorpcyjne.

- Proces koagulacji proponuje się prowadzić z zastosowaniem wodorotlenku wapnia  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , którego zalecana dawka wynosi  $0,3 \text{ g/dm}^3$ .
- Proces filtracji proponuje się prowadzić z zastosowaniem złoża piaskowego, którego optymalna wysokość wynosiła  $1,0 \text{ m}$ .
- Proces sorpcji zaleca się prowadzić z zastosowaniem optymalnego uziarnienia węgla aktywnego o średnicy ziaren od  $1$  do  $4 \text{ mm}$ , oraz zastosowania wysokości złoża sorpcyjnego – minimum  $2,0 \text{ m}$  lub nieco więcej.

#### **5. Podsumowanie i wnioski**

1. Podczas procesu produkcyjnego powstają ścieki klejowe, które ze względu na swoje właściwości klejące (lepkość) muszą być podczyszczone przed wprowadzeniem do kanalizacji.
2. Wysoka wartość ilorazu  $\frac{\text{ChZT}}{\text{BZT}_5}$  wskazuje, że w ściekach znajdują się substancji organiczne nie podatne na procesy biodegradacji. Z tego powodu uzasadnione jest stosowanie procesów fizyko-chemicznych i mechanicznych jak np.: koagulacja, sedymentacja, filtracja i sorpcja.
3. Z procesu koagulacji wyeliminowano bentonit, gdyż jego właściwości powodują zatykanie por złoża. Zastosowany reagent w postaci wodorotlenku wapnia okazał się najskuteczniejszy.



## Literatura

1. **Anielak A. M.:** Chemiczne i fizyko-chemiczne oczyszczanie ścieków. PWN Warszawa 2000.
2. **Anielak A. M.:** Odbarwianie ścieków pofarbiarskich w procesie współstrącania i sorpcji. Monografia Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej, Nr 50 Koszalin 1995.
3. **Bartkiewicz B., Piecuch T., Piekarski J.:** Praktyczne aspekty wydłużenia czasu pracy kolumny sorpcyjnej bez wspomagania oraz z wspomaganiami z poprzedzającym złożem filtracyjnym Rocznik Ochrony Środowiska Tom 2, Koszalin, 2000.
4. Dz. U. 116 poz. 503 z dn. 16 grudnia 1991. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi.
5. **Malej J.:** Usuwanie zawiesin ziarnistych i trudno opadających ze ścieków przemysłu drzewnego III Ogólnopolska Konferencja Naukowa nt.: Kompleksowe i Szczegółowe Problemy Inżynierii Środowiska, Koszalin, 1997.
6. **Nawrocki J., Bilozora S.:** Uzdatanianie wody. Procesy chemiczne i biologiczne Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Poznań, 2000.
7. **Obarska-Pempkowiak H.:** Technologia wody Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 1997.
8. **Piecuch T.:** Technika Hydroszlamowa. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej Koszalin 1998.
9. **Świdarska-Bróz M.:** Przydatność koagulacji w usuwaniu mikrozanieczyszczeń i ich prekursorów Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna Zapotrzebowanie w wodę miast i wsi, Poznań, 1996.
10. Prospekt reklamowy firmy Jowat Polska
11. **Wierzbicki J., Szpindor A.:** Zaopatrzenie w wodę Warszawa, 1978.
12. **Zenkter M.:** Kleje i klejenie drewna Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa, 1984.

## Analysis Of Pre-Treatment Possibilities Of Post-Production Wastewater From Windows And Doors Production In The DREWEXiM Company In Nowe Bielice

### Abstract

One of the biggest companies, which produce windows, doors and other wooden elements, in the middle Pomerania region is DREWEXiM company situated in Nowe Bielce near Koszalin.

Wastewater in this company mainly comes from washing and rinsing glue installations (Fig. 1). The wastewater is not toxic, but for the sake of gluing properties it is characterized by small susceptibility to decomposition and high load of contaminants, especially organic substances measured by COD, total suspension  $Z_{og}$ , dissolved substances  $S_R$  and pH.

The aim of this work was to evaluate methods of wastewater pre-treatment basing on the laboratory physical and chemical measurements. The other aim of this work was to work out a procedure of wastewater pre-treatment in DREWEXiM Company and determination of indispensable conditions of its application.

Results of laboratory research allow to draw following conclusions:

1. Wastewater from DREWEXiM Company arising during production has to be pre-treated before piping off to the sewage system due to gluing properties (viscosity). Direct piping off to the sewage system is not acceptable.
2. High  $\frac{COD}{BOD}$  ratio shows that wastewater contains organic substances which are characterized by small susceptibility to biological decomposition. For that reason only physical and chemical processes (such as coagulation, sedimentation, filtration and sorption) are proposed for the wastewater pre-treatment installation.
3. Bentonite was excluded from the process of coagulation, due to its properties - plugging of the bed pores occurs. The most effective reagent appeared to be calcium hydroxide.

The most optimal technology of wastewater pre-treatment, which should be introduced in the DREWEXiM Company, was selected, basing on the results of the laboratory research. An initial conception assumes, that wastewater from the installation will be brought into coagulation tank. Coagulation process will be run using calcium hydroxide  $Ca(OH)_2$ , with recommended dose of  $0.3 \text{ g/dm}^3$ .

Decanted water will go to filtration process on a column of height  $h = 1.0 \text{ m}$ . Filtration bed should be made of sand.

Post-coagulation sediment should go to another sand filter. Used up sand should be treated as a secondary waste.

Wastewater after coagulation, gravitational sedimentation and filtration next will be treated in the sorption process. The most optimal bed used in the sorption process should be over two meters high. Granular fraction size of the active carbon used in the sorption process should be  $1\div 4 \text{ mm}$ .

Research work is still continued, and its results will be published in next papers.

# **An Approach For Assessment Of Waterborne Bioavailable Organic Contaminants Using Semipermeable Membrane Devices (SPMDs)**

*Ksenia Pazdro  
Institute of Oceanology,  
Polish Academy of Sciences, Sopot, Poland*

## **1. Introduction**

A large amount of anthropogenic, organic pollutants has entered the global aquatic environment during the past decades. Many of them, like polycyclic aromatic hydrocarbons, pesticides, polychlorinated biphenyls and dioxins are considered to be hazardous to the environment. Their mobility through air and water, accumulation and/or transformation processes in the environment and finally their biomagnification, constitute a real risk to human health, wildlife and the environment [1,31]. Most of organic micropollutants are hydrophobic and biochemically resistant that cause the compounds bioconcentrate in the fatty tissues of organisms. Knowledge of the potential bioavailability of a pollutant, present in the environment is essential for ecosystem risk assessment and further effects studies [11,34]. This has induced many countries to promote monitoring programs and stepwise evaluation processes. Limitations in nearly all currently employed techniques and analytical methodology impede comprehensive exposure assessments. These limitations include the use of single point in time sampling methods, analytical methods having insufficient sensitivity to determine trace levels of contaminants in water. Bivalve mollusks have been recommended by many as the most suitable monitoring organisms for bioaccumulation of trace contaminants in fresh, marine and estuarine waters [11]. Programs such as the National Oceanic and Atmospheric Administration's National Status and Trends program [19,33] exemplify the utility of this approach to pollutant monitoring. However, monitoring with mussels often encounters some problems, like

natural anatomical and behavioral variability of indigenous populations and mortality of organisms in many harsh environments [13].

To avoid these problems, interest in the use of in situ passive sampling approach for assessing environmental pollutant exposure has increased worldwide. By far the most commonly used passive sampler is semipermeable membrane device (SPMD), first described by Huckins *et al.*, [14].

The objectives of this study are to present the theoretical background of organic contaminants sampling by SPMDs. A field study, undertaken in Atlantic coastal waters of France exemplifies a practical application of SPMDs. The field experiment aimed to compare the occurrence and individual PAHs distribution in SPMDs and in the co-deployed mussels, *Mytilus galloprovincialis* as well as to estimate the ambient water PAH concentrations from the SPMD results.

### 1.1. SPMD description

Several configurations of membrane devices have been investigated in laboratory conditions. Finally, the most efficient, now commercially available semipermeable membrane device (SPMD) consists of 1 ml of triolein enclosed in polyethylene tubing (2.5 cm wide, 91.2 cm long) [14]. The ability of SPMDs to concentrate trace concentrations of dissolved lipophilic organic contaminants has been achieved by mimicking specific mechanisms of the aquatic bioconcentration (the uptake of a compound by an organisms from the surrounding medium, excluding the dietary route) [15]. The lipid becomes a surrogate for organisms fat pools, whereas the membrane separates lipid and aqueous phases and mimics some of selective capabilities of biological membranes. The molecular size-exclusion limit of polyethylene membrane is similar to that of biological membranes [22], while triolein constitutes a significant fraction of most aquatic organisms [9].

### 1.2. Sampling approach

In SPMD devices, the uptake of chemicals is based on the process of passive diffusion of lipophilic organic compounds from water column into a neutral lipid enclosed in polyethylene tubing. To describe the sampling kinetics Huckins *et al.* [14,15,16] developed a theory describing the uptake of chemicals by SPMDs and proposed a mathematical model based on the theory of resistance to mass transfer through the membrane. Depending on the properties of contaminant present at a sampling site, environmental conditions and the duration of exposure, the organic compounds sequestered by an SPMD may be in the linear uptake (integrative sampling), curvilinear, and equilibrium partitioning phases of sampling.

Two approaches are generally used to estimate ambient contaminants levels from the concentrations in SPMDs. If the exposure time is sufficient to reach the steady-state concentration for a particular contaminant in the SPMD, then its concentration in water can be estimated by an equilibrium relationship. If equilibrium is not approached then the linear uptake model should be included and the compound concentration in the SPMD is directly proportional to sampling rate. The term which reflects the SPMD sampling potential is sampling rate ( $R_s$ ). Sampling rate represents the volume of water extracted per day by an SPMD of a specific configuration. The sampling rates values are measured in laboratory flow-through experiments and then applied to estimate contaminant time-integrated concentrations in water or air environment from the amounts accumulated by SPMDs. The sampling kinetics depend strongly on sampler design, chemical structure of sampled compounds and environmental conditions. The chemical structure influence can be related directly to the  $K_{ow}$  - octanol water partition coefficients values - universal parameters of thermodynamic partitioning of compound between water and lipophilic phase. There is a number of factors that contribute to modify the laboratory measured values. Several environmental factors must be considered, with temperature effects and membrane biofouling. Biofouling can diminish to a large extent the membrane permeability and reduce SPMD capacity to concentrate the compounds in question. To correct the sampling rates values use of permeability reference compounds (PRC) was suggested [6, 16]. PRC are non-interfering compound with moderate SPMD fugacity added to SPMD lipid prior to exposure.

### **1.3. Practical applications of SPMDs**

Since the beginning of the 1990s, SPMDs have become increasingly popular in the monitoring of hydrophobic pollutants in both water and air. Laboratory and field studies in several countries have shown SPMDs to be effective devices at indicating trace organic contaminants like PAHs, PCBs and pesticides in different aquatic systems. The most widespread application of SPMDs was the chemical monitoring of organic contaminants, like polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), organochlorine pesticides and dioxines. SPMDs were used to determine pollutant sources and relative levels at different locations in river water and sediments [29, 10, 17, 4, 25, 26, 18] as well as in marine environment [29,13]. SPMDs were also used as passive air samplers in large scale studies [29,21]. In many cases, SPMDs were deployed side-by-side with aquatic organisms to evaluate the bioavailability and exposure of aquatic organisms to the environmental pollutants [12,27,5,7,26]. In certain cases, SPMDs were deployed in “semi-natural” or man made environments characterized by high level of contamination by anthropogenic

compounds such as irrigation channels [25] and compost [32]. Few studies describe, that SPMD technique may be also integrated with standard bioassays to study toxic effects of bioavailable contaminants [8, 31]. The most completed list of applications is available in [36].

## 2. Field study

So far comparatively few reports have documented the utility of SPMDs in studying the bioavailable PAHs fraction in marine coastal areas except for the data reported by Axelman *et al.* [2], Peven *et al.*, [27] and Roe-Utvik *et al.*, [35]. A field-based experiment undertaken in Atlantic coastal of France aimed to compare the occurrence and individual PAHs distribution in SPMDs and the accumulation of PAHs in co-deployed mussels.

### 2.1. Materials and methods

Semipermeable membrane devices (SPMDs) and mussels (*Mytilus galloprovincialis*) were used in a side-by-side field deployment in Atlantic coastal waters ( $\varphi = 47^{\circ}25.20\text{ N}$ ,  $\lambda = 02^{\circ}34.37\text{ W}$ ) in the period from 31st March to 6th June 2000. The SPMDs were placed at approximately 5 m depth, in a perforated stainless steel container to protect the membranes against mechanical damage and to restrict water flow velocity at the membrane surface. Inside the container five standard size (91.4 x 2.5 cm) polyethylene membrane filled with 1 ml (0,91 g) of pure triolein purchased from EST Joseph, MO, were mounted. Mussels (*Mytilus galloprovincialis*) of uniform size (approximately 5 cm) were collected from the potentially uncontaminated site. After gut content purification, the mussels were deployed side by side with SPMDs. A sub-sample of mussels was frozen for analysis of background levels. Field blank SPMDs were exposed to air during the field deployment and retrieval phases to represent airborne contamination during preparation of the sample and processed as deployed samples.

Total exposure time was 67 days. The relatively large volume water samples (100–120 dm<sup>3</sup>) were collected after 11, 18, 32, 45, and 67 days to establish the levels of contaminants in dissolved and particulate phase. Biofouling of the cages and the SPMDs was notable.

After retrieval, the membrane surfaces were cleaned from periphyton and sediment particles and finally dialysed with n-hexane during 24 hours, including two solvent changes resulting in about 300 ml fractions. Before dialysis two deuterated PAHs were added to establish the recoveries. After collection, mussels were returned to the laboratory and after 24 hours depuration period in clean seawater, were shucked. The shucked soft tissue was homogenized and freeze-dried. 5 g of powdered dry tissue, spiked with internal

standards was then extracted with methylene chloride, applying accelerated solvent extraction technique (ASE).

PAHs were isolated from the lipid mixture using gel permeation column chromatography technique (GPC). The collected fractions, containing the compounds of interest, were passed through activated copper to desulfurize the samples. The clean-up steps were then conducted to enrich the contaminant residues for mass spectrometric analysis.

The final analysis was performed on a GC/MS instrument (Hewlett Packard 6890) equipped with DB-5 column (60 x 0.32 mm i.d., 0.25  $\mu$ m thickness) and MS detector running in selected ion monitoring (SIM) mode. The analytical steps are described in details in [23] and [24].

### 3. Results and discussion

#### 3.1. Comparison of PAH accumulation in mussels and SPMDs

The mussels and SPMDs were analyzed for parent and alkyl homologues and sulphur and oxygen compounds. Different non-substituted and substituted analytes were identified in the samples. 16 of them belong to the priority pollutant PAHs recommended by the U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). The SPMDs have been shown to concentrate large variety of polycyclic aromatic compounds from low molecular compound like naphthalenes to high molecular compounds like B (ghi) perylene. The identified compounds are listed in Table 1, together with abbreviations used.

The total priority 16 pollutants PAHs concentrations in lipid tissue of mussels and SPMDs during the exposure are shown in Figure 1. Assuming, that after 32 days both media approached equilibrium phase for most compounds the concentrations have been normalized to the lipid content. The concentrations (on the lipid basis) of PAHs in the SPMDs and in caged mussels were in the same order of magnitude. The concentrations of parent compounds, for the same periods of deployment (32, 45 and 67 days), ranged from 980 to 693 ng/g lipid and from 1198 to 513 ng/g lipid for membranes and caged mussels, respectively. After 67 days of deployment the content of PAHs was slightly higher in the SPMDs than in mussel lipoidal tissues. This might be related to greater capacity of SPMD to accumulate bulk of hydrophobic compounds because of greater lipid content comparing to living organisms [2,27]. In the case of mussels equilibrium state could be reached in shorter time and then the contaminants can be released to surrounding environment. All the samples, including mussels, SPMD and water samples revealed high alkyl-substituted PAH compounds concentrations. This feature is mostly related to the presence of petroleum derived fraction of hydrocarbons (Piccardo *et al.*, 2001).

**Table 1.** Abbreviations of individual polycyclic aromatic compounds identified in the SPMDs and mussels samples during the experiment**Tabela 1.** Skróty poszczególnych wielopierścieniowych związków aromatycznych oznaczonych w SPMD i próbkach małż w czasie badań

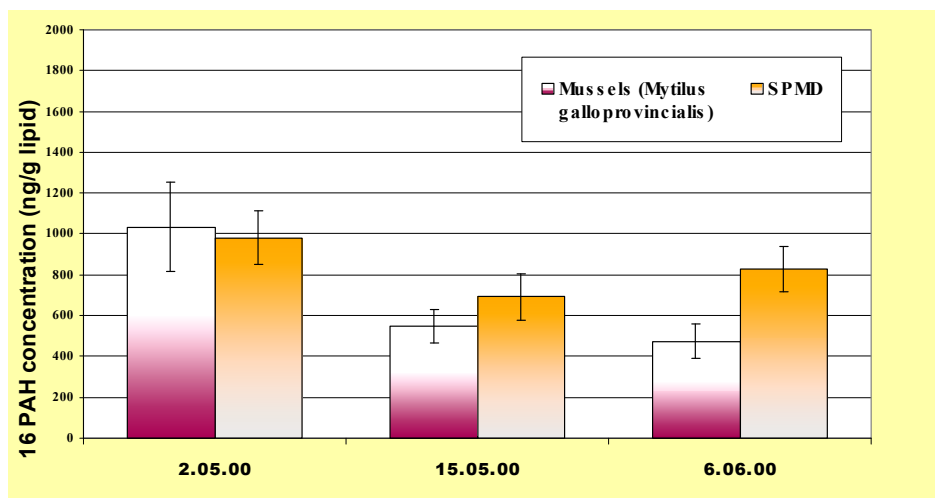
Compound	Abbreviation
*Naphthalene	N
C1-Naphthalenes	C1-N
C2-Naphthalenes	C2-N
C3-Naphthalenes	C3-N
C4-Naphthalenes	C4-N
*Acenaphthylene	AC
*Acenaphthene	ACE
*Fluorene	F
C1-Fluorenes	C1-F
C2-Fluorenes	C2-F
*Phenathrene	P
*Anthracene	A
C1-Phenathrenes/Anthracenes	C1-P
C2-Phenathrenes/Anthracenes	C2-P
C3-Phenathrenes/Anthracenes	C3-P
*Fluoranthene	Fl
*Pyrene	Py
C1-Pyrenes/Fluoranthenes	C1-Py
C2-Pyrenes/Fluoranthenes	C2-Py
*Benzo(a)anthracene	BaA
*Chrysene/Triphenylene	CHR
C1-Chrysenes	C1-CHR
C2-Chrysenes	C2-CHR
*Benzo(b)fluoranthene	B(b)Fl
*Benzo(k)fluoranthene	B(k)Fl
C1-benzofluoranthenes	C1-BFls
*Benzo(e)pyrene	B(e)Py
*Benzo(a)pyrene	B(a)Py
Perylene	Per
*Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	IND
*Dibenz[a,h]anthracene	DBA
*Benzo[g,h,i]perylene	B(ghi)Per
Dibenzothiophene	DBT
C1-Dibenzothiophenes	C1-DBT



C2-Dibenzothiophenes	C2-DBT
C3-Dibenzothiophenes	C3-DBT
Benzonaphthothiophenes	BNTs
C1- Benzonaphthothiophenes	C1-BNTs
Dibenzofuran	DBF
C1-Dibenzofurans	C1-DBF
C1-Dibenzofurans	C2-DBF

\*EPA method 8270 PAH compounds

C1, C2, C3, C4 refer to number of alkyl carbon substituents on the parent compound

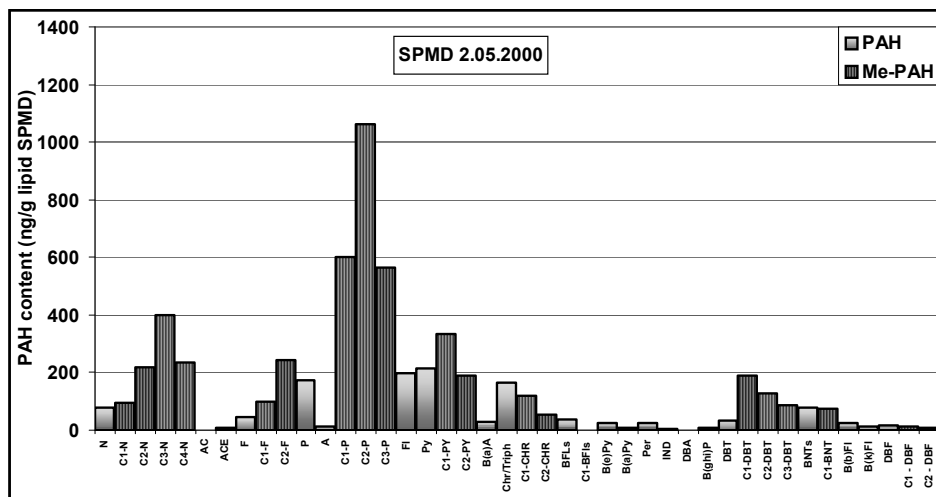


**Fig. 1.** 16 priority pollutant PAH content in SPMDs and mussels (*Mytilus galloprovincialis*) during the exposure in the year 2000

**Rys. 1.** Zawartość 16 najważniejszych zanieczyszczeń WWA w SPMD i małżach (*Mytilus galloprovincialis*) podczas ekspozycji w roku 2000

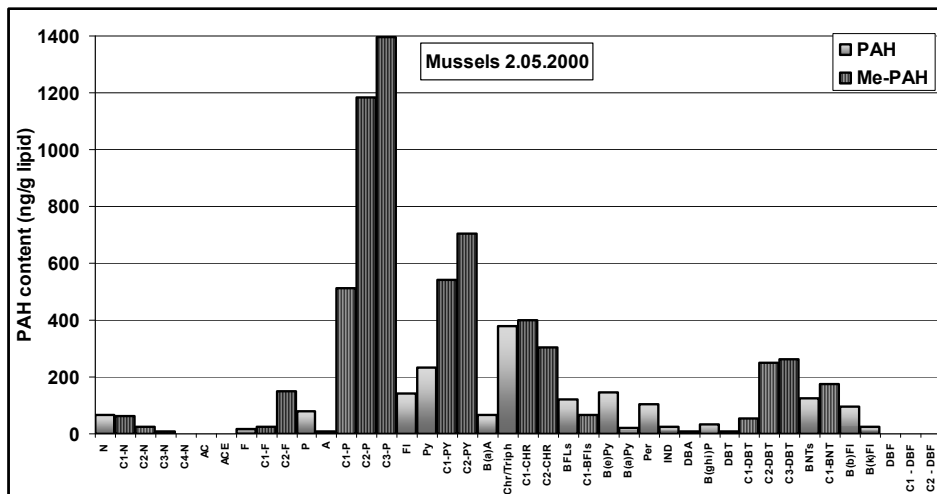
To better understand the different phenomena that govern PAH distribution in mussels, it is necessary to consider each compound individually. The distribution of individual PAH concentrations measured in mussel tissues and SPMDs after the 32 days deployment time are shown in Figures 2 and 3. The significant differences were observed for individual accumulation levels in caged mussels and SPMD. A wider range of compounds was also detected in the SPMDs. These fingerprints show that not only alkyl-substituted compounds, but also the more water soluble, lower molecular weight fraction of PAH is sequestered to higher extent by SPMDs than by mussels. This feature is possibly also caused by their higher volatility than other PAHs [12]. Also

degradation may have promoted the rapid loss from the animals. The release of PAHs from mussels may occur as unmetabolized hydrocarbons by passive diffusion or as a result of active metabolism [30]. The higher molecular weight, less water soluble analytes are sampled by SPMDs at a reduced rate. This phenomenon has been already noted by Huckins *et al.* [14,15]. The reduction may be related to limitations due to molecular size of SPMD pore. On the other hand these larger compounds tend to partition with particulate matter and are ingested by the bivalves and either reside in their gut or are adsorbed. Mussels can directly absorb lower weight PAH through filtered water, while heavier molecular weight hydrocarbons (four or more rings) are mainly ingested in particle form through the digestive system [3,28]. Particulate concentrations in the locality of our experiment and a resulting feeding patterns of the mussels may account for the lack of correspondence with SPMD concentrations observed in the field experiment.



**Fig. 2.** The distribution of PAH concentrations in SPMD after 32 days of deployment. Abbreviations of PAHs according to Table 1

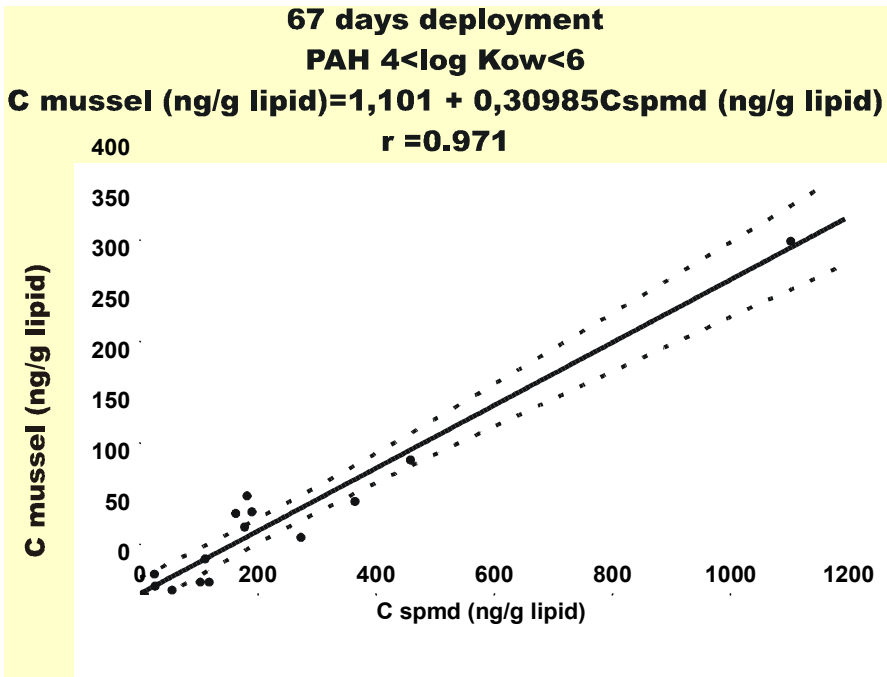
**Rys. 2.** Rozkład stężeń WWA w SPMD po 32 dniach przebywania w toni wodnej. Skróty nazw WWA zgodnie z tabelą 1



**Fig. 3.** The distribution of PAH concentrations in mussel soft tissue after 32 days of deployment. Abbreviations of PAHs according to Table 1

**Rys. 3.** Rozkład stężeń WWA w tkance miękkiej małż po 32 dniach przebywania w toni wodnej. Skróty nazw WWA zgodnie z tabelą 1

As PAH vary widely in physicochemical properties with log  $K_{ow}$  ranging from 3.4 for naphthalene to 6.7 for dibenz(a,h) anthracene, the PAHs were divided into three groups, those low hydrophobic ( $\log K_{ow} < 4$ ), moderately hydrophobic ( $4 < \log K_{ow} < 6$ ) and finally the most hydrophobic ( $\log K_{ow} > 6$ ). The correlation between individual PAHs concentrations in mussels and SPMDs during the experiment was further tested by undertaking a linear regression. When regarding moderate and high hydrophobic compounds, a relatively good correlation was observed between PAH concentrations in SPMD and mussels (Figure 4). Correlation is fairly good for the most hydrophobic PAHs with log  $K_{ow}$  values higher than 4. The generated calculations show that, despite of individual differences, PAH concentrations in mussels could be related to SPMD concentrations using linear regression equations with a good accuracy.



**Fig. 4.** Correlation between PAH concentrations ( $\text{ng g}^{-1}$  lipid) in mussels and SPMDs after 67 days of deployment

**Rys. 4.** Korelacja pomiędzy stężeniami WWA ( $\text{ng g}^{-1}$  tłuszczu) w małżach i SPMD po 67 dniach przebywania w toni wodnej

#### 4. Estimation of ambient water concentration

The ability of the SPMD and the mussels to predict contaminant concentrations in the ambient environment was evaluated through concurrent measurements of PAHs in the dissolved phase in the water column. The freely dissolved concentrations can be estimated from SPMD concentration using the mathematical uptake model developed by Huckins *et al.* (1990,1993). Two approaches are generally used to estimate ambient contaminants levels from the concentrations in SPMDs. For the PAHs for which equilibrium has not been approached the uptake in the SPMDs is expected to be linear and can be described by equation 1

$$C_w = C_{spmd} M_{spmd} / R_s * t, \quad (1)$$

where,  $C_w$  is the concentration of analyte PAH in water ( $\text{ng/dm}^3$ ),  $C_{spmd}$  the concentration of analyte PAH in SPMD ( $\text{ng/g SPMD}$ ),  $R_s$  the SPMD sampling rate ( $\text{dm}^3/\text{day}$ ) and  $t$  – time of exposure. The compound concentration in the 198 ————— Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska

SPMD is then directly proportional to sampling rate. If the exposure time is sufficient to reach the steady-state concentration for a individual contaminant in the SPMD, then its concentration in water can be estimated by an equilibrium relationship:

$$C_w = C_{spmd} / K_{spmd} \quad (2)$$

where,  $K_{spmd}$  is the equilibrium SPMD-water partition coefficient.

The  $R_s$  and  $K_{spmd}$  values can be measured in laboratory calibration, flow-through exposures.

The values measured by Huckins *et al.* [16] have been applied in the present study and are given in Table 2.

**Table 2.** SPMD calibration data for estimating ambient water concentrations (from Huckins *et al.*, 1999)

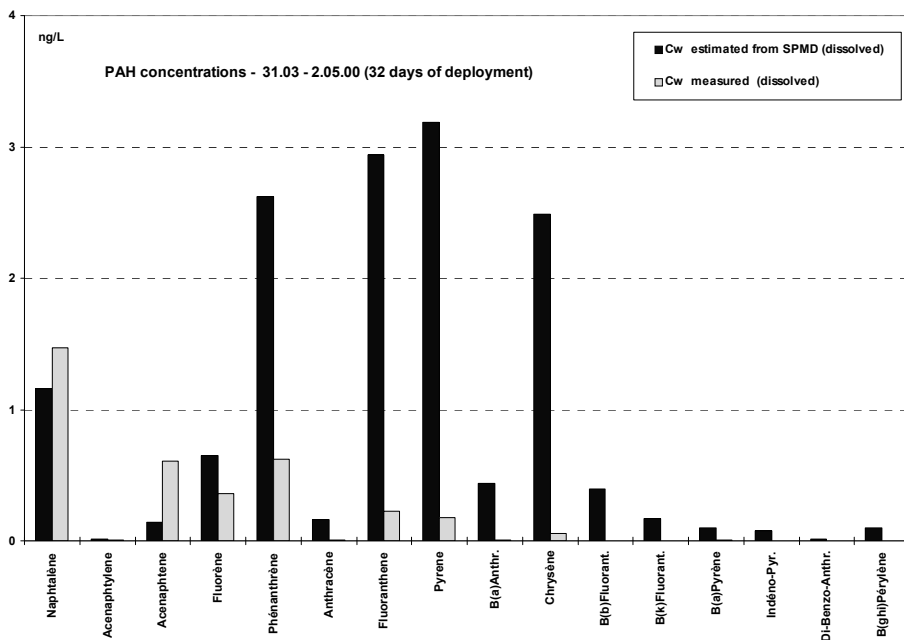
**Tabela 2.** Dane kalibracyjne dla SPMD do oceny stężeń w wodzie otaczającej (za Huckins i in., 1999)

	log $K_{ow}$ *	log $K_{spmd}$ **	Sampling Rate*** – $R_s$ (L/day)	
			10°C	18°C
Naphtalene	3,45	2,53	1,9	0,9
Acenaphthylene	4,08	3,16	2,3	1,4
Acenaphthene	4,22	3,59	2,7	2,3
Fluorene	4,38	3,74	3,0	1,7
Phenantrene	4,46	4,13	3,8	3,6
Anthracene	4,54	4,22	2,9	3,6
Fluoranthene	5,2	4,48	3,6	4,5
Pyrene	5,3	4,63	4,5	5,2
Benz(a)Anthracene	5,91	5,16	3,2	3,2
Chrysene	5,61	5,11	3,7	4,8
Benzo(b)Fluoranthene	5,78	5,30	2,8	3
Benzo(k)Fluoranthene	6,2	5,19	2,9	3,9
Benzo(a)Pyrene	6,35	4,99	3,2	3,7
Indeno(1,2,3)Pyrene	6,51	4,69	3,0	3,8
Dibenzo(a,h)Anthracene	6,75	3,68	2,0	3
Benzo(ghi)Perylene	6,9	3,87	1,8	1,9

\*  $K_{ow}$ - octanol/water equilibrium partitioning coefficient

\*\*  $K_{spmd}$  – semipermeable membrane device/water equilibrium partitioning coefficient

\*\*\*  $R_s$  – sampling rate - volume of water extracted per day by an SPMD



**Fig. 5.** Comparison of dissolved PAHs concentrations estimated from SPMD and measured using XAD2 preconcentration technique (32 days of deployment)

**Rys. 5.** Porównanie stężeń rozpuszczonych WWA oszacowanych z SPMD i zmierzonych przy zastosowaniu techniki prekoncentracji XAD2 (po 32 dniach przebywania w toni)

Figure 5 presents an exemplary comparison between estimated dissolved PAH concentrations in ambient water after 32 days time of exposure and mean values of measured concentrations. The concentrations estimated by SPMD method represent also time-integrated concentrations in dissolved phase, while values measured using XAD technique represent time-averaged concentrations in dissolved phase during the deployment. The estimated concentrations are on the same order on magnitude for both methods (ng/L). The levels of agreement appear to be similar as shown by Utvik *et al.* [35]. However, the results indicate some less or more systematic differences. The ratio between the dissolved phase determined by SPMD and by XAD extraction method show that only for few low molecular weight compounds like naphthalene the estimation is close or below 1, whereas for medium and high molecular weight compounds are overestimated (up to 100). An overestimation may be related to use of non-corrected sampling rates of contaminants. On the other hand, many of high hydrophobic PAHs, like benzo(ghi)perylene were not

detectable during the study, which makes the comparison more complicated. Simultaneously, because concentration factors of SPMD and mussels are  $10^2$  to  $10^5$ , the contaminants that were likely to be below detection limit of XAD extraction technique samples could have been detected. Similar findings were revealed by Axelman *et al.* [2]. However, there still exist very few studies in which SPMD-based concentration of chemicals in water were compared with concentrations measured by alternative methods of analysis. It is clear that the accuracy of SPMD-derived concentration estimates must be further verified. There are a number of factors that contribute to the uncertainty of estimations (temperature effects, biofouling, etc.) [6,15,35]. The use of permeability reference compounds, added to the membranes before deployment is strongly recommended.

## **5. Conclusions**

Basing on the literature studies the advantages of passive, lipid-filled membrane samplers can be summarised :

- they allow continuous time-integrated, spatial monitoring of organic, hydrophobic contaminants like PAHs, PCBs, dioxins;
- compounds undetected applying conventional methods can be measured and estimated into measurable levels;
- the SPMDs can be exposed to harsh environmental conditions for long time and still remain operative;
- the SPMDs organic compounds mixture can be applied in the toxicity tests;
- SPMD samples are easier to analyse than biological samples.

SPMDs provide a time weighted average relative index of pollution severity, sequester a broad spectrum of chemical classes, concentrate pollutants often metabolized by organisms, can be used in surface waters, sediment, and groundwater environments, function well regardless of water quality, provide a means of obtaining an environmentally relevant mixture of waterborne contaminants for toxicological assessments.

The field study confirmed the potential of SPMDs for use in marine waters monitoring, producing results comparable with conventional technique and living organisms.

In comparison with XAD extraction technique the SPMD method seems to be more suitable for an assessment of the background concentrations of PAH because of substantially lower method quantification limits. Moreover, contaminants sequestered by the SPMDs represent an estimation of the dissolved or readily bioavailable concentration of hydrophobic contaminants in water, which is not provided by most analytical approaches. However, to make

this utility more accurate an application of permeability reference compounds should be also improved. Currently existing mathematical model for kinetics should also be improved for the same reasons. Then, finally the SPMDs could become a bridge between analytical chemistry and biomonitoring methods

Acknowledgements: The field study was supported by French regional authorities (Pays de la Loire). Dr Jacek Tronczynski is acknowledged for supervising the study.

## References

1. **Alexander M.:** Aging, Bioavailability of Overestimation of Risk from Environmental Pollutants. *Environ.Sci.Technol.*, 34, 20, pp 4259-4265, 2000.
2. **Axelman J., Naes K, Naf C, Broman D.:** Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in semipermeable membrane devices and caged mussels (*Mytilus edulis*). In relation to water phase distribution. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, pp 2454-2461, 1999.
3. **Baumard P., H.Budzinski, P.Garrigues:** Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments and Mussels of the Western Mediterranean Sea. *Environ.Toxicol.Chemistry*, 17, 5, 765-776. 1998.
4. **Bennett, E.R., Metcalfe, T.L., and Metcalfe, C.D.:** Semi-permeable Membrane Devices (SPMDs) for Monitoring Organic Contaminants in the Otanabee River, Ontario. *Chemosphere* 33, pp. 363-375, 1996.
5. **Bergqvist, P.-A., Strandberg, B., Ekelund, R., Rappe, C., and Granmo, A.:** Temporal Monitoring of Organochlorine Compounds in Seawater by Semipermeable Membranes Following a Flooding Episode in Western Europe. *Environmental Science & Technology* 32, pp. 3887-3892, 1998.
6. **Booij, K., Sleiderink, H.M., and Smedes, F.:** Calibrating the Uptake Kinetics of Semipermeable Membrane Devices using Exposure Standards. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17, pp. 1236-1245, 1998.
7. **Chambers D.:** Semipermeable membrane devices used to estimate bioconcentration of polychlorinated biphenyls. *Journal AM.Water Ressources Association.* 35, 1, pp. 143-153, 1999.
8. **Cleveland L., E.Little, J.D.Petty, B.T.Johnson, J.A.Lebo, C.E.Orazio, J.Dionne, A.Crockett:** Toxicological and chemical screening of Antarctica Sediments: use of whole sediment toxicity tests, Microtox, Mutatox and semipermeable membrane devices (SPMDs). *Mar.Pollut.Bull.* 34 (3), pp. 194 – 202, 1997.
9. **Chiou C.T.:** Partitioning coefficients of organic compounds in lipid-water systems and correlations with fish bioconcentration factors. *Environ.Sci. Technol.*, 19, pp. 57-62, 1985.
10. **Ellis, G.S., Huckins, J.N., Rostad, C.E., Schmitt, C.J., Petty J.D., and MacCarthy, P.:** Evaluation of Lipid-Containing Semipermeable Membrane Devices (SPMDs) for Monitoring Organochlorine Contaminants in the Upper Mississippi River. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14, pp. 1875-1884, 1995.



11. **Farrington J.W.:** Biogeochemical Processes Governing Exposure and Uptake of Organic Pollutant Compounds in Aquatic Organisms. *Environmental Health Perspectives*, 90, pp. 75-84, 1991.
12. **Herve, S., Prest, H.F., Heinonen, P., Hyötyläinen, T., Koistinen, J., and Paasivirta, J.:** Lipid-filled Semipermeable Membrane Devices and Mussels as Samplers of Organochlorine Compounds in Lake Water. *Environmental Science & Pollution Research* 2, 24-30, 1995.
13. **Hofelt, C.S. and Shea, D.:** Accumulation of Organochlorine Pesticides and PCBs by Semipermeable Membrane Devices and *Mytilus edulis* in New Bedford Harbor. *Environmental Science & Technology* 31, pp. 154-159, 1997.
14. **Huckins, J.N., Tubergen, M.W., and Manuweera, G.K.:** Semipermeable Membrane Devices Containing Model Lipid: A New Approach to Monitoring the Availability of Lipophilic Contaminants and Estimating their Bioconcentration Potential. *Chemosphere* 20, pp. 533-552, 1990.
15. **Huckins, J.N., Manuweera, G.K., Petty, J.D., Mackay, D., and Lebo, J.A.:** Lipid-Containing Semipermeable Membrane Devices for Monitoring Organic Contaminants in Water. *Environmental Science & Technology* 27, pp. 2489-2496, 1993.
16. **Huckins, J.N., Petty, J.D., Orazio, C.E., Lebo, J.A., Clark, R.C., Gibson, V.L., Gala, W.R., and Echols, K.R.:** Determination of Uptake Kinetics (Sampling Rates) by Lipid-Containing Semipermeable Membrane Devices (SPMDs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Water. *Environmental Science & Technology* 33, pp. 3918-3923, 1999.
17. **Lebo, J.A., Gale, R.W., Petty, J.D., Tillitt, D.E., Huckins, J.N., Meadows, J.C., Orazio, C.E., Echols, K.R., Schroeder, D.J., and Inmon, L.E.:** Use of the Semipermeable Membrane Device (SPMD) as an In Situ Sampler of Waterborne Bioavailable PCDD and PCDF Residues at Sub-Part-Per-Quadrillion Concentrations. *Environmental Science & Technology* 29, pp. 2886-2892, 1995.
18. **MacRae, J.D. and Hall, K.J.:** Comparison of Methods Used to Determine the Availability of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on Marine Sediment. *Environmental Science & Technology* 32, pp. 3809-3815, 1998.
19. **Martin M, Richardson B.J.:** Long-term contaminant biomonitoring: views from Southern and Northern hemisphere perspectives. *Mar.Poll.Bull.*22, 533-537. 1991.
20. **Meadows, J.C., Echols, K.R., Huckins, J.N., Borsuk, F.A., Carline, R.F., and Tillitt, D.E.:** Estimation of Uptake Rate Constants for PCB Congeners Accumulated by Semipermeable Membrane Devices and Brown Trout (*Salmo trutta*). *Environmental Science & Technology* 32, pp. 1847-1852, 1998.
21. **Oeckenden W.A., Steinnes E., Parker C., Jones K.:** Observations on Persistent Organic Pollutants in Plants: implications for their use as passive air samplers and for POP cycling. *Environ. Sci.Technol.* , 32, pp. 2721-2726, 1998.
22. **Oppenhuizen A., Velde E., Gobas F., Liem D., Steen J.:** Relationship between bioconcentration in fish and steric factors of hydrophobic chemicals. *Chemosphere* 14, pp. 1871-1896, 1985.

23. **Pazdro K., Tronczyński J.:** Developpement de capteurs pour le suivi de la contamination chimique et de la biodisponibilité des contaminants organiques en milieu marin cotier. Report IFREMER No 03/2001, pp 32, 2001.
24. **Pazdro K., Moisan K., Tronczyński J.:** Assessment of Bioavailable Polycycling Aromatic Hydrocarbons in French Coastal Waters: Mussels and Semipermeable Membrane Devices Approach, Chemosphere, in press, 2002.
25. **Petty, J.D., Huckins, J.N., Martin, D.B., and Adornato, T.G.:** Use of Semipermeable Membrane Devices (SPMDs) to Determine Bioavailable Organochlorine Pesticide Residues in Streams Receiving Irrigation Drainwater. Chemosphere, 30, pp. 1891-1903, 1995.
26. **Petty, J.D., Poulton, B.C., Charbonneau, C.S., Huckins, J.N., Jones, S.B., Cameron, J.T., and Prest, H.F.:** Determination of Bioavailable Contaminants in the Lower Missouri River following the Flood of 1993. Environmental Science & Technology 32, pp. 837-842, 1998.
27. **Peven, C.S., Uhler, A.D., and Querzoli, F.J.:** Caged Mussels and Semipermeable Membrane Devices as Indicators of Organic Contaminant Uptake in Dorchester and Duxbury Bays, Massachusetts. Environmental Toxicology and Chemistry 15, 144-149. 1996.
28. **Piccardo M.T., Coragdeghini R., Valerio F.:** Polycyclic aromatic hydrocarbon pollution in native and caged mussels. 2001.
29. **Prest, H.F., Huckins, J.N., Petty, J.D., Herve, S., Paasivirta, J., and Heinonen, P.A.:** Survey of Recent Results in Passive Sampling of Water and Air by Semipermeable Membrane Devices. Marine Pollution Bulletin 31, pp. 306- 312., 1995.
30. **Pruell R.J., J.Lake, W.Davis, J.Quinn:** Uptake and depuration of organic contaminants by blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed to environmentally contaminated sediment. Mar.Biology, 91, 497-507, 1986.
31. **Sabaliunas, D. and Sodergren, A.:** Use of Semipermeable Membrane Devices to Monitor Pollutants in Water and Assess Their Effects: A Laboratory Test and Field Verification. Environmental Pollution 2, pp. 195-205, 1997.
32. **Strandberg, B., Wagman, N., Bergqvist, P.-A., Haglund, P., and Rappe, C.:** Semipermeable Membrane Devices as Passive Samplers to Determine Organochlorine Pollutants in Compost. Environmental Science & Technology 31, pp. 2960-2965, 1997.
33. **Serrano R., F.Hernandez, F.Lopez, J.Pena:** Bioconcentration and Depuration of Chlorpyrifos in the marine Mollusc *Mytilus edulis*. Arch.Environ.contam.Toxicol., 33, pp. 47-52. 1997.
34. **Sharpe S., McKay D.:** A framework for Evaluating Bioaccumulation in Food Webs. Environ.Sci.Technol., 34,12, pp. 2373-2379, 2000.
35. **Utvik T.I.R., G.Durell, S.Johnsen.:** Determining produced water originating polycyclic aromatic hydrocarbons in North Sea waters: comparison of sampling techniques. Mar.Poll.Bull. 38, 11, pp. 977 – 989, 1999.
36. <http://wwwaux.cerc.usgs.gov/spmd>

## Próba wyznaczenia stężeń organicznych, bio-przyswajalnych zanieczyszczeń w wodzie przy zastosowaniu syntetycznych błon półprzepuszczalnych (SPMD)

### Streszczenie

Jednym z głównych problemów dotyczących losu organicznych zanieczyszczeń wprowadzanych do środowiska przez człowieka, jest określenie ich potencjalnej przyswajalności przez organizmy żywe. Rzetelne oszacowanie poziomów stężeń w otaczającym środowisku jak również ich specjacji jest konieczne do wyjaśnienia mechanizmów wpływu zanieczyszczeń organicznych na funkcjonowanie ekosystemu jak również do określenia zależności pomiędzy zanieczyszczeniami rozpuszczonymi w kolumnie wody a realną ekspozycją organizmów. W ostatnich latach obserwuje się znaczny wzrost zainteresowania zastosowaniem pasywnych technik pomiarów „in situ”. Jedną z najbardziej obiecujących technik w przypadku zanieczyszczeń organicznych jest zastosowanie SPMD - syntetycznych błon półprzepuszczalnych wypełnionych neutralnym lipidem, opracowanych przez Huckinsa i wsp. W ramach publikacji opisano teoretyczne założenia działania SPMD i oraz zagadnienia dotyczące kinetyki pobierania zanieczyszczeń przez SPMD. Eksperyment przeprowadzony w morskich wodach przybrzeżnych ilustruje praktyczne zastosowanie syntetycznych błon półprzepuszczalnych w badaniach środowiskowych. SPMDs oraz małże z gatunku *Mytilus galloprovincialis* zostały umieszczone równolegle w toni wodnej w celu określenia bioprzyswajalnej frakcji wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) rozpuszczonych w wodzie. Jednocześnie pobrano duże objętości wody w celu zmierzenia stężeń WWA w wodzie. Wyniki przeprowadzonego eksperymentu wykazały że zarówno SPMDs jak i małże efektywnie zateęzały związki z grupy WWA o szerokim zakresie polarności i mas cząsteczkowych. Całkowite stężenie WWA w małżach i w SPMD kształtowało się na podobnym poziomie. Pomimo różnic w przypadku pojedynczych związków wykazano, że stężenie WWA w małżach można określić na podstawie stężenia w SPMD stosując równania regresji liniowej. Na bazie stężeń WWA w SPMD oszacowano stężenia w otaczającej wodzie i porównano ze stężeniami zmierzonymi. Szacowanie na podstawie stężeń w SPMD pozwoliło na określenie stężeń WWA, niewykrywalnych klasyczną metodą ekstrakcji na żywicy typu XAD.

Przeprowadzony eksperyment potwierdził możliwość stosowania syntetycznych błon półprzepuszczalnych jako wiarygodnego narzędzia monitorowania poziomów zanieczyszczeń organicznych oraz badania ich bioprzyswajalności w środowisku morskim.

# Comparison Between Aquifer Solute Concentration And Monitoring Wells

*Panagiotis Anastasiadis*

*Technological Educational Institute of Serres,  
Terma Magnisias, 62124 Serres, Greece*

*Pericles Latinopoulos*

*Aristotle University of Thessaloniki, Greece, School of Technology,  
Faculty of Civil Engineering, GR-540 06 Thessaloniki, Greece*

## 1. Introduction

Disparities between solute concentration in the aquifer and that in monitoring wells have been observed. It is important to be able to relate concentrations between monitoring well and aquifer solute concentration for design of remediation systems. Reported that solute concentrations in a monitoring well may underestimate the corresponding aquifer concentration by over an order of magnitude (Martin-Hayden *et al.*, 1991, Chiang *et al.*, 1995). Contributing factors such as well screen length, purging procedure, vertical solute concentration profile in the formation and the hydrogeological characteristics of the aquifer were cited. Factors such as chemical reactions, biological processes, adsorption phenomena and vertical groundwater flow combined with vertical and longitudinal dispersion also reported to cause the disparities between monitoring well and aquifer concentration (Barcelona and Herfrich 1986, Herzog *et al.*, 1988)

Groundwater sampling is conducted to provide accurate information of subsurface water resources. The reliable detection and assessment of groundwater contamination require minimal or no disturbance of geochemical and hydrogeological conditions during sampling. Validity of comparison between aquifer solute concentration and monitoring wells based to representative or error free sampling procedure.

In this paper our effort focused to compare solute concentration of extracted mixed-water from a partially penetrating monitoring well and calculated aquifer solute concentration as a result of numerical methods. The aquifer solute concentration calculated as a combination of a finite element method for the flow and transport simulation in a vertical section aligned with principal direction of flow and an analytical solution for describing the potential  $\phi$  and the velocity field around a pumping well. On the other hand, groundwater samples are collected from partially penetrating monitoring wells and are mixed-water samples. These groundwater samples were analyzed in the laboratory using the standard methods (Hem 1995). It must be noted that this work focused to nitrate pollution control and nitrate concentration in collected samples were measured with a portable equipment of type Eijkelkamp (Marckoquant 10020) and sporadically verified using analytical methods.

The nitrate pollution is the non-point pollution problem, a significant part of which is the contamination of groundwater resources, has its main origin in agricultural practices. The use of fertilizers to supply plan nutrients has caused nitrate contamination of groundwater in numerous rural areas of the world. The increased fertilizers for the increased agricultural production must combine detrimental effect on the environment. Suggestively note that in Greece the nitrogen fertilizers increased from 4.4 Kg/ha to 100 Kg/ha in the period 1950-1990 (Ministry of Environment, Planning and Public Works 1995).

## **2. Site characterization**

The contaminant plume considered in this paper occurs in a coastal, shallow, phreatic aquifer which is located in the south-western part of Chalkidiki Peninsula in Northern Greece and concern an area called Kalamaria Plain (Fig. 1). The aquifer under study is a part of large watershed, which drains to Thermaikos Gulf. A large part of the area is used as a agricultural land. An intense agricultural activity during the last decades sustained by heavy nitrogen fertilization has caused severe nitrate contamination in groundwater extracted from shallow irrigation wells and deeper boreholes.

The structure and hydrogeology of the system are typical of a coastal multiaquifer system in Greece. The upper part, which is the object of this study is characterized by alternating sands and gravels with small pebbles in some places. These formations are underlain by clayey layers at depths that vary from 5 to 25 meters. Geophysical prospecting methods were used in combination with lithological data from various wells in order to estimate the thickness of various layers and consistency of the geological deposits. The groundwater flow direction is towards the coast and the average gradient of the water table has been found by recent groundwater level measurements to be an order of 0.006.

A number of pumping tests performed in the aquifer leads to a range of hydraulic conductivity values between 4 and 45 m/d in the permeable strata

Finally additional data, particular from geology and hydrogeology and land use can, by found in previous publications (Latinopoulos *et al.*, 1994, Xeferis 2000, Anastasiadis and Xeferis 2001)

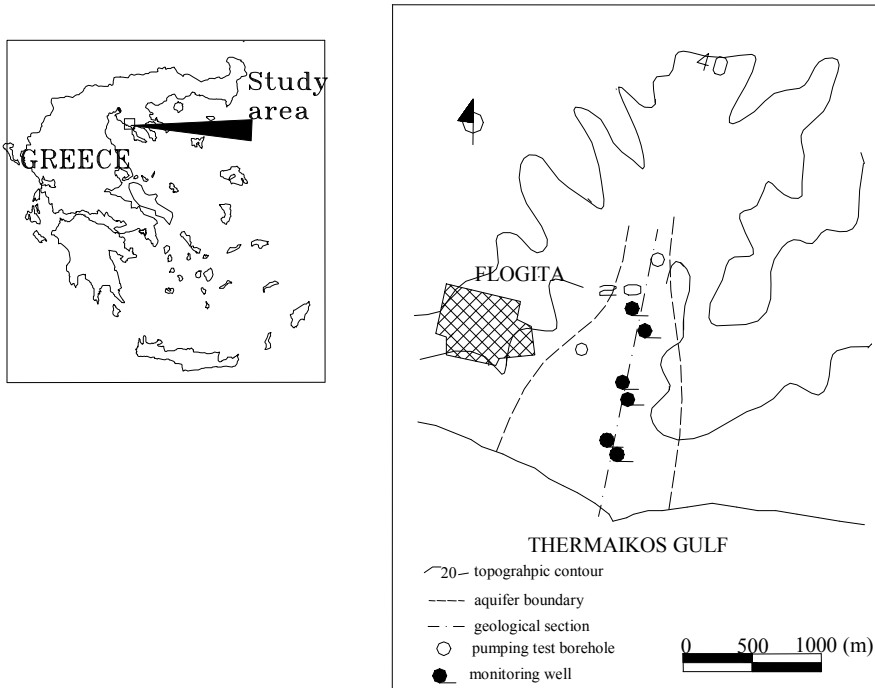


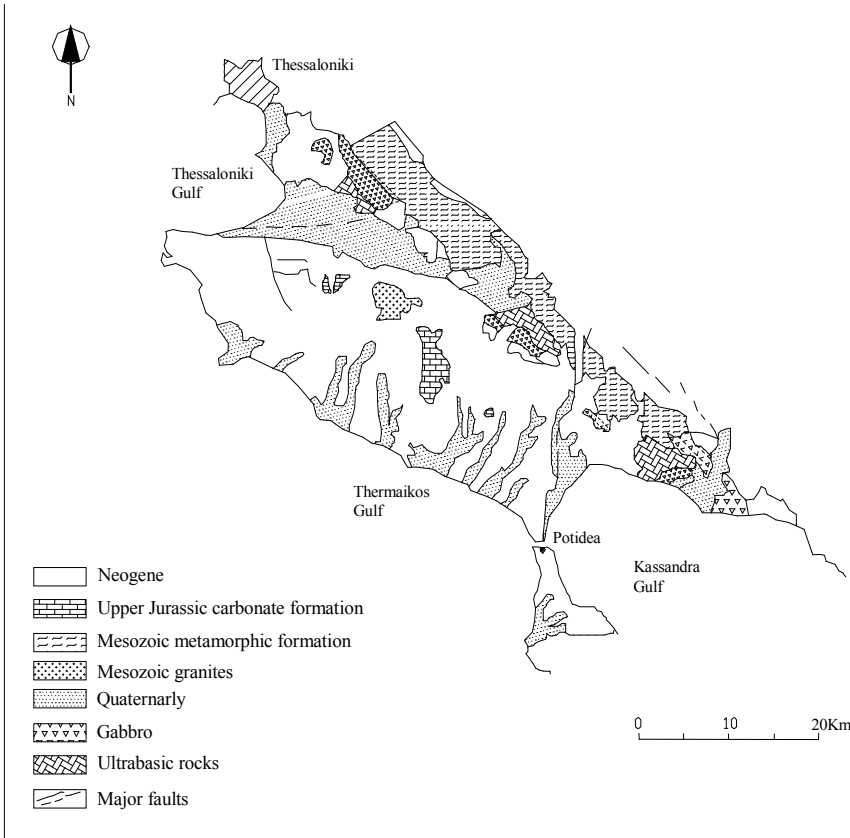
Fig. 1. Location of the study area

Rys. 1. Położenie miejsca badań

Kalamaria plain is located in the western part of Chalkidiki Peninsula, southeastern of the city Thessaloniki. The western part of the Chalkidiki Peninsula belongs to the Axios tectonic zone and is a part of Axios-Thermaikos Basin. Axios zone has been divided into three zones (Marcier 1966) and the western part of Chalkidiki Peninsula included to the eastern zone, named Peonia (Fig. 2).

Axios zone is build up of Mesozoic metamorphic rocks (epigneisses, metadiabase, schists, phyllites, quartzites and marbles), ophiolites with gabbro intrusions, granitoids, limestones, sandstones and conglomerates. In Kalamaria plain Neogene sediments have a significant extension as well as the quaternary deposits. The Neogene sediments are consisting of alternated beds of sandstones, conglomerates, marls, limestones, marly limestones, sands, and red

to brick red clays. Finally, recent coastal deposits occur along the coast and they are consisting of sand and silts.



**Fig. 2.** Geological formation (after the geological map of Greece)

**Rys. 2.** Formacje geologiczne (za mapą geologiczną Grecji)

### 3. Solute transport analysis

The governing equation for advective-dispersive transport in a cross sectional flow system is:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D_{xx} \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( D_{zz} \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \left( V \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \lambda C \quad (1)$$

where  $D_{xx}$ ,  $D_{zz}$  are the dispersion coefficients,  $V$  the average pore water velocity,  $C$  the concentration,  $\lambda$  the decay coefficient as first order reaction ( $\lambda = \ln 2 / t^*$ , where  $t^*$  is the half life of reactor).

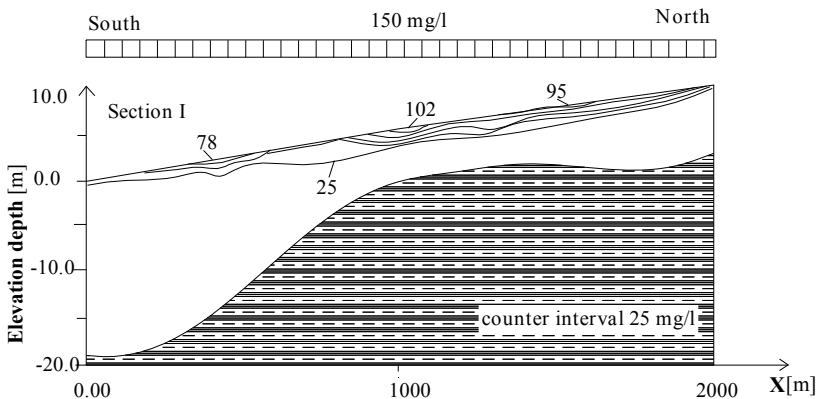
In the principal direction formulation the dispersion coefficients are defined as:

$$\begin{aligned} D_{xx} &= \alpha_L V + D^* \\ D_{zz} &= \alpha_T V + D^* \end{aligned} \quad (2)$$

where,  $\alpha_L$  and  $\alpha_T$  are the longitudinal and transverse dispersivities respectively and  $D^*$  is the coefficient of molecular diffusion.

Numerical Simulation and results

Numerical simulation is based on Galerkin finite element formulation (Pinder and Gray 1977, Pinder and Frind 1972) combined with a coordinate transformation which forms the common basis of the principal direction method (Frind and Germain 1986, Burnett and Frind 1987, Leismann and Frind 1989, Anastasiadis 1999). The admissible formulations are a solid-body rotation and a symmetric deformation of the element with the local element axes remaining orthogonal. The symmetric orthogonal deformation can be handled by using an isoparametric transformation. The typical grid type for the principal direction model obtained with elements using the symmetric orthogonal deformation conforms to that of flow net consisting of streamlines and equipotential lines (or pseudopotential lines in the case of anisotropic media) meeting at right angles.



**Fig. 3.** Simulated nitrate concentrations in a vertical section  
**Rys. 3.** Symulacja stężeń azotanów w przekroju pionowym

A typical data set of hydrologic and hydrogeologic data, required to solve the simulation problem. The long-term precipitation leads to an estimate of the annual uniform recharge of 100 mm. Two zone heterogeneity is assumed

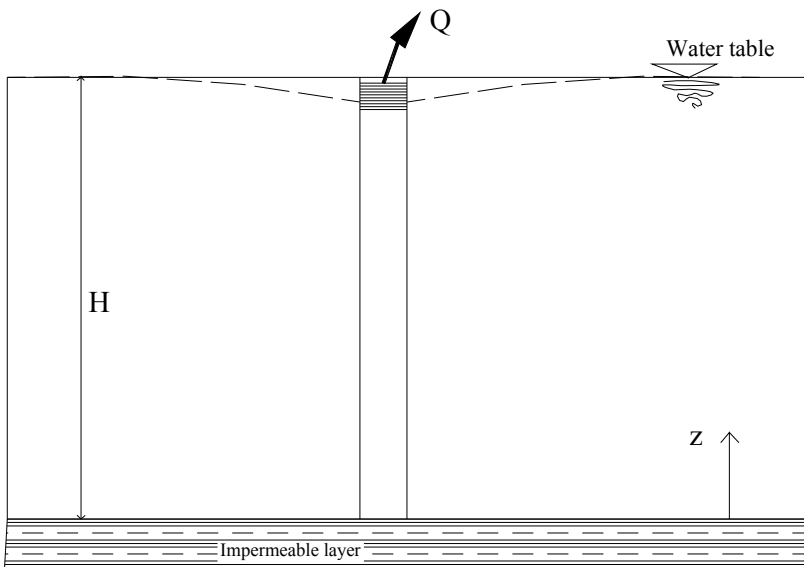


where sand layers are characterized by a hydraulics conductivity of 4.3 m/d and grovels by a value of 43 m/d, anisotropy is also taken into account by employing a ratio of 10:1, for the dispersivities in the principal directions  $x$  and  $z$ . The dispersivities are given the values of  $\alpha L=10$  m and  $\alpha T=0.001$  m using information from the available literature (Kinzelbach *et al.*, 1991, Frind *et al.*, 1990). The decay coefficient,  $\lambda$  is calculated with  $t^*=0.5$  year. The molecular diffusion is negligible. The applied fertilizers lead to an uniform influx nitrate concentration of 150mg/l along the whole cross section of the aquifer.

In Figure 3 simulated distribution of nitrate concentrations is presented for vertical section along the principal direction of flow. Since the time period required to reach a steady state situation is of a few years only, we assume that the distributions shown in this figure are representative of the present conditions.

#### 4. Flow and transport near a partially penetrating well

The disparity between nitrate concentration in the monitoring wells and in the aquifer will be explored through an analytical flow model for partially penetrating well and numerical results from the transport model. The integration of vertical distribution of nitrate concentration combined with the vertical distribution of hydraulic head around to partially penetrating well was estimated following next steps and assumptions.



**Fig. 4.** Schematic of a partially penetrating well

**Rys. 4.** Schemat studni częściowo penetrującej

A homogeneous, horizontal isotropic aquifer is considered (Fig 4). We note that any horizontal to vertical anisotropy can be handled by the change of variables to an isotropic system with the conversion (Strack 1989):

$$Z = \beta Z^* \tag{3}$$

where,  $\beta = \sqrt{K_H / K_V}$  with  $K_H$  and  $K_V$  are the hydraulic conductivity in horizontal and vertical direction respectively and  $(X, Y, Z^*)$  are the actual coordinates and  $(X, Y, Z)$  are the coordinates in the anisotropic system. The equivalent hydraulic conductivity is given as:

$$K = \sqrt{K_H \cdot K_V} \tag{4}$$

The analytical solution describing the potential,  $\Phi$ , within an unconfined domain containing point source or point sink (Polubarinova-Kochina 1962, Muskat 1982) can be expanding for the confined case with small pumping ( $Q$ ) rate or large saturation thickness ( $H$ ) or large hydraulic conductivity ( $K$ ). The above assumption is described with the following inequality (Mac Donald and Kitanidis, 1993):

$$q = \frac{Q}{KH^2} \ll 1 \tag{5}$$

where,  $Q$  is the pumping rate,  $H$  is the undisturbed saturated thickness and  $K$  is the hydraulic conductivity.

The hydraulic head in an infinite domain is given as (Polubarinova-Kochina 1962):

$$\begin{aligned} \varphi(x, y, z) = \frac{q}{4\pi} & \left[ \frac{1}{\sqrt{(x - x_w)^2 + (y - y_w)^2 + (z - z_w)^2}} \right. \\ & \left. + \frac{1}{\sqrt{(x - x_w)^2 + (y - y_w)^2 + (z + z_w)^2}} \right] \end{aligned} \tag{6}$$

where,  $(x_w, y_w, z_w)$  is the location of a point source/sink and the system is nondimensionalized as follows:

$$x = \frac{X}{H} \quad y = \frac{Y}{H} \quad z = \frac{Z}{H} \tag{7}$$

$$\phi = \frac{\Phi}{H} \quad q = \frac{Q}{KH^2}$$

The velocities for a pumping well are given as:

$$V_x^* = K \frac{\partial \phi}{\partial x} = -K \frac{q}{4\pi} \left[ \frac{(x - x_w)}{[(x - x_w)^2 + (y - y_w)^2 + (z - z_w)^2]^{2/3}} + \frac{(x - x_w)}{[(x - x_w)^2 + (y - y_w)^2 + (z + z_w)^2]^{2/3}} \right] \tag{8}$$

$$V_y^* = K \frac{\partial \phi}{\partial y} = -K \frac{q}{4\pi} \left[ \frac{(y - y_w)}{[(x - x_w)^2 + (y - y_w)^2 + (z - z_w)^2]^{2/3}} + \frac{(y - y_w)}{[(x - x_w)^2 + (y - y_w)^2 + (z + z_w)^2]^{2/3}} \right] \tag{9}$$

$$V_x = \frac{V_x^*}{H} \quad V_y = \frac{V_y^*}{H} \tag{10}$$

and the horizontal velocity of groundwater around a pumping well is:

$$V = \sqrt{V_x^2 + V_y^2} \tag{11}$$

Vertical distribution of velocities around a pumping well was determined using the above equation. Combined with the nitrate concentration as it was evaluated by numerical methods, has described the nitrate concentration in the pumping water (mixed-water).

## 5. Results and Discussion

A data set of hydrogeologic data, required to estimate the aquifer nitrate concentration problem. Two zone heterogeneity that is assumed can be replaced by a homogeneous with hydraulics conductivity of 25 m/d. Anisotropy is also taken into account by employing a ratio of 10:1. The pumping charge has not

overcome  $5 \text{ m}^3/\text{h}$  and is valid the constrain of equation (6) for a mean saturated thickness of the shallow phreatic aquifer 10m.

$$q = \frac{Q}{KH^2} = 0.048 \ll 1$$

Application of the above methodology to cross section of the study area (Fig. 1), calculated the nitrate concentrations near the locations of the monitoring wells. The comparison between the available data from the monitoring wells and the calculated nitrate concentration in the groundwater is presented in Figure 5. The extreme variations of the measurement nitrate concentration from the calculated nitrate concentration are caused mainly by the assumption of the steady-state flow in the aquifer and steady - state and uniform influx nitrate concentrations along the whole cross section of the aquifer. On the other hand it must be noted that the samples from the monitoring wells follow a random temporal distribution.

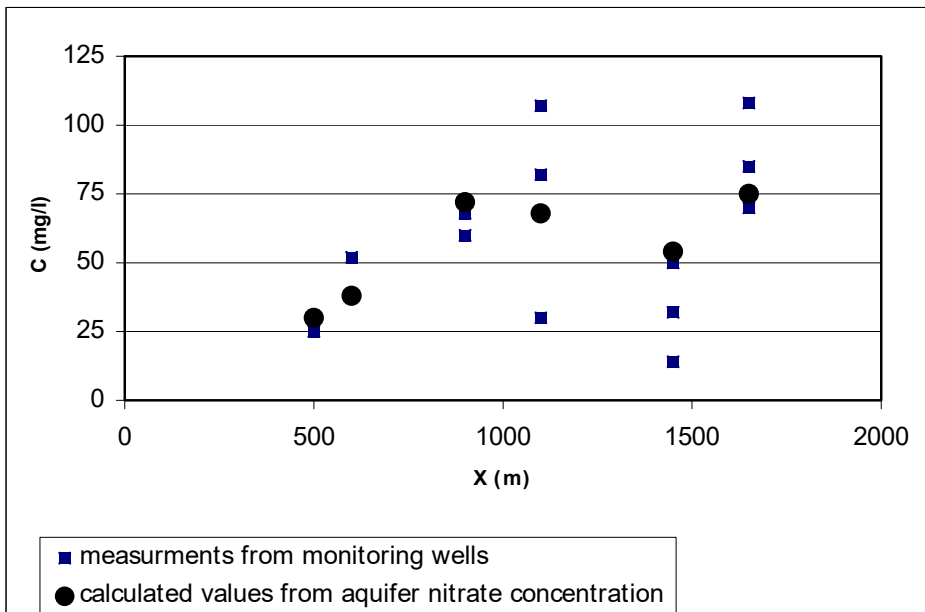


Fig. 5. Comparison results between calculated aquifer nitrate concentration and that in monitoring wells across the vertical section

Rys. 5. Porównanie wyników obliczeń stężeń azotanów z danymi ze studni monitorujących rozmieszczonych wzdłuż przekroju pionowego

Field data from pumping wells (mixed water) is not an indicator for the vertically averaged groundwater concentration in the aquifer, but indicate the order of the pollution magnitude. The relationship between monitoring wells and aquifer nitrate concentration depends on the available field data. Nitrate as non-point or distribute pollution must be handled with a special care and from all points of view.

## References

1. **Martin-Hayden, J.M., and J.W. Robbins and R.D. Dristol:** Mass balance evaluation of monitoring well purging, Part II, Field tests at a gasoline contamination site. *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 8, pp. 225-241. 1991.
2. **Herzog, B. L., S.L. Chou, J.R. Valkenburg, and R.A. Griffin:** Changes in volatile organic chemical concentrations after purging slowly recovering wells, *Ground Water Monitoring Review*, vol. 8 (4), pp. 93-99. 1988.
3. **Barcelona, M. J. and L.A. Helfrich:** Well construction and purging effects on groundwater samples, *Environmental Science and Technology*, vol 20(11), pp.1179-1184. 1986.
4. **Hem, J. D.:** Study and interpretation of the chemical characteristics of Natural Water, U.S. Geol., Survey Water Supply paper 2254. 1985.
5. Ministry of Environment, Planning and Public Works, "Greece as an ecological and cultural fund. Data-Actions and Programs for environmental protection", Athens, 1995.
6. **Chiang C., G. Raven and C. Dawson:** The relationship between monitoring well and aquifer solute concentration, *Ground Water* vol. 33 (5), pp. 718-726. 1995.
7. **Frind E.O., and Germain D.:** Simulation of contaminant plumes with large dispersivity contrast: Evaluation of alternating direction Galerkin models, *Water Resour. Res.*, 22(13), pp. 1857-1873. 1986.
8. **Leisman M.H., and E.O. Frind:** A symmetric-matrix time integration scheme for the efficient solution of advective-dispersion problems, *Water Resour. Res.*, vol. 25(6), 1133-1139, 1989.
9. **Burnett R. and Frind O.E.:** Simulation of Contaminant transport in three dimension 2. Dimensionality effects, *Water Resour. Res.*, vol. 25(4), 695-705, 1987.
10. **Anastasiadis P.:** Simulation of contaminant transport. Application of principal direction technique in a shallow aquifer, 6<sup>th</sup> Inter. Confer. On Environmental Science and Technology, Samos, Sept., 1999, pp. 194-201
11. **Pinder F., and Frind E.:** Application of Galerkin's procedure to aquifer analysis, *Water Res. Res.*, 8(1), 108-120. 1972.
12. **Pinder F., and Gray W.:** Finite element simulation in surface and subsurface hydrology, Academic, Orlando, Fla. 1977.
13. **Anastasiadis P., and A. Xefteris:** Control of nitrogen fertilizer pollution in groundwater, *Fresenius Environmental Bulletin*", vol. 10 (5), pp. 501-505, 2001.

14. **Xeferis A.:** Investigation of groundwater quality degradation in Kalamaria plain with emphasis to nitrate contamination, Phd Thesis, Dep. Civil Engn. A.U.TH Greece, 2000.
15. **Mc Donald R.T., and P.K. Kitanidis:** Modeling the free surface of an unconfined aquifer near a recirculation well, *Ground Water*, vol. 31(5), 774-780. 1993.
16. **Strack, O.D.L.:** *Groundwater Mechanics*, Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J. 1989.
17. **Muskat, M.:** *The flow of homogeneous fluids through porous media*. International Human Resources Development Corp., Boston, MA. 1982.
18. **Polubarinova-Kochina, P.Y.:** *Theory of groundwater movement* (Translated by J.M.R. Dewiest), Princeton Univer. Press, Princeton, N.J. 1962.
19. **Kinzelbach, W., W. Schafer, and J. Herzer:** Numerical modelling of natural and enhanced denitrification process in aquifers, *Water Resour. Res.*, vol. 27(6) 1123-1135. 1991.
20. **Frind, O.E., W. Duynisveld, O. Strebel and, J. Boettcher:** Modelling of multicomponent transport with microbial transformation in groundwater: The Furberg case, *Water Resour. Res.*, vol. 26(8), pp. 1707-1719. 1990.

## **Porównanie stężeń substancji rozpuszczonych w formacjach wodonośnych i studniach monitoringowych**

### **Streszczenie**

Związek pomiędzy stężeniem substancji rozpuszczonych w studniach monitoringowych a w warstwie wodonośnej ma duże znaczenie przy szacowaniu wielkości zanieczyszczenia zasobów wód gruntowych. Co ważniejsze, aby ocenić wpływ odcieków z nawadnianych obszarów rolniczych, na których występuje intensywne nawożenie na studnie pobierające wodę do picia, należy skorelować stężenia azotanów w warstwie wodonośnej ze stężeniami w wodzie do picia, tak aby poprawnie ocenić realne ryzyko. Do obliczeń przepływu i prędkości wody w pobliżu częściowo penetrującej studni zastosowano dwu wymiarowy model elementów skończonych przepływu i transportu w połączeniu z rozwiązaniem analitycznym. Zaprezentowano porównanie obliczonych stężeń azotanów i zmierzonych w studniach monitoringowych. Stwierdzono różnice pomiędzy stężeniem azotanów w warstwie wodonośnej a w studniach monitoringowych.

Związek pomiędzy stężeniem azotanów w studniach monitoringowych a w warstwie wodonośnej zależy od dostępnych danych. Azotany jako zanieczyszczenie nie punktowe lub obszarowe musi być traktowane bardzo poważnie z wielu punktów widzenia.

# Basis Of Water Pipeline Cleaning Using Highpressure Water Jet

*Przemysław Borkowski*  
*Technical University of Koszalin*  
*Poland*

## 1. Introduction

The long-term operational use of pipelines causes that thick and nodular layers of hard sediment are being deposited inside. Effective cleaning of the water-pipe network with hard sediments deposited inside is a problem difficult to deal with. This sediment is distinguished by high hardness and adhesion to the substrate because of its major constituents, i.e. compounds of iron, manganese, calcium, aluminum and silicon. It accumulates on inner surfaces of the water-pipe network mostly in the form of scale.

This sediment, until recently, was removed by chemical or mechanical methods using different types of scrappers or spongy, i.e. flexible and porous, plugs forced through pipes. Work on cleaning the pipes making use of highpressure water jets was started in Ireland [12] and Great Britain [11] where nuclear systems were cleaned in this way. This useful method at the end of the 1980s was modernized and adapted [1] to the efficient cleaning of long water-pipe sections. A visible increase in effectiveness of cleaning such the pipelines [7] had been achieved when the conditions of using this method [3,4] were optimized [5] and its further development was stimulated [2,4]. Nowadays, similar techniques have also been used for the cleaning of sewage systems [8,10] and various pipelines [13,14]. Cleaning of pipes in petrochemical industry [14] demand usages of water jet with chemical additions [9] and electro-aerosol [15] making easy removing of deposits.

This work presents unaided accomplishments in the field of efficient water pipe cleaning using highpressure water jets.

## 2. Theoretical basis

The fundamentals of hydrodynamic pipeline cleaning technology were worked out on the basis of long practical experience and previous unaided analyses [4,5] of parameters of various materials cleaning. The most important practical quantity, i.e. a coaxial pull force of a cleaning nozzle was determined as a result of multi-aspect theoretical analysis [5] of a pipeline cleaning model and process kinetics, and hydrodynamics of elementary flows:

$$F_p = p \left( \sum_{i=1}^{i=n} A_i \eta_i \cos \alpha \cdot \cos \beta - \sum_{j=1}^{j=m} A_j \eta_j \cos \gamma \cdot \cos \delta \right), \quad (1)$$

where:

$p$  – working pressure of a water jet,

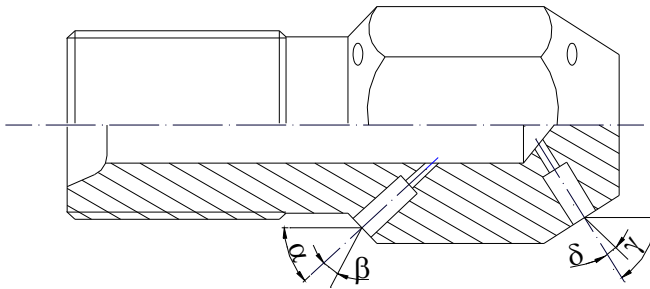
$n, m$ , - number of water orifices in a nozzle directed backwards and forwards respectively,

$A_1, A_2$  – cross-section areas of respective water orifices,

$\alpha, \gamma$  – angles of water-orifice orientation in coaxial jet cross-section (Fig. 1),

$\beta, \delta$  – angles of water-orifice orientation in normal jet cross-section,

$\eta_b, \eta_f$  – coefficients of water flow efficiency through the nozzle.

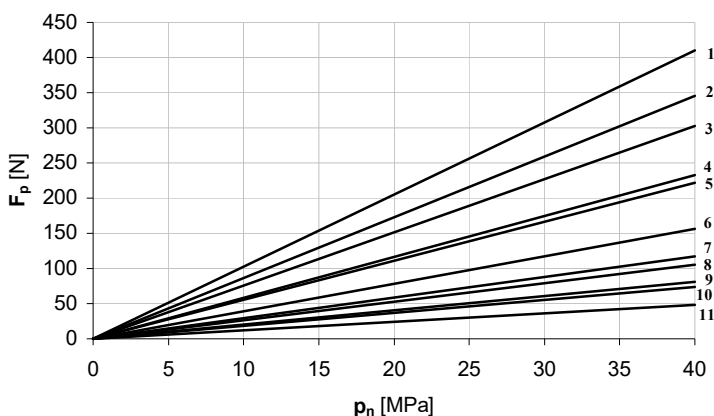


**Fig. 1.** Geometry of water orifices in a cleaning nozzle

**Rys. 1.** Geometryczne usytuowanie otworów wodnych w głowicy czyszczącej

Sample results of the pull force defined by formula (1) for a dozen nozzles selected are presented in Fig. 2. These graphs can be used to determine a hydrodynamic state under different conditions of pipeline cleaning. Thus it is possible to estimate the pull force and the rate of working system (cleaning nozzle - feeding hose) along a pipeline in the course of cleaning as well.





**Fig. 2.** Theoretical interdependence between pull forces and water pressure for different nozzles: **1** - 4x $\phi$ 2.0mm; **2** - 6x $\phi$ 1.5mm; **3** - 6x $\phi$ 1.4mm; **4** - 4x $\phi$ 1.5mm; **5** - 6x $\phi$ 1.2mm; **6** - 6x $\phi$ 1.0mm; **7** - 4x $\phi$ 1.2mm + forwards  $\phi$ 1.0mm; **8** - 4x $\phi$ 1.0mm; **9** - 3x $\phi$ 1.2mm + forwards  $\phi$ 1.0mm; **10** - 4x $\phi$ 1.0mm + forwards  $\phi$ 1.0mm; **11** - 3x $\phi$ 1.0mm + forwards  $\phi$ 1.0mm

**Rys. 2.** Teoretyczne zależności pomiędzy siłą uciągu a nominalnym ciśnieniem wody dla różnych typów głowic roboczych: **1** - 4x $\phi$ 2,0mm; **2** - 6x $\phi$ 1,5mm; **3** - 6x $\phi$ 1,4mm; **4** - 4x $\phi$ 1,5mm; **5** - 6x $\phi$ 1,2mm; **6** - 6x $\phi$ 1,0mm; **7** - 4x $\phi$ 1,2mm + przeciw  $\phi$ 1,0mm; **8** - 4x $\phi$ 1,0mm; **9** - 3x $\phi$ 1,2mm + przeciw  $\phi$ 1,0mm; **10** - 4x $\phi$ 1,0mm + przeciw  $\phi$ 1,0mm; **11** - 3x $\phi$ 1,0mm + przeciw  $\phi$ 1,0mm

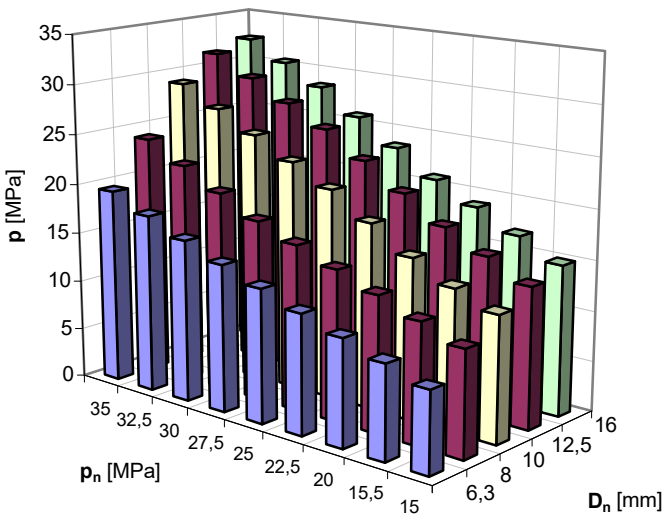
### 3. Experimental

Theoretical analyses let to design a few types of nozzles (Fig. 3). They underwent versatile trials on test stands fed with water at very high pressure (up to 75 MPa). They were [5] used to carry out complex investigations on losses of pressure, water flow rates, and shapes of water jets, thrust, recoil and pull forces along with unit pressure, energy and water jet power for several dozen combinations of technological equipment. Results of these investigations confirmed validity of theoretical assessments to the full extent. For example, influence of water pressure and hose diameter on the water working pressure flowing out of the nozzle is presented in Fig. 4. Whereas, the loss of working pressure in the function of hose length and water orifice diameter of six-orifice nozzle, is presented in Fig. 5.



**Fig. 3.** View of sample cleaning nozzles

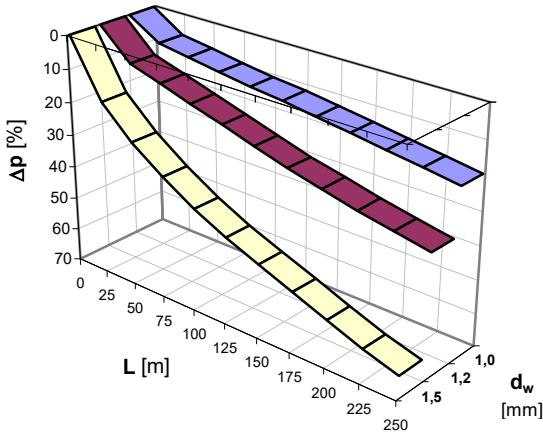
**Rys. 3.** Przykłady różnych typów głowic czyszczących



**Fig. 4.** The influence of water pressure ( $p_n$ ) and highpressure hose diameter (length 50m) on the water working pressure ( $p$ ) flowing out of the six-orifice cleaning nozzle (6 orifices  $\phi 1.0\text{mm}$ )

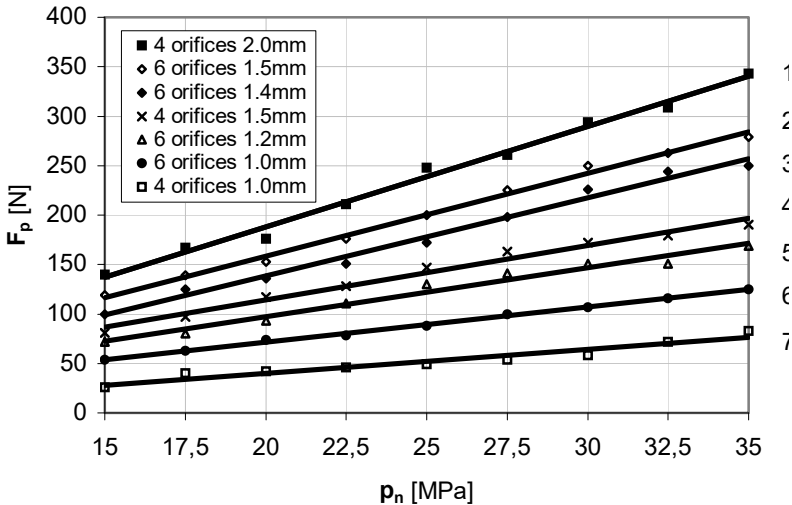
**Rys. 4.** Wpływ nominalnego ciśnienia wody ( $p_n$ ) i średnicy wysokociśnieniowego węża (o długości 50m) na robocze ciśnienie ( $p$ ) strugi wody wypływającej z sześciotworowej głowicy czyszczącej (6 dysz  $\phi 1,0\text{mm}$ )

Taking into account a limited length of the paper, only a sample dependence of the pull force for a few different nozzles on the water pressure are presented here. For example, in Fig. 6, there are presented diagrams of pull forces for several nozzle types equipped in water orifices directed only backwards. All those diagrams are described by the following empirical equations:



**Fig. 5.** The influence of hose length and water orifice diameter of six-orifice cleaning nozzle on the loss of working pressure for hose diameter of 12.5 mm

**Rys. 5.** Wpływ długości węża (o średnicy  $D_n=12,5$  mm) i średnicy otworów wodnych w sześciotworowych głowicach czyszczących na straty ciśnienia strugi wodnej



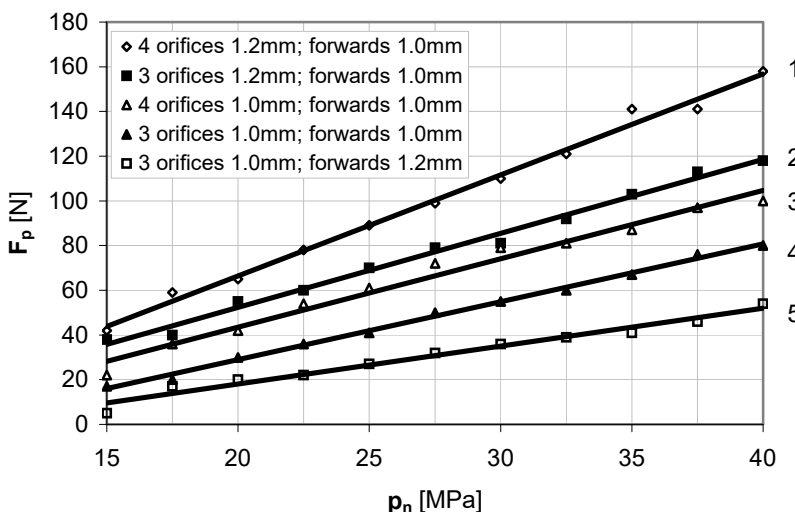
**Fig. 6.** Real values of pull forces for different nozzles as a function of water pressure (feeding hose:  $D_n=12.5$  mm,  $L=100$  m)

**Rys. 6.** Rzeczywiste wartości sił uciążu dla różnych typów głowicz czyszczących w funkcji nominalnego ciśnienia wody (wąż zasilający:  $D_n=12,5$  mm,  $L=100$  m)

1.  $F_p = 10.16 p_n - 15.222$   $R^2 = 0.9914$  (2)
2.  $F_p = 8.3667 p_n - 8.7222$   $R^2 = 0.9943$  (3)
3.  $F_p = 7.8933 p_n - 19.333$   $R^2 = 0.9873$  (4)
4.  $F_p = 5.5133 p_n + 3.7222$   $R^2 = 0.9823$  (5)
5.  $F_p = 4.98 p_n - 2.5$   $R^2 = 0.9747$  (6)
6.  $F_p = 3.54 p_n + 0.9444$   $R^2 = 0.9964$  (7)
7.  $F_p = 2.4267 p_n - 8.4444$   $R^2 = 0.9335$  (8)

In turn, in the Fig. 7, there are presented pull forces for a few work sets equipped with small nozzles with water orifices directed backwards and one forward, what was described on the diagrams with the word „forward”. Individual values of those forces are described by the following empirical equations:

1.  $F_p = 4.52 p_n - 24.027$   $R^2 = 0.9932$  (9)
2.  $F_p = 3.3127 p_n - 13.918$   $R^2 = 0.9915$  (10)
3.  $F_p = 3.0582 p_n - 17.645$   $R^2 = 0.9792$  (11)
4.  $F_p = 2.5891 p_n - 22.836$   $R^2 = 0.9961$  (12)
5.  $F_p = 1.6982 p_n - 15.882$   $R^2 = 0.9749$  (13)



**Fig. 7.** Real values of pull forces for different nozzles as a function of water pressure (feeding hose:  $D_n=8$  mm,  $L=50$  m)

**Rys. 7.** Rzeczywiste wartości sił uciążu dla różnych typów głowic roboczych w funkcji nominalnego ciśnienia wody (wąż zasilający:  $D_n=8$  mm,  $L=50$  m)

The comparison of these graphs with theoretical analyses (Fig. 2) points a close analogy between them.

Analyses of these investigations made it possible to form many detailed conclusions concerning the physical phenomena and allowed to determine the following technological fundamentals of the process:

- Mean rate of nozzle travel while removing the very hard solid sediments from pipelines should amount to  $v_p=1.5 - 3$  m/min.
- The number of water orifices arranged in the nozzle depends on a pipeline diameter and a thickness of sediment.
- Minimal value of the relative water requirement index amounts to  $w=0.5$  l/dm<sup>2</sup>.
- Unit thrust and pull forces are a derivative of a recoil force of a single water jet, whereas their vector sum gives a pull force of a cleaning nozzle.

#### **4. Outline of hydrodynamic cleaning technology**

In order to realize the hydrodynamic cleaning of pipelines [2,6] it is necessary to carry out excavation and cut out an opening in a pipe allowing a nozzle with a water feeding hose to introduce inside. The nozzle has suitable water orifices that discharge at a rate of 200 – 400 m/s coherent water jets with high concentration of unit power. Hydrodynamic interaction of such high-pressure water jets causes all the sediment to loosen and disintegrate and then remove it outside the pipeline. If process parameters were selected properly, it would be possible to clean a 400 – 500 m pipeline from one opening. When cleaning of the pipeline section is completed it is necessary to reassemble the opening fixing it with watertight joints. Selection of proper design for a nozzle and optimal cleaning process parameters is carried out each time depending on a quantity and hardness of sediment, a type, a diameter and an operational period of a pipeline. It enables us to obtain a satisfactory value of coaxial pull force (Fig. 6 and Fig. 7) of a self-driven cleaning nozzle and proper trajectories of respective cavitations stream.

A field investigation is the final test verifying the developed profile of pipeline cleaning technology. Technological car systems (Fig. 8) were build in the Center of Pro-Ecological Technologies to allow such water pipe-line cleaning process. Effectiveness of hydrodynamic cleaning is illustrated by samples of water pipes in Fig. 9. Such cleaning does not result in any strain or other damage to the pipeline and therefore it may be applied to all types of pipelines ranging from 25 mm to 1000 mm in diameter.



**Fig. 8.** General view of two mobile test stands based on a hydro monitor with a highpressure pump

**Rys. 8.** Samochodowe hydromonitory wysokociśnieniowe



**Fig. 9.** Example of effective cleaning of a water pipeline after 50 years of use

**Rys. 9.** Efektywność czyszczenia rurociągu wodociągowego po 50 latach eksploatacji

## 5. Summary

On the basis of the whole work it should be mentioned here that this method of water pipe cleaning ensures high effectiveness of the process, since solid sediment is removed from 93 – 96% of total inside area of a pipe. A significant rate of pipeline cleaning (of the order of 100 – 120 m/h) at low consumption of process water (less than 6 m<sup>3</sup>/h) ensures low cost and short processing time. Moreover this cleaning method is environmentally friendly because a working medium is clear water.

## References

1. **Borkowski J.:** Nowe techniki regeneracji sieci kanalizacyjnej oraz instalacji hydrotechnicznych. Międzynarodowa Konferencja N-T: ROTHENBERGER A.G.-Nowatorskie Rozwiązania w Zakresie Czyszczenia i Napraw Bezwykopowych Sieci Kanalizacyjnej. Poznań, 1994, s. 1-14.
2. **Borkowski J., Borkowski P.:** Podstawy stosowania wysokociśnieniowej strugi wody do czyszczenia trudnodostępnych rurociągów. VII Posiedzenie Komitetu Budowy Maszyn PAN. Koszalin, 2002.
3. **Borkowski P.:** Fundamentals for application of highpressure water jets to inaccessible pipeline cleaning. Int. Conf. on Water Jet Machining WJM'2001. Cracow, 2001, pp. 141-148.
4. **Borkowski P.:** Hydrodynamiczny sposób czyszczenia rurociągów metodą wysokociśnieniowej strugi wodnej. XVI Międzynarodowe Seminarium Naukowe SiMPN. Mat. Konf. Budownictwo i Inżynieria Sanitarna. Zielona Góra, 1994. s. 103-106.
5. **Borkowski P.:** Opracowanie hydrodynamicznego sposobu czyszczenia rurociągów metodą wysokociśnieniowej strugi wodnej. Praca magisterska. Koszalin, 1993.
6. **Borkowski P., Borkowska K.:** Sposób czyszczenia rurociągów z osadów trwałych. Patent nr 173734, 1994.
7. Folder ofertowy Centrum Technik Proekologicznych. Koszalin, 1993.
8. **Horger K., Lutze H.:** The use of the water-jet technology for cleaning, cutting, wearing, and renovation of non-accessible pipes and sewers. 15<sup>th</sup> Int. Conf. On Jetting Technology. Ronneby, 2000, pp. 419-434.
9. **Li G., Ma J., Shen X., Chen H.:** A study on descaling of water injection tubing by water jet. 9<sup>th</sup> American Waterjet Conference. Dearborn, 1997, pp. 603 – 611.
10. **Lutze H., Horger K.:** The use of the waterjet technology for cleaning, cutting, wearing, and renovation of in-accessible pipes and sewers. 14<sup>th</sup> Int. Conf. On Jetting Technology. Brugge, 1998, pp.545-561.
11. **Sonders M.J., Bond R.D.:** The use of high pressure water jetting to remove the corrosion deposit from samples of the WSGHWR primary circuit pipework. 7<sup>th</sup> Int. Symp. On Jet Cutting Technology. Ottawa, 1984, pp. 99-118.
12. **Torpey P.:** Some experiences in the manufacture and application of high pressure water cleaning equipment. 1<sup>st</sup>. Int. Symp. On Jet Cutting Technology. Coventry, 1972, pp. D1.1-D1.11.
13. **Yanli Z., Xianwu O., Wenzhu L., Guangheng L., Guoqiang N.:** The study on the cleaning processing for under ground laid pipeline with large diameter using highpressure waterjet. 10<sup>th</sup> American Waterjet Conference. Houston, 1999, pp. 579 – 584.
14. **Zhang L., Jiao Y., Zhang Q.:** Cleaning the oil-gas lines on catalytic cracker until in oil refinery using high-pressure water jet technique. 10<sup>th</sup> American Waterjet Conference. Houston, 1999, pp. 585 – 593.
15. **Zhengfang L., Shijin Z., Xiaogang D., Fenghua Z., Chuanlin T.:** The electro-aerosol jet cleaning the grease and impurity on the metal surface. 2001 WJTA American Waterjet Conf. Minneapolis, 2001. Paper No. 51.

## Podstawy czyszczenia sieci wodociągowej przy użyciu wysokociśnieniowej strugi wodnej

### Streszczenie

W wyniku kilkudziesięcioletniej eksploatacji na wewnętrznych ściankach rurociągów wodnych osadzają się grube guzowate warstwy zanieczyszczeń utrudniające przepływ wody. Osady takie odznaczają się dużą twardością i przyczepnością do podłoża, bowiem ich głównymi składnikami są związki żelaza, manganu, wapnia i krzemu. Skuteczne czyszczenie rur wodociągowych stanowi więc istotny problem.

Na podstawie wieloletnich analiz teoretycznych i doświadczeń praktycznych zdobytych w Centrum Technik Proekologicznych podczas poligonowych prób, wielokrotnie przeprowadzanych na rzeczywistych sieciach wodociągowych różnych miast, opracowano efektywną technologię hydrodynamicznego czyszczenia rurociągów. Na tej podstawie stwierdzono, że takie czyszczenie nie powoduje żadnych odkształceń lub innych uszkodzeń rur wodociągowych, dlatego może być stosowane do wszystkich rodzajów rurociągów o średnicach od 25mm do 1000mm.

Taki hydrodynamiczny sposób czyszczenia rurociągów wymaga wykonania odkrywkowego wykopu i wycięcia fragmentu rury dla wprowadzenia głowicy roboczej wraz z wężem doprowadzającym wodę pod wysokim ciśnieniem. Dobór odpowiedniej konstrukcji głowic roboczych i parametrów procesu czyszczenia przeprowadza się w zależności od ilości i twardości osadów oraz rodzaju, średnicy i eksploatacji rurociągu. Głowica robocza zaopatrzona jest w odpowiednie dysze wodne, przez które wypływają z prędkością 200÷400 m/s koherentne strumienie wody o dużej koncentracji mocy jednostkowej. Hydrodynamiczne oddziaływanie takich wysokociśnieniowych strumieni wodnych powoduje odspajanie i rozdrabnianie osadów oraz ich usuwanie na zewnątrz rurociągu. Ponadto zapewnia to korzystne trajektorie poszczególnych strug kawitacyjnych oraz zadowalającą wartość poosiowej siły ucięcia samonapędowej głowicy czyszczącej.

Omawiany sposób czyszczenia rurociągów wodnych zapewnia wysoką efektywność procesu, bowiem osady usuwane są z 93÷96% powierzchni wewnętrznej rury. Poprawny dobór parametrów procesu pozwala na oczyszczenie 400÷500 m rurociągu z jednego wykopu. Znaczna prędkość czyszczenia wodociągu (rzędu 100÷120 m/h) przy niewielkim zużyciu wody technologicznej (niespełna 6 m<sup>3</sup>/h) zapewniają niskie koszty operacji oraz krótki czas (rzędu kilku godzin) wyłączenia sieci z eksploatacji.



# Zastosowanie metod biologiczno-fizycznych do usuwania zanieczyszczeń pestycydowych z wody

*Katarzyna Ignatowicz-Owsieniuk  
Politechnika Białostocka*

## 1. Wstęp

Istotną cechą współczesnej epoki jest intensywny rozwój demograficzny, powodujący wzrost zapotrzebowania na wodę do picia oraz intensyfikację produkcji żywności. Woda do picia powinna mieć skład korzystny dla zdrowia człowieka, nie powinna zawierać substancji dla niego szkodliwych. W zdegradowanym środowisku wodnym obecne są jednak liczne zanieczyszczenia obce, do których należą mikrozanieczyszczenia będące wynikiem masowej presji antropogenicznej. Wśród kilku tysięcy związków organicznych, zidentyfikowanych jako zanieczyszczenia wód, istotną grupę stanowią chemiczne środki ochrony roślin. Należą one do substancji, przy pomocy których człowiek stara się rozwiązać jeden z fundamentalnych problemów – niedostatek żywności. Brak możliwości całkowitej rezygnacji z użycia pestycydów, zmusza do wprowadzenia różnych środków ostrożności mających na celu ochronę środowiska, zdrowia i życia organizmów żywych, do szukania sposobów łagodzących ich uboczne działanie, czy też usprawniania metod ich detoksykacji.

Należy dążyć do tego, aby usprawnić proces przygotowania wody pitnej na stacjach uzdatniania ewentualnie zastosować środki zapobiegawcze już u samego konsumenta. Wiele mikrozanieczyszczeń trudno usuwa się w konwencjonalnych procesach stosowanych w technologii wody. W związku z tym, ich obecność w wodach ujmowanych z przeznaczeniem do zaopatrzenia ludności, znacznie komplikuje układ stacji uzdatniania.

## 2. Charakterystyka biologicznych filtrów węglowych [1-3]

Filtry węglowe wykazują po określonym czasie pracy wzrost aktywności biologicznej złoża. Są bowiem dobrym podłożem dla rozwoju mikroflory, gdyż zasorbowane na wypełnieniu substancje organiczne stanowią doskonałą pożywkę. Mikroorganizmy te masowo rozwijają się, odżywiają zaadsorbowanymi substancjami organicznymi i powodują bioregenerację węgla. Po upływie określonego czasu pracy złoża, przy dostatecznym natlenieniu i temperaturze, dochodzi do nagromadzenia substancji odżywczych dla mikroorganizmów i do ich intensywnego rozwoju. Od momentu wpracowania biologicznie aktywnych filtrów węglowych następuje okres przełamania pracy złoża, po którym procesowi sorpcji zaczyna towarzyszyć proces biodegradacji zanieczyszczeń. W zależności od czasu pracy kolumn węglowych może dojść do dominacji jednego z tych procesów nad drugim lub do ustalenia się równowagi między nimi [2].

W wyniku aktywności biochemicznej usuwane są substancje wcześniej zaadsorbowane na węglu. Proces bioregeneracji zdeterminowany jest przez własności adsorpcyjne węgla i prędkość transportu zanieczyszczeń oraz kinetykę wzrostu drobnoustrojów [2,6]. Zjawisko to wydłuża czas efektywnej pracy filtra poprzez ciągle odnawianie dostępnej dla adsorpcji powierzchni. W warunkach równowagi w złożu węglowym tylko taka ilość substancji organicznych może zostać na nowo zaadsorbowana, jaka uprzednio została usunięta wskutek mineralizacji. Jest to uzależnione od stałych warunków, optymalnych dla przebiegu procesu biodegradacji.

W wyniku koncentracji substratu rozwija się mikroflora przystosowująca się do rozkładu zaadsorbowanych związków [3,6]. Informacją o wpracowaniu biologicznie aktywnych filtrów węglowych są fizykochemiczne wskaźniki jakości wody, tj. ubytek zawartości tlenu rozpuszczonego i przyrost zawartości ditlenku węgla. Stężenie tych gazów stanowi wskaźnik procesu oddychania mikroorganizmów. O intensywności procesów mineralizacji zachodzących w BAFw można wnioskować na podstawie wskaźnika Eberhardta, Madsena i Sontheimera, którego wartość wyliczana jest jako stosunek ubytku ChZT nadmanganianowego lub dichromianowego do ubytku tlenu rozpuszczonego. Zależność tę można zapisać równaniem:

$$S = \Delta \text{ChZT} / \Delta \text{O}_2$$

gdzie:

- S – wskaźnik Eberhardta, Madsena i Sontheimera,
- $\Delta \text{ChZT}$  – ubytek ChZT nadmanganianowego lub dichromianowego,
- $\Delta \text{O}_2$  – ubytek tlenu rozpuszczonego.

Rozróżniamy następujące przypadki:

- $S=1$  - sorpcja i biodegradacja zachodzą z taką samą intensywnością,
- $S<1$  - biodegradacja przeważa nad sorpcją,
- $S>1$  - sorpcja dominuje nad biodegradacją,
- $S=0$  - sorpcja i biodegradacja nie zachodzą,
- $S$  – nie oznaczone:  $\Delta ChZT > 0$  i  $\Delta O_2 = 0$  – zachodzi tylko sorpcja

### 3. Metodyka badawcza

Proces usuwania jednych z najczęściej stosowanych w Polsce herbicydów fenoksyoctowych z wody prowadzono na biologicznych filtrach aktywnych. W skład modelu badawczego wchodziły dwie kolumny o średnicy 25 mm i wysokości czynnej 1000 mm. Każdą z kolumn podzielono na cztery odcinki, każdy po 250 mm. Miało to na celu sprawdzenie szybkości przesuwania się czoła krzywej przebiecia, a także intensywności rozwoju życia biologicznego na całej długości filtra. Oczyszczany roztwór doprowadzany był do warstwy rozprzewadzającej filtra za pomocą pompki perystaltycznej. System regulacji prędkości przepływu przez złożę realizowany był za pomocą zaworów kropłownicowych. Badania prowadzono przy temperaturze około 20°C przy obojętnym odczynie roztworu roboczego. Wypełnienia biologicznych filtrów stanowiły węgle aktywne wytwarzane przez Zakład Produkcyjny GRYFSKAND Sp. z o.o. w Hajnówce. Zastosowano dwa typy sorbenta: WD-extra i WG-12 (tab. 1).

*WD-extra* – otrzymywany z pyłu węgla kamiennego i lepiszcza poprzez wyprasowanie cylindrycznych granул, a następnie ich suszenie, karbonizowanie i aktywację parą wodną. Produkowany jest z jednego typu węgla kamiennego z wytypowanej kopalni, co gwarantuje utrzymanie normatywnych, wysokich wskaźników jakościowych. Przeznaczony jest do uzdatniania wody pitnej w dużych stacjach uzdatniania wody, jak również w małych instalacjach filtrów i kontenerów. Producent podaje, że węgiel ten dobrze usuwa z wody zanieczyszczenia organiczne, detergenty, pestycydy, smak, zapach, chlor.

*WG-12* – produkowany ze specjalnego, niskopopiołowego węgla kokowego z wybranej kopalni oraz dobranego odpowiednio lepiszcza. Przeznaczony jest do uzdatniania wody w dużych i małych instalacjach filtrów i kontenerów. Dzięki dobrze rozwiniętej strukturze porów dobrze usuwa z wody mikrozanieczyszczenia szkodliwe dla zdrowia.

Parametry chemiczne oczyszczanej wody podano w tabeli 2. Roztwory robocze sporządzono dawkując herbicyd do odchlorowanej wody, dzięki czemu otrzymano następujące stężenia substancji aktywnej:

- 70  $\mu\text{g}$  Aminopielika D na litr,
- 120  $\mu\text{g}$  Chwastoxu Extra na litr.

Stężenia substancji pestycydowych dobrano tak, aby ciągły proces badawczy trwał racjonalny okres czasu. Autor zdecydował się na takie stężenia w oparciu o wyniki badań pilotażowych prowadzonych na krótkich kolumnach 250 mm, na które doprowadzano różne ilości herbicydów. Na ich podstawie stwierdzono, iż w przytaczanych zakresach stężeń pestycydu, nie miał on wpływu na różnorodność form życia biologicznego. Poza tym związki fenoksy-*o*ctowe są biodegradowalne metodami tlenowymi i ulegają rozkładowi przez mikroorganizmy glebowe jak i osadu czynnego na substancje prostsze.

Eksperyment prowadzono metodą dynamiczną przy stałym dopływie roztworu na złoża z obciążeniem hydraulicznym  $2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , co dawało 30-minutowy czas kontaktu wody ze złożem. Obciążenie to podyktowane było efektami uzyskanymi na etapie badań dynamicznych oraz ograniczeniami wynikającymi z prowadzenia doświadczeń w skali laboratoryjnej. Ponadto jest to obciążenie stosowane do tego typu doświadczeń na BAF [6].

**Tabela 1.** Charakterystyka węgla aktywnych  
**Table 1.** Characteristics of active carbons

Parametr	Węgiel	
	WD-extra	WG-12
Powierzchnia właściwa [ $\text{m}^2/\text{g}$ ]	950÷1050	1000
Objętość porów [ $\text{cm}^3/\text{g}$ ]	0,85÷0,95	0,8
Uziarnienie [mm]	1,0÷1,5	1,0÷1,5
Zdolność dechloracji [cm]	4÷5	5
Liczba metylenowa [ $\text{cm}^3$ ]	22	30
Liczba jodowa [mg/g]	900÷1000	1050
Liczba fenolowa [%]	4÷5	4
Wytrzymałość mechaniczna [%]	90	95÷97
Ścieralność [%]	3,0	1,0

Źródło: opracowanie własne na podstawie materiałów producenta

W filtratach pobieranych w siedmiodniowych odstępach czasowych określano stężenie substancji aktywnych metodą TLC i HPLC, stężenie wszystkich zanieczyszczeń metodą ChZT<sub>Mn</sub>, a także sprawdzano ilość tlenu rozpuszczonego, kwasowość, zasadowość, odczyn, żelazo, mangan oraz formy azotu. Ponadto prowadzono obserwacje mikroskopowe rozwijającego się życia biologicznego. Wyniki podane w pracy są średnią arytmetyczną z co najmniej trzech pomiarów. Oznaczenia prowadzone były metodami klasycznymi oraz przy użyciu spektrofotometru DR 2000 firmy HACH, tlenomierza OXI SET 330 firmy

WTW oraz pH-metru firmy WTW. Oznaczenia kwasów fenoksyoctowych wykonano dwójako [3,4,5,7]:

1. metodą chromatografii cienkowarstwowej TLC wg PN-73/C-04608/09,10. Oznaczenie to prowadzono na płytkach pokrytych żelazem krzemionkowym 60 F 254; chromatogramy rozwijano w mieszaninie benzen : kwas octowy : eter naftowy w stosunku 5:2:13 i wywoływano w świetle UV. Rozwijanie chromatogramów zachodziło w poziomych komorach DS-II-20X20 firmy CHROMEDES z Lublina,
2. metodą chromatografii cieczowej HPLC według Di Corcia i Marchetti (1992, Environ. Sci. & Technol. 26, 66-74). Po elucji i zatężeniu ekstraktu kwasy fenoksyoctowe oznaczano techniką wysokociśnieniowej chromatografii cieczowej w układzie faz odwróconych. Warunki chromatografowania były następujące: detektor PDA-UV, długość fali 230 nm, kolumna Alltima C18, 150x4,6 mm, 5 µm, fazy ruchome A i B: mieszanina 0,17% kwasu ortofosforowego, metanolu i acetonitrylu o czystości HPLC, nastrzyk 100 µl, przepływ fazy ruchomej 1 cm<sup>3</sup>/min, czas rozwijania chromatogramu wynosił 40 minut.

**Tabela 2.** Parametry oczyszczonej wody

**Table 2.** Parameters of treated water

Parametr	Wartość		
	min	max	średnia
ChZT <sub>Mn</sub> [mgO <sub>2</sub> /l]	90,0	400,0	180,7
Żelazo [mg/l]	0,1	0,3	0,13
Mangan [mg/l]	0,0	0,0	0,0
Azot amonowy [mg/l]	0,02	2,0	0,56
Azot azotanowy [mg/l]	0,003	0,1	0,035
Azot azotanowy [mg/l]	0,8	1,2	1,03
2,4-D[µg/l]	70	70	70
MCPA [µg/l]	120	120	120

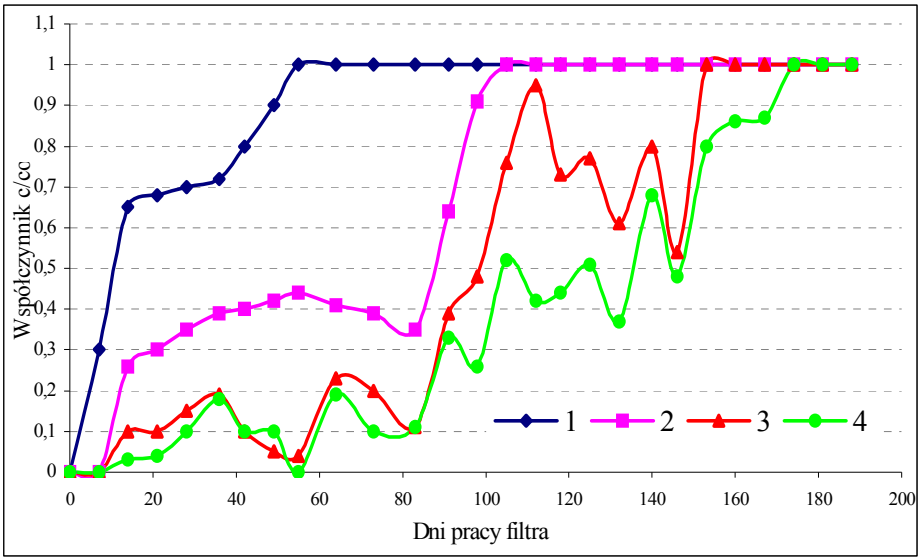
#### 4. Dyskusja uzyskanych wyników

Badania nad efektem usuwania środków ochrony roślin na biologicznych filtrach aktywnych pozwoliły wyznaczyć izoplany adsorpcji, które wykreślono jako zależność stężenia herbicydu w odpływie z kolumny do czasu jej pracy (rys. 1÷2). Ilość herbicydu zobrazowano, powszechnie stosowanym do opisu sorpcji dynamicznej, współczynnikiem  $c/c_0$ , gdzie  $c$  jest to stężenie sub-  
*Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska* ————— 233

stancji na dopływie kolumny, zaś  $c_0$  – w odpływie z kolumny. Współczynnik ten podczas pracy filtra i zapełniania powierzchni aktywnej sorbenta stopniowo dąży do 1. Wyliczono także wskaźnik testu Eberhardta, Madsena i Sontheimera (S), na podstawie którego można określić mechanizm detoksykacji pestycydów.

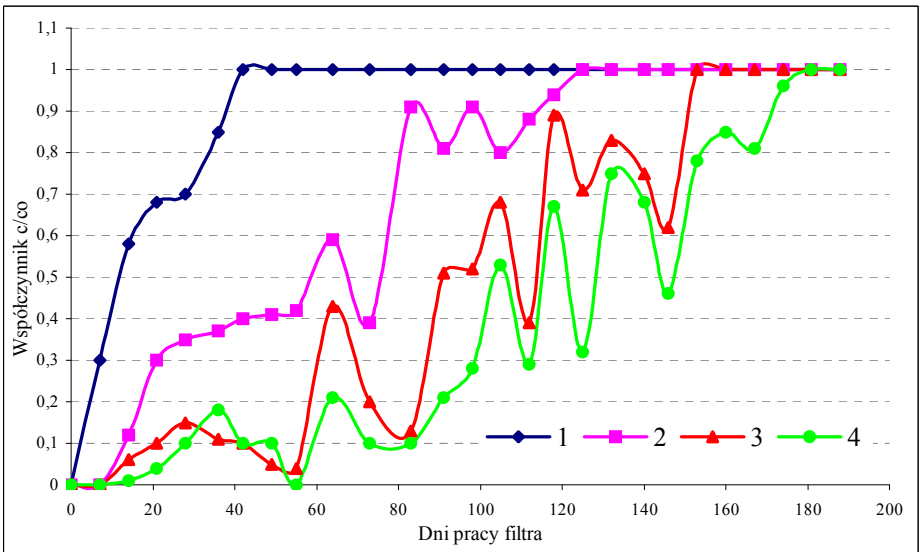
Podczas całego cyklu badawczego efektywność usuwania związków fenoksyoctowych na pierwszej kolumnie była podobna na obu węglach. Okresowo wyższe efekty uzyskiwano na węglu WD-extra, ale przebicie obu filtrów nastąpiło w tym samym czasie, tj. 55 dnia pracy (rys. 3). Na drugiej kolumnie skuteczność detoksykacji herbicydów była większa na węglu WD-extra, jednak przebicie tego filtra nastąpiło o 20 dni wcześniej, tj. 105 dnia badań. Kolumna z węglem WG-12 pracowała do 125 doby (rys. 4). Działalność życiowa mikroorganizmów została zanotowana dopiero po około 60 dniach i trwała do 85 dnia na filtrze WD-extra oraz do 105 na WG-12. Efektywność usuwania pestycydów na trzeciej kolumnie była podobna na obu złożach. Okresowo lepszym okazał się sorbent WD-extra, zaś czasem WG-12. Podobnie przebicie filtrów nastąpiło w tym samym czasie, tj. 153 dnia pracy. Działalność bioflory i biofauny ujawniła się już od 40 dnia i trwała prawie do końca, czyli do 150 doby. Większą intensywność procesów biologicznych można było zaobserwować na złożu WG-12 (rys. 5) Na czwartej kolumnie zdecydowanym okazał się sorbent WG-12. Filtr ten działał dłużej o tydzień niż WD-extra, bo do 181 dnia. Mikroorganizmy rozwinęły się na tym odcinku już 38 dnia i utrzymywały swoją aktywność do 165 dnia (rys. 6).

W celu określenia stopnia aktywności biologicznej badanych złóż przeprowadzono test EMS. Wartość wskaźnika S nie pozwala jednoznacznie stwierdzić, na której kolumnie ilość biomasy była największa. Rozwój mikroorganizmów nastąpił po około 38 dobach, kiedy to zaobserwowano spadek współczynnika S oraz polepszenie efektu pracy kolumn. Zaobserwowano, iż szybszy rozwój biocenozy filtrów nastąpił na dalszych odcinkach kolumn, gdzie początkowo dopływała woda pozbawiona substancji toksycznych. Podczas całego cyklu badawczego nie zanotowano, aby wartość S znalazła się w przedziale od 0 do 1. Świadczy to o tym, iż procesy biologiczne nie miały większego wpływu na detoksykację pestycydów, nie dominowały nad procesem sorpcji, a jedynie przyczyniały się do oczyszczania zajętych miejsc aktywnych sorbenta regenerując go biologicznie, czym przedłużyły faktyczny czas działania filtrów.



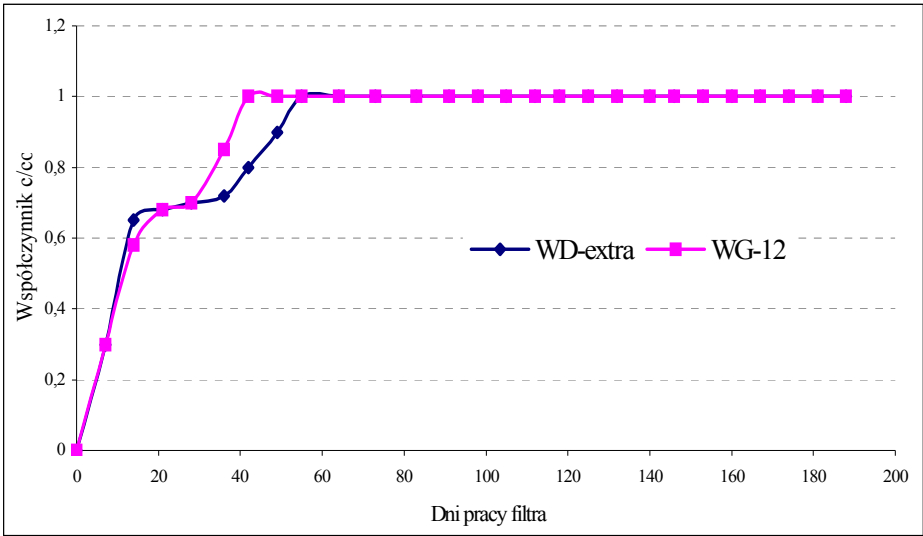
Rys. 1. Izoplana biosorpcji pestycydów na kolumnie WD-extra

Fig. 1. The sorption's isoplan of phenoxyacetic pesticides on the WD-extra filter

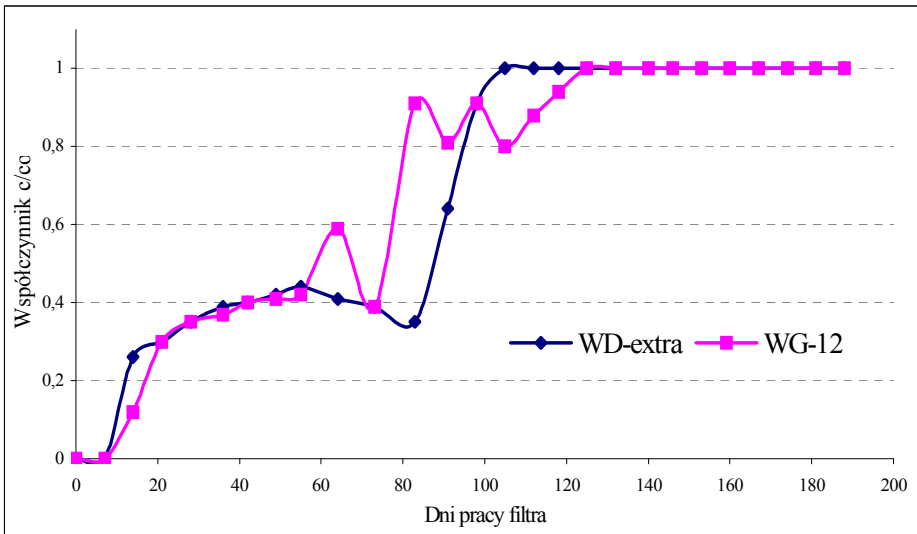


Rys. 2. Izoplana biosorpcji pestycydów na kolumnie WG-12

Fig. 2. The sorption's isoplan of phenoxyacetic pesticides on the WG-12 filter

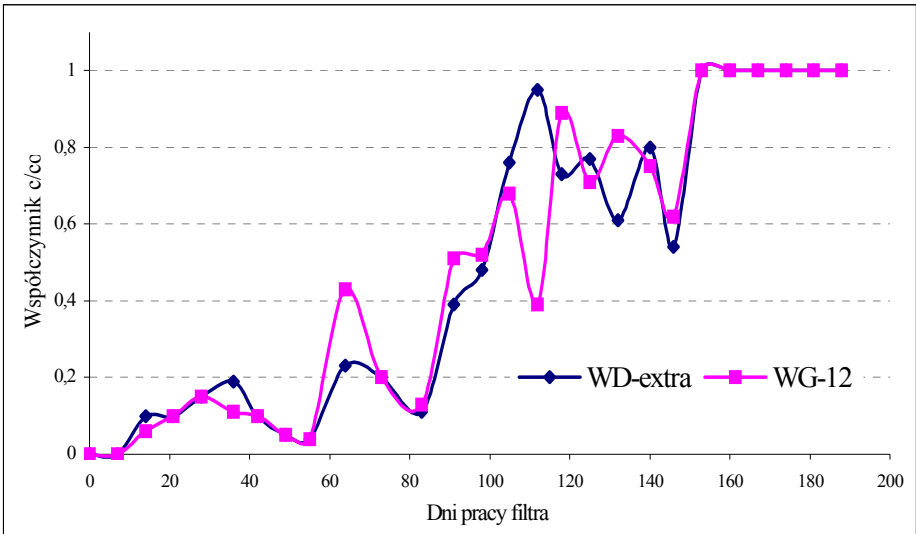


**Rys. 3.** Porównanie izoplan sorpcji węgla WD-extra i WG-12 na pierwszym odcinku filtra  
**Fig. 3.** The comparison of the adsorption isoplans of carbons WD-extra and WG-12 on the first filter's part

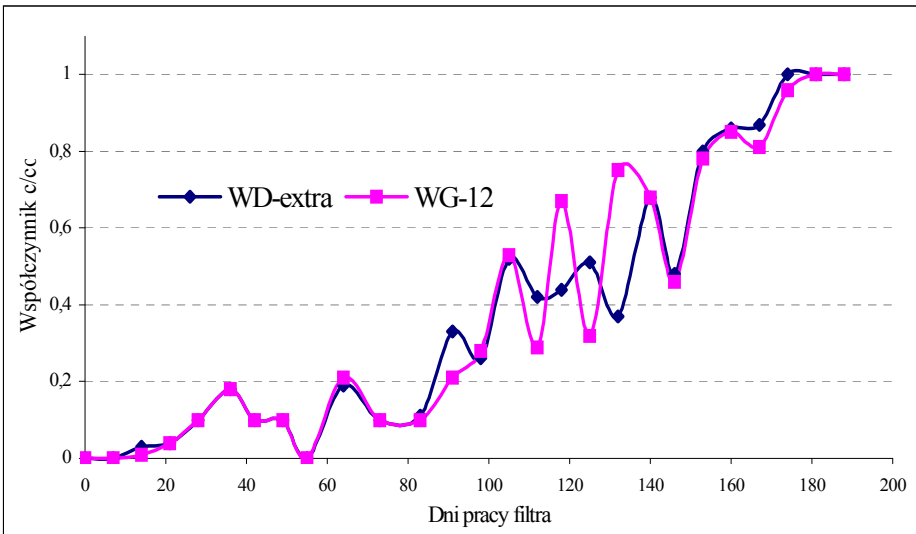


**Rys. 4.** Porównanie izoplan sorpcji węgla WD-extra i WG-12 na drugim odcinku filtra  
**Fig. 4.** The comparison of the adsorption isoplans of carbons WD-extra and WG-12 on the second filter's part





**Rys. 5.** Porównanie izoplán sorpcji węgla WD-extra i WG-12 na trzecim odcinku filtra  
**Fig. 5.** The comparison of the adsorption isoplans on carbons WD-extra and WG-12 on the third filter's part



**Rys. 6.** Porównanie izoplán sorpcji węgla WD-extra i WG-12 na czwartym odcinku filtra  
**Fig. 6.** The comparison of the adsorption isoplans on carbons WD-extra and WG-12 on the fourth filter's part

W okresie pełnej biologicznej aktywności, we wszystkich złożach nastąpił intensywny rozwój mikroorganizmów. Pod względem rodzajów drobnoustrojów biocenozy zasiedlające badane węgle aktywne na ogół były zbliżone. Mikroflorę i mikrofaunę stanowiły przede wszystkim liczne bakterie, między innymi kolonijne nie rozgałęzione bakterie siarkowe *Beggiatoa alba*. Ponadto stwierdzono obecność gatunków grzybów strzępkowych i drożdżopodobnych, między innymi *Leptomitus lacteus*. Zaobserwowano także sinice *Oscillatoria putrida*. Dość licznie reprezentowane były pierwotniaki. Na biologicznych filtrach aktywnych stwierdzono obecność wiciowców zwierzęcych *Zooflagellata* zarówno osiadłych jak i wolnopływających, w większych ilościach obecna była *Glaucoma scintillans*. Pierwotniaki zarodkowe *Protozoa sarcodina* reprezentowane były przez *Amoeba proteus*. Na węglu typu WG-12 dodatkowo stwierdzono obecność orzęsków wolnopływających oraz osiadłych, na przykład *Vorticella microstoma*, orzęsków pełzających *Aspidisca species* oraz pierwotniaków z gatunku słonecznic *Actinophys sol*.

Ograniczoną biodegradację herbicydów i ograniczony rozwój mikroorganizmów na kolumnach węglowych można tłumaczyć toksycznością zawartych w oczyszczanej wodzie pestycydów. Prowadzone badania miały na celu przede wszystkim sprawdzenie podatności herbicydów fenoksyoctowych na biosorpcję na biologicznych filtrach aktywnych. Starano się także określić przydatność węgla typu WD-extra i WG-12 w tym procesie. W czasie doświadczeń w filtracie oznaczano także stężenie żelaza, manganu i form azotu. W złożach węglowych zaobserwowano w czasie trwania cyklu badawczego procesy nityfikacyjne, prowadzące do ubytku azotu amonowego z wody, przy jednoczesnym wzroście w odpływie zawartości azotu azotynowego oraz azotu azotanowego. Stwierdzono także, iż badane filtry zapewniały obniżenie zawartości żelaza.

## 5. Podsumowanie

Możliwe jest usuwanie herbicydów fenoksyoctowych na BAFw wypełnionych sorbentami krajowymi. Porównując uzyskane wyniki skuteczności usuwania herbicydów stwierdzono, że lepszym sorbentem okazał się węgiel typu WG-12. Sorbent ten charakteryzował się dłuższym okresem działania oraz większą efektywnością usuwania zanieczyszczeń pestycydowych. Mechanizm usuwania tych związków zachodzi przede wszystkim na drodze sorpcji, zaś towarzysząca jej biodegradacja przedłuża czas pracy kolumn węglowych poprzez regenerację powierzchni aktywnej sorbenta, co obrazuje charakterystyczne obniżenie się współczynnika  $c/c_0$ . Rozwój biomasy we wszystkich złożach jest zjawiskiem naturalnym występującym zawsze na filtrach węglowych, jednak jego intensywność uzależniona jest od składu oczyszczanej wody. Nie stwier-

dzono znaczącej zależności między rodzajem podłoża węglowego a składem biocenozy zasiedlającej BAFw. Jednakże wraz z długością filtra, a co jest z tym związane, dłuższą pracą kolumny w warunkach bez dopływu substancji pestycydowych, następował intensywniejszy rozwój mikroorganizmów. Można stwierdzić, że aktywność biologiczna w przypadku usuwania mikrozanieczyszczeń pestycydowych sprzyja przedłużeniu cyklu pracy kolumn sorpcyjnych, ale nie przyczynia się do znacznego zwiększenia ich skuteczności. Na podstawie wartości współczynnika S stwierdzono, że główną rolę podczas oczyszczania analizowanej wody na biologicznych złożach węglowych odgrywał jednak proces sorpcji. Towarzysząca sorpcji aktywność mikrobiologiczna nie miała dominującego znaczenia. Przez większość trwania cyklu badawczego miała tylko symboliczny wpływ na skuteczność usuwania zanieczyszczeń, ale powodowała jednocześnie przedłużenie cyklu pracy kolumn.

W złożach węglowych zaobserwowano w czasie trwania cyklu badawczego procesy nityfikacyjne, prowadzące do ubytku azotu amonowego z wody, przy jednoczesnym wzroście w odpływie zawartości azotu azotanowego oraz azotu azotanowego. Stwierdzono także, iż badane filtry zapewniały obniżenie zawartości żelaza.

Nie bez znaczenia jest też fakt, że działalność życiowa mikroorganizmów niewątpliwie przyczyniła się do zmniejszenia ilości toksycznych zanieczyszczeń powstających podczas procesu oczyszczania wody z zanieczyszczeń pestycydowych. Zanieczyszczenia te stały się pożywką mikroorganizmów, co ograniczyło ilość substancji będących odpadami z procesów oczyszczania wody niekorzystnie oddziałujących na środowisko.

## **Literatura**

1. **Adamski W.:** Kinetyka procesu adsorpcja-biodegradacja na złożu węgla aktywnego. "Ochrona Środowiska" 1994 nr 3-4.
2. **Adamski W., Grochulska-Segal E.:** Wielofunkcyjność kolumn węgla aktywnego w układach technologicznych uzdatniania i odnowy wody. GWiTS 1993 nr 7.
3. **Ignatowicz-Owsieniuk K.:** Usuwanie wybranych chemicznych środków ochrony roślin z wody metodą sorpcji na węglu aktywnym. Praca doktorska, Politechnika Białostocka, Białystok 2000.
4. Manual of Pesticide Residue Analysis. Pesticides Commission. DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, 1987, v. I-II
5. **Nawrocki J.:** Wybrane metody zateżania mikrozanieczyszczeń organicznych. . Mat. Symp. „Związki organiczne w środowisku i metody ich oznaczania.” Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1994.
6. **Perchuć M., Grabińska-Loniewska A.:** Badania technologiczne wpływu rodzaju węgla użytego w BAF na usuwanie kwasów humusowych. Mat. konf. „Węgiel aktywny w ochronie środowiska.” Częstochowa – Hajnówka – Białowieża 1998.

7. Polska Norma PN-73/C-04608/09. Woda i ścieki. Badania zawartości pestycydów. Oznaczanie 2,4-D; MCPA; mekopropu i dichloropropu metodą chromatografii cienkowarstwowej.

## **Application Of Biological And Physical Methods For Removal Of Pesticide Contaminants From Water**

### **Abstract**

The research was carried out using a dynamic method (with a constant inflow of solution –  $2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ). Water had 30-minute contact with the filter's bed. The concentration of: pesticide (using TLC and HPLC method), other contaminants (using  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  method), dissolved oxygen (using OXI 330 oxymeter), iron, manganese, different forms of nitrogen as well as pH, acidity and alkalinity were determined in filtrate which was sampled periodically. Biocenosis on the filters was observed using a microscope.

The aim of this research was to determine the influence of active carbon on efficiency of pesticide micro pollution removal and the influence of microorganisms developing on the filter's bed on the process. The efficiency of water treatment was estimated basing on adsorption isoplans of pollution parameters in water. EMS test was made to describe a degree of biological activity. The S parameter does not show clearly where the quantity of biomass is the biggest.

Comparison of results of herbicide removal efficiency shows, that active carbon WG-12 is a better sorbent. It is characterised by longer working period and better efficiency in pesticide contaminants removal.

During the research period in the active carbon beds the nitrification processes were observed. Those processes cause removal of ammonia nitrogen and at the same time increase of nitrate and nitrite nitrogen concentration in the filtrate. It was also observed that tested filters caused decrease in iron concentration.

The next important fact is, that microorganisms' life activity undoubtedly contributed to decrease of the concentration of toxic contaminants, which arise during process of water polluted by pesticide contaminants treatment.

# Modelowanie procesu przechłodzonego wrzenia pęcherzykowego proekologicznych czynników chłodniczych

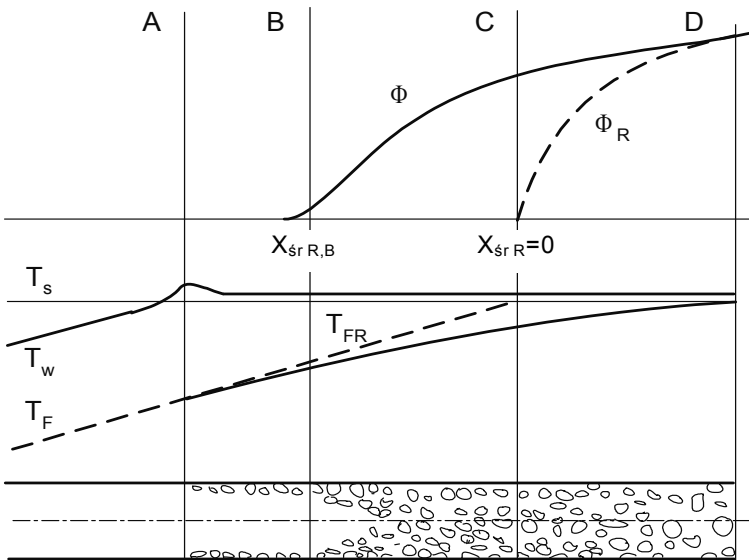
Tadeusz Bohdal  
Politechnika Koszalińska

## 1. Wstęp

Wrzeniem przechłodzonym (*subcooled boiling*) nazywa się wrzenie, podczas którego czynnik wrze przy ściance kanału, podczas gdy w rdzeniu kanału jest jeszcze niedogrzany do temperatury nasycenia. Z przypadkami takimi spotykamy się często w kanałach typowych wymienników ciepła, kiedy to dopływająca ciecz posiada temperaturę niższą od temperatury nasycenia  $T_s$  (ciecz przechłodzona) podczas gdy temperatura ścianki kanału jest wyższa od  $T_s$  [7,15,17]. Proces wrzenia przechłodzonego rozpoczyna się wtedy gdy zarodki wrzenia przy ściance kanału uzyskają odpowiednio duże przegrzanie. Sytuację taką pokazano na rysunku 1.

Występuje tutaj przypadek przepływu cieczy przechłodzonej, z generacją pary w kanale. Na rys. 1 przedstawiono zmiany parametrów w przepływie: średniej temperatury płynu  $T_F$ , temperatury ścianki  $T_w$ , średniego stopnia zapełnienia  $\varphi$ , średniego równowagowego stopnia suchości  $x_R$  w zależności od współrzędnej osiowej kanału  $z$  (wartości średnie dotyczą parametrów w przekroju poprzecznym kanału). Wskutek doprowadzenia ciepła, wzrasta w wymienniku temperatura cieczy wzdłuż drogi przepływu. W podwarstwie przyściennej temperatura cieczy wzrasta szybciej (najwcześniej ulega przegrzaniu), niż w rdzeniu przepływu. Po uzyskaniu dostatecznie dużego przegrzania ścianki kanału (przekrój  $A$  na rys. 1) następuje aktywizacja biernych dotąd zarodków wrzenia na powierzchni ogrzewanej [11,16]. Tworzą się pęcherzyki pary, których prędkość wzrostu zależy od lokalnego przegrzania cieczy. Pierwsze pęcherzyki pary ulegają kondensacji już na ściance kanału. Gdy wierzchołek wzrastającego pęcherzyka dotrze do cieczy o temperaturze niższej, niż temperatura nasycenia, zacznie się jego kondensacja, która jest bardziej intensywna niż odparowanie u podstawy pęcherzyka. W chwili

zaniku pęcherzyka następuje uderzenie chłodnej cieczy o ściankę grzejną, co powoduje dezaktywację zarodka pęcherzyka. Następnie, po uzyskaniu dostatecznego przegrzania zarodka następuje ponowna jego aktywizacja. W tym przypadku rdzeń przepływu jest wolny od pęcherzyków (jego stopień zapełnienia wynosi  $\varphi = 0$ ), które znajdują się przy ściance grzejnej kanału, tworząc tak zwaną "porowatość przyścienną" ( $\varphi > 0$ ). Występuje ona w pierwszej fazie wrzenia pęcherzykowego (przekrój A-B). W dalszej części kanału (od przekroju B), gdzie przechłodzenie cieczy w rdzeniu przepływu jest odpowiednio mniejsze, pęcherzyki mogą odrywać się od ścianki i przemieszczać w głąb cieczy. Tam, stopniowo podczas lotu ulegają kondensacji. Rdzeń przepływu, dotąd wolny od pęcherzyków, zacznie się nimi wypełniać. Powstaje w ten sposób tak zwana "porowatość przemieszczona" [9,18]. Stopień zapełnienia w rdzeniu przepływu jest większy od zera, jednak jego wartość maleje wraz z odległością od ogrzewanej ścianki kanału. Kondensujące się pęcherzyki przyspieszają podgrzewanie chłodniejszej cieczy w rdzeniu przepływu, wskutek czego osiąga ona temperaturę nasycenia (przekrój D). Od tego momentu rozpoczyna się rozwinięte wrzenie pęcherzykowe, podczas którego pęcherzyki nie kondensują się, a nawet przy znacznych przegrzaniach cieczy w rdzeniu przepływu mogą rosnąć. Na rys. 1 podano także przekrój C, w którym równowagowy stopień suchości osiąga wartość równą zero.



**Rys. 1.** Rozkład podstawowych parametrów podczas wrzenia w przepływie w kanale [7]  
**Fig. 1.** Distribution of the basic parameters during boiling in flow in the channel [7]

## 2. Procedury obliczeniowe oparte na teorii podobieństwa i analizie wymiarowej

Do momentu rozpoczęcia wrzenia pęcherzykowego w kanale, wymiana ciepła pomiędzy ścianką a jednofazową substancją (cieczą) odbywa się w myśl praw obowiązujących dla konwekcji wymuszonej, w danych warunkach przepływu i geometrii. Najczęściej przepływ jednofazowy ma charakter turbulentny, a wtedy zwykle do obliczeń zalecane bywa równanie empiryczne *Dittusa-Boeltera*:

$$Nu = 0,023 \cdot Re^{0,8} \cdot Pr^{0,33}. \quad (1)$$

Z powyższego równania wynika, że o ile nie uwzględnia się wpływu temperatury na liczbę *Prandtla* i inne funkcje materiałowe cieczy to współczynnik przejmowania ciepła  $\alpha_k$  na powierzchni wewnętrznej kanału jest funkcją gęstości strumienia masy:

$$Nu \approx (Re)^{0,8}. \quad (2)$$

Jeżeli przegrzanie cieczy przy ściance kanału osiągnie dostateczną wartość a temperatura płynu  $T_F$  w rdzeniu przepływu jest nadal jeszcze niższa od temperatury nasycenia  $T_s$  występuje w kanale rodzaj wrzenia zwany *wrzeniem przechłodzonym*. Przegląd zależności opisujących wymianę ciepła i opory przepływu dla wrzenia przechłodzonego podano w pracy [12]. Według wielu badaczy, w obszarze wrzenia przechłodzonego ma miejsce superpozycja wymiany ciepła jednofazowej konwekcji wymuszonej i wymiany ciepła z wrzeniem pęcherzykowym. Proponują oni aby w opisie wymiany ciepła korzystać z dwóch zależności: dla konwekcji wymuszonej ( $q_k = f(\Delta T) = \alpha \cdot \Delta T$ ) i dla wrzenia w objętości ( $q_b = f(\Delta T^n)$ ), gdzie  $\Delta T = T_w - T_s$ ,  $n$  - współczynnik stały. W tych metodach dla danego  $\Delta T$  istnieją dwie wartości obliczonych strumieni ciepła  $q_b$  i  $q_k$  oraz rzeczywista wartość  $q$ , która jest nie mniejsza od  $q_b$  i  $q_k$ . Z tej przyczyny *Mc Adams* [19] zaleca przyjmować jako  $q$  większą z dwóch wartości  $q_b$  i  $q_k$  co daje jednak zbyt małe wartości gęstości strumienia ciepła  $q$  dla wrzenia przechłodzonego. *Rohsenow* [19] zaproponował korelację całkowitej superpozycji

$$q = q_k + q_b. \quad (3)$$

Daje ona wyższe wartości od rzeczywistych wartości strumienia ciepła. *Kutateladze* [19] ujął zależność  $q = q(q_k, q_b)$  w następujący sposób:

$$\frac{q}{q_k} = \left[ 1 + \left( \frac{q_b}{q_k} \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}}. \quad (4)$$

Wynika z niej, że gdy  $q_b \ll q_k$ , to  $q \approx q_k$ , zaś gdy  $q_b \gg q_k$  to  $q \approx q_b$ .

Wzór *Kutateladzego* zmodyfikowali *Bergles* i *Rohsenow* [19] przez dodanie poprawki uwzględniającej wpływ początku wrzenia pęcherzykowego. Zalecany wzór ma następującą postać:

$$\frac{q}{q_k} = \left\{ 1 + \left[ \frac{q_b}{q_k} + \left( 1 - \frac{q_{bi}}{q_b} \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}} \right\}, \quad (5)$$

przy czym  $q_{bi}$  oznacza strumień ciepła, przy którym rozpoczyna się tworzenie pęcherzyków dla wrzenia rozwiniętego.

*Mikielewicz* [23] wykorzystując analogię pomiędzy wymianą energii mechanicznej i cieplnej podał półempiryczną metodę określania współczynników przejmowania ciepła  $\alpha_{TPb}$  dla procesu wrzenia pęcherzykowego podczas przepływu cieczy przechłodzonej. Wprowadził on do analizy teoretycznej współczynniki eksperymentalne charakteryzujące podstawowe procesy zachodzące podczas wymiany ciepła przy wrzeniu w kanale. Współczynnikami tymi są:

- a) współczynnik oporu dwufazowego charakteryzujący hydrodynamikę przepływu –  $R$ ,
- b) współczynnik przejmowania ciepła dla warunków wrzenia w objętości  $\alpha_{pb}$ .

Ponadto w analizie przyjęto, że przejmowanie ciepła charakteryzuje sumaryczna dysypacja energii: konwekcyjnego przepływu i wywołana generacją pęcherzyków parowych. W wyniku przeprowadzonej analizy teoretycznej *Mikielewicz* otrzymał zależność:

$$\frac{\alpha_{TPb}}{\alpha_k} = \sqrt{R^{0,8} + \left[ \frac{\alpha_{pb}(\Delta T_s)}{\alpha_k} \frac{\Delta T_s}{\Delta T_s + \Delta T_n} \right]}, \quad (6)$$

gdzie:

$$R = \frac{\Delta p_{TP}}{\Delta p_0} \quad - \text{współczynnik oporu dwufazowego,}$$



- $\Delta p_{TP}$  – opory przepływu dwufazowego strumienia masy o wielkości  $(w\rho)$ ,  
 $\Delta p_0$  – opory przepływu cieczy o wydatku  $(w\rho)$ ,  
 $\Delta T_s = T_w - T_s$  – przegrzanie czynnika,  
 $\Delta T_n = T_w - T_F$  – przechłodzenie czynnika.

Dla małych zawartości fazy parowej w przepływie, tzn. przy  $X \rightarrow 0$  gdy współczynnik oporów przepływu dwufazowego  $R \rightarrow 0$  zależność (7) przechodzi w znaną zależność *Kutateladzego* (4) ustaloną na drodze eksperymentalnej.

W oparciu o uzyskane wyniki badań eksperymentalnych dla czynników R11, R134a i R404A *Bohdal* [7] zaproponował następujące korelacje do obliczania współczynników przyjmowania ciepła i oporów przepływu podczas wrzenia przechłodzonego w kanałach poziomych i pionowych:

$$\frac{\alpha_{TPb}}{\alpha_k} = A(Ku)^m (Ja)^n, \quad (7)$$

$$\frac{\xi_{TPb}}{\xi_k} = B(Ku)^m (Ja)^n, \quad (8)$$

gdzie:

$$Ku - \text{liczba Kutateladzego} \quad Ku = \frac{q}{r\rho''w'}$$

$$Ja - \text{Liczba Jakoba} \quad Ja = \frac{\rho' c_p' \Delta T_n}{\rho'' r}$$

$$A = 7,349, B = 10,43, m = 0,317, n = - 0,308.$$

### 3. Propozycja własnego modelu teoretycznego wymiany ciepła

W zaproponowanym modelu teoretycznym przyjęto zgodnie z teorią *Prandtla – Taylora*, że w przepływającym strumieniu płynu w kanale można wyróżnić dwa obszary: laminarną podwarstwę przyścienną i rdzeń turbulentny. Podczas rozwiniętego ruchu burzliwego płynu w kanale o wielkości wymiany ciepła i pędu decyduje grubość laminarnej podwarstwy przyściennej. Następuje w niej zasadnicza zmiana temperatury i prędkości płynu. Dlatego w określonym przekroju poprzecznym kanału można założyć, w rdzeniu przepływu stałą wartość temperatury i prędkości. Podczas konwekcyjnej wymiany ciepła profil temperatury w termicznej podwarstwie przyściennej można uważać za liniowy przyjmując, że wymiana ciepła odbywa się na drodze przewo-

dzenia. Natomiast powstające podczas wrzenia pęcherzyki pary intensyfikują wymianę ciepła i pędu, co zmienia profil temperatury na nieliniowy oraz zmniejsza grubość laminarnej podwarstwy przyściennej [8]. W laminarnej podwarstwie przyściennej można również przyjąć liniowy profil prędkości płynu z zerową wartością na ścianie kanału [4]. Mając powyższe na uwadze dalsze rozważania ograniczono do obszaru laminarnej podwarstwy przyściennej i procesów tam zachodzących.

W modelu teoretycznym wymiany ciepła podczas przechłodzonego wrzenia pęcherzykowego przyjęto następujące założenia:

1. Do kanału prostoosiowego o przekroju kołowym (średnica wewnętrzna  $d$ ) dopływa ciecz o temperaturze  $T_{Fl}$  niższej od temperatury nasycenia  $T_s$ .
2. Przepływ płynu jest burzliwy a gęstość strumienia masy płynu jest stała w czasie i wynosi  $(w\rho)$ .
3. Na całej długości kanału doprowadzany jest do cieczy strumień ciepła o stałej wielkości gęstości  $q$ .
4. Na wewnętrznej powierzchni rury odbywa się generacja pęcherzyków parowych.
5. Profile temperatury i prędkości zmieniają się tylko w podwarstwie przyściennej.
6. Prędkość cieczy w podwarstwie przyściennej zmienia się liniowo od  $w = 0$  dla  $r = d/2$  do wartości określonej wzorem (10) dla  $r = d/2 - \delta_T$ .
7. Grubość podwarstwy przyściennej hydraulicznej i termicznej określają zależności

$$\delta_H = \frac{2 \cdot \mu'}{f \cdot w' \cdot \rho'}, \quad \delta_T = \delta_H \cdot \text{Pr}^{-0,33}, \quad (9)$$

gdzie:

$$4 \cdot f = 0,316 \cdot \text{Re}_{TP}^{-0,25}, \quad \text{Re}_{TP} = \frac{w' \cdot \rho' \cdot d}{\mu'}, \quad w' = \frac{(w\rho)}{\rho'} \left( \frac{1-y}{1-\varphi} \right). \quad (10)$$

8. Układ jest termicznie i przeplywowo ustalony w czasie.
9. Pomija się wzdluzne przewodzenie ciepła a więc:

$$\frac{\partial T}{\partial z} = 0, \quad \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} = 0 \quad (11)$$

10. Pomija się promieniową składową prędkości  $w_r$ .

11. W laminarnej podwarstwie przyściennej gęstość strumienia ciepła  $q$  wynosi

$$q = q_1 + q_2 + q_3, \quad (12)$$

gdzie:

$q_1$  – gęstość strumienia ciepła przekazywana na drodze przewodzenia

$$q_1 = -\lambda' \frac{\partial T}{\partial r}, \quad (13)$$

$\lambda'$  – molekularny współczynnik przewodzenia ciepła,

$T$  – temperatura,

$n$  – współrzędna osiowa na kierunku normalnym do powierzchni izotermicznej,

$q_2$  – gęstość strumienia ciepła pobieranego przez powstające pęcherzyki pary, które stanowią upusty ciepła

$$q_2 = r \cdot n \cdot f \cdot V_p, \quad (14)$$

$r$  – ciepło parowania, ( $r = h'' - h'$ );  $h''$  i  $h'$  – odpowiednio entalpia właściwa pary i cieczy na linii nasycenia),

$n$  – liczba powstających pęcherzyków na jednostkę powierzchni,

$f$  – częstotliwość powstawania pęcherzyków w jednostce czasu,

$V_p$  – objętość pęcherzyka,

$q_3$  – gęstość strumienia ciepła przekazywanego w wyniku efektu turbulizacyjnego wywołanego powstawaniem i odrywaniem pęcherzyków parowych od ścianki kanału

$$q_3 = -\varepsilon' \cdot \rho' \cdot c_p' \cdot \frac{\partial T}{\partial r} = -\lambda_T \cdot \frac{\partial T}{\partial r}, \quad (15)$$

$\varepsilon$  – współczynnik dyfuzyjności ciepła [24],

$\rho'$  – gęstość cieczy,

$c_p'$  – ciepło właściwe cieczy,

$\lambda_T$  – turbulentny współczynnik przewodzenia ciepła.

Łączny strumień ciepła przenoszony na drodze przewodzenia i turbulizacji uzyskuje się po dodaniu stronami zależności (13) i (15):

$$q_{1,3} = q_1 + q_3 = -\lambda_c \cdot \frac{\partial T}{\partial r}, \quad (16)$$

gdzie:

$\lambda_c$  – całkowity współczynnik przewodzenia ciepła,

$\lambda_c = \lambda + \lambda_T$ .

12. Powstające w podwarstwie przyściennej pęcherzyki pary stanowią „puste miejsca” zmniejszając odpowiednio wymianę ciepła przez przewodzenie (wewnątrz pęcherzyka nie ma wymiany ciepła).
13. Tarcie występuje tylko w hydraulicznej podwarstwie przyściennej.

Proces wymiany ciepła w kanale rurowym opisuje równanie energii w cylindrycznym układzie współrzędnych, z osią pokrywającą się z osią symetrii kanału:

$$\rho' c'_p \left( \frac{\partial T}{\partial \tau} + w_z \frac{\partial T}{\partial z} + w_r \frac{\partial T}{\partial r} \right) = \frac{1}{r} \cdot \frac{\partial}{\partial r} \left\{ [r(1 - \varphi_T) \lambda_c] \frac{\partial T}{\partial r} \right\} + \left[ (1 - \varphi_T) \lambda_c \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} \right] - \Omega. \quad (17)$$

W oparciu o przyjęte wyżej założenia równanie (17) dla termicznej podwarstwy przyściennej przyjmuje postać:

$$\rho' c'_p \cdot w_z \frac{\partial T}{\partial z} = \frac{1}{r} \cdot \frac{\partial}{\partial r} \left\{ [r(1 - \varphi_T) \lambda_c] \frac{\partial T}{\partial r} \right\} - \Omega. \quad (18)$$

Jest to równanie przewodzenia ciepła z wewnętrznymi upustami ciepła  $\Omega$  z warunkami brzegowymi:

$$\begin{aligned} \text{dla } r &= \frac{d}{2} & q &= (1 - \varphi_T) \cdot \lambda_c \cdot \frac{dT}{dr}, \\ \text{dla } r &= \frac{d}{2} - \delta_T & T &= T_s. \end{aligned} \quad (19)$$

Temperaturę  $T_F$  określono przy założeniu, że całe ciepło dostarczane do kanału na odcinku z podgrzewa przepływającą cieczą o wydatku ( $w\rho$ ) (pęcherzyki pary ulegają kondensacji w rdzeniu przepływu), więc:

$$T_F = T_{F1} + \frac{4 \cdot q \cdot z}{w \rho \cdot d \cdot c'_p} \quad (20)$$

Zmianę temperatury płynu na długości kanału znajdowano analogicznie [5]:

$$\frac{\partial T}{\partial z} = \frac{4 \cdot q}{w \rho \cdot d \cdot c'_p} \quad (21)$$

Wielkość  $w_z$  określono w oparciu o uniwersalny profil prędkości, czyli:

$$w_z = \frac{w' \cdot \xi_H \cdot \text{Re}_H}{16 \cdot d} \cdot r \quad (22)$$

Przyjęto według *Blasiusa* zależność do obliczania współczynnika strat liniowych

$$\xi_H = 0,3164 \cdot (\text{Re}_H)^{-0,25} \quad (23)$$

Po podstawieniu zależności (21) i (22) do (18) równanie energii przyjmuje postać:

$$\frac{\rho' \cdot w' \cdot \xi_H \cdot \text{Re}_H \cdot q}{4 \cdot w \rho \cdot d^2} = \frac{1}{r} \cdot \frac{\partial}{\partial r} \left\{ [r(1 - \varphi_T) \lambda_c] \frac{\partial T}{\partial r} \right\} - \Omega \quad (24)$$

Rozwiązanie analityczne równania (24) określa profil temperatury w termicznej podwarstwie przyściennej:

$$T = C_0 \cdot r^3 - \frac{\Omega}{4 \cdot \lambda_c \cdot (1 - \varphi_T)} \cdot r^2 + C_1 \cdot \ln r + C_2 \quad (25)$$

gdzie:

$$C_0 = \frac{\rho' \cdot w' \cdot \xi_H \cdot \text{Re}_H \cdot q}{36 \cdot w \rho \cdot d^2 \cdot \lambda' \cdot (1 - \varphi_T)} \quad (26)$$

$$C_1 = \frac{d}{2} \left[ \frac{q}{\lambda_c \cdot (1 - \varphi_T)} - \frac{3}{4} \cdot C_0 \cdot d^2 - \frac{\Omega \cdot d}{4 \cdot \lambda_c \cdot (1 - \varphi_T)} \right], \quad (27)$$

$$C_2 = T_F - C_0 \left( \frac{d}{2} - \delta_T \right)^3 - \frac{\Omega}{4 \cdot \lambda_c \cdot (1 - \varphi_T)} \cdot \left( \frac{d}{2} - \delta_T \right)^2 - C_1 \cdot \ln \left( \frac{d}{2} - \delta_T \right). \quad (28)$$

Profil temperatury jest słuszny w przedziale

$$\frac{d}{2} - \delta_T \leq r \leq \frac{d}{2}. \quad (29)$$

Powyższy model teoretyczny może być wykorzystywany również do opisu procesu rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego w kanale. Proces ten zachodzi gdy temperatura wrzącego czynnika  $T_F$  osiąga temperaturę nasycenia  $T_s$ . W tym przypadku lewe strony równań (18) i (24) są równe zero co powoduje, że stała  $C_0 = 0$ . Szczegółowy opis procesu rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego przedstawiono w pracach [10,13].

#### 4. Propozycja rozwiązania szczegółowego modelu wymiana ciepła

Szczegółowe rozwiązanie zaproponowanego modelu (24) wymaga określenia funkcji  $\Omega$  opisującej wartości wewnętrznych upustów ciepła. Podjęte próby dotyczą rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego. W pracy [3] *Bilicki* przyjął, że powstające w podwarstwie przyściennej pęcherzyki parowe pobierają kątą część energii przekazywanej od ogrzewanej ścianki do wrzącego czynnika w kanale. W swojej pracy [3] wartość współczynnika  $k$  przyjmował a priori. *Rasmus* [27,28] zaproponował aby wielkość upustów ciepła określać w zależności od stopnia przegrzania cieczy w podwarstwie przyściennej i wielkości promienia powstających pęcherzyków parowych. *Bohdal* w pracy [10] zaproponował aby dodatkowo uwzględnić efekt turbulizacyjny związany z generacją pęcherzyków parowych w podwarstwie przyściennej i określił dalsze wielkości opisujące proces wrzenia pęcherzykowego w przepływie.

Zaproponowana w pracy [10] procedura obliczeniowa została w niniejszej pracy rozszerzona na zakres przechłodzonego wrzenia pęcherzykowego.

Ilość ciepła przyjmowana przez  $n$  pęcherzyków parowych znajdujących się w podwarstwie termicznej wynosi:

$$Q_T = \sum_{i=1}^n (\alpha_p \cdot A_p \cdot \Delta T)_i \quad (30)$$

Wprowadzając pojęcie średniego pęcherzyka w kształcie kuli pobierającego ciepło w ilości równej średniej arytmetycznej z całej wartości ciepła pobieranego przez wszystkie pęcherzyki można zapisać

$$Q_T = n (\alpha_p \cdot A_p \cdot \Delta T)_{sr} \quad (31)$$

Przyjmując sferyczny kształt pęcherzyka parowego można określić liczbę pęcherzyków w podwarstwie termicznej o objętości  $V_T$  na podstawie znajomości stopnia zapelnienia  $\varphi_T$ :

$$n = \frac{6 \cdot \varphi_T \cdot V_T}{\pi \cdot d_p^3} \quad (32)$$

gdzie:

$d_p$  – średnica pęcherzyka parowego.

Współczynnik przyjmowania ciepła  $\alpha_p$  na powierzchni pęcherzyka określono, jak dla kuli sztywnej [20]:

$$Nu = \frac{\alpha_p \cdot d_p}{\lambda} = 2 \quad (33)$$

Korzystając z definicji upustów ciepła oraz wzorów (31÷33) opisano intensywność wewnętrznych upustów ciepła  $\Omega$  zależnością:

$$\Omega = \frac{Q_T}{V_T} = \frac{12 \cdot \varphi \cdot \lambda \cdot \Delta T}{d_p^2} \quad (34)$$

gdzie:

$\Delta T$  – różnica temperatury: w termicznej podwarstwie przyściennej  $T$  i we wnętrzu pęcherzyka  $T_p$  obliczona według wzoru [23]:

$$T_p = T_s + \frac{4 \cdot T_s \cdot \sigma}{d_p (h'' - h') \cdot \rho''}. \quad (35)$$

Stopień zapełnienia  $\varphi_T$  w termicznej podwarstwie przyściennej określono (zakładając, że jest on równy stopniu zapełnienia na ścianie kanału) z zależności *Malenkowa* [21], którą zmodyfikowano wprowadzając człon uwzględniający przechłodzenie cieczy:

$$\varphi = \frac{q}{q \cdot \left( 1 + \frac{T_s - T_F}{T_w - T_F} \right) + (h'' - h') \cdot g \cdot \rho'' \cdot w_b}, \quad (36)$$

przy czym wielkości  $w_b$  jest prędkością przemieszczania się pęcherzyka a  $d_p$  – średnicą pęcherzyka parowego określoną z zależności *Totubińskiego* [28]:

$$w_b = 0,36 \cdot 10^{-3} \cdot \left( \frac{P_{kr}}{p} \right)^{1,4} \quad [\text{m/s}], \quad (37)$$

$$d_p = 0,124209 \cdot 10^{-3} \cdot \left( \frac{P_{kr}}{p} \right)^{-0,42958} \quad [\text{m}]. \quad (38)$$

Wielkość turbulizacji cieczy w laminarnej podwarstwie przyściennej określa się za pomocą całkowitego współczynnika przewodzenia ciepła  $\lambda_c$  (8). Jest on sumą molekularnego współczynnika przewodzenia ciepła  $\lambda'$  i turbulentnego współczynnika przewodzenia ciepła  $\lambda_T$ , ujmującego efekt turbulizacji. Po porównaniu wyników badań eksperymentalnych [12] z wynikami obliczeń teoretycznych według powyższego modelu stwierdzono, że zależność pomiędzy wielkościami  $\lambda_c$ ,  $\lambda'$  i  $\lambda_T$  można przedstawić za pomocą korelacji w postaci bezwymiarowych liczb kryterialnych:

$$\frac{\lambda_c}{\lambda'} = 1 + \frac{\lambda_T}{\lambda'} = 1 + 10 \cdot (\text{Re}_p)^{0,75} \cdot (\text{Pr}')^{-2,5} \cdot \left( \frac{T_w - T_s}{T_w - T_F} \right)^2, \quad (39)$$

gdzie:



$Re_p$  – liczba Reynoldsa opisująca efekt turbulizacyjny wywołany powstawaniem i odrywaniem się pęcherzyków parowych

$$Re_p = \frac{w_p \cdot \delta_H}{\nu}, \quad (40)$$

$w_p$  – pozorna prędkość wzrostu pęcherzyka [19, 22]

$$w_p = \frac{q}{(h'' - h') \cdot \rho''}. \quad (41)$$

## 5. Opory przepływu

Całkowity spadek ciśnienia w przepływie dwufazowym składa się z trzech części [6]:

$$\left[ \frac{dp}{dz} \right]_{TP} = \left[ \frac{dp}{dz} \right]_{TPF} \pm \left[ \frac{dp}{dz} \right]_a \pm \left[ \frac{dp}{dz} \right]_h, \quad (42)$$

gdzie:

$$\begin{aligned} \left[ \frac{dp}{dz} \right]_{TPF} & \text{ – tarciovy spadek ciśnienia,} \\ \left[ \frac{dp}{dz} \right]_a & \text{ – przyśpieszeniowy spadek ciśnienia,} \\ \left[ \frac{dp}{dz} \right]_h & \text{ – hydrostatyczny spadek ciśnienia.} \end{aligned}$$

Zgodnie z przyjętymi założeniami (punkt 3), tarciovy spadek ciśnienia jest równoważony przez naprężenia styczne  $\tau_w$  na ściance kanału, co można zapisać

$$\left[ \frac{dp}{dz} \right]_{TPF} = \frac{C}{A} \cdot \tau_w, \quad (43)$$

gdzie:

$C$  – obwód zwilżony płynem,

$A$  – pole powierzchni przekroju poprzecznego kanału.

$\tau_w$  – naprężenia styczne wywołane przepływem mieszaniny dwufazowej,

$$\tau_w = \frac{\rho'}{2} \cdot \left( \frac{w'}{1-\varphi} \right)^2 \cdot f, \quad (44)$$

$f$  – liczba przepływu

$$4f = 0,316 \cdot \text{Re}^{-0,25}. \quad (45)$$

Po uwzględnieniu zależności (44) i (45) średni tarciový spadek ciśnienia w kanale rurowym o średnicy  $d$  i długości  $\Delta z$  wyznacza się ze wzoru.

$$\Delta p_{TPF} = 2 \cdot \int_{z_1}^{z_2} \frac{\rho' \cdot w'^2 \cdot f}{d \cdot (1-\varphi)} dz. \quad (46)$$

W proponowanej metodzie obliczenia tarciový spadku ciśnienia traktuje się fazę gazową, jako „puste miejsce” w przepływie, a więc jako rodzaj wypełnienia kanału powodujący wzrost prędkości cieczy. W rzeczywistości jednak obecność fazy gazowej i jej struktura silnie wpływają na wzrost turbulizacji w przepływającej cieczy, co powoduje wzrost naprężeń stycznych w kanale. Dlatego zależność (44) pozwalającą określać wielkość naprężeń stycznych w kanale zmodyfikowano wykorzystując wyniki badań eksperymentalnych [12]. Przyjęto, że efekt turbulizacyjny wymiany ciepła jest równoważny z efektem turbulizacyjnym przenoszenia pędu. W związku z powyższym wykorzystując zależność (39) można zapisać:

$$\frac{\tau_w'}{\tau_w} = 1 + \frac{\lambda_T}{\lambda'} = 1 + 10 \cdot (\text{Re}_p)^{0,75} \cdot (\text{Pr}')^{-2,5} \cdot \left( \frac{T_w - T_s}{T_w - T_F} \right)^2, \quad (47)$$

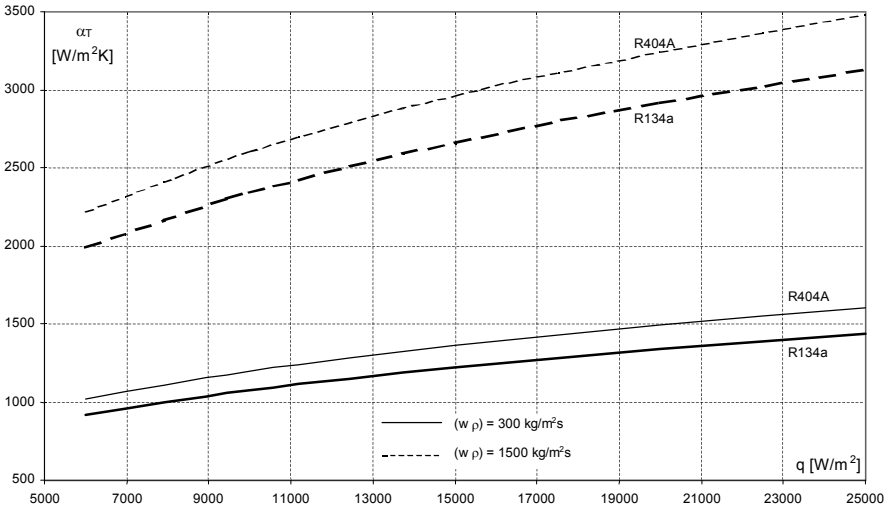
gdzie:

$\tau_w'$  – zmodyfikowana wartość naprężeń stycznych podczas przepływu mieszaniny dwufazowej o strukturze pęcherzykowej.

Wielkości przyśpieszeniowego i hydrostatycznego spadku ciśnienia wyznaczono ogólnie znanych zależności podawanych w dostępnej literaturze [19].

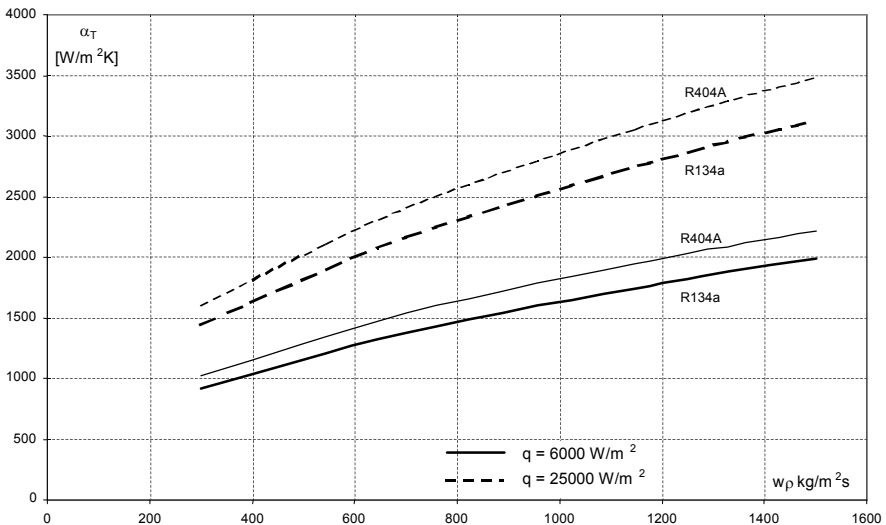
## **6. Wyniki obliczeń**

W oparciu o przedstawiony model teoretyczny i propozycję jego szczegółowego rozwiązania przeprowadzono obliczenia dla wrzenia w kanale w kanale rurowym o średnicy  $d = 0,013$  m, różnych czynników chłodniczych w szerokim zakresie parametrów cieplno-przepływowych. Własności fizyczne czynników chłodniczych przyjmowano z pracy [14]. Obliczenia pozwoliły wyznaczyć wielkości charakteryzujące proces wrzenia, w tym współczynniki przejmowania ciepła  $\alpha$  oraz wartości oporów przepływu  $\Delta p$ . Na rys. 2÷4 przedstawiono przykładowe wyniki obliczeń współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$  dla wrzenia przechłodzonego proekologicznych czynników chłodniczych R134a i R404A w szerokim zakresie parametrów. Rys. 2 przedstawia zależność współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$  od gęstości strumienia ciepła  $q$  przy stałych poziomach gęstości strumienia masy ( $w\rho$ ), natomiast rys. 3 podaje zależność współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$  od gęstości strumienia masy ( $w\rho$ ) przy stałych poziomach gęstości strumienia ciepła  $q$ . Na rys. 4 pokazano wpływ zmiany stopnia przechłodzenia czynnika chłodniczego na wartość współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$ . Na podstawie przedstawionych zależności można ocenić wpływ poszczególnych wielkości na współczynnik przejmowania ciepła  $\alpha$  jak również udowodnić wniosek, że w przypadku czynnika R404A wartości te są wyższe średnio o około 10% w stosunku do czynnika R134a przy tych samych wartościach parametrów cieplno-przepływowych. Na rys. 5 przedstawiono wartości spadku ciśnienia odniesione do 1 metra bieżącego kanału w zależności od gęstości strumienia ciepła  $q$  i gęstości strumienia masy ( $w\rho$ ) przy stałym niedogrzaniu czynnika R134a na dopływie do kanału pomiarowego  $\Delta T_n = 5K$ .



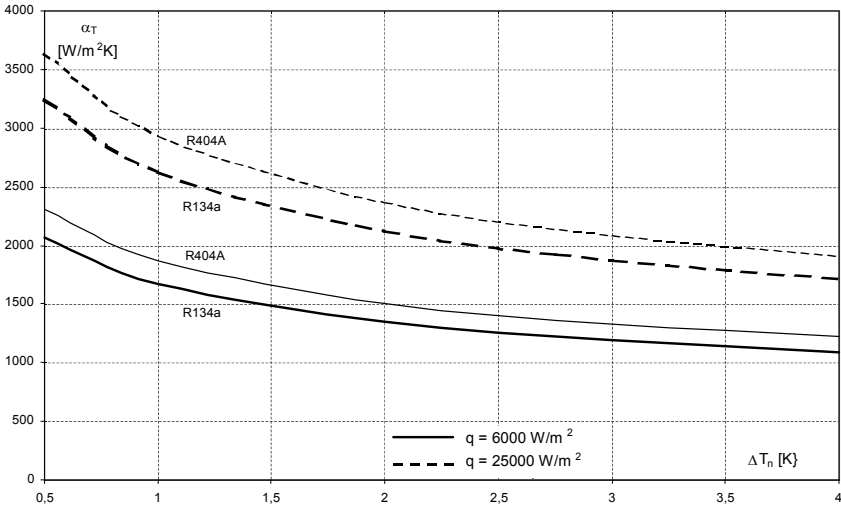
**Rys. 2.** Obliczeniowe wartości współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha_T$  dla czynników R134a i R404A przy  $T_s=0^\circ\text{C}$ ,  $\Delta T_n=2\text{K}$

**Fig. 2.** Computational data of heat transfer coefficient for refrigerants R134a i R404A with  $T_s=0^\circ\text{C}$ ,  $\Delta T_n=2\text{K}$



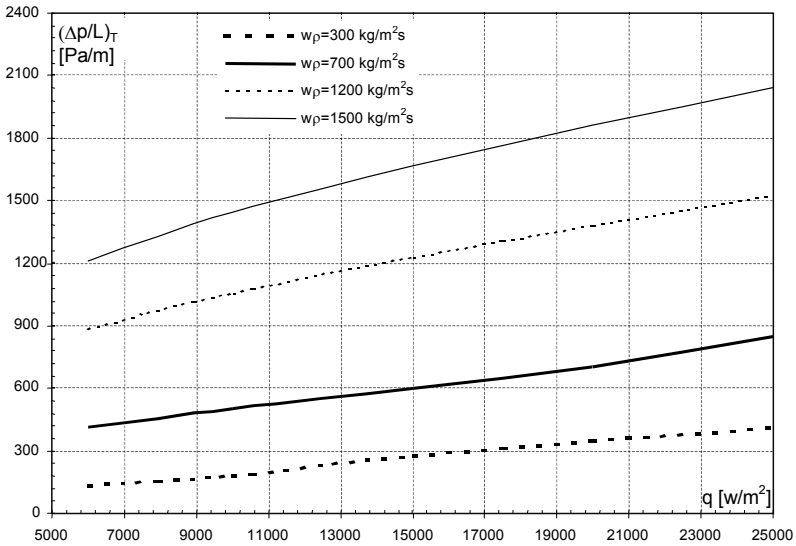
**Rys. 3.** Obliczeniowe wartości współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha_T$  dla czynników R134a i R404A przy  $T_s=0^\circ\text{C}$ ,  $\Delta T_n=2\text{K}$

**Fig. 3.** Computational data of heat transfer coefficient for refrigerants R134a i R404A with  $T_s=0^\circ\text{C}$ ,  $\Delta T_n=2\text{K}$



**Rys. 4.** Obliczeniowe wartości współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha_T$  dla czynników R134a i R404A przy  $T_s = -10^\circ\text{C}$ ,  $(w\rho) = 700 \text{ kg/m}^2\text{s}$

**Fig. 4.** Computational data of heat transfer coefficient for refrigerants R134a i R404A with  $T_s = -10^\circ\text{C}$ ,  $(w\rho) = 700 \text{ kg/m}^2\text{s}$



**Rys. 5.** Obliczeniowe wartości spadku ciśnienia czynnika R134a w kanale poziomym przy  $T_s = 0^\circ\text{C}$ ,  $T_{FI} = -5^\circ\text{C}$

**Fig. 5.** Computational data of pressure drop for refrigerant R134a in the horizontal channel with  $T_s = 0^\circ\text{C}$ ,  $T_{FI} = -5^\circ\text{C}$

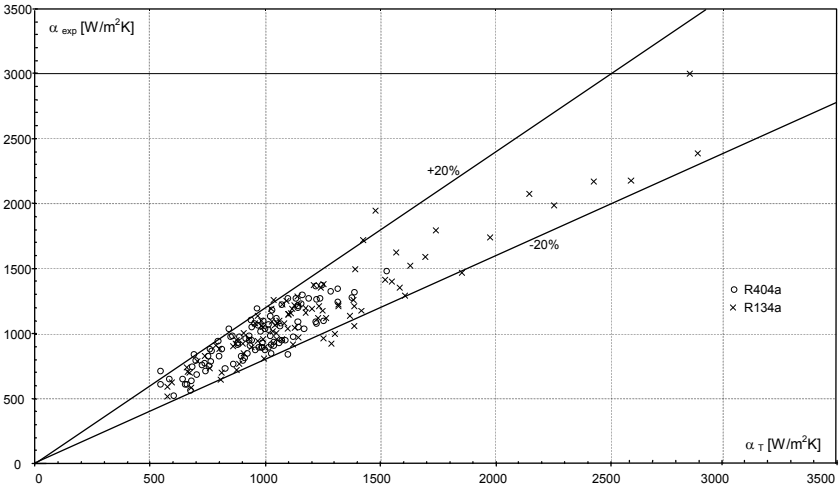
## 7. Porównanie wyników obliczeń z wynikami badań eksperymentalnych

Autor przeprowadził badania eksperymentalne wrzenia pęcherzykowego w kanale rurowym opisane szczegółowo w pracy [12]. Dotyczyły one wyznaczenia współczynnika przejmowania ciepła i oporów przepływu dla wrzenia nowych proekologicznych czynników chłodniczych. Wyniki obliczeń uzyskane z prezentowanego modelu teoretycznego wrzenia porównano z wynikami badań eksperymentalnych własnych i innych autorów. Na rysunkach 6 i 7 przedstawiono porównanie wyników obliczeń z wynikami własnych badań eksperymentalnych w zakresie wymiany ciepła dla czynników chłodniczych R134a i R404A. Porównanie dla czynnika R21 przedstawiono na rys. 8, gdzie do porównania przyjęto wyniki pomiarów wzięte z pracy *Mikielewicz* [25].

Proponowany model teoretyczny może być również wykorzystywany dla zakresu rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego (przechłodzenie cieczy  $\Delta T_n = 0$ ). Na rys. 9 przedstawiono porównanie wyników obliczeń w zakresie rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego czynnika R21 z wynikami badań eksperymentalnych *Bilickiego* [2]. Natomiast rys. 10 prezentuje porównawcze zestawienie obliczeń według korelacji różnych autorów dla rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego czynnika freon R12. Wyniki badań eksperymentalnych zaczerpnięto z pracy [24].

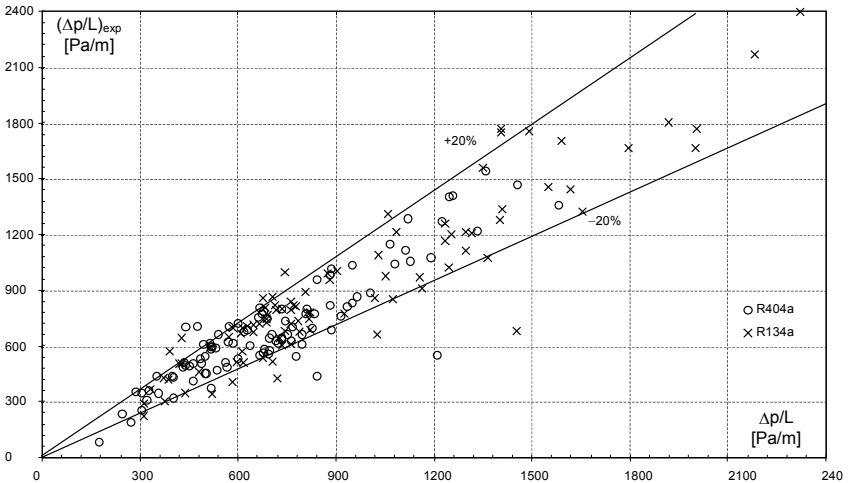
Analiza porównawcza wykazała, że uzyskane wyniki obliczeń z modelu teoretycznego wymiany ciepła dają zadawalającą zgodność z badaniami eksperymentalnymi z zakresie  $\pm 20\%$ .

Na rys. 11 przedstawiono przykładowo, porównanie wyników obliczeń spadków ciśnienia w kanale rurowym (o długości  $l = 0,6$  m i średnicy  $d = 0,013$  m) według modelu teoretycznego z wynikami własnych badań eksperymentalnych dla czynnika R134a [12]. Jest to zależność całkowitego spadku ciśnienia od gęstości strumienia masy ( $w_p$ ) przy różnych poziomach dynamicznego stopnia suchości  $y$  w kanale. Rys. 12 zawiera porównanie wyników obliczeń (dla czynników R12 i R22) według korelacji różnych autorów z wynikami badań eksperymentalnych *Schlündera* [29]. Na podstawie przeprowadzonych obliczeń oporów przepływu można stwierdzić, zgodność uzyskanych wyników obliczeń teoretycznych i badań eksperymentalnych w zakresie  $\pm 15\%$ .



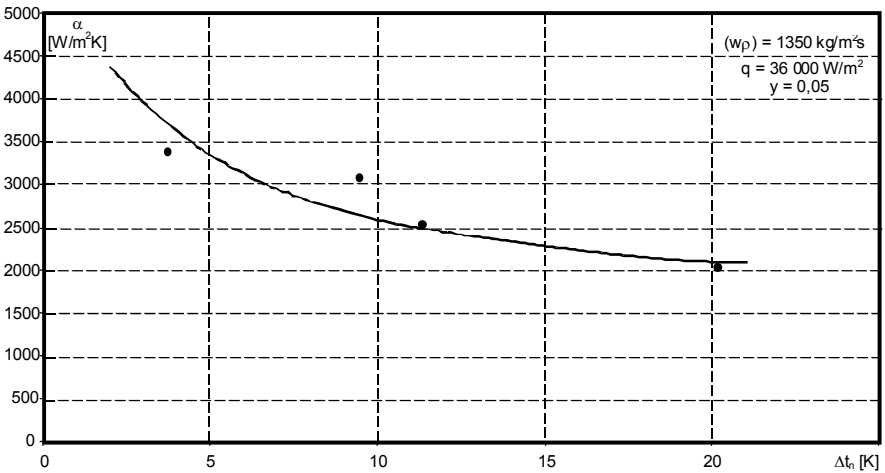
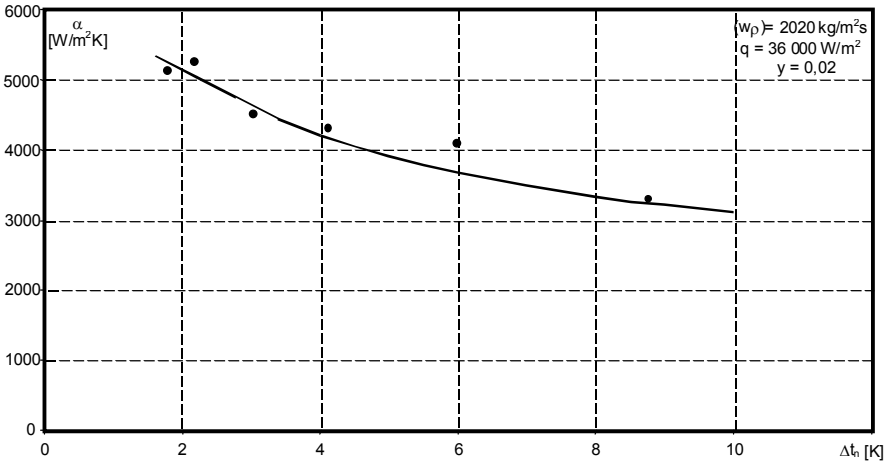
**Rys. 6.** Porównanie wyników obliczeń współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$  dla czynników chłodniczych R134a i R404A z wynikami własnych badań eksperymentalnych [12]

**Fig. 6.** Comparison of computational results of heat transfer coefficient with the author's own experimental data for refrigerants R134a and R404A [12]



**Rys. 7.** Porównanie wyników obliczeń oporów przepływu dla czynników chłodniczych R134a i R404A z wynikami własnych badań eksperymentalnych [12]

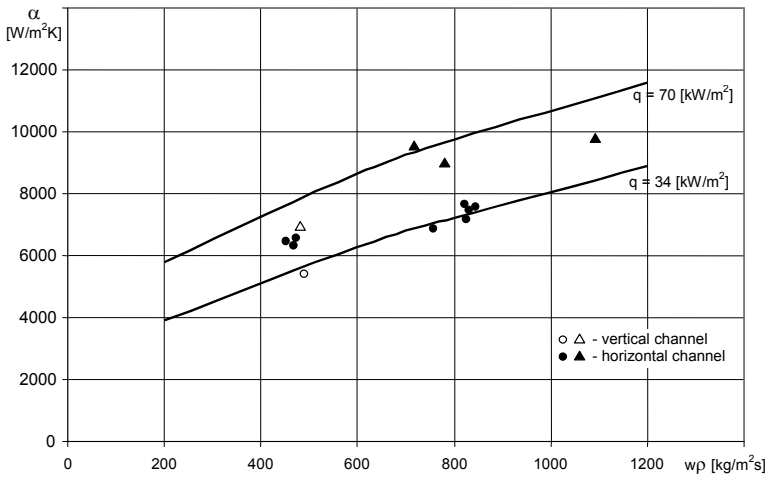
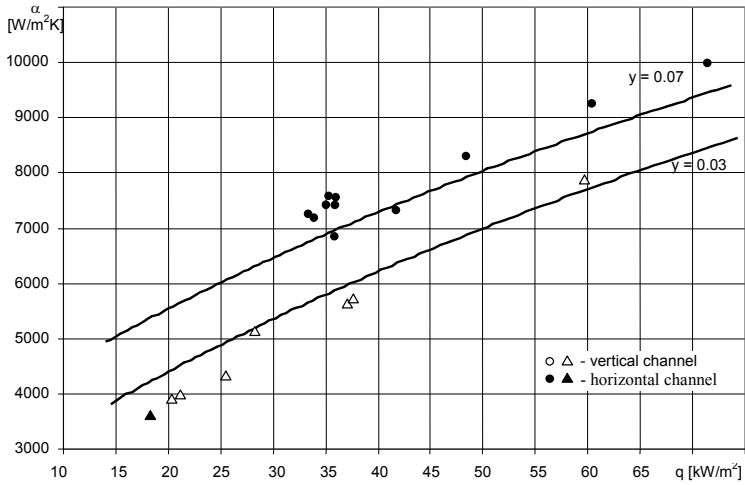
**Fig. 7.** Comparison computational results of pressure drop with the author's own experimental data for refrigerants R134a and R404A [12]



**Rys. 8.** Porównanie wyników obliczeń z wynikami badań eksperymentalnych – wrzenie przechłodzone – czynnik R21 [25]

**Fig. 8.** Comparison of computational results with experimental data – subcooled boiling – refrigerant R21 [25]



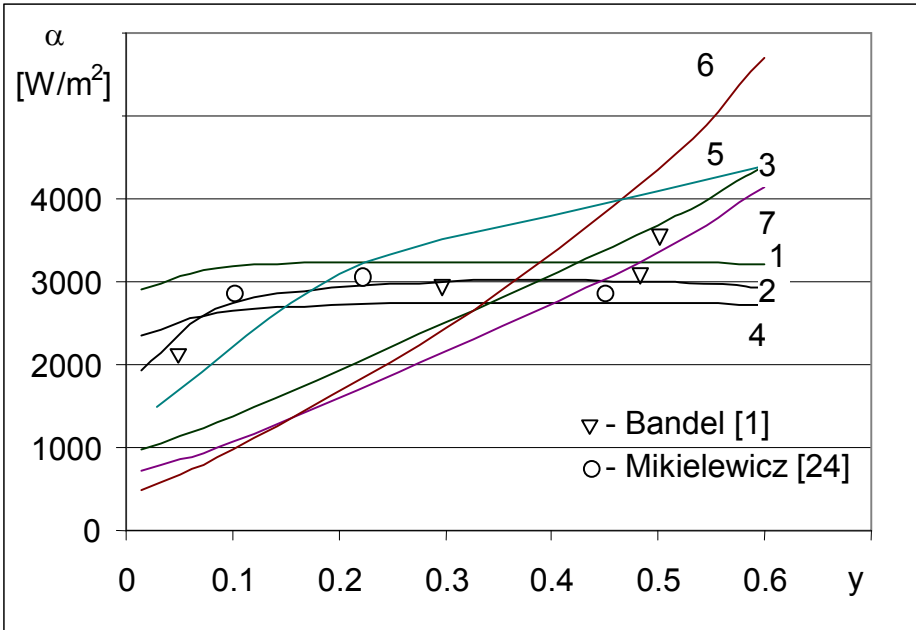


**Rys. 9.** Porównanie wyników obliczeń z wynikami badań eksperymentalnych – wrzenie rozwinięte [2]

- a) czynnik R21,  $T_0 = +50^\circ\text{C}$ ,  $w_p = 800 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ,  $d = 0.013 \text{ m}$ ,
- b) czynnik R21,  $T_0 = +50^\circ\text{C}$ ,  $y = 0.1$ ,  $d = 0.013 \text{ m}$ .

**Fig. 9.** Comparison of computational results with experimental data – saturated boiling [2]:

- a) refrigerant R21,  $T_0 = +50^\circ\text{C}$ ,  $w_p = 800 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ,  $d = 0.013 \text{ m}$ ,
- b) refrigerant R21,  $T_0 = +50^\circ\text{C}$ ,  $y = 0.1$ ,  $d = 0.013 \text{ m}$ .



**Rys. 10.** Porównanie wyników obliczeń przeprowadzonych według korelacji różnych autorów z wynikami badań eksperymentalnych [1,24]

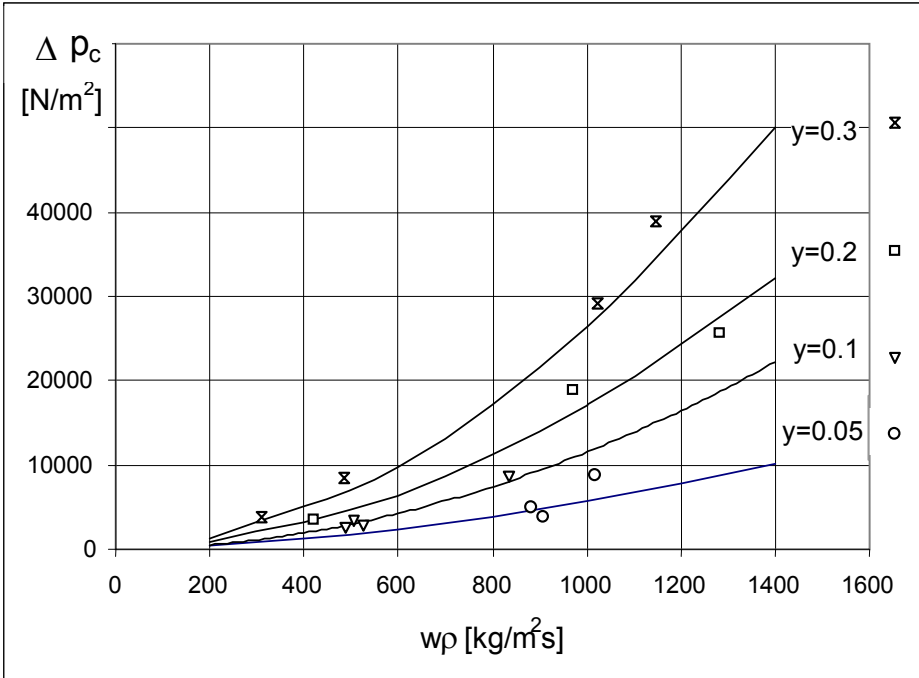
$R_{12}$ ,  $p = 219100$  Pa,  $q = 23190$  W/m<sup>2</sup>,  $w_p = 242$  kg/m<sup>2</sup>,  $d = 0,014$  m

1-Bilicki [2], 2-Bohdal [10, 13], 3-Dangler i Addoms [19], 4-Mikielwicz [22], 5-Mikielwicz [24], 6-Schrock i Grossman [30], 7-Wright [31]

**Fig. 10.** Comparison of computational results obtained from correlations of different authors with experimental data [1,24]:

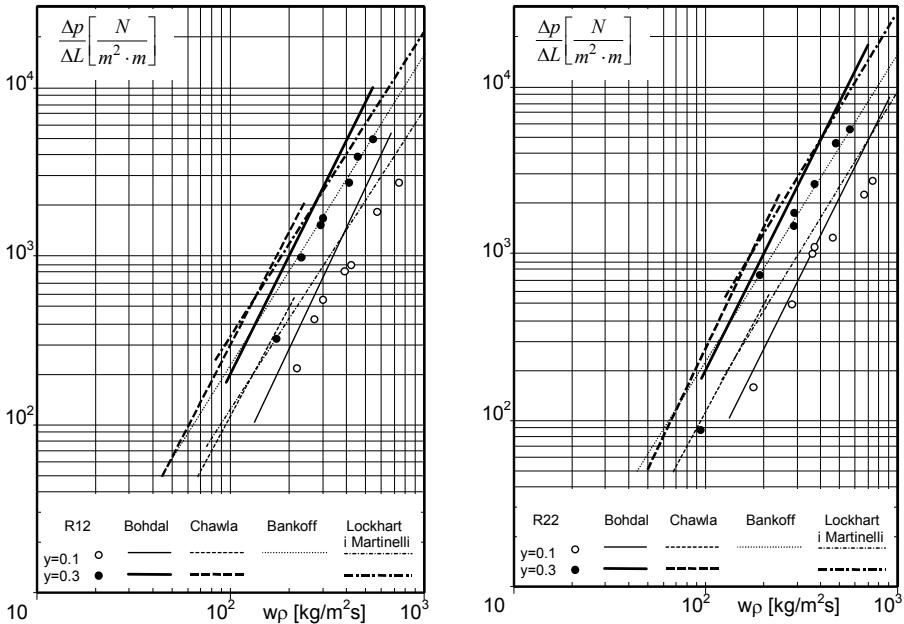
$R_{12}$ ,  $p = 219100$  Pa,  $q = 23190$  W/m<sup>2</sup>,  $w_p = 242$  kg/m<sup>2</sup>,  $d = 0.014$  m

1-Bilicki [2], 2-Bohdal [10, 13], 3-Dangler i Addoms [19], 4-Mikielwicz [22], 5-Mikielwicz [24], 6-Schrock i Grossman [30], 7-Wright [31]



**Rys. 11.** Porównanie wyników obliczeń spadków ciśnienia w kanale rurowym z wynikami badań eksperymentalnych [12]: R134a,  $T_0 = -10^\circ\text{C}$ ,  $q = 20000 \text{ W/m}^2$ ,  $l = 0,6 \text{ m}$ ,  $d = 0,013 \text{ m}$

**Fig. 11.** Comparison of the computed pressure drop in the tubular channel with experimental data [12]: R134a,  $T_0 = -10^\circ\text{C}$ ,  $q = 20000 \text{ W/m}^2$ ,  $l = 0.6 \text{ m}$ ,  $d = 0.013 \text{ m}$ .



**Rys. 12.** Porównanie wyników obliczeń spadku ciśnienia według korelacji różnych autorów z wynikami badań eksperymentalnych Schlündera [29]

$T_0 = -15^\circ\text{C}$ ,  $q = 15000 \text{ W/m}^2$ ,  $d = 0,013 \text{ m}$

**Fig. 12.** Comparison of the computed pressure drop obtained from correlations of different authors with experimental data of Schlünder [29]

$T_0 = -15^\circ\text{C}$ ,  $q = 15000 \text{ W/m}^2$ ,  $d = 0.013 \text{ m}$ .

## 8. Podsumowanie

W pracy przedstawiono model teoretyczny przechłodzonego wrzenia pęcherzykowego podczas przepływu w kanale rurowym czynników chłodniczych, pozwalający na określenie wielkości współczynnika przyjmowania ciepła i oporów przepływu. Istotną jego cechą jest uwzględnienie składowych gęstości strumienia ciepła w podwarstwie przyściennej wynikających z procesu przewodzenia, oddziaływania upustów ciepła, efektu turbulizacyjnego i przechłodzenia cieczy. Prezentowany model może być wykorzystywany również w zakresie rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego i nosi znamiona uogólnionego modelu a wyniki obliczeń zweryfikowano eksperymentalnie dla czynników chłodniczych R134a, R404A, R12 i R22.

W zakresie wymiany ciepła uzyskano zadawalającą zgodność obliczeń z eksperymentem w przedziale  $\pm 20\%$  a w zakresie oporów przepływu  $\pm 15\%$ . Potwierdzono aplikacyjną przydatność prezentowanego przez autora modelowania przechłodzonego wrzenia pęcherzykowego w przepływie.

## Literatura

1. **Bandel J.:** Druckverlust und Wärmeübergang bei der Verdampfung siedender Kältemittel im durchströmten waagerechten Rohr. Dissertation. Karlsruhe 1973.
2. **Bilicki Z.:** Analiza wymiany ciepła podczas wrzenia pęcherzykowego w kanale. Praca doktorska, IMP PAN, Gdańsk 1979.
3. **Bilicki Z.:** Latent heat transport in forced boiling flow. Int. J. Heat Mass Transfer, Vol. 26, No 4, pp. 539÷565, 1983.
4. **Bilicki Z.:** The relation between the experiment and theory for nucleate forced boiling. Proceedings of the 4<sup>th</sup> World Conference on Experimental Heat Transfer, Fluid Mechanics and Thermodynamics. Brussels, June 2÷6, Volume 2, pp. 571-578, Edizioni ETS Pisa, 1997.
5. **Bohdal T.:** Wymiana ciepła przy wrzeniu pęcherzykowym w przepływie cieczy przechłodzonej. Archiwum Termodynamiki, vol. 6, nr 3÷4, s. 195-210, 1985.
6. **Bohdal T.:** Opory przepływu przy przechłodzonym wrzeniu pęcherzykowym w kanale. Archiwum Termodynamiki, vol. 8, nr 1÷2, s. 74÷85, 1987.
7. **Bohdal T.:** The experimental investigation of the subcooled boiling flow. Proceedings of the 4<sup>th</sup> World Conference on Experimental Heat Transfer, Fluid Mechanics and Thermodynamics. Brussels, June 2÷6, Volume 2, pp. 601÷606, Edizioni ETS Pisa, Italy. 1997.
8. **Bohdal T., Czapp M., Majka K.:** Semi - empirical model of subcooled boiling in channel. Proceedings of the Third International Conference on Multiphase Flow, ICMF'98, Lyon, France, June 8÷12. pp. 5.6-2, 1998.
9. **Bohdal T.:** A simplified method for the determination of void fraction during subcooled boiling in channel flow. Archives of Thermodynamics, Vol. 18, No 3÷4 1997.
10. **Bohdal T.:** Modelling the process of bubble boiling in flows. Archives of Thermodynamics, Vol. 21, No 3÷4, pp. 75÷98, 2000.
11. **Bohdal T.:** Początek wrzenia w przepływie proekologicznych czynników chłodniczych. Wydawnictwo: Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska: Rocznik Ochrona Środowiska. Tom 2, s. 263÷279, 2000.
12. **Bohdal T.:** Zjawiska wrzenia pęcherzykowego czynników chłodniczych. Monografia, Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, s. 272, 2001.
13. **Bohdal T.:** An investigation of bubbly boiling of environment-friendly refrigerating media. International Journal of Heat Transfer Engineering, No 6, Volume 22, pp. 26÷39, 2001.
14. **Bonca Z., Butrymowicz D., Dambek D., Depta A., Targański W.:** Czynniki Chłodnicze i nośniki ciepła. IPPU MASTA sp. z o. o. Gdańsk 1997.
15. **Donevski B., Saga T., Kobayashi T., Segawa S.:** A study of bubble dynamics in subcooled flow boiling using image processing technology. Proceedings of the 4<sup>th</sup> World Conference on Experimental Heat Transfer, Fluid Mechanics and Thermodynamics. Brussels, June 2÷6, Volume 2, pp. 971÷978, Edizioni ETS Pisa, Italy. 1997.
16. **Kowalski J.:** Określenie początku rozwiniętego wrzenia przechłodzonego w przepływie wymuszonym. Prace Instytutu Maszyn Przepływowych, zeszyt 74, s. 37÷46 1977.

17. **Kowalski J.E., Hembroff R.L.:** An experimental study of subcooled boiling heat transfer in the finned annulus Proceedings of the 4<sup>th</sup> World Conference on Experimental Heat Transfer, Fluid Mechanics and Thermodynamics. Brussels, June 2÷6, Volume 2, pp. 607-613, Edizioni ETS Pisa, Italy. 1997.
18. **Kroeger P.G., Zuber N.:** An analysis of the effects of various parameters on the average void action in subcooled boiling. Int.J.of Heat and Mass Transfer, vol.11, No 2, pp. 211, 1968.
19. **Madejski J.:** Wymiana ciepła przy wrzeniu i przepływy dwufazowe. Cz. II, Ośrodek Informacji o Energii Jądrowej, W-wa, 1973.
20. **Madejski J.:** Teoria wymiany ciepła. Wydawnictwa Politechniki Szczecińskiej, 1998.
21. **Małenkov J.G.:** O zavisimosti czastoti otrywa parowych puzyrijej ot ich razmiera. Inżyniero - Fizyczny Żurnal, tom XX, nr 6 - Nauka i Technika, Miesk, 1971.
22. **Mikielewicz J.:** Semi - empirical method of determining the heat transfer coefficient for subcooled, saturated boiling in a channel. Int J. Heat Mass Transfer. Vol.17, pp. 1129-1134, 1974.
23. **Mikielewicz J., Kubski P.:** Wymiana ciepła i masy w zarysie. Wydawnictwa Wyższej Szkoły Inżynierskiej w Koszalinie, 1979.
24. **Mikielewicz J., Iwicki J., Mikielewicz D.:** A general correlation for saturated freon flow boiling in a horizontal tube. Recent Advances in Heat Transfer. B. Sunden and A. Žukauskas (Editors) Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam, pp. 190÷203, 1992.
25. **Mikielewicz J.:** Wymiana ciepła i opory przepływu freonu 21 przy wrzeniu przechłodzonym w kanale generatora pary. Prace IMP, Gdańsk zeszyt 60, s.109÷121, 1972.
26. **Pabisz R.A., Bergles A.E.:** Using pressure drop to predict the critical heat flux in multiple tube, subcooled boiling systems. Proceedings of the 4<sup>th</sup> World Conference on Experimental Heat Transfer, Fluid Mechanics and Thermodynamics. Brussels, June 2÷6, Volume 2, pp. 851-858, Edizioni ETS Pisa, Italy. 1997.
27. **Rasmus A.:** Teoretyczny model procesu wrzenia w przepływie. Monografia WSI Koszalin, 1990.
28. **Rasmus A.:** Heat transfer flow boiling - theoretical model. Recent Advances in Heat Transfer. B. Sunden and A. Žukauskas (Editors) Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam, pp. 176÷188, 1992.
29. **Schlünder E.U.:** Druckverlust und Wärmeübergang bei der Verdampfung reiner flüssigkeiten in waagerechten Rohren. Verfahrenstechnik 1975, Z.8, s. 11 und Hochschulkurs Apparatenbau 1975, s. 240.
30. **Schrock V.E., Grossman L.M.:** Forced convection boiling studies; Forced convection vaporisation project. USAEC Report TID-14632, 1959.
31. **Wright R.M.:** Downflow forced convection boiling of water in uniformly heated tubes. USAEC Report, UCRL-9744, 1961.

**Oznaczenia; Symbols:**

- A - pole powierzchni przekroju; *section area*,  $m^2$   
A - współczynnik, wzór 7; *coefficient*, eq. 7  
B - współczynnik, wzór 8; *coefficient*, eq. 8  
c - ciepło właściwe; *specific heat*, J/kgK  
C - obwód; *perimeter*, m  
C - współczynnik; *coefficient*  
f - liczba pęcherzyków powstająca w jednostce czasu; *amount of bubbles arising in the time unit*, szt./s  
h - entalpia właściwa; *specific enthalpy*, J/kg  
d - średnica; *diameter*, m  
f - liczba przepływu; *flow number*  
g - przyspieszenie ziemskie; *gravitational acceleration*, m/s  
Ja - liczba Jacoba; *Jacob number*  
Ku - liczba Kutateladzego; *Kuteladze number*  
l - długość; *length*, m  
q - gęstość strumienia ciepła; *heat flux density*,  $W/m^2$   
m - współczynnik, wzór 7, 8; *coefficient*, eq. 7, 8  
n - współczynnik, wzór 7, 8; *coefficient*, eq. 7, 8  
n - liczba pęcherzyków powstająca na jednostce powierzchni; *amount of bubbles arising on the area unit*, szt./ $m^2$   
Nu - liczba Nusselta; *Nusselt number*  
p - ciśnienie; *pressure*, Pa  
Pr - liczba Prandtla; *Prandtl number*  
r - ciepło parowania; *heat of vaporization*, J/kg  
r - promień; *radius*, m  
R - współczynnik wzrostu oporów przepływu; *flow resistance increase coefficient*  
Re - liczba Reynoldsa; *Reynolds number*  
T - temperatura; *temperature*, K  
V - objętość; *volume*,  $m^3$   
w - prędkość; *velocity*, m/s  
wp - gęstość strumienia masy; *mass flux density*,  $kg/m^2s$   
x - statyczny stopień suchości; *static dryness degree*  
y - dynamiczny stopień suchości; *dynamic dryness degree*  
z - współrzędna osiowa; *axis coordinate*, m  
 $\alpha$  - współczynnik przejmowania ciepła; *heat taking coefficient*,  $W/m^2K$   
 $\delta$  - grubość warstwy przyściennej; *by-wall layer thickness*, m  
 $\Delta$  - różnica; *difference*  
 $\varepsilon$  - współczynnik dyfuzyjności ciepła; *heat diffusivity coefficient*,  $m^2/s$   
 $\varphi$  - stopień zapełnienia; *filling degree*

$\lambda$	- współczynnik przewodzenia ciepła; <i>heat conduction coefficient</i> , W/mK
$\mu$	- dynamiczny współczynnik lepkości; <i>dynamic viscosity coefficient</i> , kg/ms
$\nu$	- kinematyczny współczynnik lepkości; <i>kinematic viscosity coefficient</i> , m <sup>2</sup> /s
$\rho$	- gęstość; <i>density</i> , kg/m <sup>3</sup>
$\sigma$	- napięcie powierzchniowe; <i>surface tension</i> , N/m
$\tau$	- naprężenia styczne; <i>shearing stresses</i> , N/m <sup>2</sup>
$\Omega$	- upusty ciepła; <i>heat sinks</i> , J/m <sup>3</sup>
$\xi$	- współczynnik oporu przepływu; <i>flow resistance coefficient</i>

**Indeksy dotyczą; indexes apply to:**

**dolne; lower**

a	- przyśpieszeniowego spadku ciśnienia; <i>accelerational pressure drop</i>
b	- wrzenia; <i>boiling</i>
c	- wartości całkowitej; <i>total value</i>
F	- płynu; <i>fluid</i>
h	- hydrostatycznego spadku ciśnienia; <i>hydrostatic pressure drop</i>
H	- hydraulicznej podwarstwy przyściennej; <i>by-wall hydraulic layer</i>
k	- konwekcji; <i>convection</i>
n	- niedogrzanania; <i>non-reheating</i>
p	- stałego ciśnienia; <i>constant pressure</i>
p	- pęcherzyka; <i>bubble</i>
r	- współrzędnej promieniowej; <i>radial coordinate</i>
R	- warunków równowagowych; <i>equilibrium conditions</i>
s	- nasycenia; <i>saturation</i>
śr	- wartości średniej; <i>mean value</i>
T	- termicznej podwarstwy przyściennej, turbulencji; <i>thermal by-wall sub-layer, turbulence</i>
TP	- układu dwufazowego; <i>two-phase system</i>
TPb	- wrzenia pęcherzykowego w przepływie; <i>bubble boiling in flow</i>
TPF	- tarcowego spadku ciśnienia; <i>friction pressure drop</i>
z	- współrzędnej osiowej; <i>axis coordinate</i>
w	- ścianki; <i>wall</i>
l	- parametrów czynnika na dopływie; <i>medium parameters in the inflow</i>
0,1,2, 3	- odpowiednio kolejnej wielkości; <i>respectively consecutive quantity</i>

**górne; upper**

prim	- cieczy, wartości zmodyfikowanej; <i>liquid, modified value</i>
bis	- pary; <i>steam</i>



## **Modelling The Process Of Subcooled Bubble Boiling In Flows**

### **Abstract**

The process of bubble boiling is of great significance in refrigeration industry. Among other applications, the boiling mechanism is utilised to obtain low temperatures in heat exchangers. Boiling refrigerants consume heat, decreasing the temperature of the heat exchanger walls, then decreasing the ambience temperature. Compared to single-phase forced convection, the intensity of heat transfer during boiling is considerably larger. This enables the reduction, for example in size and weigh, of the heat exchangers.

Design of high performance heat exchangers – technically and economically optimal – requires accurate and experimentally validated computational procedures for the description of boiling. Therefore, further theoretical and experimental investigations are in demand to increase our understanding of the boiling process in refrigeration evaporators [1,11,13,22]. This refers in particular to new environment-friendly refrigerants that supersede old halogen-derivative media (freons). Prompted by both fundamental and applicative aspects, the author undertook a theoretical analysis and experimental investigations of boiling in flows, extending on halogen-derivative media and their ecological substitutes. The present paper is devoted to general methods of modelling the process of subcooled and saturated bubble boiling in flows of refrigeration media.

A theoretical model of bubble boiling during the flow of refrigeration media in a tubular channel has been presented. The model enables the determination of the heat transfer coefficient and flow resistance. An essential feature of the model is that it accounts for components of the heat flux density in the boundary sublayer due to convection, interaction of heat sinks and turbulence effects. The presented model is considered to possess a general meaning; computational results have been experimentally validated for five refrigerating media: R134a, R404A, R507, R12, R21 and R22.

It is assumed in the proposed model, as in accordance with the Prandtl–Taylor theory, that two regions can be distinguished in the channel flow: laminar boundary sublayer and turbulent core. For a fully developed turbulent flow in the channel, it is the laminar boundary sublayer where the most essential changes of the liquid temperature and velocity take place. Therefore, the effects in the laminar boundary sublayer are decisive for the heat and momentum transfer. Consequently, for a given cross-section of the channel, a constant value of temperature and velocity in the core flow can be assumed. The temperature profile in the thermal boundary sublayer during convective heat transfer can be considered linear as the heat transfer is due to conduction. On the other hand, during flow boiling the emerging vapour bubbles intensify heat and momentum transfer, and as a result, the temperature profile is nonlinear and the thickness of the laminar boundary sublayer is reduced. However, the velocity profile in the laminar boundary sublayer can still be assumed linear, with zero at the wall. Bearing in mind all the above, further considerations will be restricted to the laminar boundary layer, and the processes taking place there.

# Wahania składu fizyczno-chemicznego wód rzeki Narwi z uwzględnieniem zawartości pestycydów fenoksyoctowych

*Katarzyna Ignatowicz-Owsieniuk  
Politechnika Białostocka*

## 1. Wstęp

W zdegradowanym środowisku wodnym obecne są liczne zanieczyszczenia obce, do których należy zaliczyć substancje będące wynikiem intensywnej działalności gospodarczej ludzi. Ostatnie dziesięciolecia przyniosły znaczący wzrost chemizacji rolnictwa, przemysłu i innych dziedzin życia człowieka. Dążenie do zaspokojenia potrzeb żywnościowych ludności niesie za sobą konieczność coraz częstszego stosowania środków chemicznych służących polepszeniu jakości i ilości płodów rolnych. Do takich substancji niezaprzeczalnie należą środki ochrony roślin oraz substancje pożywkowe w postaci nawozów sztucznych. W ciągu ostatnich lat nastąpił wzrost zużycia herbicydów, wśród których w największych ilościach stosowane są herbicydy pochodne kwasu fenoksyoctowego (2,4-D, MCPA, MCPP). Nieuniknione w związku z tym jest przenikanie tych substancji z gleby do wód naturalnych, a w pierwszej kolejności do wód powierzchniowych. Pestycydy łatwo rozpuszczalne w wodzie bardzo szybko wymywane są z gleb terenów rolniczych i wprowadzane do wód. Herbicydy fenoksyoctowe należą właśnie do takich substancji. Ich rozpuszczalność w wodzie w temperaturze około 20°C wynosi odpowiednio: 2,4-D=600 mg/l, MCPA=1605 mg/l, MCPP=620 mg/l.

Przepisy Unii Europejskiej precyzyjnie określają jakość wód powierzchniowych przeznaczonych do poboru wody pitnej, charakteryzują metody pomiaru i częstotliwość pobierania próbek tych wód, a także podobnie jak już obowiązujące przepisy polskie, określają dopuszczalne stężenia substancji pestycydowych w wodzie pitnej. W dyrektywie 75/440/EWG [3] wśród wskaź-

ników fizyczno-chemicznych wymienione są także maksymalne zawartości pestycydów, których całkowita zawartość nie może przekraczać:

- w wodzie kategorii A1 – 0,001 mg/l,
- w wodzie kategorii A2 – 0,0025 mg/l,
- w wodzie kategorii A3 – 0,005 mg/l.

W prawodawstwie polskim jak do tej pory tego typu ograniczenia jakościowe wód ujmowanych na potrzeby konsumpcyjne nie znalazły odzwierciedlenia. Pociuszający jest fakt, iż rozporządzenie Ministra Zdrowia z 4.09.2000 roku [16] dotyczące jakości wody pitnej zgodnie z dyrektywą 98/83/EC [6], normuje w sposób jednoznaczny ilość pestycydów w wodzie wodociągowej. Stężenia pojedynczych pestycydów nie mogą przekraczać 0,1 µg/l, zaś sumy tych związków 0,5 µg/l. Ponadto przepisy polskie podają jasno maksymalną zawartość kwasu chlorooctowego, która wynosi 30,0 µg/l. Aby przestrzegać obowiązujących wytycznych i rozporządzeń należy dostosować układy technologiczne stacji uzdatniania, a przede wszystkim przeprowadzić rozeznanie, czy i w jakich ilościach pestycydy występują w wodach powierzchniowych.

Ponieważ region północno-wschodni należy do terenów typowo rolniczych, a zużycie kwasów fenoksyooctowych jest tu wysokie, istnieje poważne niebezpieczeństwo nadmiernego przenikania tych substancji do wód powierzchniowych. Dostępna literatura nie podaje aktualnych stężeń tych związków w wodach Podlasia. Od lat prowadzone są jedynie pomiary ilości nie stosowanego od dziesięcioleci DDT i jego metabolitów. W związku z tym celowym wydało się podjęcie badań nad występowaniem zanieczyszczeń obszarowych na terenie białostockizny, szczególnie iż wiele wód powierzchniowych tego regionu jest źródłem wody pitnej. Do badań wytypowano między innymi rzekę Narew, Białą, Czarną, Supraśl, Czapliniankę, Płoskę. W niniejszej pracy przedstawione zostaną wyniki badań dotyczących ilości zanieczyszczeń obszarowych w rzece Narwi [9].

## 2. Charakterystyka rzeki Narwi

Narew jest prawym dopływem Wisły, ma długość 484 km. Zlewnia tej rzeki obejmuje obszar 75175,2 km<sup>2</sup>. Jest to typowa rzeka nizinna. Warunki środowiskowe na obrzeżach rzeki są wyraźnie uzależnione od położenia względem nurtu. Przy wymywanym brzegu prędkość przepływu wody, a co za tym idzie jej dynamiczne oddziaływanie jest bardzo silne. Także natlenienie wody i podłoża jest zbliżone do występującego w głównym nurcie. Dodatkowo wymywany brzeg dostarcza znacznej ilości różnych substancji nieorganicznych i organicznych wpadających do wody. Przy brzegu akumulacyjnym zwykle występują płycizny o znacznie spowolnionym przepływie. Na odcinkach pośrednich

obrzeża rzeki są urozmaicone, często występują wiry i prądy wsteczne lub zastoiska przybrzeżne. W zastoiszkach mogą pojawiać się w osadach okresowe niedobory tlenu [1,7,11,17,18].

Zlewnię górnej Narwi stanowią tereny stosunkowo słabo uprzemysłowione o charakterze typowo rolniczym oraz duże obszary leśne (rys. 1). Przewaga obszarów rolniczych szczególnie jest widoczna w części zlewni w granicach województwa mazowieckiego, zaś obszarów leśnych w granicach województwa podlaskiego. Krajobraz zlewni wzbogacają liczne rzeki i jeziora. Obszar jest stosunkowo słabo uprzemysłowiony, znajdujące się w zlewni zakłady przemysłowe bazują głównie na surowcach pochodzenia rolniczego i są to: cukrownie, rzeźnie, mleczarnie, przetwórnice owocowo-warzywne. Z innych gałęzi przemysłu na terenie zlewni znajdują się zakłady przemysłu lekkiego i drzewnego, jednak dominujące znaczenie ma przemysł rolno-spożywczy. Głównymi źródłami zanieczyszczeń urbanistycznych Narwi na terenie województwa podlaskiego są Białystok i Łomża.

W tabeli 5 podano wartości emisji związków azotu do wód powierzchniowych rzeki Narwi z uwzględnieniem źródła ich pochodzenia. Można zauważyć, że na badanym odcinku rzeki 53,1% azotu pochodzi ze źródeł obszarowych, w tym w większości z rolnictwa. Zjawisko to zdecydowanie nasila się wzdłuż biegu rzeki, gdzie udział terenów rolniczych jeszcze wzrasta. Można więc sądzić, iż podobnie kształtuje się emisja środków ochrony roślin do Narwi.

Warunki hydrologiczne w dorzeczu Narwi są typowe dla rzek nizinnych. Charakteryzują się one wezbraniem wiosennym, powstającym w wyniku topnienia śniegu oraz dość wyrównanym odpływem letnim, wezbrania letnie występują sporadycznie. Opady przybierają wartości zbliżone, a wielkość odpływu – nieco niższe od do wartości charakteryzujących zlewnię Wisły Środkowej. Charakterystyczne przepływy rzeki Narwi podano w tabeli 6.

### **3. Wykaz i opis punktów pomiarowo-kontrolnych**

Prowadzony monitoring obejmował sześć punktów kontrolnych, jednak zostaną przedstawione tylko trzy z nich – Narew, Suraż i Tykocin.

*Narew* – wieś nad rzeką Narew, niegdyś miasto założone przy drodze Warszawa – Wilno. Miejsce to jest pierwszym monitorowanym od źródła rzeki Narew. Stanowi ono ważny punkt ze względu na obecności zakładu przemysłowego Pronar. Miejsce to wybrano ze względu na możliwość dostawania się do rzeki Narew zanieczyszczeń zmywanych z ruchliwej ulicy będącej trasą Białystok-Hajnówka-Białowieża oraz Narew-Bielsk Podlaski. Punkt poboru wody jest bezpośrednio otoczony terenami zielonymi, które stanowią pastwiska i łąki. Na odcinku tym brzegi rzeki nie są uregulowane i nie zbudowano tu żadnych budowli wodnych, na przykład jazów.

Suraż – miasto zamieszkałe przez około 1 tysięcy mieszkańców. Punkt ten jest trzecim monitorowanym od źródła rzeki Narwi. Na tym odcinku Narew przepływa przez dużą wieś Suraż. Brzegi rzeki są ulubionym miejscem okolicznych wędkarzy i letników. W bezpośrednim sąsiedztwie punktu poboru znajdują się łąki i pastwiska, na których w okresie wiosenno-letnim wypasane jest bydło. Na odcinku tym brzegi rzeki nie są uregulowane i nie zbudowano tu żadnych budowli wodnych, na przykład jazów.

Tykocin – miasto na lewym brzegu Narwi zamieszkałe przez około 2 tysiące mieszkańców. Jest on piątym monitorowanym na rzece Narew. Wyróżnia się znacznie od trzech pozostałych, gdyż położone jest tu miasteczko Tykocin. Pobór wody w tym punkcie dokonywany był bezpośrednio 50 metrów za jazem. W jego okolicach dominują zdecydowanie tereny zielone. Stanowią je rozległe łąki i pola.

#### 4. Metodyka badawcza

Badania wody wykonywane były w celu określenia wahań składu fizyczno-chemicznego wody rzeki Narwi, stanu jej czystości oraz stwierdzenia obecności substancji szkodliwych – pestycydów. W niniejszej pracy przede wszystkim wykonano badania stężenia jednych z najczęściej stosowanych herbicydów – kwasów fenoksyoctowych. Analizę tę wykonywano dwójako [8,9,10,12,13,15]:

1. metodą chromatografii cienkowarstwowej TLC wg PN-73/C-04608/09,10. Oznaczenie to prowadzono na płytkach pokrytych żelem krzemionkowym 60 F 254; chromatogramy rozwijano w mieszaninie benzen : kwas octowy : eter naftowy w stosunku 5:2:13 i wywoływano w świetle UV. Rozwijanie chromatogramów zachodziło w poziomych komorach DS-II-20X20 firmy CHROMDES z Lublina,
2. metodą chromatografii cieczowej HPLC według Di Corcia i Marchetti (1992, Environ. Sci. & Technol. 26, 66-74). Po elucji i zatężeniu ekstraktu kwasy fenoksyoctowe oznaczano techniką wysokociśnieniowej chromatografii cieczowej w układzie faz odwróconych. Warunki chromatografowania były następujące: detektor PDA-UV, długość fali 230 nm, kolumna Alltima C18, 150x4,6 mm, 5 µm, fazy ruchome A i B: mieszanina 0,17% kwasu ortofosforowego, metanolu i acetonitrylu o czystości HPLC, nastrzyk 100 µl, przepływ fazy ruchomej 1 cm<sup>3</sup>/min, czas rozwijania chromatogramu wynosił 40 minut.

Jednocześnie dokonywano oznaczeń innych zanieczyszczeń obszarowych: fosforu i azotu. Ponadto w celu pełnej analizy i oceny wykonano badania sanitarne rozszerzone. Zakres analiz obejmował określenie następujących cech

fizyczno-chemicznych wody: temperatura, tlen rozpuszczony, mętność, barwa, odczyn, twardość ogólna, wapń, magnez, żelazo, mangan, fosforany, amoniak, azotyny, azotany,  $\text{ChZT}_{\text{Mn}}$ , zasadowość, kwasowość. Ze względu na metodykę badawczą niektóre analizy wykonywano w miejscu poboru próbek (zawartość tlenu rozpuszczonego, odczyn, temperatura). Wyniki podane w pracy są średnią arytmetyczną z co najmniej trzech pomiarów. Oznaczenia prowadzone były metodami klasycznymi oraz przy użyciu spektrofotometru DR 2000 firmy HACH, tlenomierza OXI SET 330 firmy WTW oraz pH-metru firmy WTW.

**Tabela 1.** Ocena wiarygodności i parametry statystyczne metody HPLC

**Table 1.** Statistical evaluation of HPLC method

Substancja biologicznie czynna	Poziom fortyfikacji ( $\mu\text{g/l}$ )	N	Odzysk średni (%)	Wykrywalność ( $\mu\text{g/l}$ )	Granica oznaczalności ( $\mu\text{g/l}$ )
2,4-D	1	4	87,1	1	1
2,4-D	14	4	94,9	0,5	1
MCPA	1	4	89,9	1	1
MCPA	12	4	95,4	0,5	1
MCPA	1	4	68,5	1	1
MCPA	14	4	94,6	0,5	1

Analizą objęto okres od kwietnia 2000 do marca 2001 roku. Próbkę pobierano z częstotliwością raz w miesiącu, w stałych odstępach czasowych między 15 a 20 dniem każdego miesiąca. Minimalna częstotliwość poboru próbek przy monitorowaniu zanieczyszczeń pestycydowych wód ujmowanych do picia w celu ustalenia aktualnego stężenia oraz zmian sezonowych wynosi cztery razy w roku z zaznaczeniem monitorowania w okresie stosowania oraz silnych opadów [4,10]. Tak więc założony pobór raz w miesiącu był wystarczający. W styczniu i lutym wody rzek pokryte były pokrywą lodową, która uniemożliwiła pobór próbek. Wszystkie niezbędne czynności wykonywano zgodnie z obowiązującą metodyką badawczą. Próbkę wody pobierane były do szklanych pojemników i przewożone w ciemnych skrzynkach.

## 5. Dyskusja uzyskanych wyników

Uzyskane wyniki badań przedstawiono w postaci tabel (tab. 2÷4 oraz 7÷10). Wykonane badania nad zawartością pestycydów z grupy herbicydów fenoksyoctowych potwierdziły obecność tych najpopularniejszych w rolnictwie środków ochrony roślin w wodach powierzchniowych regionu północno-wschodniego. W prezentowanych badaniach szczególną uwagę zwrócono na

występowanie zanieczyszczeń obszarowych, do których należą między innymi herbicydy fenoksyoctowe, związki fosforu i azotu. Na terenach rolniczych, jakimi charakteryzuje się region północno-wschodni, istotnym źródłem związków azotu, fosforu i środków ochrony roślin są spływy powierzchniowe, tj. spływy z powierzchni terenu lub spod powierzchni terenu, które drobniotkami strużkami w sposób rozproszony dopływają do zbiorników wodnych. Spływy te niosą ze sobą zanieczyszczenia obszarowe, do których należą duże ilości związków azotu, fosforu jako nawozy sztuczne oraz herbicydów fenoksyoctowych jako środki ochrony roślin. Obserwuje się wzrost strat tych substancji z pól podczas występowania deszczów nawalnych, jakie miały miejsce w miesiącach letnich 2000 roku.

Światowa organizacja Zdrowia (WHO), Unia Europejska (UE), a także obowiązująca obecnie norma polska jednoznacznie definiują dopuszczalne ilości środków ochrony roślin w wodach pitnych oraz w wodach naturalnych [3,5,6,16]. Wartości te dla wód pitnych wynoszą maksymalnie 0,1 ( $\mu\text{g/l}$ ) dla pojedynczego związku, zaś 0,5 ( $\mu\text{g/l}$ ) dla sumy pestycydów. Zalecenia Unii Europejskiej definiują dopuszczalne ilości pestycydów w wodach powierzchniowych na poziomie setnych, a nawet tysięcznych części  $\mu\text{g/l}$ . Dopuszczalne stężenia pestycydów w wodach powierzchniowych są a ogół niższe niż w wodzie wodociągowej. Wynika to z faktu, że organizmy wodne są najbardziej narażone na działanie pestycydów, gdyż stykają się z nimi cały czas i całą powierzchnią, a także tworzą w tym samym środowisku wodnym łańcuchy troficzne.

Na podstawie przeprowadzonych analiz można stwierdzić, że stężenia herbicydów fenoksyoctowych wahały się w granicach 0÷130  $\mu\text{g/l}$ . Najwyższe ilości tych związków zaobserwowano w miesiącach wiosenno-letnich. Związane jest to ze stosowaniem zabiegów agrotechnicznych oraz wymywaniem tych toksyn z gleb. Maksymalne stężenia kwasów fenoksyoctowych przypadły na kwiecień-maj. Tłumaczyć to można faktem, iż pokrywa śnieżna w 2000 roku utrzymywała się wyjątkowo długo i dosyć późno nastąpiły spływy powierzchniowe wód roztopowych. Intensywne spływy powierzchniowe przyspieszają ługowanie z gleb terenów rolniczych zastosowanych herbicydów, zaś niska temperatura spowalnia szybkość reakcji rozkładu oraz aktywność mikroorganizmów biorących udział w biodegradacji środków ochrony roślin w glebie oraz w wodzie [2]. Tezę tę potwierdza spadek ilości tych substancji we październiku i listopadzie. Październik 2000 roku był bardzo pogodny, temperatura powietrza dochodziła do 20°C a opadów deszczu prawie nie notowano. Temperatura badanych wód sięgała nawet 12,7°C. W związku z tym nastąpił wzrost aktywności mikroflory rozkładającej herbicydy.

W tabelach 2÷3 przedstawiono przykładowe stężenia badanych herbicydów wzdłuż rzeki Narwi, rozkład ładunków tych zanieczyszczeń niesionych z wodami rzeki oraz emisję poszczególnych herbicydów przypadającą na 1 km<sup>2</sup>

otaczającej zlewni. Na podstawie przeprowadzonych obliczeń można stwierdzić, że największe stężenia oraz największa emisja pestycydów zachodzi w miejscowości Narew. Można więc przypuszczać, że okoliczni rolnicy stosują tu największe ilości pestycydów, gdyż odpływ z 1 km<sup>2</sup> jest tu największy. Inaczej kształtuje się ładunek toksyn niesiony z wodami Narwi. W miejscowości Narew jest on najniższy i wynosi odpowiednio dla: 2,4-D – 27,12, MCPA – 24,58, zaś MCPP – 38,15 kg/d. Najwyższe ładunki pestycydów występują w okolicach Tykocina i sięgają w przypadku MCPP nawet 100,79 kg/d. Wzrost ilości ładunku zanieczyszczeń wzdłuż biegu rzeki świadczy o tym, że następuje stały dopływ tych substancji wraz ze spływami powierzchniowymi i wodami gruntowymi.

**Tabela 2.** Przykładowy rozkład ilości i ładunków pestycydów fenoksy-octowych wzdłuż biegu badanej rzeki

**Table 2.** Example distribution of phenoxyacetic pesticides concentration and pesticides load along examined river

Punkt kontrolny	Km biegu rzeki	SSQ [m <sup>3</sup> /s]	Stężenie pestycydu [µg/l] we wrześniu 2000 r			Ładunek [kg/d] we wrześniu 2000 r		
			2,4-D	MCPA	MCPP	2,4-D	MCPA	MCPP
Tykocin	261,7	33,30	25	27	35	71,93	77,68	100,79
Suraż	355,3	15,50	21	23	30	28,12	30,80	40,18
Narew	410	9,81	32	29	45	27,12	24,58	38,15

**Tabela 3.** Przykładowa emisja pestycydów fenoksyoctowych do badanej rzeki

**Table 3.** Example phenoxyacetic pesticides emission to the examined river

Punkt kontrolny	Powierzchnia zlewni [km <sup>2</sup> ]	Ładunek [kg/d] we wrześniu 2000 r			Emisja [g/d km <sup>2</sup> ] We wrześniu 2000 r		
		2,4-D	MCPA	MCPP	2,4-D	MCPA	MCPP
Narew	1978,0	27,12	24,58	38,15	<b>13,71</b>	<b>7,28</b>	<b>19,29</b>
Suraż	3376,5	28,12	30,80	40,18	8,33	9,12	11,90
Tykocin	7180,6	<b>71,93</b>	<b>77,68</b>	<b>100,79</b>	10,02	10,82	14,04

Rozpatrując poszczególne związki pestycydowe z grupy fenoksykwasów, można stwierdzić, że w Narwi występują największe stężenia i ładunki kwasu MCPP. Fakt ten można tłumaczyć nie tylko masowym stosowaniem tego



związku, ale także jego największą trwałością w środowisku, a także długim czasem połowicznego rozkładu w wodzie (do 20 dni) i w glebie (do 180 dni).

W tabeli 4 podano przykładowy rozkład stężenia, ładunku i emisji azotanów w rzece Narwi w miesiącu wrześniu 2000 roku. Porównując dane z tabeli 2÷4, można stwierdzić, że wartości te rozkładają się analogicznie. Najwyższe ładunki azotu V występują także w Tykocinie, zaś najwyższa emisja w miejscowości Narew. Analizując wszystkie podane wartości można zauważyć takie same tendencje w rozkładzie występowania pestycydów i związków azotu. Można więc wnioskować, iż herbicydy stosowane są do zabiegów agrotechnicznych i następnie dostają się do wód z taką samą intensywnością jak nawozy sztuczne azotowe. W związku z tym na podstawie stężeń azotu V w wodach zlewni rzeki Narwi można wnioskować o występowaniu pestycydów.

**Tabela 4.** Przykładowy rozkład ilości, ładunków i emisji wzdłuż biegu badanej rzeki  
**Table 4.** Example distribution of nitrate (NO<sub>3</sub>) concentration, load and emission

Punkt kontrolny	SSQ [m <sup>3</sup> /s]	Powierzchnia zlewni [km <sup>2</sup> ]	Stężenie azotu V [mg/l] we wrześniu 2000r	Ładunek [kg/d] we wrześniu 2000r	Emisja kg/d km <sup>2</sup> we wrześniu 2000r
Narew	9,81	1978,0	1,3	1108,86	<b>0,561</b>
Suraż	15,50	3376,5	0,9	1205,28	0,357
Tykocin	33,30	7180,6	1,3	<b>3740,26</b>	0,521

Do badanych zanieczyszczeń obszarowych należą także związki fosforu. Nawozy sztuczne w Polsce stosowane były na dużą skalę. Do wód powierzchniowych związki fosforu dostają się głównie w wyniku erozji. Szacuje się, że straty fosforu przy nawożeniu pól wynoszą 0,1÷5% . Jest to więc istotne źródło fosforu w wodach. Odpływy z pól zawierają fosforany w stężeniu 0,05÷2 mg/l. Przemiany chemiczne fosforu w wodzie prowadzą do jego wytrącenia i akumulacji w osadach dennych. Na szybkość wymiany fosforu między osadami a wodą wpływ ma ilość tlenu, temperatura, odczyn itp. W badaniach zaobserwowano w rzece Narwi najwyższe stężenia fosforanów w okresie najwyższej temperatury wody, czyli w miesiącach czerwcem, lipcu i sierpniu. Na ogół w miesiącach letnich mineralne formy fosforu zużywane są intensywnie przez fitoplankton i stężenia fosforanów spada do bardzo małych wartości. Obumarły plankton zawierający fosfor spada na dno zbiornika, gdzie w osadach dennych zachodzi jego rozkład i uwolnienie do toni wodnej. W związku z tym jesienią następuje wzrost ilości fosforanów w wodzie.

**Tabela 5.** Emisja azotu do wód powierzchniowych rzeki Narwi [14]**Table 5.** Nitrogen emission to the surface water of Narew river

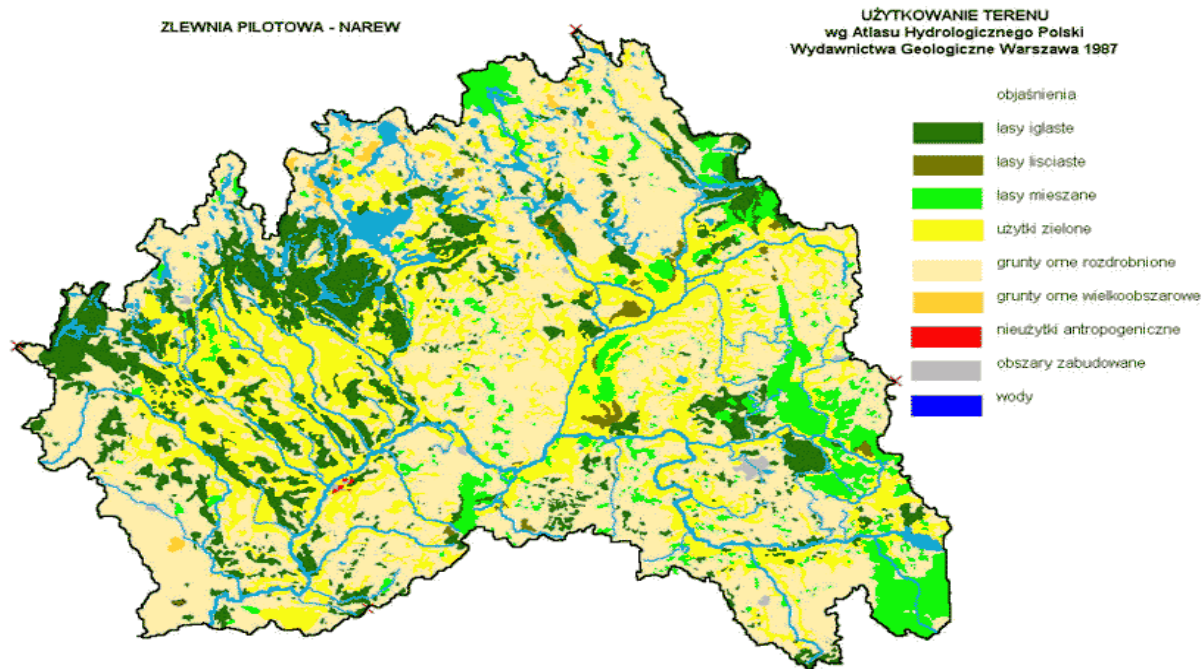
Zlewnia	Ogółem (t/rok)	Pochodzenia obszarowego (t/rok)				Ze źródeł punktowych (t/rok)			
		Ogółem	%	Tło naturalne	Rolnictwo	Ogółem	%	Kanalizacja komunalna	Kanalizacja przemysłowa
<i>Narew od źródeł do ujścia Biebrzy</i>	<b>3721,5</b>	<b>1977,6</b>	<b>53,1</b>	<b>583,4</b>	<b>1394,2</b>	<b>1743,9</b>	<b>46,9</b>	<b>1704,0</b>	<b>39,9</b>
Dorzecze Biebrzy	3064,5	2724,9	88,9	949,3	1775,6	339,5	11,1	331,4	8,1
Narew od ujścia Biebrzy do ujścia Bugu	4643,5	3453,3	74,4	1184,3	2269,0	1190,1	25,6	1110,0	80,2

**Tabela 6.** Przepływy charakterystyczne rzeki Narwi [14]**Table 6.** The characteristic flows of Narew river

Lp.	Wodowskaz	Km	A (km <sup>2</sup> )	Przepływy (m <sup>3</sup> /s)						Stany wody		
				w okresie	WWQ	SWQ	SSQ	SNQ	NNQ	w okresie	WWW	NNW
1	Bondary	431,7	1049,7	1964-90	85,9	33,8	5,72	1,24	0,27	1963-90	369	141
2	<i>Narew</i>	<b>410</b>	<b>1978,0</b>	<b>1951-90</b>	<b>153,0</b>	<b>57,6</b>	<b>9,81</b>	<b>2,12</b>	<b>0,95</b>	<b>1928-90</b>	<b>227</b>	<b>-8</b>
3	<i>Suraż</i>	<b>355,3</b>	<b>3376,5</b>	<b>1951-90</b>	<b>250,00</b>	<b>84,30</b>	<b>15,50</b>	<b>3,52</b>	<b>1,52</b>	<b>1948-90</b>	<b>407</b>	<b>74</b>
4	<i>Tykocin</i>	<b>261,7</b>	<b>7180,6</b>	<b>1951-90</b>	<b>524,00</b>	<b>149,00</b>	<b>33,30</b>	<b>9,89</b>	<b>5,40</b>	<b>1925-90</b>	<b>514</b>	<b>138</b>
5	Wizna	245,9	14307,7	1951-90	992,00	280,00	67,90	22,70	11,20	1921-90	577	133
6	Łomża	203,6	15296,5	1951-90	1040,00	296,00	74,30	25,20	13,30	1921-90	580	68

Oznaczenia:

- km - kilometr biegu rzeki
- A - pow. zlewni (km<sup>2</sup>)
- WWQ - największy przepływ zaobserwowany w danym okresie
- SWQ - wartość średnia z największych przepływów rocznych zaobserwowanych w danym okresie
- SSQ - średni przepływ w danym okresie
- SNQ - średni przepływ z najmniejszych przepływów rocznych zaobserwowanych w danym okresie
- NNQ - najmniejszy przepływ zaobserwowany w danym okresie
- WWW - najwyższy stan wody zaobserwowany w danym okresie
- NNW - najniższy stan wody zaobserwowany w danym okresie



**Rys. 1.** Użytkowanie terenu zlewni rzeki Narwi [14]  
**Fig. 1.** The use of river's Narew catchment area [14]

**Tabela 7.** Zestawienie wyników. Rzeka Narew – punkt Narew  
**Table 7.** The breakdown of results. Narew river – point Narew

	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I - II	III
Temperatura, [°C]	12,00	13,70	17,90	18,60	19,80	14,10	8,20	3,80	3,60	lód	9,10
Barwa, [mg Pt/l]	50,00	35,00	35,00	30,00	20,00	10,00	5,00	10,00	5,00	lód	60,00
Mętność, [mg SiO <sub>2</sub> /l]	30,00	30,00	30,00	20,00	0,00	5,00	0,00	0,00	0,00	lód	30,00
Odczyn, [pH]	8,12	8,27	8,01	8,24	8,19	7,96	7,84	8,23	8,03	lód	7,99
Zasadowość, Zp [mval/l]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	lód	0,00
Zasadowość, Zm [mval/l]	3,30	3,20	3,00	3,10	3,30	3,20	1,00	3,80	3,30	lód	2,90
Kwasowość, Kp [mval/l]	0,20	0,15	0,15	0,15	0,20	0,10	0,05	0,10	0,10	lód	0,20
Kwasowość, Km [mval/l]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	lód	0,00
ChZT <sub>Mn</sub> , [mg O <sub>2</sub> /l]	15,00	14,20	12,70	11,80	10,30	13,40	18,00	14,80	14,60	lód	16,6
Tlen rozp., [mg/l]	8,76	8,98	8,19	8,50	8,97	9,11	10,30	10,73	11,12	lód	10,36
Żelazo, [mg/l]	0,10	0,20	0,30	0,35	0,40	0,70	0,80	0,60	0,50	lód	0,10
Mangan, [mg/l]	0,31	0,15	0,05	0,10	0,18	0,17	0,40	0,34	0,41	lód	0,25
Twardość, [mval/l]	7,82	6,54	7,10	6,24	5,41	4,52	4,66	5,03	4,71	lód	4,24
Wapń, [mg/l]	127,11	112,1	103,4	100,34	89,4	80,95	77,75	76,9	73,11	lód	77,41
Magnez, [mg/l]	17,74	11,30	23,45	14,68	11,42	5,71	9,35	14,46	12,76	lód	4,49
Azotany, [mg/l]	1,20	1,40	1,10	1,10	1,10	1,30	1,40	1,50	1,40	lód	1,10
Azotyny, [mg/l]	0,03	0,04	0,01	0,01	0,01	0,03	0,05	0,05	0,05	lód	0,01
Amoniak, [mg/l]	0,17	0,15	0,20	0,20	0,20	0,08	0,12	0,18	0,17	lód	0,01
Fosforany, [ mg/l ]	0,03	0,05	0,06	0,06	0,04	0,03	0,03	0,04	0,04	lód	0,01

**Tabela 8.** Zestawienie wyników. Rzeka Narew – punkt Suraż  
**Table 8.** The breakdown of results. Narew river – point Suraż

	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I - II	III
Temperatura, [°C]	12,10	15,20	17,90	18,50	20,10	14,90	8,40	4,00	3,60	lód	9,30
Barwa, [mg Pt/l]	40,00	30,00	35,00	25,00	10,00	5,00	5,00	5,00	5,00	lód	40,00
Mętność, [mg SiO <sub>2</sub> /l]	10,00	10,00	35,00	20,00	5,00	5,00	5,00	5,00	0,00	lód	20,00
Odczyn, [pH]	6,88	7,47	7,19	7,99	7,56	7,49	7,91	7,69	7,99	lód	8,02
Zasadowość, Zp [mval/l]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	lód	0,00
Zasadowość, Zm [mval/l]	3,30	3,20	3,70	3,50	3,30	3,50	1,70	4,00	3,50	lód	3,60
Kwasowość, Kp [mval/l]	0,12	0,15	0,20	0,20	0,20	0,10	0,10	0,20	0,10	lód	0,30
Kwasowość, Km [mval/l]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	lód	0,00
ChZT <sub>Mn</sub> , [mgO <sub>2</sub> /l]	18,80	15,60	13,60	13,50	14,90	16,20	15,60	18,40	17,60	lód	18,80
Tlen rozp., [mg/l]	8,77	8,96	8,19	8,20	8,23	9,16	11,80	11,60	11,70	lód	11,70
Żelazo, [mg/l]	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,50	0,12	0,30	lód	0,90
Mangan, [mg/l]	0,26	0,20	0,10	0,15	0,20	0,10	0,30	0,10	0,12	lód	0,05
Twardość, [mval/l]	4,50	4,96	6,24	6,20	6,14	5,16	4,79	4,44	5,18	lód	4,26
Wapń, [mg/l]	67,33	76,98	105,6	100,20	90,32	78,56	89,78	84,17	85,66	lód	70,21
Magnez, [mg/l]	13,73	13,49	11,66	17,99	19,68	14,94	3,64	2,79	10,93	lód	9,11
Azotany, [mg/l]	1,20	1,00	0,90	0,90	0,80	0,90	1,10	1,20	1,50	lód	0,90
Azotyny, [mg/l]	0,04	0,03	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,02	0,04	lód	0,01
Amoniak, [mg/l]	0,12	0,14	0,20	0,20	0,20	0,16	0,12	0,30	0,32	lód	0,05
Fosforany, [mg/l]	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,02	0,03	0,03	lód	0,01

**Tabela 9.** Zestawienie wyników. Rzeka Narew – punkt Tykocin  
**Table 9.** The breakdown of results. Narew river – point Tykocin

	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I - II	III
Temperatura, [°C]	11,60	15,90	18,10	18,50	20,40	16,10	9,30	5,20	4,50	lód	9,10
Barwa, [mg Pt/l]	60,00	40,00	35,00	30,00	35,00	20,00	5,00	5,00	5,00	lód	50,00
Mętność, [mg SiO <sub>2</sub> /l]	15,00	10,00	15,00	10,00	10,00	5,00	0,00	5,00	0,00	lód	10,00
Odczyn, [pH]	6,39	7,18	7,20	7,93	7,85	7,11	7,39	7,71	7,91	lód	7,78
Zasadowość, Zp [mval/l]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	lód	0,00
Zasadowość, Zm [mval/l]	4,00	3,70	4,10	3,90	3,60	5,60	4,00	3,20	3,80	lód	3,80
Kwasowość, Kp [mval/l]	0,25	0,20	0,25	0,20	0,18	0,15	0,05	0,21	0,20	lód	0,80
Kwasowość, Km [mval/l]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	lód	0,00
ChZT <sub>Mn</sub> , [mgO <sub>2</sub> /l]	10,2	10,60	11,30	12,20	12,20	10,80	17,00	15,30	17,10	lód	13,40
Tlen rozp., [mg/l]	6,80	9,43	7,17	6,95	6,90	9,21	9,70	9,86	9,97	lód	10,60
Żelazo, [mg/l]	0,00	0,30	0,80	0,06	0,20	0,19	0,30	0,20	0,18	lód	0,07
Mangan, [mg/l]	0,35	0,35	0,10	0,10	0,05	0,30	0,30	0,29	0,30	lód	0,25
Twardość, [mval/l]	5,88	5,42	8,76	7,20	6,52	5,44	4,72	6,22	6,40	lód	5,52
Wapń, [mg/l]	116,23	108,1	102,60	92,16	114,89	83,37	85,77	90,10	87,22	lód	91,16
Magnez, [mg/l]	0,85	0,12	44,10	31,59	9,48	15,43	5,22	20,78	24,79	lód	11,66
Azotany, [mg/l]	1,20	1,30	1,60	1,50	1,50	1,30	1,30	1,40	1,20	lód	1,30
Azotyny, [mg/l]	0,01	0,01	0,07	0,008	0,08	0,02	0,03	0,03	0,02	lód	0,01
Amoniak, [mg/l]	0,16	0,16	0,16	0,15	0,12	0,70	0,12	0,16	0,16	lód	0,13
Fosforany, [mg/l]	0,06	0,05	0,06	0,08	0,08	0,03	0,02	0,03	0,02	lód	0,02

**Tabela 10.** Zestawieni stężeń kwasów fenoksyoctowych [ $\mu\text{g/l}$ ]**Table 10.** The breakdown of phenoxyacetic acid concentrations [ $\mu\text{g/l}$ ]

Związki, [ $\mu\text{g/l}$ ]	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I - II	III
<b>Narew</b>											
MCPP	34	23	14	10	0	45	31	13	0	lód	25
MCPA	0	0	0	0	0	29	24	10	0	lód	0
2,4-D	0	0	0	0	0	32	20	0	0	lód	0
<b>Suraż</b>											
MCPP	0	10	10	10	0	30	47	0	0	lód	33
MCPA	0	0	0	0	0	23	35	27	0	lód	0
2,4-D	0	0	0	0	0	21	32	22	0	lód	0
<b>Tykocin</b>											
MCPP	130	75	32	45	49	35	30	28	0	lód	97
MCPA	0	0	0	17	35	27	21	26	0	lód	19
2,4-D	0	0	0	15	31	25	20	19	0	lód	15

Zmiany cykliczne mogą być zakłócone przez doprowadzenie do rzeki ścieków lub spływów powierzchniowych. Takie zjawisko lub przesunięcie pierwszej fazy lata 2000 roku na okres wiosenny prawdopodobnie przyczyniło się do wystąpienia w monitorowanej rzece najwyższych stężeń fosforanów w lipcu i sierpniu – 0,08 mg/l. Ogólnie można stwierdzić, że ilości fosforanów występujące w badanych wodach nie były duże i nie odbiegały znacząco od przytaczanych w literaturze stężeń w wodach powierzchniowych Polski, USA i Niemiec [2]. Ze względu na ten parametr badane wody można zaliczyć do I klasy czystości wód powierzchniowych.

Związki azotu dostają się do wód powierzchniowych wraz ze ściekami, ale także ze spływami powierzchniowymi. Nawozy azotowe, podobnie jak fosforowe, są powszechnie stosowane w polskim rolnictwie. W związku z tym spływy obszarowe w wyniku stosowania nawozów, a także hodowli i wypasania bydła, mogą wprowadzać do rzek znaczne ilości azotu (do 10 mgN/l). W badanych rzekach ilość azotu amonowego wahała się od 0,01 do 0,08 mg/l. Jest to małe stężenie kwalifikujące obie rzeki do I klasy czystości. W Narwi zauważono typową zależność: niskie stężenia azotu amonowego latem przy wyższych temperaturach, kiedy to jest on pobierany przez rośliny oraz ulega nityfikacji, zaś wyższe zimą, gdy nityfikacja ulega zahamowaniu. Azotyny w środowisku tlenowym są produktem przejściowym i nietrwałym, szybko ulegają przemianom w azot azotanowy. W badanych wodach powierzchniowych stężenie azotu III wynosiło od 0,01 do 0,05 mg/l. Najwyższe ilości zanotowano w punkcie kontrolnym Narew w miesiącach październik-grudzień. Azotany należą do substancji pożywkowych niezbędnych do życia roślin wodnych. Typowe zmiany zawartości azotu V przebiegają analogicznie do zmian fosforanów. W badanej rzece ilość fosforu wahała się na stałym poziomie od 0,8 do 1,6 mg/l niezależnie od pory roku. Co prawda nie oznaczano zanieczyszczeń w styczniu i lutym, kiedy to można spodziewać się najniższych stężeń fosforu i azotu V.

Na podstawie przeprowadzonych analiz, można określić klasę czystości wód monitorowanych rzek. Dostępna literatura dotycząca stanu czystości i klasyfikacji wód Narwi stanowiły wyniki badań przeprowadzone w 2000 roku przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku [13] oraz plan gospodarowania wodą w zlewni Narew wykonany przez Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Warszawie. Według danych Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Warszawie [14] w 1999 roku Narew na odcinku od Zbiornika Siemianówka do Bokin należała do wód pozaklasowych, zaś na odcinku od Bokin do Wizny do III klasy czystości. Sytuacja wyglądała inaczej biorąc pod uwagę tylko związki biogeniczne: odcinek od Siemianówki do Stra-



bli oraz od Bokin do Choroszczy – II klasa, zaś od Strabli do Bokin oraz Choroszczy do Wizny – II klasa czystości. Ogólnie wody Narwi na odcinku od źródła do Wizny zaliczono do wód wymagających wysokosprawnej technologii uzdatniania do celów wodociągowych.

Biorąc pod uwagę wyniki uzyskane w Katedrze Wody, Ścieków Osadów Politechniki Białostockiej wody rzeki Narwi w punkcie pomiarowo-kontrolnym w Narwi należą także do III klasy czystości wód ze względu na podwyższoną zawartość manganu i azotu azotynowego. Przekroczenie dopuszczalnej wartości dla klasy II obu związków wystąpiło czterokrotnie na 10 wykonanych badań w okresie objętym analizą. Wskaźnikiem powodującym przeklasyfikowanie wody rzeki z I do II klasy była podwyższona zawartość  $\text{ChZT}_{\text{Mn}}$ . Pozostałe wskaźniki klasyfikowały rzekę w I klasie. W punkcie pomiarowym Suraż wody rzeki Narwi można zaliczyć do III klasy czystości ze względu na zawartość manganu. Przekroczenie dopuszczalnej wartości dla II klasy wystąpiło tylko jeden raz. II klasie czystości wód odpowiadało stężenie  $\text{ChZT}_{\text{Mn}}$ , żelaza oraz azotu azotynowego. Pozostałe wskaźniki odpowiadały I klasie czystości. Kolejnym badanym przekrojem na rzece Narwi był Tykocin. Z analiz własnych wynika pozaklasowość wody w tym punkcie, spowodowana azotem azotynowym. Odpowiadające III klasie było stężenie manganu, a II klasie  $\text{ChZT}_{\text{Mn}}$ . Pozostałe wskaźniki odpowiadały normom I klasy czystości wód.

## 6. Podsumowanie

Żadne dostępne źródło nie podaje informacji dotyczących występowania środków ochrony roślin w wodach rzeki Narwi. Według danych Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Warszawie [14] jako substancje toksyczne rozpatrywano jedynie zanieczyszczenia uwzględnione w Dyrektywie 86/280/EEC [5] (w sprawie wartości dopuszczalnych dla ścieków i wskaźników jakości wód w odniesieniu do zrzutów niektórych niebezpiecznych substancji). Wyniki jednorazowej oceny wykazały, że zanieczyszczenia chloroorganiczne oraz metale ciężkie nie stanowiły zagrożenia, ponieważ nie przekraczały norm dopuszczalnych dla wód I klasy czystości. Jednocześnie należy podkreślić, że przy jednokrotnym badaniu pestycydów w roku, wynik oceny może być przypadkowy. Ponadto należy podkreślić, że oznaczano pestycydy nie stosowane od wielu lat, zamiast związków używanych obecnie do zabiegów agrotechnicznych.

W związku z tym niniejsza praca stanowi cenne źródło informacji o występowaniu herbicydów fenoksyoctowych w wodach powierzchniowych naszego regionu. Okazało się, iż stężenia tych substancji w Narwi są wielokrotnie wyższe niż w monitorowanych w latach 80. i 90. wodach Raduni i Redy [19].

Analizując stężenia oraz okres występowania herbicydów, a także związków biogennych stwierdzono, że istnieje zależność między ilością tych substancji i czasem wykrycia a zamożnością okolicznych rolników. W bogatszych, lepiej sytuowanych wsiach nawozy oraz herbicydy stosowane były dwukrotnie w roku, zaś w biednych wsiach tylko raz w roku, ewentualnie wcale. Należy także wspomnieć o dużym wpływie na stan czystości rzeki Narwi wody spuszczonej ze zbiornika Siemianówka [17,18]. Niosły one ze sobą zanieczyszczenia organiczne powodujące barwę i mętność, a także roślinność przyczyniającą się do ubytku tlenu rozpuszczonego oraz wiele innych zanieczyszczeń.

Najważniejszym jednak spostrzeżeniem jest fakt występowania w wodach powierzchniowych ujmowanych do picia znacznych ilości środków ochrony roślin, które w świetle nowej ustawy o jakości wody przeznaczonej do picia niepodważalnie należy usuwać w procesach uzdatniania. Badania monitoringowe prowadzone przez WIOS w Białymstoku a także Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Warszawie w zlewni rzeki Narwi pozwalają jedynie w ograniczonym zakresie na wdrożenia dyrektyw unijnych, ponieważ lokalizacja przekrojów, zakres wykonywanych oznaczeń oraz częstotliwości badań nie zawsze są zgodne z wymaganiami UE.

## **Literatura**

1. **Anozko M., Modzelewski R., Żegalska E.**: Biebrza i Narew. Łomża 1998.
2. **Dojlido J.R.**: Chemia wód powierzchniowych. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 1995.
3. Dyrektywa 75/440/EWG z 16.06.1975 roku dotycząca wymaganej jakości wód powierzchniowych przeznaczonych do pobierania wody pitnej.
4. Dyrektywa 79/869/EWG z 9.10.1979 roku dotycząca metod poboru i częstotliwości pobierania próbek oraz analizy wód powierzchniowych przeznaczonych do pobierania wody pitnej.
5. Dyrektywa 86/280/EWG z 12.06.1986 roku w sprawie wartości dopuszczalnych dla ścieków i wskaźników jakości wód w odniesieniu do zrzutów niektórych niebezpiecznych substancji objętych wykazem I załącznika do dyrektywy 76/464/EWG.
6. Dyrektywa 98/83/EEC z 3.11.1998 roku dotycząca jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.
7. **Halicki S.**: Polska Amazonia .Białystok – Choroszcz 2000.
8. **Ignatowicz-Owsieniuk K.**: Usuwanie wybranych chemicznych środków ochrony roślin z wody metodą sorpcji na węglu aktywnym. Praca doktorska, Politechnika Białostocka, Białystok 2000.
9. **Ignatowicz-Owsieniuk K.**: Wpływ zanieczyszczeń obszarowych wody rzeki Czarnej na wodę rzeki Supraśl. Rocznik Ochrona Środowiska tom 3. Rok 2001. Koszalin 2001.

10. **Jolly P.K., Ellis J.C.:** Monitoring Requirements for Estimating Pollutant Loads in Rivers. WRC Environment, Medmenham Laboratory, 1989, p. 16
11. **Kędzierzawski M.:** Stan czystości wód powierzchniowych obszaru Zielonych płuc Polski. Białystok, 1998.
12. Manual of Pesticide Residue Analysis. Pesticides Commission. DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, 1987, v. I-II
13. **Nawrocki J.:** Wybrane metody zateżania mikrozanieczyszczeń organicznych. . Mat. Symp. „Związki organiczne w środowisku i metody ich oznaczania.” Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1994.
14. Plan gospodarowania wodą w zlewni rzeki Narew (od granicy państwa do Pułtuska). Mat. Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Warszawie, Warszawa 2001.
15. Polska Norma PN-73/C-04608/09. Woda i ścieki. Badania zawartości pestycydów. Oznaczanie 2,4-D; MCPA; mekopropu i dichloropropu metodą chromatografii cienkowarstwowej.
16. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 4.09.2000 roku w sprawie warunków, jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarze. Dz.U. nr 82, poz.937 z 2000 roku.
17. Stan środowiska województwa podlaskiego w 1997 roku. Materiały WIOŚ Białystok 2000.
18. Stan czystości rzek województwa podlaskiego w 2000 roku. Materiały WIOŚ Białystok 2001.
19. **Żelechowska A., Makowski Z.:** Pestycydy w wodach rzek o zlewniach rolniczych zasilających Zatokę Gdańską. GWiTS 1990 nr 2-3.

## **Changes Of Physical And Chemical Composition Of River Narew Water Taking Into Consideration Concentration Of Phenoxyacetic Pesticides**

### **Abstract**

The presence of pesticides in natural waters of such countries as: USA, Canada, Russia, Germany, France, Switzerland and also in the Baltic Sea and the North Sea has been proved many times. The following compounds are detected most often and in largest quantities: Lindan, DDT (which has not been used for many years now), Simazine, Atrazine, Chlorfenvinphos and Fenitrothion. The presence of pesticides in surface waters in the Żuławy Wiślane region has been described many times by Żelechowska and Makowski. Additionally, the author's own research confirmed the presence of phenoxyacetic acid herbi-

cides in surface waters in the northern-eastern region of Poland – in the Supraśl, Białka, Narew, Płoska and Biebrza rivers. This paper presents the results of the research on determination of phenoxyacetic herbicides and other pollutants concentrations in the Narew river.

Narew is a right tributary of Vistula and it is 484 km long (along borders of Poland 448.1 km). Narew and its inflows embrace area of 75175.2 km<sup>2</sup> (in Poland 53787 km<sup>2</sup>). The upper part of Narew and its inflows are on comparatively weakly industrialized areas (with typical agricultural character) and large forest areas. Near the Belarus border the barrage and reservoir called Siemianówka is situated. From sources to outlets the river flows across a comparatively flat ground. It is controlled when it flows onto Łomża ground. It goes across a flat valley (there were many meanders earlier). From the outlet of Biebrza Narew has a natural course. It flows here in a wide valley, which is the south bank of Biebrza valley. At Pniewo and Krzewo the valley of Biebrza narrows and farther the river flows into a narrow valley. Near Nowogród it flows into a wide valley (which is a natural edge of Kurpie Plain) with sandy basis.

The samples were collected over a period of one year, from April 2000 to March 2001. Unfortunately any accessible sources do not give any data about usage of chemicals for protecting plants in the Narew catchment's area. This is not acceptable that such monitoring investigations have not been done. This work is a source of information about occurrence of phenoxyacetic acid– vinegar herbicides in surface water in our region. It has turned out that concentrations of these substances in Narew are many times higher than in monitored water of Radunia and Reda in Żuławy Wiślane.

Analyzing concentrations and a period of occurrence of herbicides as well as concentrations biogene substances one may notice that there is a dependence between the quantity of these substances, the detection time and the wealthy of farmers. In richer, better-situated villages the fertilizers and herbicides were applied twice a year, while in poor villages only once a year or not at all. This has a large influence on a state of cleanness of water which is much worse from reservoir Siemianówka to Narew. Water carries organic pollution that causes colour and turbidity. It carries also plants that cause decrease of oxygen.

The most important fact noted during the research is that in surface water taken for drinking significant amounts of crop protection products were determined, which, in the light of the new act concerning quality of drinking water, irrefutably must be removed in the treatment processes. Monitoring research carried out by the Environment Protection Institute in Białystok as well as the Regional Water Management Board in Warsaw in the Narew river's catchment allow only in limited range introducing EU directives, because localization of sections, range of determined pollutants as well as frequency of examinations are not always according to the EU directives.

# **Elektroosmotyczne osuszanie gruntu w warunkach pola jednorodnego; próba ujęcia teoretycznego**

*Janusz Haurylkiewicz  
Politechnika Koszalińska*

## **1. Wstęp**

Melioracja geotechniczna jest ulepszaniem podłoża gruntowego, najczęściej ze względu na posadowienie budowli. Jednym z dość skutecznych sposobów jest wykorzystanie zjawiska elektroosmozy. Jest to zjawisko elektrokineetyczne polegające na powodowaniu przepływu wody w gruncie przez pole elektryczne nałożone na określoną część ośrodka gruntowego (por. [2,6,7]). Zazwyczaj pole to ma stały w czasie gradient potencjału, a pod względem geometrii zbliżone jest do jednorodnego lub – rzadziej – do osiowosymetrycznego (por. [8]).

Wykorzystanie elektroosmozy do osuszania gruntów praktykowane jest w geotechnice od dawna (por. [1,3,4,5,8]) i od dawna znane są procedury obliczeniowe przydatne w planowaniu i projektowaniu instalacji elektroosmotycznych. Cechą charakterystyczną tych procedur jest zakładanie stałej oporności właściwej ośrodka gruntowego i przyjmowanie parametrów procesu osuszania (zarówno wynikowych, jak i pośrednich) na podstawie doświadczeń firm meliorujących w analogicznych warunkach geotechnicznych (por. [1]).

W dostępnej autorowi literaturze przedmiotu brak wykładu jednolitego podejścia teoretycznego, które mogłoby wesprzeć wspomniane wyżej podejście praktyczne. Chodzi tu zwłaszcza o zmiany oporności podczas elektroosmozy, uwzględnianie początkowych i końcowych wartości określonych parametrów osuszanego gruntu, zmiany parametrów pola elektrycznego i wpływu wody w czasie itp.

Celem niniejszej pracy jest zaproponowanie dość prostego teoretycznego ujęcia elektroosmotycznej melioracji gruntu, które pozwoliłoby na prognozowanie przebiegu i efektów elektroosmozy na podstawie określonych paramet-

trów wejściowych do obliczeń. W dalszych rozdziałach precyzuje się założenia przyjęte w rozwiązaniu, przedstawi się model procesu, przeprowadzi się analizy teoretyczne odnoszące się do zagadnienia płaskiego i przedstawi się wyniki teoretycznych obliczeń najważniejszych technologicznych parametrów elektroosmozy w trzech wariantach sieci elektrycznej.

## 2. Założenia

W prezentowanym rozwiązaniu teoretycznym zakłada się, że:

- a) ośrodek gruntowy przed wprowadzeniem pola elektrycznego jest jednorodny i izotropowy pod względem przewodnictwa elektrycznego,
- b) w gruncie osuszonym są trzy jego składniki – szkielet, woda i powietrze,
- c) woda gruntowa posiada dodatni ładunek elektryczny,
- d) powstanie w gruncie gradientu potencjału elektrycznego powoduje natychmiastowy ruch wody gruntowej przez ośrodek od anody do katody, skąd jest ona bieżąco odprowadzana poza obszar objęty melioracją,
- e) grunt charakteryzuje się dwiema wartościami oporności właściwej: początkową  $\rho_p$  i końcową  $\rho_k$ , przy czym wartości te związane są jednoznacznie z początkową i końcową wilgotnością gruntu,
- f) prędkość filtracji elektroosmotycznej  $v$  wyraża się wzorem

$$v = k_e i_e, \quad (1)$$

gdzie:

$k_e$  – współczynnik filtracji elektroosmotycznej [ $\text{m}^2 \text{V}^{-1} \text{s}^{-1}$ ],

$i_e$  – gradient potencjału elektrycznego obliczany jak stosunek różnicy potencjału  $\Delta U$  do odległości  $\Delta x$ , na której ta różnica występuje [ $\text{V m}^{-1}$ ],

- g) rzeczywista prędkość przepływu wody w procesie elektroosmozy wyraża się wzorem

$$u = \frac{v}{n_e}, \quad (2)$$

gdzie:

$n_e$  – porowatość efektywna, tj. część jednostkowej objętości porowej zajęta przez filtrującą wodę [-],

- h) efekty hydrauliczne pola naprężeń mechanicznych są pomijalnie małe w porównaniu z efektami pola elektrycznego; inaczej mówiąc, prędkość filtracji powodowana spadkiem hydraulicznym (zgodnie z prawem Darcy) jest

do pominięcia w porównaniu z prędkością filtracji powodowanej spadkiem potencjału elektrycznego,

- i) ewentualne procesy elektrochemiczne nie mają znaczącego wpływu na przebieg filtracji elektroosmotycznej, w szczególności na współczynnik filtracji  $k_e$ , na gradient  $i_e$ , oraz na porowatość efektywną  $n_e$ .

### **3. Model procesu w zagadnieniu płaskim**

W zagadnieniu tym anody i katody rozmieszczone są na przemian równoległymi rzędami tak gęsto w rzędach, że pole elektryczne między rzędem anod i rzędem katod jest praktycznie jednorodne, tj. pomijalne są niejednorodności pola występujące przy elektrodach (Rys. 1). Zgodnie z założeniem (d) jednocześnie z przyłożeniem gradientu pola między rzędami elektrod w gruncie rozpoczyna się przepływ wody ku katodzie. W konsekwencji w pewnym momencie  $t$  proces elektroosmozy nie występuje już na odległości  $x$  od anody (średnicę anody pomija się), a ogranicza się do zakresu  $s-x$ . Obwód elektryczny modelujący analizowany obszar gruntu przedstawia Rys. 1c, gdzie opory  $R_k$  i  $R_p$  odpowiednio brył gruntu osuszonego i nieosuszonego (na odcinkach  $x$  i  $s-x$ ) wyrażają się standardowym wzorem na opór przewodnika

$$R = \rho \frac{l}{S}, \quad (3)$$

gdzie:

$\rho$  – oporność właściwa materiału,

$l$  – długość przewodnika,

$S$  – pole przekroju poprzecznego przewodnika.

### **4. Wyznaczenie gradientu potencjału elektrycznego**

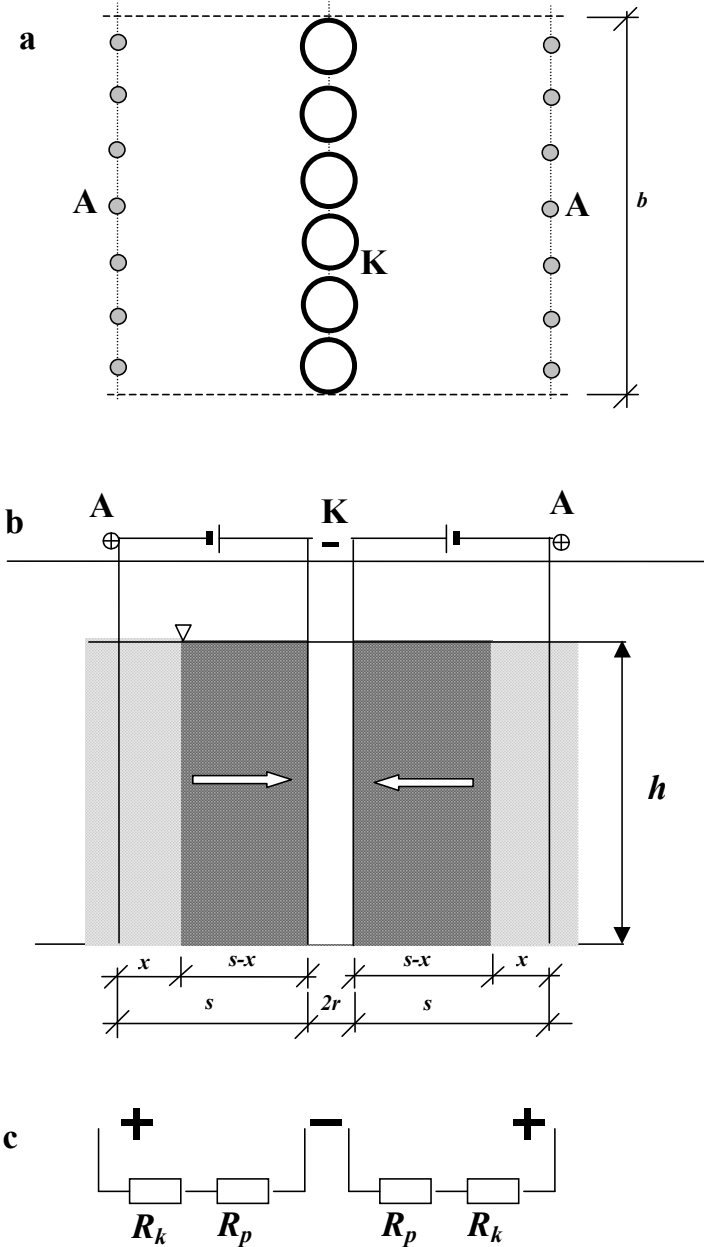
Przyjmując oznaczenia wg rys. 1:

opór bryły gruntu osuszonego

$$R_k = \rho_k \frac{x}{bh}, \quad (4)$$

opór bryły gruntu nieosuszonego

$$R_p = \rho_p \frac{s-x}{bh}, \quad (5)$$



**Rys. 1.** Liniowy układ anod (A) i katod (K); a – plan, b – przekrój, c – schemat obwodu elektrycznego

**Fig. 1.** Linear anodes (A) and cathodes (K) system, a – plan, b – section, c – pattern of electrical circuit



Korzystając z elementarnych związków zachodzących w obwodzie elektrycznym otrzymuje się:

- opór zastępczy bryły gruntu między rzędem anod i rzędem katod (połączenie szeregowo):

$$R_z = \frac{\rho_p}{bh}(px + s), \quad (6)$$

- natężenie prądu w obwodzie (pomija się opór wewnętrzny instalacji i źródła prądu):

$$I = \frac{Ubh}{\rho_p(px + s)}. \quad (7)$$

- spadek potencjału na części gruntu z czynnym procesem elektroosmozy:

$$\Delta U = I R_p = \frac{U(s - x)}{px + s}. \quad (8)$$

- gradient potencjału elektrycznego, zgodnie z objaśnieniem do wzoru (1):

$$i_e = \frac{\Delta U}{s - x} = \frac{U}{px + s}, \quad (9)$$

gdzie przez

$$p = \frac{\rho_k - \rho_p}{\rho_p} \quad (10)$$

oznaczono względny przyrost oporności właściwej gruntu (względem oporności początkowej) spowodowany osuszeniem.

## **5. Prędkość przepływu wody**

Rzeczywistą prędkość przepływu wody w strefie osuszanej zgodnie z założeniami (f) i (g) – wzory (1) i (2) – otrzymuje się po podstawieniu do nich wyrażenia (9):

$$u = \frac{k_e U}{n_e (px + s)}. \quad (11)$$

Zgodnie z założeniem (d) wielkość  $u$  jest jednocześnie prędkością

$$u = dx / dt, \quad (12)$$

(gdzie  $t$  – czas liczony od momentu przyłożenia pola elektrycznego do gruntu) przemieszczania się (od anody ku katodzie) pionowej płaszczyzny granicznej oddzielającej obszar czynnej elektroosmozy od obszaru, w którym elektroosmoza się już zakończyła, stąd:

$$dx = \frac{k_e U}{n_e (px + s)} dt \quad (13)$$

oraz

$$dt = \frac{n_e (px + s)}{k_e U} dx. \quad (14)$$

## 6. Objętość przepływu i objętość wody zebranej

Wydatek wody (objętość przepływu) w pewnym momencie odpowiadającym położeniu płaszczyzny granicznej w odległości  $x$  od rzędu anod

$$Q = v b h = \frac{k_e U b h}{px + s}, \quad (15)$$

a objętość wody zebrana w rzędzie katod w ciągu czasu  $dt$ :

$$dV_w = v b h dt = \frac{k_e U b h}{px + s} dt. \quad (16)$$

Objętość ta wyrażona jest tu w zależności od dwóch zmiennych  $x$  i  $t$  związanych wzorem (12), więc także (wykorzystując wzór (2)):

$$dV_w = v b h dx / u = n_e b h dx. \quad (17)$$

Całkowita objętość wody zebranej w rzędzie katod w procesie osuszenia całej bryły gruntu między anodami i katodami (całkując wyrażenie (17) po  $x$  od 0 do  $s$ ) wynosi:

$$V_w = n_e b h s. \quad (18)$$

## 7. Czas osuszania

Czas  $T_x$  osuszania bryły gruntu na odcinku  $x$  wynika ze wzoru (14), skąd całkując (od 0 do  $x$ ) otrzymuje się:

$$T_x = \frac{n_e(0,5px^2 + sx)}{k_e U}. \quad (19)$$

Czas  $T_s$  osuszania całej bryły gruntu (na odcinku  $s$ ) odpowiada wartości  $x = s$ , zatem:

$$T_s = \frac{n_e s^2(0,5p + 1)}{k_e U}. \quad (20)$$

Wzór (19) umożliwia też określenie zasięgu  $x$  osuszenia bryły gruntu, gdy dany jest czas  $T_x$  działania elektroosmozy. Z rozwiązania wyrażenia (19) względem  $x$  otrzymuje się:

$$x = \frac{s}{p} \left( \sqrt{1 + \frac{2pk_e T_x U}{n_e s^2}} - 1 \right). \quad (21)$$

## 8. Tempo elektroosmozy

Przez tempo elektroosmozy rozumie się w praktyce różne wielkości: dopływ wody do rzędu katod, prędkość zmniejszania się średniej wilgotności między rzędami elektrod, prędkość zmniejszania się szerokości bryły gruntu nieosuszonego, prędkość przemieszczania się granicy między osuszoną i nieosuszoną bryłą gruntu. Tutaj przyjęto to ostatnie znaczenie tempa elektroosmozy. W zagadnieniu płaskim jest ono równoważne prędkości przepływu wody  $u$ .

Tempo elektroosmozy wyrażać można w zależności od jej zasięgu  $x$ , jak to przedstawia wzór (11) ale otrzymane wyrażenie (21) pozwala na wyrażenie tempa elektroosmozy jako funkcji czasu osuszania  $T_x$  bryły o szerokości  $x$ .

Z podstawienia do wzoru (11) w miejsce  $x$  wyrażenia we wzorze (21) i po prostych przekształceniach otrzymuje się:

$$u = \frac{dx}{dt} = \frac{k_e U}{n_e s \sqrt{1 + \frac{2pk_e T_x U}{n_e s^2}}} . \quad (22)$$

Ze wzoru (11) należy korzystać dla określenia tempa elektroosmozy na granicy (bryły osuszonej) oddalonej o  $x$  od rzędu anod, natomiast ze wzoru (22) – dla określenia tego tempa dla określonego momentu po włączeniu procesu elektroosmozy.

## 9. Moc i praca prądu

Moc rozwijana w procesie elektroosmozy na jednym polu między rzędami anod i katod (wykorzystując wzór (7)):

$$P = UI = \frac{U^2 bh}{\rho_p (px + s)} \quad (23)$$

Jak wynika z powyższego wyrażenia, moc prądu maleje wraz z postępowaniem elektroosmozy.

Praca prądu w czasie  $dt$  i na odcinku  $dx$  postępu elektroosmozy (wykorzystując wzór (14)):

$$dL = P dt = \frac{n_e}{\rho_p k_e} Ubh dx . \quad (24)$$

Jak wynika z powyższego wyrażenia, ilość pracy prądu potrzebnej do osuszenia odcinka  $dx$  (stosunek  $dL / dx$ ) nie zależy od  $x$  – jest stała w ciągu procesu. Całkując (24) otrzymuje się pracę potrzebną do osuszenia pola o szerokości  $x$  (licząc od rzędu anod):

$$L_x = \frac{n_e}{\rho_p k_e} Ubhx , \quad (25)$$

oraz pracę potrzebną do osuszenia całego pola o szerokości  $s$ :

$$L_s = \frac{n_e}{\rho_p k_e} U b h s, \quad (26)$$

Jeśli osuszane pole ma w rzucie kształt prostokąta o wymiarach  $b$  i  $l$ , a rzędy elektrod są założone równoległe do boku o długości  $b$  w rozstawie  $s+r$ , to liczba  $N$  pól jednokierunkowego przepływu prądu wyniesie:

$$N = \frac{l}{s+r}, \quad (27)$$

a praca nad osuszeniem całego pola będzie równa

$$L_c = N L_s = \frac{n_e}{\rho_p k_e} b h l \frac{U}{1 + \frac{r}{s}}. \quad (28)$$

Powyższe wyrażenie zapisano eksponując zwiększonymi odstępami trzy czynniki: pierwszy jest parametrem gruntowym (funkcją parametrów gruntu), drugi jest parametrem geometrycznym (objętością osuszanej bryły gruntu), trzeci jest parametrem sieci (funkcją parametrów sieci elektrycznej).

Dwa pierwsze parametry dla danego pola pracy terenowej należy uznać za stałe, trzeci natomiast może być kształtowany przez projektanta procesu elektroosmozy. Dla określonego napięcia sieci widoczny jest wpływ relacji między promieniem katody i rozstawem rzędów elektrod, ale dla konkretnego promienia katody wpływ rozstawu jest znaczący przy stosunku  $s/r$  rzędu poniżej 10. Zazwyczaj stosunek  $s/r$  jest rzędu ponad 50, i wtedy wartość parametru sieci wynosi 0,98  $U$ , co oznacza, że zmiana rozstawu elektrod przy takim rzędzie wielkości  $s/r$  nie wpływa praktycznie na zużycie energii elektrycznej. Należy jednak pamiętać, że zgodnie ze wzorem (20) rozstaw rzędów elektrod wpływa bardzo istotnie na czas osuszania. Czas ten bowiem rośnie wprost proporcjonalnie do wzrostu kwadratu rozstawu. Warto zauważyć, że jest to analogia do proporcjonalnej zależności czasu konsolidacji warstwy gruntu od kwadratu długości drogi jednokierunkowej filtracji.

Poza analizowaną tu wielkością energii elektrycznej potrzebnej do procesu elektroosmozy pozostają wielkości potrzebne na straty w sieci i na pompowanie wody z katod.

## 10. Przykład obliczeń teoretycznych

Osuszeniu elektroosmotycznemu ma być poddany íł tworzący masyw gruntowy w kształcie prostokąta o długości 100 m, szerokości 50 m i miąższości 3 m. Należy zaproponować rzędowy układ elektrod i przedstawić teoretyczne oszacowanie następujących elementów procesu elektroosmozy: objętość wody odprowadzonej z gruntu, czas osuszania, zużycie energii, początkowe natężenie prądu  $I_o$ . Parametry gruntu są następujące:

- porowatość efektywna  $n_e = 0,35$ ,
- oporność właściwa gruntu mokrego  $\rho_p = 400 \Omega\text{m}$ ,
- oporność właściwa gruntu osuszonego  $\rho_k = 2000 \Omega\text{m}$ ,
- współczynnik filtracji elektroosmotycznej  $k_e = 10^{-5} \text{ m}^2 / \text{Vs}$ ,

Elektrody rozmieszczono rzędami równoległymi do boku 50 m, zatem  $b = 50 \text{ m}$ ,  $l = 100 \text{ m}$ ,  $h = 3 \text{ m}$ ,  $bhl = 15\,000 \text{ m}^3$ . Przyjęto katody o promieniu wewnętrznym  $r = 0,05 \text{ m}$ . Obliczenia wykonano dla trzech kombinacji napięcia sieci  $U$  i rozstawu  $(s+r)$  rzędów elektrod, jak niżej.

Lp. -	$s+r$ m	$s$ m	$U$ V	$T_s$ doby	$L_c$ kWh	$I_o$ A
1	2	1,95	24	0,19	8,54	4,61
2	4	3,95	12	1,59	4,33	1,14
3	10	9,95	6	20,1	2,18	0,23

Objętość wody odprowadzonej z gruntu jest taka sama w każdym wariantcie i wynosi

$$n_e bhl = 0,35 \cdot 50 \cdot 3 \cdot 100 = 5250 \text{ m}^3.$$

Wartość przeciętną odpływu wody do katod otrzyma się z podzielenia tej objętości wody przez czas osuszania. Chwilowy odpływ jest jednak największy na początku procesu osuszania, jak określa wzór (15) i może znacznie różnić się od przeciętnego.

Obliczenie  $T_s$  wykonywano wg wzoru (20), obliczenie  $L_c$  – wg wzoru (28), obliczenie  $I_o$  – wg wzoru (7) przy  $x = 0$ .

## **11. Podsumowanie**

1. Zaproponowany model teoretyczny procesu elektroosmozy w zagadnieniu płaskim jest prosty i pozwala na obliczenie najważniejszych parametrów tego procesu.
2. Podane wzory umożliwiają obliczenie nie tylko parametrów zakończonego procesu, ale także parametrów chwilowych, co jest istotne dla zaplanowania organizacji pracy (m.in. dobór pomp).
3. Poza analizą pozostała kwestia rozstawu elektrod w rzędach zapewniającego dostateczne przybliżenie do modelu płaskiego.
4. Wiele parametrów procesu zależy nie od bezwzględnych wartości oporności właściwej gruntu mokrego w stanie pierwotnym i gruntu osuszonego, ale od relacji między tymi wartościami.
5. Energia zużyta na osuszanie określonej bryły gruntu praktycznie nie zależy od rozstawu rzędów elektrod, jeśli ten rozstaw przekracza 25 średnic katody.
6. Rozstaw rzędów elektrod wpływa bardzo istotnie na czas osuszania gruntu.
7. Otrzymane wyniki teoretyczne dokumentują pierwszy etap pracy nad zagadnieniem tytułowym i wymagają koniecznie sprawdzenia doświadczalnego.

## **Literatura**

1. **Bannik G. I.:** Technicheskaja melioracija gruntov; Viszcza Szkoła, Kiev, 1976.
2. **Collins R. E.:** Flow of fluids through porous materials; Reinhold, N.Y., 1961.
3. **Hough B. K.:** Basic soils engineering; Ronald Press, N.Y., 1969.
4. **Keil K.:** Ingenieurgeologie und geotechnik; Knapp, Halle, 1951.
5. **Knaupe W.:** Baugruben – sicherung und wasserhaltung; VEB Verlag für Bauwesen, Berlin, 1979.
6. **Mironenko V. A., Szestakov V. M.:** Osnovy gidrogeomechaniki; Nedra, Moskwa, 1974.
7. **Mitchell J. K.:** Fundamentals of soil behavior; Wiley, N.Y., 1993.
8. **Wilun Z.:** Zarys geotechniki; WKiŁ, Warszawa, 2000.

# Electroosmotic Soil Dewatering In Homogeneous Field Conditions; An Essay Of Theoretical Approach

## Abstract

Electroosmosis appears today an efficient and relatively cheap way of fine wet soils improvement. In practice, implementation of electroosmosis bases on the professional skills and experience of the specialized geotechnical firm. In spite of that approach it is very interesting how theoretical findings look related to electroosmosis, because in related literature one hardly can find information regarding many parameters of the electroosmotic process. The aim of the paper is to fill the gap, to give useful theoretical solutions of this topic, which allow to form prognosis about proceeding and effects of electroosmosis process in space and in time basing on the input parameters for calculations.

Simple flat case of the process is analyzed here. Firstly, some assumptions are made regarding soil and groundwater properties as well as electrical field imposed on the soil mass. Electric potential gradient is calculated on the base of the electroosmosis range and electric resistance of soil in the wet and in the dry zones. The Darcy's law of water flow through porous medium is used to work out the velocity of flow and the velocity of seepage. It is shown, that simple differential equation (14) governs the relationship between time of the process duration and the range of the improved ground. Volume flow and gathered water volume in the cathode pipes are then defined and rate of the process is formulated as well. Useful equations defining power and work of the electric current are worked out and an example of calculations is shown. Finally, some closing remarks are made, including very important request of the field verification of all theoretical findings.

Final conclusions of this paper are:

1. Proposed theoretical model of the electroosmosis process in the flat case is simple and allows to calculate the most important parameters of this process.
2. Equations given in the paper allow to calculate not only the parameters of finished process, but also momentary parameters, which is very important for planning works organization (for example assorting pumps).
3. The issue of distance of electrodes in rows which assures sufficient approximation to the flat model was not analyzed here.
4. Many parameters of the process do not depend on absolute values of specific resistance of wet soil in a primal state and dewatered soil, but they depend on relation between those values.
5. Energy used for dewatering particular soil solid practically does depend on spacing of electrodes rows, if his spacing is bigger than 25 times diameter of cathode.
6. Spacing of electrodes rows influences very strongly time of soil dewatering.
7. Theoretical results document the first stage of the research on the issue given in the title and they require experimental verification.



# Zastosowanie LCA do oceny wariantów zagospodarowania odpadów komunalnych

*Karol Koneczny*  
*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi*  
*i Energią PAN, Kraków*

## 1. Wstęp

Zarządzanie istniejącymi lub wytwarzanymi odpadami, zarówno przemysłowymi jak i komunalnymi, wymaga kompleksowych i planowanych działań. Prawidłowa gospodarka może bowiem przynieść korzyści nie tylko ekologiczne, ale również ekonomiczne. Większość podmiotów zarządzających odpadami w krajach Unii Europejskiej zobowiązana jest do pozbywania się ich w sposób zgodny z wymogami ochrony środowiska oraz planami lokalnymi. W pierwszej kolejności zaleca się odzysk, ale nie zawsze jest on możliwy ze względów ekologicznych, technologicznych lub ekonomicznych. Wkrótce – zgodnie z wprowadzanymi dyrektywami – składowanie będzie mogło być stosowane jedynie do tych odpadów, których wykorzystanie lub unieszkodliwienie w inny sposób było niemożliwe. Zatem każdy podejmujący działania powodujące lub mogące powodować powstawanie odpadów powinien tak planować, projektować i prowadzić obecne prace, aby temu powstawaniu zapobiegać. Niemniej jednak całkowita eliminacja odpadów komunalnych, przy obecnym poziomie technologicznym, nie jest jeszcze osiągalna. Poszukuje się więc innowacyjnych strategii, w których jednym z narzędzi wspomagających jest opracowanie i wdrażanie modeli gospodarki odpadami komunalnymi. Właściwe podejście naukowe bazuje na zintegrowanym systemie zarządzania, który uwzględnia następujące zadania:

- odzyskiwanie surowców wtórnych,
- biologiczną obróbkę związków organicznych,
- spalanie wraz z odzyskiwaniem energii,
- składowanie odpadów obojętnych dla środowiska.

Technikę Ekologicznej Oceny Cyklu Życia (LCA) wybrano w celu zdefiniowania przepływów energetycznych i środowiskowych trzech różnych wariantów gospodarowania w odniesieniu do strumienia odpadów komunalnych wytwarzanych we włoskim mieście Palermo. Jest to stosunkowo nowa technika zarządzania środowiskowego (pozostałe to, m.in.: ocena ryzyka, ocena efektów działalności środowiskowej, auditowanie środowiska, ocena wpływu na środowisko). Głównym założeniem i niewątpliwą zaletą techniki LCA jest dążenie do uwzględniania wszystkich czynników, które mogą potencjalnie mieć wpływ na środowisko, a są związane z danym produktem. Należy jednak zaznaczyć, że produktem w LCA może być zarówno konkretny przedmiot, cały proces produkcji czy użytkowania jakiegoś wyrobu (tak jak omówiony poniżej proces zagospodarowania odpadów komunalnych). Zgodnie z założeniami LCA badania prowadzi się w czterech następujących etapach:

1. Definicja celu, jednostki funkcjonalnej (tj. najmniejszej jednostki przyjętej do badań) i jakości danych.
2. Analiza bilansowa systemu.
3. Ocena kategorii wpływu.

W modelowych rozwiązaniach gospodarki odpadami komunalnymi w Palermo uwzględniono następujące warianty:

**Wariant A:** Metoda stosowana obecnie. Charakteryzuje się składowaniem bez znaczącego udziału segregacji czy odzysku.

**Wariant B:** Zakłada segregowanie do 35% całkowitej masy składowanych odpadów. Ponadto przewiduje:

- odzyskiwanie niektórych surowców (MRF – Facilities of Material Recovery),
- produkcję paliwa alternatywnego (RDF – Refuse-Derived Fuel)
- spalanie wraz z odzyskiwaniem energii,
- biologiczną obróbkę związków organicznych pochodzących z segregowania oraz selekcji paliwa alternatywnego,
- składowanie odpadów obojętnych dla środowiska.

**Wariant C:** Zakłada zwiększenie udziału sortowanych odpadów do 50% całości masy oraz obróbkę biologiczną dla produkcji wysokiej jakości kompostu, natomiast obróbka cieplna nie jest przewidziana.

## 2. Określenie celu, jednostki funkcjonalnej oraz jakości informacji

Ekobilans odpadów komunalnych jest wykonywany dla oceny przepływu energetycznego i środowiskowego analizowanych wariantów. Jako jednostkę funkcjonalną zdefiniowano ilość odpadów pochodzących z gospodarstw domowych, wygenerowanych na określonym geograficznie obszarze. W każ-

dym wariacie zasięg cyklu życia odpadów obejmuje analizę odpadów od źródła ich powstawania do odzysku/recyklingu/składowania emisji do środowiska. Analizowane dane pochodzą z badań, eksperymentów oraz literatury i bazy naukowej. Pod uwagę wzięto uwarunkowania lokalne, a dane ogólnoeuropejskie dotyczą obliczenia energii elektrycznej wyprodukowanej w jednostkach poddanych odzyskowi. Wartość energii użytecznej stanowi różnicę pomiędzy energią zużytą a odzyskaną.

### 3. Analiza bilansowa systemu

Model został zastosowany do oceny materii i energii, które stanowią zbiór wejść i wyjść systemu gospodarowania. Składa się on z następujących etapów.

#### *a) Generowanie odpadów*

Odpady komunalne reprezentują najbardziej reprezentatywny strumień systemu, dlatego przede wszystkim wymagane jest określenie udziału i składu odpadów generowanych na danym obszarze. Ocena składu odpadów jest niezbędna dla opracowania technik gospodarowania różnymi ich gatunkami oraz do planowania strategii innowacyjnych technicznie. Ponadto charakteryzują się one niejednorodnością występujących w nich związków, co wynika m.in. z różnych źródeł ich gromadzenia (gospodarstwa domowe, zakłady przemysłowe i in.).

#### *b) Segregacja gatunkowa*

Przyjęta metoda segregacji odpadów determinuje wybór wariantu zarządzania, szczególnie w kwestii recyklingu surowców, obróbki biologicznej czy spalania w postaci paliwa alternatywnego. Charakterystyki i efektywność strategii gromadzenia będzie wpływać na jakość waloryzacji odpadów (recykling, odzyskiwanie energii, produkcja kompostu).

#### *c) Odzysk niektórych surowców i produkcja paliwa alternatywnego*

Określenie ilości surowców, które mogą być odzyskane, zależy od składu odpadów oraz od technicznego poziomu procesu spalania, a czynnikiem wywierającym znaczny wpływ jest zużycie energii.

Ilość materiałów, które nie nadają się do odzysku i produkcji paliwa alternatywnego oszacowano na 30%. Jako metodę stosowaną do tych pozostałości wybrano składowanie przypisując im jednocześnie średnią odległość transportową, albowiem wylicza się zużycie paliwa w transporcie, które jest dodawane do całkowitego zużycia paliwa.

Paliwo alternatywne może być produkowane przez mechanicznie wydzielenie substancji palnych ze strumienia odpadów.

#### d) *Recykling*

Ponowna obróbka odzyskanych surowców na materiały podlegające recyklingowi może zaowocować oszczędnością surowców pierwotnych i zużycia energii, a także uniknięciem przeniknięcia ich do środowiska. W rzeczywistości ilość zużytej energii oraz wielkość emisji są obliczone w odniesieniu do procesu recyklingu każdego surowca. Całkowite oszczędności mogą zostać oszacowane, ponieważ „wyjścia” systemu są porównywane ze zużyciem energii i emisją powiązaną z produkcją ekwiwalentnych ilości materiałów pierwotnych. Zużycie energii i przenikanie do środowiska powiązane z transportem z sortowni do zakładu ponownej obróbki zależne są od odległości, dlatego lokalizacja takiego zakładu jest zagadnieniem o znaczeniu strategicznym ze środowiskowego punktu widzenia.

#### e) *Obróbka cieplna*

Obróbka cieplna może być rozważana dla celów redukcji wielkości odpadów do ostatecznego składowania, a także jako metoda ich waloryzacji przy odzyskiwaniu energii. Obejmuje zarówno spalanie zmieszanych odpadów komunalnych, jak i grup odpadów segregowanych, a także wydzielonych surowców z gospodarstw domowych, jak papier i plastik, które zostały odzyskane, ale nie poddane recyklingowi. Na tym etapie założono, że jedynym „wejściem” jest paliwo alternatywne o wartości składnika energetycznego na poziomie 16 GJ/tonę. Masa i bilans energii prowadzą do oszacowania zużycia energii, jej odzysku, a także wartości emisji do wody i powietrza oraz trwałych pozostałości.

#### e) *Obróbka biologiczna*

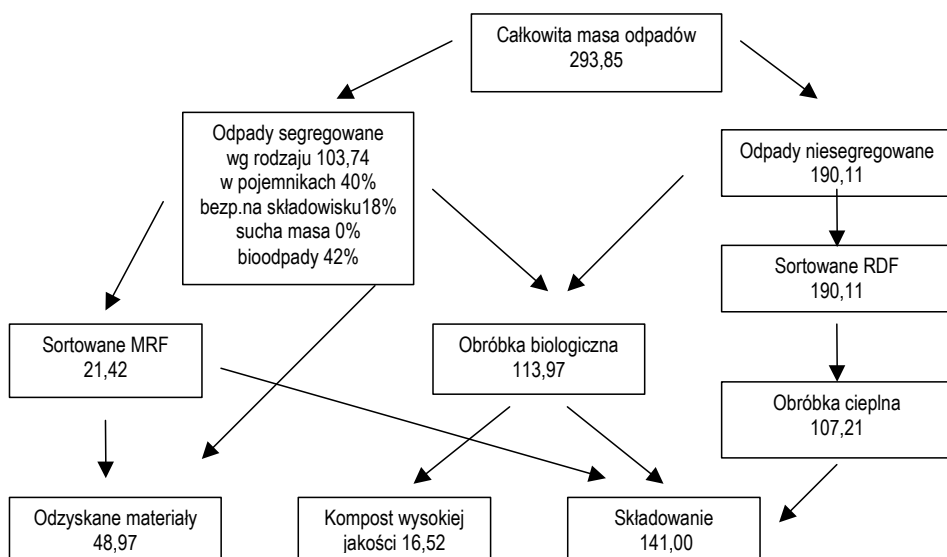
Obróbka biologiczna związków organicznych oraz papieru zaowocuje biogazyfikacją, z produkcją gazów (głównie CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> oraz pary wodnej) i pozostałości mineralizowanych (proces beztlenowy), lub kompostowaniem, z produkcją kompostu (proces tlenowy). Obydwa warianty mogą być uwzględnione jako przedobróbkowe celem obniżenia wymaganej powierzchni składowej i stabilizacji odpadów przeznaczonych na składowanie, a także waloryzacji w kontekście produkcji biogazu i kompostu. W tym studium rozpatrzono trzy źródła „wejść”:

- niesegregowane odpady komunalne,
- segregowane bioodpady,
- pozostałości wyodrębnione mechanicznie w procesie produkcji paliwa alternatywnego.

Bilanse masy i energii zostały wykonane przy założeniu zużycia energii 30kWh/t odpadów na „wejściu” do kompostowni (produkcja kompostu na poziomie 50%, pozostałe 50% utracono przy odparowaniu i emisjach.).

f) składowanie odpadów

Zgodnie z regulacjami europejskimi, jedynie odpady obojętne dla środowiska mogą być przeznaczone do ostatecznego, długoterminowego składowania. Skutkuje to jednak niekontrolowanym rozkładem odpadów podlegających biodegradacji. Efekty środowiskowe obejmują produkcję biogazu i odcieków, w ilości zależnej od składu odpadów znajdujących się „na wejściu”. Ponadto dla potrzeb modelu do danych wejściowych zaliczono energię i surowce naturalne.



**Rys. 1.** „Wejścia” i „wyjścia” dla bilansu masy odpadów komunalnych w zintegrowanym systemie gospodarki odpadami komunalnymi w tys. ton (wariant B)

**Fig. 1.** „Inputs” and „outputs” for the balance of municipal wastes in the integrated system of municipal wastes management in thousands of tons (strategy B)

Opracowany model dokonuje obliczeń następujących danych:

- Zużycie energii netto (energia zużyta przy gospodarowaniu – energia produkowana/odzyskiwana – energia zaoszczędzona dzięki recyklingowi),
- Emisje do wody i powietrza (tylko najistotniejsze zanieczyszczenia przenikające do środowiska z systemu),
- Stopień odzysku materiałów (przeływ odpadów odzyskanych jako surowce wtórne) oraz całkowity stopień odzysku (zawiera m.in. suche związki podlegające recyklingowi czy kompost z obróbki biologicznej).

Na rys. 1 zaprezentowano zbiór „wejść” i „wyjść” dla bilansu masy odpadów komunalnych w zintegrowanym systemie gospodarki. Przedstawione wartości dotyczą analizy cyklu życia przeprowadzonej dla wariantu B.

#### 4. Ocena kategorii wpływu

Wyniki analizy danych prowadzą do zdefiniowanego energetycznego i środowiskowego profilu każdego wariantu gospodarki, jednak nie są to dane zagregowane i w konsekwencji trudno wytłumaczalne. Z tego powodu winny być one przetworzone, zagregowane i sklasyfikowane według kategorii wpływu oznaczających bardziej adekwatne odniesienie do zagadnień środowiskowych.

Czynniki klasyfikacyjne prowadzą do oceny rozszerzenia wkładu, jaki dane wejściowe i wyjściowe przynoszą dla potencjalnych oddziaływań środowiskowych. W szczególności pierwotne przepływy substancji zanieczyszczających są obliczane dla każdej jednostki identyfikując ich przeznaczenie środowiskowe: powietrze, wodę czy glebę.

##### a) Kategorie wpływu

Ocena wpływu jest wykonywana w odniesieniu do surowców mineralnych, zużycia energii i przenikania do środowiska. Zostały zdefiniowane następujące kategorie wpływu:

##### - Zasoby

##### ▪ Zużycie energii netto:

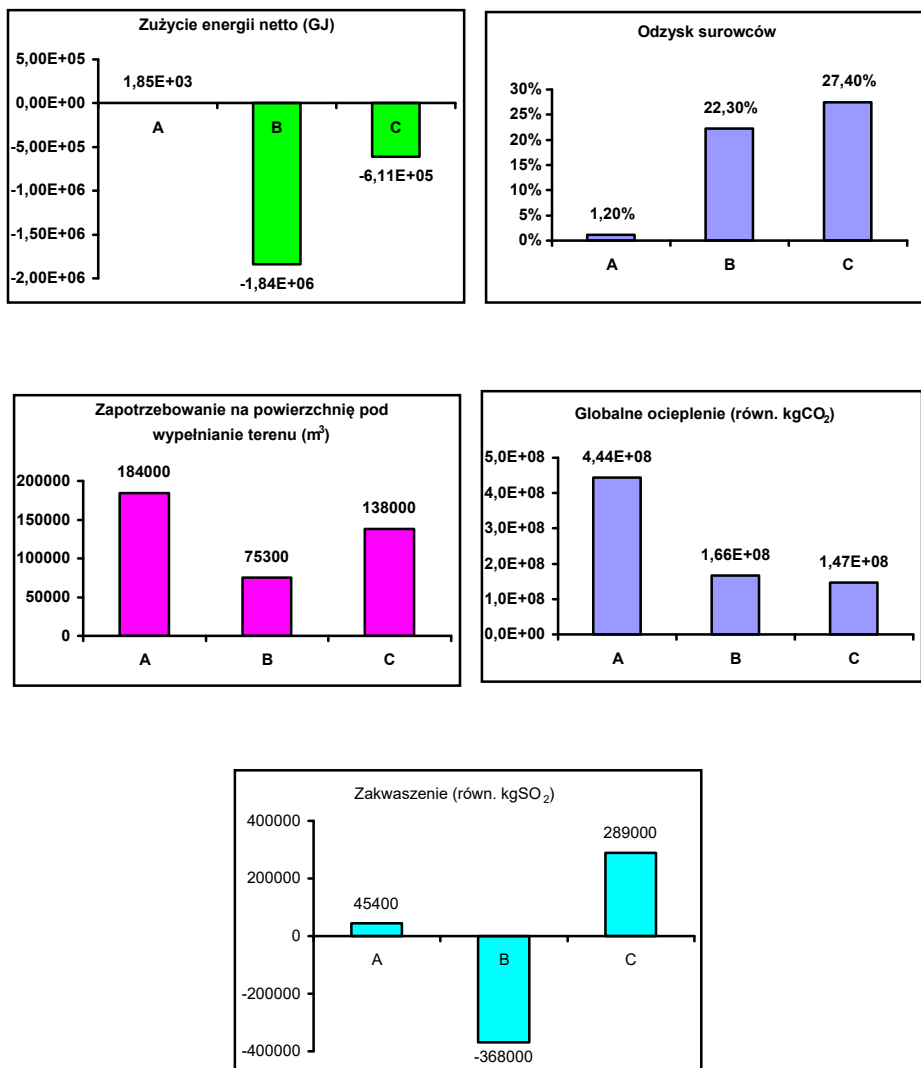
Zużycie energii jest uzależnione od transportu pomiędzy zakładem przeróbki a innym zakładem. Uwzględnione zostały także: produkcja energii z odzysku (wariant B) oraz oszczędność energii dzięki recyklingowi.

##### ▪ Odzysk surowców

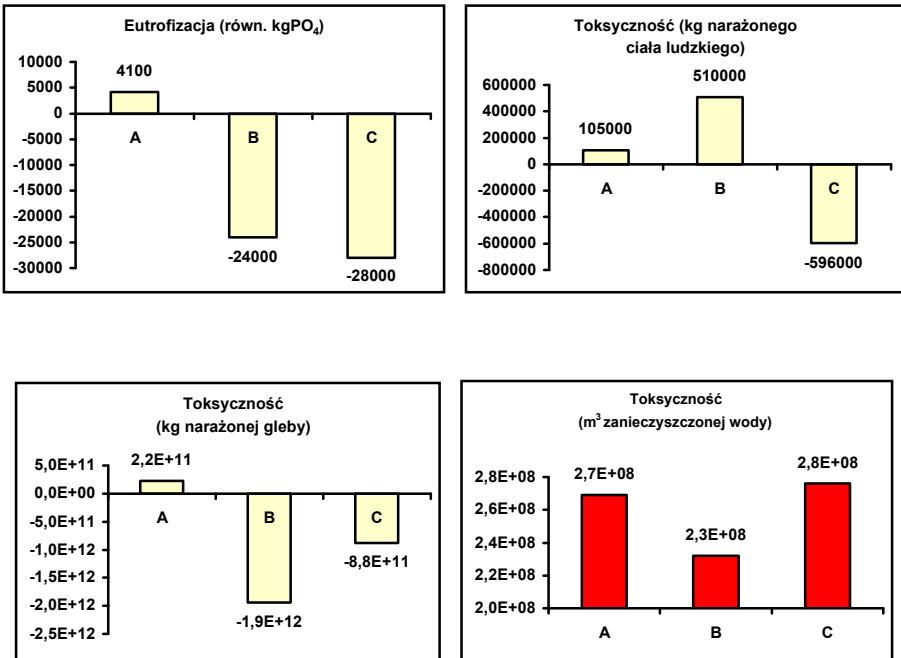
Stopień odzysku surowców i przeznaczenia do kompostowania został określony jako odsetek całościowej masy odpadów.

▪ Zapotrzebowanie na powierzchnię składową dla wyrównywania wgłębień terenu. Zależne od ostatecznej ilości odpadów stałych przeznaczonych do składowania oraz stopnia ich skompresowania.

Na rys. 2 przedstawiono powiązanie kategorii wpływu z całym systemem gospodarki odpadami, we wszystkich trzech wariantach.



**Rys. 2.** Oddziaływanie na środowisko wg różnych kategorii wpływu  
**Fig. 2.** Impact on the environment according to different categories of influence



Rys. 2. cd. Oddziaływanie na środowisko wg różnych kategorii wpływu

Fig. 2. cont. Impact on the environment according to different categories of influence

## 5. Rezultaty

Bilanse energetyczne są sporządzane dla trzech rozważanych wariantów. Estymacji poddano zapotrzebowanie na energię w zakładach przerobczych i w transporcie, oszczędności dzięki recyklingowi oraz generowanie energii w trakcie obróbki cieplnej (wariant B). Dane wejściowe i wyjściowe są zaprezentowane w tabeli 1. Wyniki badań prowadzą do następujących wniosków:

- Przy obecnym systemie zarządzania odpadami (w. A) bilans energii jest ujemny. Całkowity przepływ odpadów jest przeznaczony do składowania, bez znaczącego udziału segregacji czy innych form obróbki (wyjątek stanowi segregacja papieru, plastiku oraz szkła, nie przekracza jednak 1,5% całości).
- Zintegrowany system gospodarowania odpadami (w. B i C) skutkuje dodatnim bilansem energii, w zależności od odzysku surowców i energii. W szczególności wprowadzenie obróbki cieplnej i recyklingu powoduje znaczne oszczędności energii.



**Tabela 1.** Bilans energii dla różnych wariantów gospodarki odpadami  
**Table 1.** Balance of energy for different strategies of wastes management

	Działanie	j.m.	Zbiórka	Segregowanie	Obróbka biologiczna	Obróbka termalna	Składowanie	System gospodarki	Oszczędności z recyklingu	Razem
A	Zużycie	GJ	26968	1182	0	0	7684	35834		35834
	Odzysk	GJ	0	0	0	0	0	0		0
	Zużycie netto	GJ	26968	1182	0	0	7684	35834	33987	1847
B	Zużycie	GJ	29435	49068	32684	20674	2362	134187		
	Odzysk	MWh			0	142952	0	142952		
		GJ			0	1358049	0	1358049		
Zużycie netto	GJ	29435	49068	32648	-1337375	2362	-1223862	618038	-1841900	
C	Zużycie	GJ	36624	19832	63994	0	3921	124371		
	Odzysk	MWh			0	0	0	0		
		GJ			0	0	0	0		
Zużycie netto	GJ	36624	19832	63994	0	3921	124371	735374	-611003	

Z powyższych powodów odzyskiwanie energii w skojarzeniu może być wartościowym alternatywnym rozwiązaniem dla wykorzystywania surowców naturalnych. W tabeli 2 wyszczególniono stopień odzysku materiałów dla rozważanych wariantów. Wyniki pokazują, że zintegrowane strategie gospodarowania mogą przynieść stały wkład przy oszczędzaniu surowców. Ponadto składowanie wywiera najbardziej negatywny wpływ w kwestii wymaganej powierzchni składowej.

**Tabela 2.** Stopień odzysku związków zawartych w odpadach oraz stopień całkowitego odzysku surowców dla różnych wariantów gospodarki odpadami (%)

**Table 2.** Level of compounds contained in wastes recovery and level of complete recovery of raw materials for different strategies of wastes management (%)

	Papier	Szkló	Me-Fe	Me-nFe	Folia z tw. sztucznego	Twardy plastik	Tekstylia	Stopień odzysku surowców	Stopień kompostowania	Całkowity stopień odzysku
A	1,4	7,5	0,04	0,04	1,04	1,04	2,5	1,2	0,0	1,2
B	39,2	61,0	81,00	59,00	11,30	11,00	10,0	16,7	5,6	22,3
C	43,0	69,0	82,50	82,50	0,30	0,10	0,30	19,6	7,8	27,4

## 5. Porównanie systemów gospodarowania

Zintegrowane systemy gospodarowania składowiskami odpadów mogą stać się efektywnymi strategiami dla uniknięcia przenikania zanieczyszczeń do środowiska, jak również użytkowania odpadów komunalnych jako dodatkowego źródła surowców wtórnych. Natomiast obecny system jest nieelastyczny, dlatego w kontekście urbanistycznym nie może podoląć rosnącym presjom środowiskowym. Porównanie do systemów zintegrowanych pokazuje, że segregacja i odzysk surowców determinuje mniejsze zapotrzebowanie na powierzchnię niezbędną do ostatecznego składowania odpadów, zwłaszcza w wariantcie B, przewidującym obróbkę termiczną. Z kolei wariant C, przewidujący zwiększony stopień odzysku, wiąże się z wyższymi kosztami związanymi z obróbką biologiczną oraz segregacją.

Analizując ocenę wpływu na środowisko przez pryzmat kategorii wpływu, znamionnym jest podwyższenie poziomu emisji tlenu węgla, tlenu azotu, metali ciężkich czy dioksyn. Niemniej wdrożenie najlepszych dostępnych technologii gwarantuje emisję na poziomie ustalonym w ustawach.

## 6. Wnioski

Dzięki porównaniu wyników badanych wariantów można wyciągnąć następujące wnioski:

- obróbkę cieplną pozwala na 70% wzrost odzyskanej energii w stosunku do wariantu przewidującego obróbkę biologiczną odpadów

niesegregowanych. Ponadto wyższa wydajność recyklingu i segregacji pozwala na oszczędność energii w związku z uniknięciem zużycia surowców, jednak jednocześnie wzrasta zużycie energii na segregację i obróbkę biologiczną. Powyższe zależności powinny oznaczać, że główny udział w oszczędzaniu energii ma spalanie odpadów.

- wprowadzenie udogodnień związanych z segregacją i odzyskiem czy recyklingiem surowców, zaowocowało następującymi poprawami:
  - całkowity stopień odzysku materiałów oraz przeznaczenia do kompostowania wyniósł 22,3% w wariantcie B, 27,4% w wariantcie C, przy zaledwie 1,2% w wariantcie A.
  - Obniżenie, w stosunku do wariantu bieżącego, zapotrzebowania na powierzchnię składową dla odpadów obojętnych o 60% i 25%, odpowiednio dla wariantów B i C.

Wyniki LCA prowadzą do zdefiniowania osiągnięć środowiskowych oraz energetycznych dla każdego z wariantów, ale oczywiste jest, że o wyborze stosowania jednej z alternatyw będzie decydować zastosowanie właściwych kryteriów pochodzących z multieczynniskowych procedur decyzyjnych, uwzględniających dodatkowo zagadnienia ekonomiczne.

## Literatura

1. **Becalli G., Cellura M., Mistretta M.:** Managing Municipal Waste – Energetic and Environmental Comparison Among Different Management Options” *The International Journal of Life Cycle Assessment*” vol.6 no.4 2001.
2. „Ekologiczna Ocena Cyklu Życia LCA nową techniką zarządzania środowiskowego”. Praca zbiorowa pod red. **J. Kulczyckiej**, wyd. IGSMiE PAN Kraków 2001.

## Załącznik – techniczna strona badań

### *Analiza bilansowa systemu*

Etap analizy bilansowej systemu został wykonany w odniesieniu do całego cyklu życia, z uwzględnieniem wszystkich wariantów. Wyniki są następujące:  
Wejścia do systemu:

- Zużycie energii netto

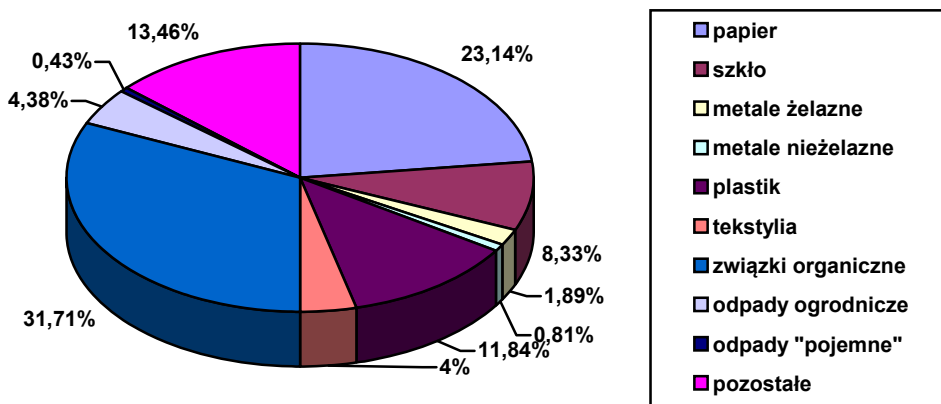
Wyjścia z systemu:

- ujęte ilościowo odpady obojętne przeznaczone na składowanie,
- odzyskane surowce,
- kompost,
- emisje do środowiska.

Surowce w stanie suchym podatne na recykling oraz kompost dają całkowity stopień odzysku w porównaniu do całkowitej ilości odpadów „wchodzących” do systemu. Zbiór danych nt. generowania energii elektrycznej został sporządzony w oparciu o model UCPT90:

Źródło	Udział %
Węgiel	29
Ropa naftowa	10
Gaz	10
Pochodzenia wodnego	15
Pochodzenia nuklearnego	36

Zużycie energii netto obliczono jako różnicę pomiędzy energią zużytą a odzyskaną. Zanieczyszczenia przenikające do środowiska związane ze zużyciem paliwa zostały uzyskane w odniesieniu do sumy średniego zużycia paliwa przez maszyny i urządzenia objęte badaniem. Zużycie paliwa i energii elektrycznej określa wpływ pochodzący również z etapów wydobywania, transportu czy produkcji. Zużycie energii termalnej, emisji do środowiska oraz produkcję odpadów stałych zawsze musi zostać doliczone do całkowitego zbioru danych. Rys. 3 pokazuje charakterystykę komunalnych odpadów stałych w Palermo, a tabela 3 pochodzący z literatury zbiór danych nt. zużycia energii oraz emisji do środowiska przy zużywaniu energii elektrycznej i paliwa.



Rys. 3. Charakterystyka stałych odpadów komunalnych w Palermo  
 Fig. 3. Characteristics of solid municipal wastes in Palermo

**Tabela 3.** Dane o wpływie na środowisko wywieranym przy zużyciu paliw i energii elektrycznej

**Table 3.** Data concerning influence on the environment when using fuels and electric energy

	Benzyna	Ropa naftowa	Energia elektryczna	Gaz ziemny
Energia (GJ)	42	44,1	9,5	42,1
Odpady stałe (t)	0,0053	0,0057	0,0491	0,003
<b>Emisja do powietrza (g):</b>				
Cząstki stałe	2446	2564	197	3220
CO	25323	26548	349	39
CO <sub>2</sub>	2491318	3036258	441657	2061211
CH <sub>4</sub>				
NO <sub>x</sub>	32301	33901	1236	29604
N <sub>2</sub> O		41	70	43
SO <sub>x</sub>	9640	10108	2502	660
HCl	36	38		
HF	36	38	0,01	
H <sub>2</sub> S				
HC	10395	10898	2112	53932
Dioksyny / furany (TEQ)				
NH <sub>3</sub>			0,49	0
As				
Cd				
Cr				
Cu				
Pb	144			
Hg				
Ni				
Zn				
<b>Emisje do wody (g):</b>				
BOD	36	38	0,15	0
COD	36	38	0,44	0
SS	36	38	0,15	0
TOC	396	415	4,70	31
AOX				
Dioksyny / furany (TEQ)				
Fenole	36	38	0	0
NH <sub>4</sub>			0,62	0
As	36	38		
Cd				
Cr				
Cu				
Pb				
Hg				
Ni				

**Tabela 3. cd.** Dane o wpływie na środowisko wywieranym przy zużyciu paliw i energii elektrycznej

**Table 3. cont.** Data concerning influence on the environment when using fuels and electric energy

	Benzyna	Ropa naftowa	Energia elektryczna	Gaz ziemny
Zn				
Fe			0,003	
Cl	36	38	0,020	
F	36	38	1,335	
No <sub>3</sub>			1,320	
S				

### *Analiza wpływu*

W odniesieniu do każdego z trzech wariantów zostały oszacowane pierwotne zanieczyszczenia wraz z ich przeznaczeniem środowiskowym zidentyfikowanym dla każdego etapu Ekologicznej Oceny Cyklu Życia:

- Dane z analizy bilansowej systemu - są zagregowane i sklasyfikowane zgodnie z kategoriami wpływu, w zależności od głównych kwestii środowiskowych rozpatrywanych w skali lokalnej czy globalnej,
- Definicje czynników klasyfikacyjnych - zapewniają model standardowy dla klasyfikacji interwencji środowiskowych jako efektów środowiskowych. Są zdefiniowane przez zastosowanie metodologii liniowej. Dla danej substancji każdy czynnik jest zdefiniowany jako rozszerzenie (wzbogacenie) efektu środowiskowego w przeliczeniu na emisję jednostki tej substancji. Tak więc funkcja dana wzorem  $f(x) \rightarrow y$ , gdzie zmienna niezależna  $x$  reprezentuje emisję substancji, a  $y$  potencjalny efekt wyarty przez  $x$ . Jeśli  $\Delta x$  jest wzrostem  $x$  spowodowanym daną zmianą, to  $\Delta y$  jest relatywnym wzrostem efektu środowiskowego na skalę globalną. Przez zastosowanie metody liniowej, jeśli  $\Delta x \ll x$ , można zapisać następujące wyrażenie:

$$\Delta y = \left[ \frac{df}{dx} \right]_x * \Delta x$$

zakładając, że  $\left[ \frac{df}{dx} \right]_x$  jest stałą:

$$\Delta y = I * \Delta x$$

gdzie  $I$  jest czynnikiem klasyfikacyjnym i reprezentuje wzrost efektu środowiskowego w związku z jednostkowym  $\Delta x$ .

- Charakteryzowanie - krok ten polega na ocenie profilu środowiskowego jako listy wszystkich efektów środowiskowych, w których gospodarka odpadami odgrywa rolę.

## Usage Of LCA For Evaluation Of Municipal Wastes Management Strategies

### Abstract

The article aims to assess the environmental effects of integrated strategies in a municipal waste management system. In particular, the analysis is focused on a waste stream in Palermo, where landfill involves the prompt disposal of the most waste after collection. The current local management system is compared with two integrated waste management alternatives. Both the options predict adopting the available technologies in different ways. In opposition to the current management, which involves energy balance at a loss, the mass and energy balances in hypothetical systems show the capability to obtain energy and material recovery to a substantial extent.

Comparison of results of examined strategies allows to draw following conclusions:

- thermal processing enables 70% increase of recovered energy relating to strategy which includes biological processing of non segregated wastes. Moreover higher efficiency of recycling and segregation allows to save energy in connection with avoidance of raw materials usage, but at the same time increases usage of energy for segregation and biological processing. Mentioned relations should mean, that main part in energy saving takes incineration of wastes.
- introducing of facilities connected with segregation and recovery or recycling of raw material caused following improvements:
  - total level of materials recovery and assignment for composting was 22.3% in strategy B, 27.4% in strategy C, and merely 1.2% in strategy A.
  - decrease of need for landfilling area, in relation to current strategy, for neutral wastes of 60% for strategy B and 25% for strategy C.

Environmental pressure factors of the management system are assessed depending on the relevant consumption of raw materials and energy, and on the emission of pollutants. The resulting figures reflect the two different integrated management options as being sustainable solutions for achieving an improvement in environmental performance, which is based on increasing the value of waste, as an alternative to resources, and the reduction of environmental releases. Life Cycle Assessment of municipal waste management systems can be usefully applied to define synthetic indices of environmental impact. These indices could single out possible alternatives in multi-criteria analysis, together with economic and technical parameters.

# Kształtowanie struktury i wytrzymałości ekologicznego betonu

*Aleksander Świtoński*  
*Politechnika Koszalińska*

## 1. Wstęp

Ze względu na olbrzymie straty materialne problemy zagrożenia trwałości elementów betonowych poddanych wpływowi czynników klimatycznych spotykają się z bardzo dużym zainteresowaniem. Najbardziej racjonalnym rozwiązaniem optymalizacji kosztów użytkowania elementów poddanych wpływowi obciążenia i czynników środowiska zewnętrznego jest zastosowanie ekologicznego betonu do ich wykonania. Jednak bezpośrednie oddziaływanie obciążenia oraz czynników środowiska zewnętrznego powoduje, że taki beton musi spełniać szczególnie wysokie wymagania techniczne i eksploatacyjne. Zmienność oddziaływującego obciążenia w szerokim zakresie wielkości i czasu oddziaływania, od statycznych długotrwałych, poprzez zmienne, a często również wyjątkowe sprawia, że problem trwałości betonu, decydujący o niezawodności użytkowania elementów, przy uwzględnieniu okresu eksploatacji staje się zagadnieniem bardzo złożonym. Ponieważ beton jest kompozytem dlatego zasadniczą cechą tego tworzywa jest struktura, czyli rodzaj tworzących go elementów i charakter związków występujących między nimi. Wynika stąd, że każda zmiana właściwości użytkowych wynika z przebudowy jego struktury.

Uwzględniając warunki eksploatacyjne elementów w umiarkowanym klimacie należy stwierdzić, że struktura betonu, ukształtowana w wyniku doboru składników i ostatecznie uformowana pod wpływem zagęszczenia, podlega ciągłym zmianom wywołanym wpływem czynników obiektywnych, a zwłaszcza obciążenia oraz destrukcyjnego oddziaływania otaczającego środowiska. Czynniki obiektywne, związane z eksploatacją elementów oddziałują destrukcyjnie na strukturę betonu. Zatem w betonie ekologicznym należy tak ukształtować strukturę betonu pod wpływem doboru składu i zagęszczenia mieszanki



aby stwardniały materiał skutecznie przeciwstawiał się wpływowi czynników obiektywnych.

Z powyższego wynika, że trwałość betonu ekologicznego jest funkcją zarówno zastosowania czynników subiektywnych jak i wpływu oddziaływań obiektywnych. Jednak analityczne przedstawienie tej zależności w postaci ogólnej wydaje się niemożliwe do zrealizowania ze względu na złożony wieloskładnikowy charakter struktury betonu, a zwłaszcza nie w pełni zdeterminowany wpływ czynników obiektywnych. Jednak z obserwacji wiadomo, że niszczące działanie środowiska może być skutecznie zredukowane przez czynniki subiektywne. Dlatego, obok metodyki doboru składu mieszanki i wpływu procesu dojrzewania, ustalenie zależności między parametrami struktury a właściwościami eksploatacyjnymi należy zaliczyć do istotnych problemów, które wymagają rozwiązania. Ponieważ każda zmiana właściwości użytkowych betonu wynika z przebudowy struktury dlatego ilościowy opis struktury spełnia szczególną rolę zarówno w aspekcie scharakteryzowania jego właściwości, jak i oceny odporności na wpływ czynników środowiska zewnętrznego. Jeżeli więc właściwości użytkowe betonu wynikają z jego charakterystyk strukturalnych, to badanie jego cech fizyko-mechanicznych oraz użytkowych powinny zaczynać się od wyznaczenia parametrów struktury. Znajomość charakterystyk strukturalnych nie tylko umożliwi określenie podstawowych cech fizyko-mechanicznych, lecz także ułatwia przewidywanie właściwości eksploatacyjnych betonu.

Należy stwierdzić, że badania zmierzające do racjonalnego wykorzystania energochłonnych spoiw budowlanych przyczyniły się do rozpoznania zjawiska intensyfikacji przyrostu wytrzymałości dwuskładnikowych układów dyspersyjnych utworzonych w procesie ciśnieniowego zagęszczenia spoiwa mineralnego z wodą. Zasadniczym zadaniem tego sposobu formowania wyrobów jest kształtowanie struktury zaczynu cementowego w wyniku obniżenia zawartości fazy ciekłej i zmiany początkowej konfiguracji przestrzennego układu ziaren fazy stałej. Ten sposób zagęszczenia mieszanki składników znajduje szerokie zastosowanie w nowoczesnych technologiach produkcji elementów przeznaczonych do użytkowania w warunkach otwartego środowiska.

Uwzględniając potrzeby bardziej wnikliwego wyjaśnienia zjawisk fizycznych zachodzących w zaczynie cementowym w czasie ciśnieniowego zagęszczania mieszanki betonowej autor uogólnił zaproponowany w pracy [1] model geometryczny struktury mieszanki betonowej. Pozwala to określić jakościowe i ilościowe zależności pomiędzy parametrami struktury a czynnikami zewnętrznymi oddziałującymi na mieszankę betonową.

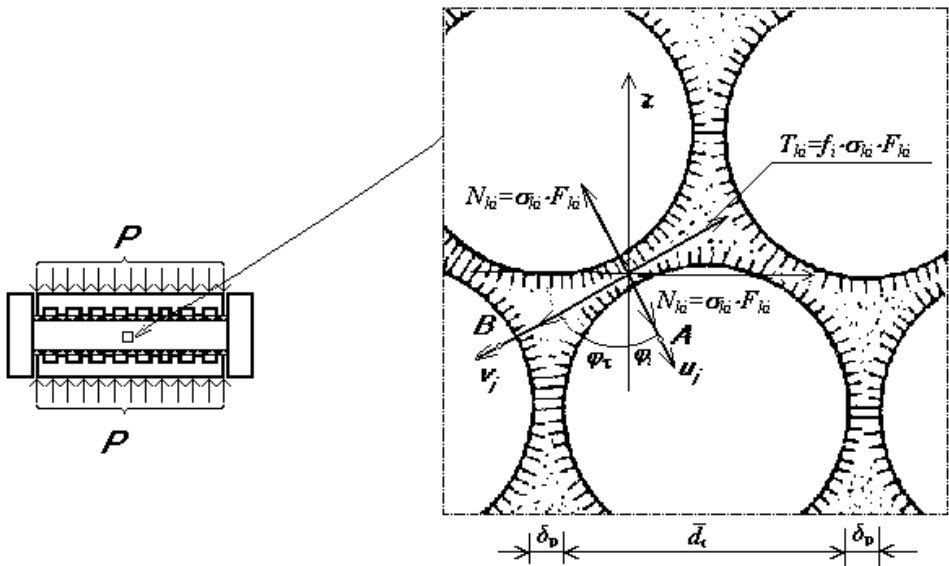
Potrzeba wyznaczenia powyższych relacji wynika z istniejących uwarunkowań właściwości fizycznych betonu od jego struktury wewnętrznej. Dlatego zasadniczym celem poniższej analizy jest podanie funkcji opisu zjawisk kształto-

wania struktury, które wywierają największy wpływ na właściwości fizyko-mechaniczne i trwałość betonu. Znajomość tych relacji ma istotne znaczenie poznawcze oraz aplikacyjne, gdyż stwarza możliwość doboru optymalnych parametrów ciśnieniowego zagęszczenia mieszanek betonów ekologicznych.

## 2. Ogólne założenia

Analizę zjawisk zachodzących w procesie ciśnieniowego zagęszczenia mieszanki betonowej przeprowadzimy na poziomie makroskopowym. W pisie mechanizmu zagęszczenia mieszanki przyjmujemy model geometryczny zawiesiny ziaren kruszywa w zaczynie cementowym, który stanowi tu fazę ciągłą. Poszczególne elementy fazy stałej są rozdzielone cieczą. Przy wzajemnym zbliżaniu się elementów fazy stałej ich warstwy dyfuzyjne przenikają się w miarę zbliżania ziaren.

W mieszance betonowej ziarna kruszywa nie są połączone ze sobą, stąd mają względną swobodę wzajemnych przesunięć. Jednak w porównaniu z fazą ciągłą nie mają możliwości takiej swobody przemieszczeń jak zawieszina cementu. Pod wpływem statycznego obciążenia ośrodka, w warunkach otwartego układu, następuje odprowadzenie fazy ciekłej, co prowadzi do zbliżenia ziaren mieszanki betonowej, głównie w wyniku zagęszczenia ziaren cementu w zawieszinie.



Rys. 1. Rozkład sił wzajemnego oddziaływania elementów fazy stałej w procesie ciśnieniowego zagęszczenia mieszanki betonowej

Fig. 1. Resolution of forces of interaction of solid phase elements in the process of pressure consolidation of concrete mix

W rzeczywistym układzie ziarna fazy stałej są zawieszane w cieczy, która otacza je i wypełnia jamy pomiędzy ziarnami. W początkowym okresie część obciążenia oddziaływującego na mieszankę przejmują ciecz znajdujące się w przestrzeniach międzyziarnowych. Biorąc pod uwagę statyczny proces ciśnieniowego zagęszczenia mieszanki w układzie otwartym, to można przyjąć założenie, że ciśnienie fazy ciekłej w przestrzeniach międzyziarnowych, w wyniku swobody wypływu, powraca do początkowej wielkości ciśnienia hydrostatycznego, natomiast oddziaływania pomiędzy elementami fazy stałej przejmowane są przez tworzący się pomiędzy elementami fazy stałej koagulacyjny szkielet zagęszczonego zaczynu cementowego.

### 3. Zagęszczenie ziaren kruszywa w prasowanej mieszance betonowej

Uwzględniając powyższe założenia problem opisu ilościowego zbliżenia ziaren fazy stałej w procesie ciśnieniowego zagęszczenia mieszanki sformułujemy następująco. Rozważamy dwa sąsiednie ziarna mieszanki, rozdzielone warstwą cieczy (rys. 1). Ziarna te pod wpływem obciążenia zewnętrznego ulegają zbliżeniu. Skutki tego zbliżenia analizujemy od chwili oddziaływania czynnika zagęszczającego. Zakładamy, że od tego momentu wraz z przyrostem obciążenia wzrastać będzie pole powierzchni kontaktów obydwu elementów.

Rozwiązaniem w taki sposób postawionego problemu będzie związek opisująca wielkość zbliżenia ziaren fazy stałej w prasowanej mieszance betonowej, który zdefiniujemy następującą zależnością [15]:

$$u_k = \chi \cdot \frac{\bar{F}_k}{\bar{d}_k} \quad (1)$$

gdzie:

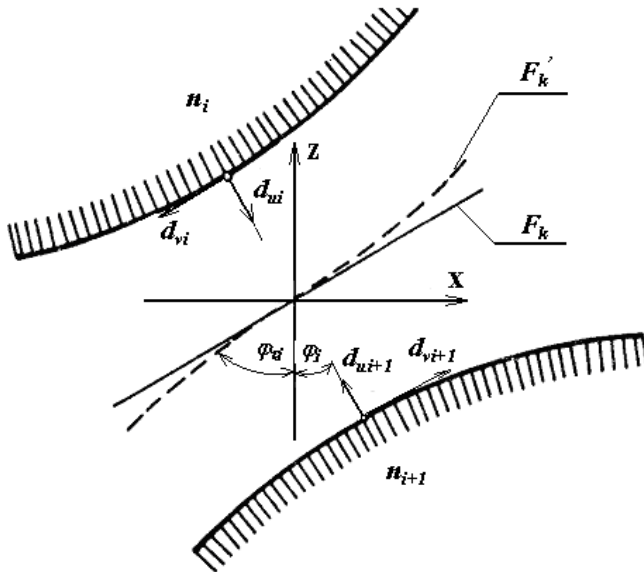
$u_k$  – wielkość zbliżenia ziaren fazy stałej w prasowanej mieszance betonowej,

$\chi$  – współczynnik proporcjonalności,

$\bar{F}_k$  – średnia powierzchnia kontaktu, wyrażona wielkością rzutu powierzchni styku ziaren fazy stałej na płaszczyznę prostopadłą do ich wspólnej normalnej,

$\bar{d}_k$  – średnia statystyczna wielkość ziarna kruszywa w mieszance betonowej.

Określając wielkości przemieszczeń powierzchni ziaren kruszywa wprowadzimy lokalne układy współrzędnych [15].



**Rys. 2.** Lokalny układ współrzędnych w strefie kontaktów ziaren kruszywa  
**Fig. 2.** Local coordinate systems in the contact zone of aggregate granules

Z analizy rozkładu sił wzajemnego oddziaływania ziaren kruszywa, przedstawionego na rys. 1. wynika, że parametr  $\varphi_i$  określa kąt pomiędzy osią  $Z$ , zgodną z przemieszczeniem stempla oddziałującego na mieszankę betonową i kierunkiem normalnym do powierzchni wzajemnego oddziaływania elementów, a symbol  $\varphi_r$  wyznacza kąt pomiędzy współrzędną  $Z$  i kierunkiem przemieszczenia ziaren.

W tym układzie odniesienia przyrosty przemieszczeń powierzchni ziaren, wywołane wpływem sił jakich doznają w wyniku oddziałującego ciśnienia prasowania wynoszą:  $du$ ,  $du_{i+1}$ ,  $dv_i$  i  $dv_{i+1}$ . W układzie współrzędnych odniesionych do powierzchni kontaktu ziaren zdefiniujemy je następująco:

$$du_i + du_{i+1} = du_k, \quad (2)$$

$$dv_i + dv_{i+1} = 2dv_c. \quad (3)$$

W wyrażeniu (2) składowe  $du_i$  i  $du_{i+1}$  określają wielkość przemieszczeń powierzchni będących wynikiem zmniejszenia odległości pomiędzy ziarnami.

Natomiast składowe  $dv_i$  oraz  $dv_{i+1}$  wyznaczają elementarne przemieszczenia ziaren w płaszczyźnie stycznej do powierzchni kontaktu.

Uwzględniając zbliżenie ziaren w miejscu kontaktu oraz wpływ parcia bocznego elementarne przemieszczenie sąsiednich ziaren wywołane przyrostem nacisku stempla  $dP$  odniesione do kierunku oddziaływania obciążenia będzie wynosiło:

$$dh_i = -[(du_i + du_{i+1}) \cdot \cos \varphi_i + (dv_i + dv_{i+1}) \cdot \cos \varphi_{\tau}], \quad (4)$$

gdzie:

- $dh_i$  – elementarne przemieszczenie ziaren kruszywa w kontakcie „i”, odniesione do kierunku oddziaływania przyrostu obciążenia  $dP$ ,
- $\varphi_i$  – kąt pomiędzy kierunkiem oddziaływania siły normalnej do powierzchni kontaktu ziarna kruszywa a kierunkiem wywieranego nacisku,
- $\varphi_{\tau}$  – kąt pomiędzy kierunkiem oddziaływania siły stycznej w strefie kontaktu a kierunkiem wywieranego nacisku.

W opisie układu ziaren w prasowanej mieszance cementowej przyjmiemy założenie, że ziarna kruszywa ułożone są warstwowo, a liczba ziaren w warstwie jest równa  $n_{wi}$ . Liczbę warstw składających się na wysokość prasowanego elementu określimy jako  $n_h$ . Rozpatrując ogólny przypadek na podstawie zależności (4) elementarne przemieszczenie stempla formy ciśnieniowej, wywołane elementarnym przyrostem siły nacisku  $dP$ , określimy następującą relacją:

$$dh = - \sum_{i=1}^{n_h} \left\{ \frac{1}{n_{wi}} \sum_{i=1}^{n_{wi}} \left[ \frac{1}{l_{ki}} \sum_{i=1}^{l_{ki}} (du_i + du_{i+1}) \cdot \cos \varphi_i + (dv_i + dv_{i+1}) \cdot \cos \varphi_{\tau} \right] \right\}, \quad (5)$$

gdzie:

- $h$  – wysokość zagęszczanego elementu,
- $n_h$  – liczba warstw kruszywa w wysokości elementu,
- $n_{wi}$  – liczba ziaren kruszywa w analizowanej warstwie,
- $l_{ki}$  – liczba oporowych kontaktów analizowanego ziarna kruszywa.

Dla wielkości średnich wyrażenie (5), po uwzględnieniu wyrażeń (2) i (3), przyjmuje postać:

$$dh = -n_h \cdot \cos \varphi \left( 1 + 2 \frac{dv_c}{du_k} \frac{\cos \varphi_\tau}{\cos \varphi} \right) du_k. \quad (6)$$

W wyrażeniu (6)  $du_k$  określa elementarne zbliżenie ziaren kruszywa w prasowanej mieszance betonowej w miejscu kontaktu.

Wprowadzając w wyrażeniu (6) następujące oznaczenia:

$$2 \frac{dv_c}{du_k} = \psi \quad \text{oraz} \quad \frac{\cos \varphi_\tau}{\cos \varphi} = \varphi_t, \quad (7)$$

wielkość odkształcenia prasowanej mieszanki betonowej wyniesie:

$$dh = -n_h (1 + \psi \cdot \varphi_t) \cos \varphi \cdot du_k. \quad (8)$$

Liczbę warstw ziaren kruszywa składającą się na wysokość prasowanego elementu wyrazimy poprzez całkowity zbiór ziaren  $N$  oraz średnią statystyczną liczbę elementów w rozpatrywanej warstwie  $n_w$ , z następującej zależności:

$$n_h = \frac{N}{n_w}. \quad (9)$$

Związek pomiędzy liczbą ziaren kruszywa i stopniem zagęszczenia prasowanej mieszanki betonowej określimy następującym równaniem:

$$N \cdot A_k \cdot \bar{d}_k^3 = F_n \cdot h \cdot s_k, \quad (10)$$

gdzie:

$A_c$  – współczynnik konfiguracji objętościowej ziarna cementu,

$F_n$  – nominalna powierzchnia przekroju poprzecznego prasowanego elementu,

$s_c$  – szczelność układu ziaren kruszywa w mieszance betonowej.

Przekształcając zależność (10) wyznaczymy ogólną liczbę ziaren kruszywa w prasowanej mieszance betonowej:

$$N = \frac{F_n \cdot h \cdot s_k}{A_k \cdot \bar{d}_k^3}. \quad (11)$$

Średnia liczba ziaren kruszywa w rozpatrywanej warstwie prasowanej mieszanki betonowej jest odpowiednio równa:

$$n_w = \frac{F_n \cdot s}{A \cdot \bar{d}_k^2}, \quad (12)$$

gdzie:

$A$  – współczynnik konfiguracji powierzchniowej przekroju ziarna kruszywa,  
 $s$  – szczelność układu ziaren kruszywa w warstwie.

Z porównania stronami wyrażeń (9), (11) i (12) otrzymujemy zależność określającą średnią liczbę warstw ziaren kruszywa w wysokości prasowanego elementu:

$$n_h = \frac{A \cdot h}{A_c \cdot \bar{d}_k}. \quad (13)$$

Na tej podstawie z wyrażenia (8) określimy elementarne odkształcenie prasowanej mieszanki betonowej w następującej postaci:

$$dh = \frac{A \cdot h}{A_c \cdot \bar{d}_k} (1 + \psi \cdot \varphi_t) \cos \varphi \cdot du_k. \quad (14)$$

Zatem wielkość elementarnego zbliżenia ziaren kruszywa w procesie ciśnieniowego zagęszczenia mieszanki betonowej jest równe:

$$du_k = \frac{A_c \cdot \bar{d}_k}{A(1 + \psi \cdot \varphi_t) \cos \varphi \cdot h} dh. \quad (15)$$

Przy założeniu modelu geometrycznego rozmieszczenia ziaren kruszywa w mieszance betonowej w postaci układu regularnie rozmieszczonych regularnych kul istnieje możliwość matematycznego wyliczenia współczynnika

porowatości oraz liczby kontaktów elementów  $l_k$ , w zależności od sposobu ich rozmieszczenia. Ponieważ rzeczywiste rozmieszczenie ziaren kruszywa w mieszance różni się od idealnego, parametry te określimy na podstawie wyników badań doświadczalnych.

#### 4. Przyrost kontaktów ziaren kruszywa wywołany procesem prasowania mieszanki betonowej

Analizując na poziomie makroskopowym mieszankę betonową jako zawiesinę ziaren kruszywa w zaczynie cementowym przyjmujemy założenie, że średnia liczba wzajemnych kontaktów jest wprost proporcjonalna do względnej gęstości objętościowej ośrodka i może być wyrażona zależnością:

$$l_k = l_{ko} \frac{\rho_{ok}}{\rho_k} = l_{ok} s'_k, \quad (16)$$

w której  $l_{ok}$  określa średnią liczbę kontaktów, a  $s'_k$  szczelność układu ziaren kruszywa w początkowym okresie zagęszczenia mieszanki.

Pomijając zawartość powietrza szczelność układu ziaren kruszywa wyznaczymy z zależności:

$$s'_k = \frac{\rho_{ok}}{\rho_k} = \frac{v_b}{\rho_k} = \frac{m_k}{v_b \cdot \rho_k} = \frac{m_k}{\left( \frac{m_k}{\rho_k} + \frac{m_c}{\rho_c} + \frac{m_w}{\rho_w} \right) \cdot \rho_k}. \quad (17)$$

Przyjmujemy założenie, że w początkowym okresie zagęszczenia mieszanki ziarna kruszywa mają następującą liczbę wzajemnych kontaktów:

$$l_{ko} = l \frac{m_k}{\left( \frac{m_k}{\rho_k} + \frac{m_c}{\rho_c} + \frac{m_{wo}}{\rho_w} \right) \cdot \rho_k} = l \frac{m_k}{v_{bo} \cdot \rho_k}, \quad (18)$$

gdzie  $l$  jest liczbą wzajemnych kontaktów ziaren przy idealnym zagęszczeniu.

W procesie ciśnieniowego zagęszczenia mieszanki liczba kontaktów pomiędzy ziarnami wzrośnie do wielkości:



$$l_k = l_{ko} \cdot s'_k = l \frac{m_k}{v_{bo} \cdot \rho_k} s_k = v \cdot s'_k \cdot l. \quad (19)$$

W opisie mechanizmu zwiększenia kontaktów ziaren kruszywa w prasowanej mieszance przyjmujemy założenie ośrodka dwufazowego. Pozwoli ta na uzyskanie dobrej zgodności rozważań teoretycznych z wynikami badań doświadczalnych.

## 5. Wzrost powierzchni kontaktów ziaren kruszywa w prasowanej mieszance betonowej

Pod wpływem nacisku stempla na mieszankę betonową ziarna kruszywa zbliżają się. W procesie tym następuje wzrost powierzchni wzajemnych kontaktów. Zgodnie z rys. 2. sumę rzutu stref kontaktów ziaren kruszywa na płaszczyznę poziomą, w rozpatrywanym momencie prasowania mieszanki betonowej, wyrazimy zależnością:

$$F_k = \sum_{i=1}^{n_w} \sum_{i=1}^{l_k} F_{ki} \cdot \cos \varphi_i. \quad (20)$$

Zdecydowanie wygodniejszą postać przyjmuje zależność (20) przy uwzględnieniu średniej liczby ziaren kruszywa:

$$F_k = n_w \cdot l_k \cdot \bar{F}_k \cdot \cos \varphi, \quad (21)$$

gdzie  $\bar{F}$  oznacza średnią powierzchnię kontaktów ziaren kruszywa w zagęszczonej pod wpływem prasowania mieszance betonowej.

Rozpatrując łącznie wyrażenia (12), (19) i (21) otrzymujemy zależność:

$$F_k = \frac{F_n \cdot s'_k}{A \cdot \bar{d}_k^3} \cdot v \cdot s'_k \cdot l \cdot \bar{F}_k \cdot \cos \varphi. \quad (22)$$

Z przekształcenia zależności (22) wynika, że średnia powierzchnia kontaktu ziaren kruszywa jest równa:

$$\bar{F}_k = \frac{F_k \cdot A \cdot \bar{d}_k^2}{F_n \cdot s_k'^2 \cdot \nu \cdot l \cdot \cos \varphi} \quad (23)$$

Dla ułatwienia toku dalszych rozważań wprowadzimy pojęcie względnej powierzchni kontaktów ziaren kruszywa w rozpatrywanym momencie zagęszczenia mieszanki:

$$\Phi = \frac{F_k}{F_n} \quad (24)$$

a wyrażenie (23) zapiszemy w następującej postaci:

$$\bar{F}_k = \frac{A \cdot \bar{d}_k^2}{\nu \cdot l \cdot \cos \varphi} \frac{\Phi}{s_k'^2} \quad (25)$$

Z badań przeprowadzonych przez T.W. Lambe i R.V. Whitmana [3] nad ośrodkami gruntowymi wynika, że powierzchnia styku ziaren piasku wynosi około 0,03% całkowitej powierzchni. Wielkość naprężeń stykowych nawodnionego piasku przy średniej średnicy ziaren  $d = 0,6$  mm pod obciążeniem  $p = 0,1$  MPa osiąga wielkość  $\sigma = 343$  MPa. Takie naprężenia kontaktowe są wystarczające do wyparcia wody adsorpcyjnej na powierzchni granicznej.

W mieszance betonowej liczba kontaktów ziaren jest niezmiernie duża. W pracy [3] stwierdza się, że w  $1 \text{ cm}^3$  drobnodziarnistego piasku liczba styków dochodzi do 5 milionów. Podobnym ośrodkiem jest mieszanka betonowa. Z tego względu nie ma możliwości zbadania zależności pomiędzy naprężeniem i przemieszczeniem ziaren kruszywa w miejscu kontaktu, nawet w tym przypadku gdyby istniały warunki do określenia wielkości przemieszczeń powierzchni ziaren w strefie kontaktowej. Istnieje więc potrzeba przeprowadzenia analizy teoretycznej tego problemu. Zatem podane powyżej zależności będą punktem wyjścia do opisu mechanizmu zagęszczenia fazy stałej prasowanej mieszanki betonowej.

## 6. Zagęszczenie ziaren kruszywa w prasowanej mieszance betonowej

W procesie prasowania mieszanki betonowej ziarna kruszywa wzajemnie zbliżają się. Wpływ na stopień zbliżenia ziaren wywiera współczynnik tarcia wewnętrznego. W prasowanej mieszance betonowej wielkość współczynnika tarcia wewnętrznego zmienia się, głównie w wyniku obniżenia współczynnika

ka wodno-cementowego. Jednak w dalszej części rozważań przyjmiemy założenie, że średnia wielkość kąta  $\varphi$ , zawartego pomiędzy kierunkiem wywieranego nacisku a normalną do powierzchni wzajemnego kontaktu ziaren nie ulega zmianie pod wpływem przyrostu siły nacisku. Na tej podstawie elementarny przyrost średniej powierzchni kontaktu, wywołany elementarnym przyrostem nacisku stempla wyrazi się zależnością:

$$d\bar{F}_k = \frac{A \cdot \bar{d}_k^2}{\nu \cdot l \cdot \cos \varphi} d\left(\frac{\Phi}{s_k'^2}\right). \quad (26)$$

Z relacji (1) wynika, że elementarny przyrost średniej powierzchni kontaktów odniesiony do elementarnego zbliżenia ziaren jest równy:

$$d\bar{F}_k = \frac{\bar{d}_c}{\chi} du_k. \quad (27)$$

Przekształcając wyrażenie (14) względem wielkości elementarnego zbliżenia ziaren kruszywa otrzymujemy relację:

$$du_k = -\frac{A_c \cdot \bar{d}_k}{A \cdot (1 + \psi \cdot \varphi_t) \cos \varphi} \frac{dh}{h}. \quad (28)$$

Rozpatrując jednocześnie wyrażenia (26) i (27) otrzymujemy równanie różniczkowe w następującej postaci:

$$d\left(\frac{\Phi}{s_k'^2}\right) = \frac{A_k \cdot \nu \cdot l}{A^2 \cdot \chi \cdot (1 + \psi \cdot \varphi_t)} \frac{dh}{h}. \quad (29)$$

Zależności pomiędzy parametrami struktury mieszanki betonowej mogą być wyznaczone na podstawie udziałów objętościowych poszczególnych komponentów [4], [5]. Jednak ciśnieniowy proces formowania wyrobów stosowany jest również w produkcji elementów z mieszanek, które powinny być analizowane jako ośrodki trójfazowe. Z tego względu zależność pomiędzy elementarną zmianą szczelności i odkształceniem prasowanego elementu zapiszemy w następującej postaci:

$$\frac{ds'_k}{s'_k} = \frac{\frac{m_k}{F_n \cdot h_o \cdot \rho_k} - \frac{m_k}{F_n \cdot h \cdot \rho_k}}{\frac{m_k}{F_n \cdot h_o \cdot \rho_k}} = \left( \frac{m_k}{F_n \cdot h_o \cdot \rho_k} - \frac{m_k}{F_n \cdot h \cdot \rho_k} \right) \frac{F_n \cdot h_o \cdot \rho_k}{m_k} = 1 - \frac{h_o}{h} = \frac{h - h_o}{h} = -\frac{dh}{h} \quad (30)$$

W mieszankach zagęszczanych pod wpływem wibroprasowania zawartość powietrza jest nieznaczna i można uważać, że oddziaływanie ciśnienia prowadzi głównie do odprowadzenia wody zarobowej. Zmienia się przy tym szczelność układu ziaren cementu  $s'_c$ . Szczelność układu ziaren cementu wyrazimy zależnością:

$$s'_c = \frac{\frac{c}{c + w}}{\frac{\rho_c}{\rho_w}} = \frac{\frac{c}{c \cdot \rho_w + w \cdot \rho_c}}{\frac{\rho_c \cdot \rho_w}{c \cdot \rho_w + w \cdot \rho_c}} = \frac{c \cdot \rho_w}{\omega \cdot \rho_c + \rho_w} \quad (30a)$$

Dla tak zdefiniowanej szczelności zależność pomiędzy elementarną zmianą wysokości  $h$  prasowanej mieszanki i współczynnikiem wodno-cementowym  $\omega$  przedstawimy w następującej postaci:

$$\frac{dh}{h} = -\frac{ds'_c}{s'_c} = -\frac{\frac{\rho_w}{\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w} - \frac{\rho_w}{\omega \cdot \rho_c + \rho_w}}{\frac{\rho_w}{\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w}} = -\left( 1 - \frac{\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w}{\omega \cdot \rho_c + \rho_w} \right) = -\frac{\rho_c(\omega - \omega_o)}{\omega \cdot \rho_c + \rho_w} = \frac{d\omega}{\omega + \frac{\rho_w}{\rho_c}} \quad (31)$$

Uwzględniając w wyrażeniu (2.29) odpowiednio zależność (2.30) oraz (2.31) otrzymujemy równania opisujące mechanizm zagęszczenia mieszanki betonowej w procesie ciśnieniowego formowania elementów w następującej postaci:

– przy uwzględnieniu zagęszczenia ziaren kruszywa:

$$d\left(\frac{\Phi}{s_k'^2}\right) = \frac{A_k \cdot v \cdot l}{A^2 \cdot \chi \cdot (1 + \psi \cdot \varphi_t)} \frac{ds'_k}{s'_k} \quad (32)$$

– przy uwzględnieniu stopnia obniżenia stosunku  $w/c = \omega$  w mieszance betonowej

$$d\left(\frac{\Phi}{s_k'^2}\right) = \frac{A_k \cdot v \cdot l}{A^2 \cdot \chi \cdot (1 + \psi \cdot \varphi_t)} \frac{d\omega}{\omega + \frac{\rho_w}{\rho_c}} \quad (33)$$

Równania (32) i (33) opisują przyrost powierzchni kontaktu ziaren kruszywa w mieszance betonowej zagęszczanej pod wpływem prasowania. Podają związek pomiędzy przyrostem powierzchni kontaktów ziaren i współczynnikiem wodno-cementowym mieszanki. Parametrem zmiennym w równaniach różniczkowych (32) oraz (33) jest wielkość względnego przemieszczenia ziaren cementu  $\psi$ . W określeniu wielkości parametru  $\psi$  posłużymy się zasadą zachowania energii w zastosowaniu do zagęszczenia takiego ośrodka dyspersyjnego jakim jest mieszanka betonowa.

## 7. Względne przemieszczenia ziaren kruszywa w mieszance betonowej zagęszczanej pod wpływem prasowania

W celu określenia parametru  $\psi$  wykorzystamy zasadę zachowania energii w odniesieniu do mechanizmu przemieszczeń ziaren kruszywa w prasowanej mieszance betonowej. Zastosujemy tu zasadę przemieszczeń wirtualnych [6], którą dla dowolnie wybranego ziarna kruszywa, w rozpatrywanym momencie prasowania mieszanki betonowej, zdefiniujemy jako sumę prac wszystkich sił zewnętrznych, wewnętrznych i bezwładności, oddziaływujących w miejscu kontaktu, a wykonanych na elementarnych przemieszczeniach jest równa zero.

Powyższą zasadę przemieszczeń wirtualnych wyrazimy w następującej postaci:

$$dL_z = dL_w + dL_g = 0, \quad (34)$$

gdzie:

$dL_z$  – elementarna praca sił zewnętrznych,  
 $dL_w$  – elementarna praca sił wewnętrznych,  
 $dL_g$  – elementarna praca sił bezwładności.

Elementarną pracę sił zewnętrznych wyraża się zależnością [3]:

$$dL_z = \sum_{i=1}^{l_{ki}} (N_{ki} \cdot dv_i + T_{ki} \cdot dh_i), \quad (35)$$

gdzie:

$N_{ki}$  – siła wzajemnego oddziaływania ziaren kruszywa w miejscu kontaktu,  
 $dv_i$  – przemieszczenie wywołane siłą oddziaływania kontaktowego ziarna,  
 $T_{ki}$  – siła styczna do powierzchni kontaktu ziarna,  
 $dh_i$  – przemieszczenie styczne do powierzchni kontaktu ziarna.

Elementarną pracę sił wewnętrznych określimy na podstawie znanego wyrażenia z mechaniki:

$$dL_w = \iiint_{V_i} \sigma_i \cdot d\varepsilon_i \cdot dV_i, \quad (36)$$

gdzie:

$\sigma_i$  – naprężenie w rozpatrywanym ziarnie kruszywa,  
 $d\varepsilon_i$  – elementarne odkształcenie materiału rozpatrywanego ziarna kruszywa,  
 $dV_i$  – elementarna objętość rozpatrywanego ziarna kruszywa.

Elementarną pracę sił bezwładności określa zależność:

$$dL_g = \frac{V_i \cdot \rho_k}{g} \sqrt{\left(\frac{dv_z}{dt}\right)^2 + \left(\frac{v_z}{R_k}\right)^2}, \quad (37)$$

gdzie:

$V_i$  – objętość rozpatrywanego ziarna cementu,  
 $v_z$  – prędkość przemieszczeń ziaren cementu w kierunku osi Z,  
 $g$  – przyspieszenie ziemskie,  
 $R_k$  – promień krzywizny trajektorii przemieszczeń ziarna kruszywa.

W przeciwieństwie do zagęszczania mieszanek wapienno-piaskowych i materiałów ogniotrwałych, gdzie stosowany jest proces dynamicznego zagęszczania, formowanie elementów betonowych odbywa się pod wpływem oddziaływania siły statycznej ( $v_z=0$ ). Zatem można przyjąć założenie, że elementarna praca sił bezwładności jest równa zeru:

$$dL_g = 0, \quad (38)$$

a wówczas wyrażenie (34) upraszcza się do postaci:

$$dL_z = dL_w = 0. \quad (39)$$

Analizując mieszanekę betonową jako dyspersyjny ośrodek odkształcalny wielkość elementarnej pracy sił zewnętrznych określimy zależnością:

$$dL_z = P \cdot dh. \quad (40)$$

Wielkość siły nacisku na formowany element, oddziaływującej w rozpatrywanym momencie prasowania, jest równa sumie rzutów wszystkich sił kontaktowych ziaren kruszywa w warstwie, oddziaływujących zgodnie z kierunkiem wywieranego nacisku:

$$P = \sum_{i=1}^{n_w} \sum_{i=1}^{l_k} \sigma_{ki} \cdot F_{ki} (1 + f_i \cdot \varphi_{ii}) \cos \varphi. \quad (41)$$

Przy uwzględnieniu wielkości średnich wyrażenie (41) zapiszemy w następującej postaci:

$$P = n_w \cdot l_k \cdot \sigma_k \cdot \bar{F}_k (1 + f \cdot \varphi_t) \cos \varphi, \quad (42)$$

gdzie  $f$  jest współczynnikiem tarcia międzyziarnowego kruszywa w prasowanej mieszance betonowej.

Porównując stronami wyrażenia (40) i (42) otrzymujemy relację:

$$dL_z = n_w \cdot l_k \cdot \sigma_k \cdot \bar{F}_k (1 + f \cdot \varphi_t) \cos \varphi \cdot dh. \quad (43)$$

Jeżeli pominiemy sprężystość mieszanki betonowej, która jest cieczą lepko-plastyczną, to można uważać, że w procesie ciśnieniowego formowania elementów praca sił wewnętrznych wykorzystana zostaje całkowicie do pokonania oddziaływań i przemieszczeń ziaren fazy stałej. Na podstawie tego Założenia sformulujemy następującą zależność na elementarną pracę sił wewnętrznych:

$$dL_w = \sum_{i=1}^{n_h} \sum_{i=1}^{n_w} \sum_{i=1}^{l_k} \sigma_{ki} \cdot F_{ki} (du_{ki} + 2 \cdot f_i \cdot dV_i). \quad (44)$$

Wyrażenie (44) zdecydowanie prostszą postać przyjmuje w przypadku uwzględnienia wielkości średnich:

$$dL_w = n_h \cdot n_w \cdot l_k \cdot \sigma_k \cdot \bar{F} \cdot du_k \left( 1 + 2 \cdot f \frac{dV_k}{du_k} \right). \quad (45)$$

Na podstawie ogólnego bilansu zachowania energii, określonego wyrażeniem (39) oraz zależności (7), (43) i (45) otrzymujemy związek:

$$(1 + f \cdot \varphi_t) \cos \varphi \cdot dh = -n_h \cdot du_k (1 + f \cdot \psi). \quad (46)$$

Uwzględniając w wyrażeniu (46) wielkości  $n_h$  i  $du_k$  określone zależnościami (13) oraz (15) otrzymujemy następującą zależność:

$$(1 + f \cdot \varphi_t)(1 + \psi \cdot \varphi_t) \cos^2 \varphi = (1 + f \cdot \psi). \quad (47)$$

Podstawiając następującą zależność trygonometryczną:

$$\cos^2 \varphi = \frac{1}{1 + \operatorname{tg}^2 \varphi}, \quad (48)$$

w wyrażeniu (47) oraz wykonując elementarne przekształcenia wyznaczmy następującą relację określającą poszukiwany parametr:

$$\psi = \frac{\operatorname{tg}^2 \varphi - f \cdot \varphi_t}{\varphi_t (1 + f \cdot \varphi_t) - (1 + \operatorname{tg}^2 \varphi)}. \quad (49)$$

Zagęszczanie mieszanki betonowej pod wpływem ciśnienia odbywa się w sztywnych i nieodkształcalnych formach. Ścianki formy nie ulegają deformacji poprzecznej. Można zatem przyjąć założenie, że ziarna kruszywa przemieszczają się głównie w kierunku działania obciążenia wywieranego stemplem formy. Wobec powyższego dla sił występujących w strefie kontaktu, przedstawionych na rys. 1., słuszne są następujące zależności:

$$\varphi + \varphi_\tau \cong \frac{\pi}{2}; \cos \varphi_\tau \cong \sin \varphi. \quad (50)$$

Analogicznie biorąc pod uwagę zależność (7) oraz (50) można przyjąć następujące przybliżenie:

$$\varphi_t \cong \frac{\cos \varphi_\tau}{\cos \varphi} \cong \frac{\sin \varphi}{\cos \varphi} = \operatorname{tg} \varphi. \quad (51)$$



Rozpatrując jednocześnie równania (7), (49), (50) i (51) wielkość względnego przemieszczenia ziaren kruszywa w procesie ciśnieniowego zagęszczania mieszanki betonowej wyrazimy w następującej postaci:

$$\psi = 2 \frac{dV_c}{du_k} \cong \operatorname{tg} \varphi. \quad (52)$$

Z wyrażenia (52) oraz modelu geometrycznego struktury mieszanki betonowej, przedstawionego na rys. 1. wynika, że elementarne przemieszczenie ziaren kruszywa zachodzi głównie w kierunku normalnym do powierzchni wzajemnych kontaktów. Takie założenie w istotny sposób wpływa na ułatwienie dalszej analizy zależności ilościowego opisu przyrostu kontaktów ziaren kruszywa w zagęszczanej pod wpływem prasowania mieszance betonowej.

## 8. Względna powierzchnia kontaktów ziaren kruszywa

Wiadomo, że w wyniku ciśnieniowego zagęszczania mieszanki betonowej następuje obniżenie stosunku wodno-cementowego. Prowadzi to do zmiany właściwości reologicznych, zagęszczanego w przestrzeniach międzyziarnowych kruszywa, zaczynu cementowego. Jednak w celu uproszczenia toku dalszego rozumowania założymy, na podstawie relacji (52) niezmiennosc parametru  $\psi$ , a równanie różniczkowe (33), opisujące zagęszczenie ziaren kruszywa w procesie prasowania mieszanki betonowej, przedstawimy następująco:

$$d\left(\frac{\Phi}{s_k^2}\right) = s_1 \cdot \frac{d\omega}{\omega + \frac{\rho_w}{\rho_c}}, \quad (53)$$

gdzie stałą  $s_1$  określa zależność:

$$s_1 = \frac{A_k \cdot v \cdot l}{A^2 \cdot \chi \cdot (1 + \psi \cdot \varphi_t)}. \quad (54)$$

Dokonując całkowania wyrażenia (53) otrzymujemy następującą relację:

$$\frac{\Phi}{s_k^2} = s_1 \cdot \ln\left(\omega + \frac{\rho_w}{\rho_c}\right) + C_1. \quad (55)$$

Przed rozpoczęciem procesu ciśnieniowego formowania elementu strukturę mieszanki scharakteryzujemy następującymi parametrami. Przy ciśnieniu prasowania  $p_n=0$ , stosunek wodno-cementowy  $\omega = \omega_o$ , względna powierzchnia kontaktów ziaren kruszywa  $\Phi = \Phi_o$  oraz szczelność układu ziaren kruszywa w mieszance betonowej  $s_k = \nu$ . Przy tych wielkościach początkowych parametrów struktury prasowanej mieszanki betonowej wielkość stałej w równaniu (55) jest równa:

$$C_1 = \frac{\Phi_o}{\nu^2} - s_1 \cdot \ln\left(\omega + \frac{\rho_w}{\rho_c}\right) = \frac{\Phi_o}{\nu^2} - s_1 \cdot [\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln \rho_c]. \quad (56)$$

Przy założeniu krytycznego ciśnienia oddziaływania na mieszankę betonową ( $p_n=p_{kr}$ ) parametry struktury ośrodka dyspersyjnego określimy następującymi parametrami:  $\omega = \omega_k$ ,  $\Phi = \Phi_k$ . Dla tych wielkości granicznych stała w równaniu (55) będzie wynosiła:

$$C_1 = \frac{\Phi_k}{s_{kkr}^2} - s_1 \cdot [\ln(\omega_k \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln \rho_c]. \quad (57)$$

Stałą równania (53) wyznaczmy z porównania relacji (56) i (57) w następującej postaci:

$$s_1 = \frac{1}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln(\omega_k \cdot \rho_c + \rho_w)} \left( \frac{\Phi_k}{s_{kkr}^2} - \frac{\Phi_o}{\nu^2} \right). \quad (58)$$

Rozpatrując jednocześnie zależności (57) i (58) stałą równania (55) wyrazimy relacją:

$$C_1 = \frac{\Phi_o}{\nu^2} - \left[ \frac{\Phi_k}{s_{kkr}^2} - \frac{\Phi_o}{\nu^2} \right] \frac{\ln(\omega_k \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln \rho_c}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln(\omega_k \cdot \rho_c + \rho_w)}. \quad (59)$$

Względną wielkość kontaktów ziaren kruszywa wyznaczmy uwzględniając zależności (58) i (59) w wyrażeniu (55). Dokonując przekształceń ogólną postać równania opisującego poszukiwany parametr wyznaczmy w następującej postaci:

$$\Phi = s_k'^2 \left[ \frac{\Phi_o}{\nu^2} + \left( \frac{\Phi_k}{s_{kk}^2} - \frac{\Phi_o}{\nu^2} \right) \frac{\ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_k \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)} \right]. \quad (60)$$

Analizując wyrażenie (60) nietrudno zauważyć, że parametry  $\Phi_o$  i  $\Phi_k$  wyrażają względną wielkość powierzchni kontaktów ziaren kruszywa przy granicznych warunkach zagęszczenia mieszanki betonowej. W dalszych rozważaniach jako początkowe stadium układu ziaren kruszywa w ośrodku przyjmiemy stan zagęszczenia mieszanki betonowej pod wpływem wibracji. Jednak brak odpowiednio ukierunkowanych badań w tym zakresie nie pozwala na przeprowadzenie weryfikacji warunków granicznych wielkości względnej powierzchni kontaktów ziaren kruszywa w mieszance betonowej. Dlatego przyjmiemy czysto teoretyczne założenie maksymalnego zagęszczenia układu ziaren kruszywa w mieszance betonowej zagęszczanej pod wpływem krytycznego nacisku.

Analizując mieszankę betonową jako zawieszinę fazy stałej w cieczy, bez większego wpływu na dokładność dalszych rozważań przyjmiemy założenie, że początkowa wielkość powierzchni kontaktów ziaren kruszywa, przed rozpoczęciem prasowania,  $\Phi_o = 0$ ,  $F_k \cong 0$ .

Pod wpływem krytycznego ciśnienia prasownia ziarna kruszywa zetkną się bezpośrednio. Nastąpi również zagęszczenie fazy stałej zaczynu cementowego i można przyjąć założenie, że  $\omega_{kr} = 0$ , a wówczas zależność (60) zapiszemy następująco:

$$\Phi = s_k'^2 \left[ \frac{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln(\omega_k \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)} \right] \quad (61)$$

Na podstawie wyników badań [7], [8], [9] i [10] określimy graniczną wielkość współczynnika wodno-cementowego zagęszczonej mieszanki w następującej wielkości  $\omega_k = 0,14 \div 0,16$ . Ponieważ przy krytycznej sile wywieranego nacisku na mieszankę betonową można założyć, że następuje bezpośrednie przekazanie nacisku przez ziarna kruszywa i cementu w miejscach ich wzajemnych kontaktów dlatego z wystarczającą dokładnością można przyjąć następujące przybliżenie:  $\omega_k = 0,15$ .

Z wyrażenia (61) wynika, że bardzo istotnym czynnikiem, który w głównej mierze decyduje o wielkości powierzchni kontaktów w prasowanej mieszance betonowej jest szczelność układu ziaren kruszywa  $s_k'$ . Wielkość tego parametru uzależniona jest w znacznym stopniu od uziarnienia i rodzaju zastosowanego kruszywa. Jednak złożony charakter mechanizmu zagęszczenia zia-

ren kruszywa w mieszance betonowej stwarza potrzebę uściślenia zależności prowadzących do wyznaczenia wielkość tego parametru.

## 9. Szczelność układu ziaren kruszywa w mieszance betonowej

W literaturze podane są szczegółowe sposoby i zalecenia dotyczące doboru uziarnienia kruszywa do betonu z kilku frakcji [2], [4], [12], [13] i [14]. Jednak najczęściej optymalny skład kruszywa dobiera się na podstawie maksymalnej szczelności kompozycji składników [2]. W mieszance betonowej zagęszczonej pod wpływem wibracji szczelność ułożenia ziaren kruszywa jest większa niż w stosie okruchowym suchych komponentów [4]. Na tej podstawie w pracy [4] podany został następujący model matematyczny ilościowego opisu szczelności układu ziaren kruszywa w zagęszczonej pod wpływem wibracji mieszance betonowej:

$$s'_k = \begin{cases} 1 - [j_g + (j_d - 1) \cdot V] & \text{gd}y \ 0 \leq V_d \leq j_g, \\ 1 - V_d \cdot j_d, & \text{gd}y \ j_g \leq V_d \leq 1, \end{cases} \quad (62)$$

gdzie:

$V_d$  – objętość kruszywa drobnego w kompozycji kruszywa,  
 $j_d$  – jamistość kruszywa drobnego w stanie zagęszczonym,  
 $j_g$  – jamistość kruszywa grubego w stanie zagęszczonym.

Z zależności (62) wynika, że minimalna jamistość, którą może uzyskać układ ziaren kruszywa grubego z drobnym w mieszance betonowej wynosi:

$$j_{k \min} = j_g \cdot j_d. \quad (63)$$

Przyjmując średnie wielkości gęstości nasypowych dla piasku  $\rho_{nd}=1,82 \text{ kg/dm}^3$ , a dla żwiru  $\rho_{ng}=1,78 \text{ kg/dm}^3$  obliczymy szczelność układu ziaren kruszywa w mieszance betonowej:

$$s'_k = 1 - j_{k \min} = 1 - j_{k \min} = 1 - \left(1 - \frac{1,82}{2,65}\right) \left(1 - \frac{1,78}{2,65}\right) = 1 - 0,103 = 0,897. \quad (64)$$

Istotny wpływ na zagęszczenie fazy stałej prasowanej mieszanki betonowej wywiera początkowa zawartość wody zarobowej. W badaniach [4], [7], [9], [11] i in. stwierdza się, że w mieszance betonowej poddanej zagęszczeniu pod wpływem wibroprasowania maksymalne zagęszczenie fazy stałej uzyskuje

się przy stosunku wodno-cementowym mieszanki betonowej odpowiadającym wodożądności normowej zastosowanego cementu. Według Br. Bukowskiego [2] normowa wodożądność krajowych cementów zawiera się w przedziale  $0,23 \leq \omega_n \leq 0,32$ . Można na tej podstawie uważać, że średnia wielkość wodożądności normowej cementów jest równa  $\bar{\omega}_n = 0,275$ .

Dla mieszanki betonowej wykonanej z ilością wody odpowiadającej stosunkowi wodno-cementowemu  $\omega_0 = 0,275$ , względna powierzchnia kontaktów ziaren kruszywa, określona z zależności (61), jest równa:

$$\Phi = s^2 \left[ \frac{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)} \right] = 0,897^2 \frac{\ln(0,275 \cdot 3,1 + 1) - \ln(0,15 \cdot 3,15 + 1)}{\ln(0,275 \cdot 3,1 + 1)} = 0,306 \quad (65)$$

Wyznaczony, na podstawie warunków granicznych wielkość parametru  $\Phi$  wykorzystana zostanie w toku dalszych rozważań do określenia odległości między ziarnami kruszywa.

## 10. Zbliżenie ziaren fazy stałej w prasowanej mieszance betonowej

Ciśnienie oddziałujące na mieszankę betonową w procesie ciśnieniowego zagęszczenia przenoszone jest przez szkielet stosu okruchowego kruszywa, w wyniku powstania sił na stykach sąsiednich elementów (rys. 1.). Skutkiem oddziaływania tych sił jest zbliżenie ziaren kruszywa i zagęszczenie fazy stałej w zagęszczanej mieszance betonowej.

Związek pomiędzy wielkością zbliżenia ziaren kruszywa i powierzchnią ich wzajemnych kontaktów w mieszance betonowej podaje relacja (1). Wielkość wzajemnych kontaktów ziaren kruszywa wyznacza zależność (25), a względną powierzchnię kontaktów ziaren fazy stałej mieszanki w rozpatrywanym momencie zagęszczania wyznacza równanie (61). Na podstawie tych związków wielkość zbliżenia elementów fazy stałej prasowanej mieszanki betonowej przedstawimy w następującej postaci:

$$u_k = \frac{\chi \cdot A \cdot \bar{d}_k}{l \cdot \nu \cdot \cos \varphi} \left[ \frac{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)} \right]. \quad (66)$$

Analizując układ ziaren fazy stałej w mieszance betonowej to należy stwierdzić, że w procesie ciśnieniowego zagęszczania odległość pomiędzy poszczególnymi elementami zmienia się zgodnie z następującą zależnością:

$$\delta_p = \delta_o - u_k. \quad (67)$$

Przy znanych średnich wielkościach ziaren kruszywo i cementu początkową odległość pomiędzy ziarnami fazy stałej nietrudno wyznaczyć na podstawie ogólnych równań objętości składników. Szerszy opis w tym zakresie podany został w pracach [4], [5], [15]. Z punktu widzenia zagęszczenia fazy stałej mieszanki betonowej i wpływu tego zjawiska na poprawę właściwości fizycznych betonu zagęszczonego pod wpływem prasowania istotna jest znajomość wielkości zbliżenia ziaren fazy stałej pod wpływem wywieranego nacisku. Biorąc pod uwagę zależność (66), określającą odległość między ziarnami kruszywa, można podać następujące warunki graniczne:

- dla ciśnienia prasowania  $p_n = 0$ ,  $\omega = \omega_o$ ,  $\delta_p = \delta_o$ ;
- dla ciśnienia prasowania  $p_n = p_{kr}$ ,  $\omega = 0$ ,  $\delta_p = 0$ .

Uwzględniając powyższe warunki graniczne w równaniu (67) otrzymujemy zależność:

$$\delta_o = \frac{\chi \cdot A \cdot \bar{d}_k}{l \cdot v \cdot \cos \varphi}. \quad (68)$$

Z porównania zależności (68) i (66) określimy wielkość zbliżenia ziaren fazy stałej w prasowanej mieszance betonowej następującą zależnością

$$u_k = \delta_o \left[ \frac{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w) - \ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)} \right] = \delta_o \left[ 1 - \frac{\ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)} \right]. \quad (69)$$

Uwzględniając związek (69) w wyrażeniu (67) wyznaczymy zależność określającą odległość pomiędzy ziarnami fazy stałej w zagęszczanej pod wpływem prasowania mieszance betonowej:

$$\delta_p = \delta_o - \delta_o \left[ 1 - \frac{\ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)} \right] = \delta_o \frac{\ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)}. \quad (70)$$

Oceniając wpływ obniżenia stosunku wodno-cementowego na zgęszczenie fazy stałej mieszanki betonowej bardzo ważne znaczenie poznawcze ma względne zmniejszenie grubości warstwy rozdzielającej ziarna fazy stałej. Dzie-

łąc wyrażenie (70) przez początkową grubość otulenia ziaren fazy stałej otrzymujemy zależność:

$$\Delta_p = \frac{\delta_o \frac{\ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)}}{\delta_o} = \frac{\ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)}. \quad (71)$$

Zależność (71) daje ogólny pogląd na istotę zagęszczenia fazy stałej w procesie ciśnieniowego zagęszczenia mieszanki betonowej. Zmniejszenie względnej grubości warstw rozdzielających poszczególne ziarna przedstawiono na rys. 3. Z przebiegu krzywych wynika, że cementy o niższej wodozadržności normowej wykazują zdecydowanie większą skłonność do zagęszczenia fazy stałej w procesie ciśnieniowego formowania wyrobów.

Funkcja określająca zmianę odległości między ziarnami fazy stałej, mieszanki betonowej zagęszczanej pod wpływem prasowania, wyprowadzona została przy przyjęciu modelu zawiesziny, w której ziarna kruszywa i cementu są losowo zawieszane w fazie ciekłej. Dlatego wielkość ta odniesiona jest do udziałów objętościowych poszczególnych faz. Praktyczna możliwość wykorzystania powyższych zależności wymaga podania relacji zmiany wielkości współczynnika wodno-cementowego w zagęszczanej mieszance betonowej w zależności od wielkości wywieranego nacisku. Z tego względu rozważania w tym zakresie przeprowadzimy poniżej.

## 11. Zmiana udziału fazy ciekłej w zagęszczanej pod wpływem ciśnienia mieszance betonowej

Ciśnienie oddziałujące na mieszankę betonową wpływa istotnie na zmniejszenie udziału fazy ciekłej zagęszczonego ośrodka. Jednakże ilość odprowadzonej wody w procesie zagęszczenia zależy nie tylko od wielkości wywieranego nacisku lecz istotny wpływ wywiera tu skład oraz początkowa wielkość współczynnika wodno-cementowego  $\omega_o$  mieszanki. W pracy [15] ustalono, że zmianę wielkości współczynnika  $\omega$  prasowanej mieszanki uzależnioną od ciśnienia prasowania można określić następującą zależnością:

$$\omega = \omega_o \frac{1}{1 + a \cdot \ln 10 p}. \quad (72)$$

W wyrażeniu (72) parametr „a” uzależniony od wymiaru maksymalnej frakcji zastosowanego kruszywa można przyjmować jako:

- przy uziarnieniu kruszywa do 5 mm,  $a = 0,081$ ;
- przy uziarnieniu kruszywa do 10 mm,  $a = 0,065$ ;

– przy uziarnieniu kruszywa do 20 mm,  $a = 0,056$ .

Zmniejszenie zawartości fazy ciekłej, przy zachowaniu stałej objętości pozostałych składników, wpływa na zmniejszenie grubości wodnych otoczek na ziarnach fazy stałej, a zwłaszcza cementu. Prowadzi to do przyspieszenia procesów rozwoju struktury i wzrostu wytrzymałości betonu. Z tego względu przeprowadzimy analizę wpływu ciśnieniowego formowania elementów na zagęszczenie mieszanki betonowej.

## 12. Wpływ ciśnienia zagęszczenia mieszanki na zmianę parametrów struktury betonów ekologicznych

Analizę wpływu ciśnienia na zmianę struktury betonu przeprowadzimy dla mieszanki wykonanej z kruszywa, którego stos okruczowy zestawiony został w następujących proporcjach:

- piasek o uziarnieniu  $0 \div 2$  mm 44%,
- żwir o uziarnieniu  $2 \div 8$  mm 18%,
- żwir o uziarnieniu  $8 \div 16$  mm 38%.

Dla takiego składu granulometrycznego średni wymiar ziaren kruszywa jest równy:

$$r_k = \frac{1}{2} \exp \sum_{i=1}^n \left( p_i \cdot \ln \frac{d_{ki1} + d_{ki2}}{2} \right) =$$

$$= \frac{1}{2} \exp \left( 0,44 \ln \frac{0 + 2,0}{2} + 0,18 \ln \frac{2,0 + 8,0}{2} + 0,38 \ln \frac{8,0 + 16,0}{2} \right) = 1,7 \text{ mm.} \quad (73)$$

Piasek zastosowany w kompozycji stosu okruczowego charakteryzował się przeciętną szczelnością układu ziaren, w stanie zagęszczonym  $s_d = 0,65$ , a żwir  $s_g = 0,63$ . Obliczona na tej podstawie z zależności gęstość nasypowa wynosi odpowiednio:

- dla piasku  $\rho_{nd} = \rho_d(1 - j_d) = 2,65(1 - 0,35) = 1,722 \text{ kg/dm}^3$ ,
- dla żwiru  $\rho_{ng} = \rho_g(1 - j_g) = 2,65(1 - 0,37) = 1,670 \text{ kg/m}^3$ .

Uwzględniając określone wielkości, obliczona z zależności (62) szczelność układu ziaren kruszywa w betonie jest równa:



$$s'_k = 1 - v_d \cdot j_d = 1 - \frac{632,0}{1722,0} \cdot 0,35 = 0,872. \quad (74)$$

Mieszankę betonową wykonano z następujących składników:

- kruszywa, 1870 kg/m<sup>3</sup>,
- cementu 470 kg/m<sup>3</sup>,
- wody 140 l/m<sup>3</sup>.

Analizując stan struktury mieszanki betonowej na poziomie makroskopowym, w początkowym okresie zagęszczenia, grubość warstw zaczynu cementowego otaczających ziarna kruszywa wynosi [5]

$$\delta_z = r_k \left[ \sqrt[3]{\left( \frac{m_k}{\rho_k} + \frac{m_c}{\rho_c} + \frac{m_w}{\rho} \right) s_{kb} \cdot \frac{\rho_k}{m_k} - 1} \right]. \quad (75)$$

$$\delta_z = 1,7 \left[ \sqrt[3]{\left( \frac{1870}{2650,0} + \frac{470}{3100,0} + \frac{140}{1000,0} \right) 0,872 \cdot \frac{2650,0}{1870,0} - 1} \right] = 0,399 \text{ mm} \quad (75a)$$

Uwzględniając średni wymiar ziaren cementu  $d_c = 40 \mu\text{m}$ , określimy grubość warstwy fazy ciekłej na ziarnach cementu [5]:

$$\delta_w = r_c \left[ \sqrt[3]{\left( \frac{m_c}{\rho_c} + \frac{m_w}{\rho_w} \right) \cdot \frac{s_z \cdot \rho_c}{m_c} - 1} \right] = 20 \left[ \sqrt[3]{\left( \frac{470}{3100,0} + \frac{140}{1000,0} \right) \frac{0,747 \cdot 3100,0}{470,0} - 1} \right] = 45,3 \mu\text{m} \quad (76)$$

Mieszanka betonowa zagęszczona została metodą statycznego prasowania pod naciskiem jednostkowym  $p=2$  MPa. W procesie zagęszczenia, zgodnie z relacją (72), wielkość współczynnika wodno-cementowego będzie wynosiła:

$$\omega = \omega_o \frac{1}{1 + a \cdot \ln 10 p} = \frac{140}{470} \frac{1}{1 + 0,056 \cdot \ln 10 \cdot 2} = 0,255 \quad (77)$$

Zatem w procesie zagęszczenia mieszanki, zgodnie z zależnością (70), grubość warstwy zawiesiny cementu zmniejszy się do wielkości:

$$\delta_{pz} = \delta_{oz} \frac{\ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)} = 0,399 \frac{\ln(0,255 \cdot 3,1 + 1,0)}{\ln(0,298 \cdot 3,1 + 1,0)} = 0,350 \text{ mm} \quad (78)$$

W wyniku zmiany współczynnika wodno-cementowego grubość warstwy fazy ciekłej na ziarnach cementu zmniejszą się do wielkości:

$$\delta_{pw} = \delta_{ow} \frac{\ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)} = 45,3 \frac{\ln(0,255 \cdot 3,1 + 1,0)}{\ln(0,298 \cdot 3,1 + 1,0)} = 40,3 \mu m. \quad (79)$$

Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że ciśnieniowe formowanie elementów prowadzi do zagęszczenia fazy stałej w mieszance betonowej. Prowadzi to do intensyfikacji procesów rozwoju wytrzymałości betonu. Wpływ ciśnieniowego sposobu zagęszczenia mieszanki betonowej ma wytrzymałość betonu przedstawimy poniżej.

### 13. Związki parametrów struktury i wytrzymałości w ekologicznym betonie

Analogiczne jak w przypadku betonów zwykłych wytrzymałość betonów zagęszczonych przez prasowanie uzależniona jest od właściwości kamienia cementowego i kruszywa, udziałów obydwu składników w jednostce objętości, przyczepności warstwy kontaktowej zaczynu do kruszywa, a także od cech geometrycznych ziaren kruszywa. Ze względu na znaczną liczbę różnorodnych i wzajemnie oddziałujących czynników opis wytrzymałości ekologicznego modelu, w postaci ścisłego modelu o wygodnej dla praktycznego wykorzystania postaci, nie został zbudowany. Zdecydowanie bardziej w literaturze z tego zakresu rozpoznane zostały związki struktury z wytrzymałością w betonach zwykłych.

Wyniki wielu prac [7], [8], [9], [15] i in. jednoznacznie potwierdzają zjawisko wzrostu wytrzymałości betonów prasowanych w odniesieniu do betonów zagęszczanych przez wibrację o identycznym współczynniku wodno-cementowym. Z tego powodu oddziaływanie ciśnieniowego zagęszczenia na wzrost wytrzymałości betonu wymaga uwzględnienia obok stosunku wodno-cementowego dodatkowego czynnika, wynikającego z wielkości oddziałującego ciśnienia.

Rozpatrując mechanizm zagęszczenia fazy stałej w mieszance betonowej możemy uważać, że w początkowej fazie prasowania współczynnik wodno-cementowy  $\omega = \omega_o$ , grubość warstwy fazy ciekłej na ziarnach cementu  $\delta_{wp} = \delta_{wo}$ , co prowadzi do wytrzymałości betonu  $R_x = R_o$ . Pod wpływem nacisku na mieszankę betonową grubość fazy ciekłej na ziarnach cementu zmniejszy się do wielkości  $\delta_{pw}$ , co wpłynie na wzrost wytrzymałości betonu do wielkości  $R_p$ . Zgodnie z założeniami podanymi w pracy [15] przyjmujemy tezę, że pomiędzy wytrzymałością betonu i grubością otulenia ziaren cementu faza ciekłą zachodzi następująca zależność:

$$R_p = R_o \frac{\delta_{wo}}{\delta_{wp}}, \quad (80)$$

gdzie:

$R_p$  – wytrzymałość betonu zagęszczonego pod wpływem prasowania, przy grubości fazy ciekłej na ziarnach cementu  $\delta_{wp}$ ,

$R_o$  – wytrzymałość betonu wibrowanego, odpowiadająca grubości otulenia ziaren cementu fazą ciekłą  $\delta_{wo}$ ,

$\delta_{wp}$  – grubość warstwy otulenia ziaren cementu fazą ciekłą w prasowanym betonie,

$\delta_{wo}$  – grubość warstwy otulenia ziaren cementu fazą ciekłą w betonie wibrowanym.

Uwzględniając w wyrażeniu zależność (76) relację (80) przedstawimy w następującej postaci:

$$R_p = R_o \frac{r_c \sqrt[3]{\left(\frac{m_c}{\rho_c} + \frac{m_{wo}}{\rho_w}\right) \cdot \frac{s_z \cdot \rho_c}{m_c} - 1}}{r_c \sqrt[3]{\left(\frac{m_c}{\rho_c} + \frac{m_{wp}}{\rho_w}\right) \cdot \frac{s_z \cdot \rho_c}{m_c} - 1}} = R_o \frac{\sqrt[3]{\left(1 + \omega_o \cdot \frac{\rho_c}{\rho_w}\right) \cdot s_z - 1}}{\sqrt[3]{\left(1 + \omega_p \cdot \frac{\rho_c}{\rho_w}\right) \cdot s_z - 1}}. \quad (81)$$

Dla uproszczenia zapisu wyrażenie (81) przedstawimy w następującej postaci:

$$R_p = \frac{R_o}{d_p}, \quad (82)$$

a względną grubość warstwy fazy ciekłej na ziarnach cementu w prasowanej mieszance betonowej  $d_p$  aproksymujemy funkcją:

$$d_p = a \left(1 + \frac{\omega_o}{\omega_n}\right) \cdot p^{\frac{b \cdot \omega_n}{\omega + \omega_n}}, \quad (83)$$

w której  $p$  jest ciśnieniem zagęszczania mieszanki betonowej, a  $\omega_0$  początkową wielkością współczynnika wodno-cementowego w betonie.

Wykorzystując zależność (72) oraz wyniki badań doświadczalnych podanych w pracy [10] i [15], na podstawie metody najmniejszych kwadratów wyznaczono wielkości parametrów  $a$  i  $b$ , które po uwzględnieniu w wyrażeniu (83) określają względną grubość warstwy fazy ciekłej na ziarnach cementu w prasowanej mieszance w następującej postaci:

$$d_p = 0,18 \left( 1 + \frac{\omega_o}{\omega_n} \right) \cdot p^{0,36 \frac{\omega_n}{\omega + \omega_n}}. \quad (84)$$

Uwzględniając zależność (84) w wyrażeniu (82) otrzymujemy następujący związek pomiędzy wytrzymałością prasowanego betonu i wytrzymałością betonu o tym samym składzie lecz zagęszczonym przez wibrowanie:

$$R_p = \frac{R_o}{0,18 \left( 1 + \frac{\omega_o}{\omega_n} \right) \cdot p^{0,36 \frac{\omega_n}{\omega + \omega_n}}}. \quad (85)$$

W ogólnym przypadku wytrzymałość betonu zagęszczonego pod wpływem wibracji jest funkcją następujących czynników:

$$R_o = f(R_c, \omega, \omega_n, \alpha_k), \quad (86)$$

gdzie:

$R_c$  – wytrzymałość znormalizowanej zaprawy cementowe,

$\omega$  – współczynnik wodno-cementowy w betonie,

$\omega_n$  – wodożądność normowa zastosowanego cementu,

$\alpha$  – Współczynnik uwzględniający przyczepność zaczynu cementowego do kruszywa.

Problem ten szczegółowo przeanalizowany został w pracach [2], [7], [8], [10], [14], [15], [16] i in. Uwzględniając przedstawione w literaturze wyniki badań w pracy [15] wyznaczono wielkość współczynnika przyczepności zaczynu cementowego do kruszywa, a na tej podstawie przyjęto założenie, że wytrzymałość betonu może być jednoznacznie określona poprzez właściwości mechaniczne znormalizowanej zaprawy z następującej zależności:

$$R_o = \alpha \cdot R_c \cdot \exp[2,4(\omega_{zn} - \omega)]. \quad (87)$$

Ponieważ kryteria badań spoiw dotychczas nie zostały ujednoczone w skali międzynarodowej dlatego w wyrażeniu (87) klasa cementu może być wyznaczona przy dowolnej wielkości współczynnika wodno-cementowego znormalizowanej zaprawy  $\omega_{zn}$ .

Biorąc pod uwagę związek pomiędzy wytrzymałością znormalizowanej zaprawy i właściwościami betonu to zgodnie z wynikami badań przedstawionymi w pracy [15] można uważać, że w betonach wykonanych z kruszywa otoczkowego wielkość współczynnika przyczepności zaczynu cementowego do kruszywa  $\alpha_o=0,77$ , a z łamanego  $\alpha_l=0,88$ .

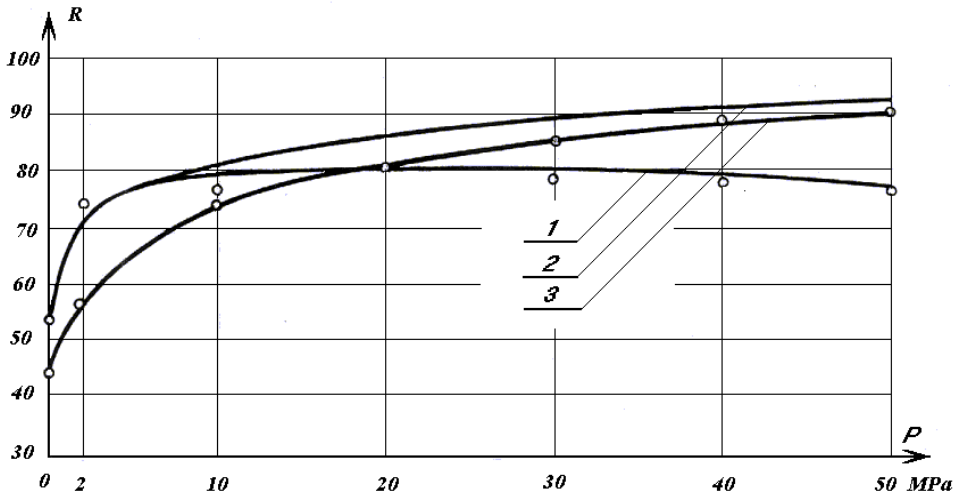
Zatem z porównania zależności (85) i (87) wyznaczmy ogólną postać funkcji wytrzymałości betonu ekologicznego w następującej postaci:

$$R_p = \frac{\alpha \cdot R_c \cdot \exp[2,4(\omega_{zn} - \omega)]}{0,18 \left(1 + \frac{\omega_o}{\omega_n}\right) \cdot p^{0,36 \frac{\omega_n}{\omega + \omega_n}}}. \quad (88)$$

Weryfikację zależności (88) przeprowadzimy w odniesieniu do wyników doświadczalnych przedstawionych w pracy [7] i [15]. Przebieg wytrzymałości betonu określony na podstawie równanie (88) przedstawia krzywa 1 na rys. 3.

Ustalony w pracy [15] wpływ ciśnienia zagęszczania mieszanki o zawartości cementu  $550 \text{ kg/m}^3$  i uziarnieniu kruszywa do 20 mm przedstawia krzywa 1 (rys. 3). Określony w pracy [7] przebieg wytrzymałości prasowanego betonu, o zawartości cementu  $580 \text{ kg/m}^3$ , przedstawia krzywa 3.

Z przebiegu krzywych 1 i 2, przedstawionych na rys. 3. wynika, że w zakresie ciśnienia prasowania mieszanki betonowej do 10 MPa uzyskuje się dobrą zgodność wyników doświadczalnych z obliczeniowymi. Charakter przebiegu wytrzymałości określony krzywą 1 daje podstawę do stwierdzenia, że przy ciśnieniu wywieranym na mieszankę betonową przekraczającym  $p > 10 \text{ MPa}$  ciśnienie wywierane na mieszankę betonową przyjmowane jest przez szkielet kruszywa. Z tego względu największą efektywność zagęszczania mieszanki betonowej uzyskuje się przy jednostkowym nacisku do 10 MPa, zwłaszcza przy zastosowaniu kruszywa o uziarnieniu powyżej 10 mm.



**Rys. 3.** Wytrzymałość betonu ekologicznego określona w funkcji ciśnienia zagęszczenia mieszanki: 1 – doświadczalnie przy zastosowaniu cementu w mieszance betonowej  $550 \text{ kg/m}^3$  i uziarnieniu kruszywa do 20 mm [15]; 2 – z zależności (88); 3 – doświadczalnie przy zastosowaniu cementu w mieszance betonowej  $580 \text{ kg/m}^3$  wg badań [7]

**Fig. 3.** Strength of ecological concrete determined as a function of mix consolidation pressure: 1 – from experiment at the cement content in mix of  $550 \text{ kg/m}^3$  and aggregate grading to 20 mm [15]; 2 – from the relationship (88); 3 – from experiment at the cement content of  $580 \text{ kg/m}^3$  by research [7]

## 14. Wnioski

W artykule wykazano, że cechy fizyczne betonu w znacznym stopniu uzależnione są od wieloetapowego procesu kształtowania jego struktury. Racjonalne ukształtowanie struktury w procesie projektowania i zagęszczenia mieszanki betonowej wywiera istotny wpływ na właściwości techniczne oraz eksploatacyjne betonu. Prezentacja powyższych zagadnień miała na celu rozwinięcie i uogólnienie dotychczasowych badań w zakresie projektowania i technologii produkcji betonów ekologicznych.

Zaproponowany model stanowi próbę opisu ilościowego stanu struktury mieszanki betonowej, zagęszczanej pod wpływem prasowania. Wyprowadzone związki porządkują skomplikowaną problematykę, pozwalają analizować wpływ ciśnienia na kształtowanie struktury betonu i wytyczają kierunki dalszych badań w tym zakresie. Mogą on stanowić użyteczne narzędzie w rozwią-

zywaniu wielu zagadnień z zakresu prognozowania nasiąkliwości, mrozoodporności, a zwłaszcza projektowania betonów ekologicznych.

Analiza przeprowadzona w artykule pozwala na potwierdzenie tezy, że jakość betonu jest konsekwencją doboru składu i ukształtowania struktury mieszanki w procesie formowania wyrobów. Przeprowadzona weryfikacja funkcji opisu ilościowego wytrzymałości ekologicznego betonu wykazała dobre odwzorowanie wyników doświadczalnych przez zbudowany model matematyczny. W ten sposób przedstawione wpływy czynników subiektywnych dają znacznie większe możliwości opisu mechanizmów zachodzących przy formowaniu się struktury oraz właściwości fizycznych betonu ekologicznego.

## Literatura

1. **Świtoński A., Gosławski J.:** Model kształtowania struktury betonu plastyfikatorem i mikrowypełniaczem. Zeszyty Naukowe Politechniki Gdańskiej, Budownictwo Lądowe, Nr 55, Gdańsk, 1998.
2. **Bukowski B.:** Budownictwo betonowe. T.I, cz. 2, Technologia betonu, Arkady, Warszawa 1972.
3. **Lambe T.W., Whitman R.V.:** Mechanika gruntów, Arkady, Warszawa, 1997.
4. **Świtoński A.:** Analityczno-doświadczalny sposób doboru uziarnienia kruszywa w projektowaniu betonu. Inżynieria i Budownictwo, Nr 7, 1994.
5. **Świtoński A.:** Model kształtowania struktury betonu nowej generacji z zastosowaniem odpadowego popiołu lotnego. Cement Wapno Beton Nr 6, 1998.
6. **Жданович Г.М.:** Теория прессования металлических порошков. Металлургия, Москва, 1969.
7. **Ахвердов И.Н.:** Основы физики бетона. Стройиздат Москва, 1981.
8. **Kluz T., Łęcznar F.:** Zjawiska fizyczne w prasowanym betonie. Inżynieria i Budownictwo, Nr 6, 1960, s.204÷211.
9. **Lawrence C.:** The properties of cement paste compacted under high pressure. Cement and Concrete Association Research, Rapport 19, London 1969.
10. **Świtoński A.:** Doświadczalna ocean parametrów zagęszczania mieszanki jako czynników kształtowania właściwości fizycznych betonu prasowanego z równoczesną wibracją. Cement wapno Gips, Nr 2, 1989, s. 20-24.
11. **Dewar J.D.:** The Particle Structure of Fresh Concrete. Institute of Concrete Technology, London 1986.
12. **Блещик Н.П.:** Структурно-механические свойства и реология бетонной смеси и прессвакуумбетона. Минск, наука и техника, 1977.
13. **Ledolff G.F.:** Kussande von die Wes-Kaap en die benutting van superfyn dunsand in beton – PhD Tesis. Universiteit van Stellenbosch, 1985.
14. **Kluz T., Eymann E.:** Projektowanie betonów. Arkady, Warszawa 1969.
15. **Świtoński A.:** Kształtowanie struktury i wytrzymałości betonu. Studia i monografie, z. 68, WSI, Opole, 1993.
16. **Świtoński A.:** Nowa metoda oceny klasy cementu. Cement Wapno Gips, nr 1, 1984, s.26÷28.

## **Relations Between Structure And Strength Of Ecological Concrete**

### **Abstract**

Because of huge financial losses the problems of durability of concrete elements under influence of climate factors meet with big interest. The most rational solution of optimisation of costs of elements under influence of load and environmental factors usage is introduction of ecological concrete for their construction. But direct influence of load and environmental factors causes that such concrete has to fulfil especially high technical and exploitational requirements. Variability of influencing load in a wide range of values and duration of influence: from static long-lasting, through variable and often even exceptional – causes, that problem of concrete durability, deciding about reliability of elements usage, taking into consideration exploitation period, becomes very complicated issue. Concrete is a composite, so its structure, that is type of elements creating it and character of interactions occurring among them, is a fundamental feature of this material. This means, that each change of utilitarian properties results from its structure reconstruction.

In the paper it is pointed out, that in the conditions of the temperate climate the concrete structure, formed in consequence of the selection of components and finally molded as a result of consolidation during elements forming, is subjected to constant changes, which is caused by influence of objective factors, and especially of the destructive action of the surrounding environment. Therefore the structure of ecological concrete should be formed in such a way by selection of the composition and consolidation of mixture that hardened material would effectively oppose to influence of the objective factors. On that ground the paper is dedicated to create a suitable model of the complicated process of concrete structure forming throughout mixture consolidation in the way of pressing. The analysis of phenomena occurring in the process of pressure consolidation of concrete mixture is carried out on the macroscopic level. In the description of mechanism of mix consolidation the geometric model of suspension is adopted, in which aggregate grains are randomly disposed in cement paste setting the continuous phase. External load consolidating concrete mix causes the aggregate grains are approaching, and effects of that approach are



analyzed from the moment of the action of the compacting factor. Taking into consideration the influence of pressure of mix consolidation on decreasing of the initial value of the water-cement coefficient  $\omega_0$ , the relation determining the distance between aggregate grains in the consolidated by pressing concrete mix is determined;

$$\delta_p = \delta_o \frac{\ln(\omega \cdot \rho_c + \rho_w)}{\ln(\omega_o \cdot \rho_c + \rho_w)}$$

Taking advantage of the given relationships the influence of the applied pressing pressure on the approach of aggregate and cement grains in the concrete mix with the determined composition is defined. Considering phenomenon of intensification of material strength increase in the products consolidated by pressing the function of the quantitative description of ecological concrete strength is given in the following form

$$R_p = \frac{\alpha \cdot R_c \cdot \exp[2,4(\omega_{zn} - \omega)]}{0,18 \left(1 + \frac{\omega_o}{\omega_n}\right) \cdot p^{0,36 \frac{\omega_n}{\omega + \omega_n}}}$$

The elaborated model is verified on the grounds of the experimental results given in the literature.

In the paper it is pointed out, that physical features of concrete to a high degree are conditioned by the multistage process of its structure forming. Rational structure forming in the process of design and consolidation of concrete mix exerts essential influence on technical and exploitation concrete properties. The aim of the presentation of the above problems is to evolve and generalize previous researches in the range of design and technology of the ecological concrete production.

## System zabezpieczania zakładów produkcji wody stosujących chlorowanie przed skutkami awarii chlorowej

Piotr Tatoj, Jerzy Waluś  
OBR „Barowent” Katowice

### 1. Wstęp

Ze względu na swoje własności chlor należy do najbardziej toksycznych substancji używanych w gospodarce. Stosuje się go dość powszechnie jako surowiec w przemyśle do produkcji związków organicznych i nieorganicznych. Jednym z ważniejszych procesów, w których znajduje zastosowanie, jest proces dezynfekcji wody w technologii produkcji wody pitnej.

Chlor jest transportowany i magazynowany w postaci ciekłej w butlach o zawartości 50 kg lub beczkach o zawartości 500 lub 1000 kg. Do transportu chloru ciekłego używa się również cystern kolejowych.

Przeciętnie w średniej wielkości zakładzie produkcji wody pitnej jednorazowo znajduje się 1500 kg ciekłego chloru. Do produkcji chlor pobierany jest z pojemników magazynowych w fazie ciekłej lub gazowej. W wypadku awarii urządzeń technologicznych chlor przedostaje się w sposób niekontrolowany do otoczenia, stwarzając olbrzymie zagrożenia dla ludzi i środowiska.

Chlor działa szkodliwie na człowieka zarówno wewnątrz jak i zewnętrznie. Z tego względu w odpowiednich przepisach przyjęto, że w powietrzu w pomieszczeniach zamkniętych i na stanowiskach pracy najwyższe dopuszczalne stężenie chloru (NDS) może wynosić maksymalnie  $1,5 \text{ mg Cl}_2/\text{m}^3$  powietrza (NDSCh –  $9 \text{ mg Cl}_2/\text{m}^3$ ). Należy również mieć na uwadze, że przy stężeniu  $120\div 150 \text{ mg Cl}_2/\text{m}^3$  w ciągu około 15 min. następuje śmierć człowieka, a przy stężeniu około  $3000 \text{ mg Cl}_2/\text{m}^3$  śmierć jest prawie natychmiastowa.

Dla lepszego zobrazowania niebezpieczeństwa przedstawiono dane dotyczące objętości ciekłego i gazowego chloru wystarczające, aby w pomieszczeniu o kubaturze  $100 \text{ m}^3$  ( $5\text{m} \times 5,7\text{m} \times 3,5\text{m}$ ) uzyskać założone stężenie.

**Tabela 1.** Ilość ciekłego lub gazowego chloru powodująca wystąpienie określonych stężeń w pomieszczeniu o kubaturze  $100 \text{ m}^3$  w temperaturze  $20^\circ\text{C}$  i ciśnieniu  $1013 \text{ hPa}$

**Table 1.** Concentrations caused by given amount of gas or liquid chlorine at  $20^\circ\text{C}$ , under pressure of  $1013 \text{ hPa}$  and in the room of capacity  $100 \text{ m}^3$

Stężenie [ $\text{mg Cl}_2/\text{m}^3$ ]	Ilość chloru [ $\text{cm}^3$ ]	
	Chlor ciekły	Chlor gazowy
1,5	0,10	47
120	8,17	4000
3000	20,44	10000

Jak z powyższego zestawienia wynika, wpływ nawet niewielkiej ilości ciekłego lub gazowego chloru do pomieszczenia powoduje śmiertelne zagrożenie dla przebywających w nim ludzi.

Zagrożenie jest tym większe, że operacje technologiczne z chlorem odbywają się przy zwiększonym ciśnieniu panującym w pojemnikach, w których jest on przechowywany i jakiegokolwiek ich uszkodzenie powoduje wyrzut chloru do pomieszczenia, co w konsekwencji prowadzi do bardzo szybkiego jego rozprzestrzenienia w całej objętości pomieszczenia.

Chlor ze względu na swoje własności fizyko-chemiczne jest również bardzo niebezpieczny w środowisku zewnętrznym powodując niszczenie i zabicie flory i fauny, jak również naruszenie infrastruktury technicznej. Mając na uwadze działanie chloru na ludzi i środowisko, technologie w których używany jest chlor winne być wyposażone w systemy zabezpieczające przed niekontrolowaną emisją chloru do środowiska w wypadku wystąpienia awarii instalacji, w której chlor stanowi medium.

W zakładach produkcji wody pitnej sprawę tę reguluje Rozporządzenie Ministra Gospodarki Przestrzennej i Budownictwa z dnia 27.01.1994r. w sprawie bezpieczeństwa i higieny pracy przy stosowaniu środków chemicznych do uzdatniania wody i oczyszczania ścieków (Dz. U. Nr 29 z 1994 r. poz. 73.)

## **2. Zakłady Produkcji Wody – wymagania i warunki zapewnienia bezpieczeństwa dla ludzi i środowiska**

Z zebranych informacji literaturowych i doświadczeń własnych autorów wynika, że największe niebezpieczeństwo wydostania się chloru do otoczenia przy produkcji wody występuje przy:

- pracach transportowych związanych z przemieszczaniem pojemników z chlorem,
- próbach otwarcia zabezpieczonych zaworów na butlach lub beczkach z chlorem,
- rozszczelnieniu armatury i przewodów, którymi jest transportowany chlor do chloratorów,
- rozszczelnieniu odparowników chloru i chloratorów.

W celu zapewnienia maksymalnego zabezpieczenia ludzi i otoczenia przed działaniem chloru każda chlorownia winna być wyposażona w system zabezpieczający.

W OBR „Barowent” został opracowany system zabezpieczenia środowiska i ludzi przed niekontrolowaną emisją chloru z instalacji technologicznych produkcji wody. System ten składa się z układów wentylacyjnych nawiewno-wywiewnych, instalacji neutralizacji chloru, układów kontrolno-pomiarowych i automatyki. Zasada działania systemu polega na ciągłym monitoringu stężenia chloru w pomieszczeniach, w których chlor jest magazynowany lub używany do produkcji i w razie przekroczenia dopuszczalnego stężenia, na automatycznym uruchomieniu wentylacji tych pomieszczeń oraz instalacji neutralizacji chloru. Ciągły monitoring stężenia chloru oraz w pełni automatyczne działanie systemu minimalizuje praktycznie do zera zagrożenia środowiska i ludzi przed skutkami działania chloru w przypadku awarii urządzeń technologicznych, w których stosowany jest chlor ciekły lub gazowy.

Jednym z podstawowych urządzeń systemu zabezpieczenia jest opracowane w Ośrodku urządzenie do neutralizacji chloru wykonane z tworzywa sztucznego.

Na urządzenie to Ośrodek otrzymał prawo ochronne NR 58682 na wzór użytkowy z dnia 20.06.2000 r.

System zabezpieczenia wraz z urządzeniem do neutralizacji chloru może być zastosowany w Zakładach Produkcji Wody oraz wszędzie tam, gdzie w technologii stosuje się chlor gazowy lub ciekły.

Układ wentylacji mechanicznej nawiewno-wywiewnej musi zapewnić wymagane krotności wywiewu powietrza w czasie ich przewietrzania przy normalnej eksploatacji chlorowni (6 wymian na godzinę) i w czasie awarii chlorowej (min. 10 wymian na godzinę). System wentylacji musi być wyposażony

w przepustnicy regulacyjno-odcinającej, które umożliwiają poprawne rozplywy w sieci wentylacyjnej i w razie wystąpienia awarii chlorowej w którymś z pomieszczeń, odcięcie pozostałych. Sterowanie przepustnicami regulacyjno-odcinającymi powinno odbywać się poprzez układ automatyczny sterujący całym systemem zabezpieczenia chlorowni. Układ wentylacyjny winien być tak zaprojektowany, aby nawiew odbywał się od góry, a odciąg od dołu pomieszczeń. Rozmieszczenie kratak nawiewnych i wywiewnych winno zapewniać równomierną wymianę powietrza w całej objętości pomieszczenia. Wielkości strumieni powietrza nawiewnego i wywiewnego powinny być takie, aby w pomieszczeniach zagrożonych chlorem, w czasie pracy wentylacji powstawało podciśnienie około 50 Pa. Zapobiega to wydostaniu się skażonego chlorem powietrza na zewnątrz nawet w wypadku konieczności wejścia do nich w czasie trwania awarii chlorowej.

Głównym urządzeniem w systemie zabezpieczenia chlorowni jest urządzenie do neutralizacji chloru.

Najważniejszymi parametrami urządzenia do neutralizacji chloru są:

- przepustowość fazy gazowej,
- skuteczność neutralizacji chloru,
- zdolność związania odpowiedniej ilości chloru.

Przepustowość fazy gazowej urządzeń opracowanych w OBR „Barowent” wynosi 1500 m<sup>3</sup>/h i 3500 m<sup>3</sup>/h, a skuteczność neutralizacji chloru wynosi minimum 99,5%, co zapewnia (przy optymalnych wysokościach wyrzutni powietrza oczyszczonego z chloru), zachowanie dopuszczalnych wartości stężeń chloru w powietrzu atmosferycznym.

Masa roztworu wodorotlenku sodu znajdująca się w urządzeniu do neutralizacji chloru winna zapewniać przereagowanie ze skutecznością co najmniej 99,5% ilości 50 kg chloru w urządzeniu o przepustowości powietrza  $V = 1500 \text{ m}^3/\text{h}$  i 500 kg chloru w urządzeniu o przepustowości powietrza  $V = 3500 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Ważnym elementem systemu zabezpieczenia chlorowni jest odpowiednie wyposażenie chlorowni i pomieszczeń zagrożonych chlorem. Pomieszczenia zagrożone chlorem muszą być wykonane jako gazoszczelne, oddzielone od siebie gazoszczelnymi przegrodami.

Pomieszczenia zagrożone chlorem powinny być wyposażone w:

- pomiar temperatury,
- wewnętrzną i zewnętrzną sygnalizację alarmową świetlną i akustyczną włączaną automatycznie w wypadku przekroczenia w którymś z pomieszczeń dopuszczalnego stężenia chloru,
- instalację sygnalizującą obecność ludzi w pomieszczeniach zagrożonych chlorem,

- automatyczne czujniki stężenia chloru zainstalowane w każdym pomieszczeniu zagrożonym chlorem w pobliżu miejsc najbardziej narażonych na wpływ chloru,
- blokady drzwi wejściowych do wszystkich pomieszczeń zagrożonych chlorem, które uniemożliwiają wejście do tych pomieszczeń bez ich przewietrzenia przez okres 10 minut,
- układy do ręcznego włączania wentylacji przewietrzającej poszczególne pomieszczenia zagrożone chlorem; włączniki tych układów winny się znajdować w sterownikach zainstalowanych przy każdych drzwiach wejściowych.

Ponadto chlorownie muszą być wyposażone w:

- wiatromierz z odczytem kierunku i prędkości wiatru, oświetlany indywidualnym źródłem światła;
- hydranty wodne wyposażone w węże z nasadkami do wytwarzania mgły wodnej;
- instalację sygnalizacyjną i alarmową;
- układ automatycznego sterowania pracą poszczególnych urządzeń;
- komputerowy system nadzoru, sterowania i archiwizacji danych dotyczących pracy układów technologicznych i zabezpieczających chlorownię.

Wokół budynku chlorowni należy wybudować drogi dojazdowe i plac manewrowy spełniające wymagania przepisów bhp i ppoż.

### **3. Układ sterowania pracą chlorowni**

Prawidłowe zadziałanie systemu zabezpieczenia chlorowni jest możliwe tylko przy pełnej automatyzacji pracy poszczególnych jego części składowych i niezawodnego sterowania ich działaniem. Funkcję tę może spełniać system komputerowego nadzoru pracą akp i a oraz urządzeń technologicznych.

Do systemu komputerowego winne być doprowadzone sygnały z:

- wiatromierza,
- pomiaru temperatury w poszczególnych pomieszczeniach,
- sygnalizacji alarmowej świetlnej i akustycznej,
- sygnalizacji obecności ludzi w pomieszczeniach zagrożonych chlorem,
- czujników stężenia chloru,
- stanu blokad drzwi wejściowych do poszczególnych pomieszczeń,
- stanu położenia drzwi wejściowych („otwarte — zamknięte”),
- stanów pracy wentylacji nawiewno-wywiewnej,
- stanów pracy instalacji do neutralizacji chloru.

Komputerowy system sterowania nadzoru zapewnia:

- sterowanie pracą urządzeń technologicznych chlorowni, a w szczególności instalacją wentylacji wywiewnej i nawiewnej, realizację cykli przewietrzania pomieszczeń, jak również zabezpieczanie przed skażeniem środowiska w wypadku awarii instalacji chloru,
- wyświetlenie, rejestrację i archiwizację wartości mierzonych w obwodach pomiarowych chlorowni,
- zdalne sterowanie urządzeniami wykonawczymi z klawiatury komputera,
- zdalną korektę parametrów sterowania poszczególnych zespołów,
- prezentację stanu wszystkich urządzeń technologicznych, pomiarowych i wykonawczych na ekranie monitora w postaci zdynamizowanych obrazów synoptycznych,
- system alarmów informujących na bieżąco obsługę chlorowni o wszystkich nieprawidłowościach w pracy urządzeń, będący podstawą dla podjęcia działań zaradczych,
- rejestrację czasu pracy wszystkich urządzeń elektrycznych,
- drukowanie zestawień i bilansów zgodnie z wymaganiami eksploatacyjnymi użytkownika,
- wysoką niezawodność,
- dokładność i powtarzalność wskazań i obliczeń wielkości przetworzonych,
- elastyczność i możliwość zmiany algorytmów sterowania, przyłączania dodatkowych urządzeń i zespołów, itp., wynikającą z doświadczeń eksploatacyjnych i rozwoju.

#### **4. Kontrola poprawności działania systemu zabezpieczenia**

Przy projektowaniu chlorowni i jej eksploatacji powinno się zwrócić szczególną uwagę na prawidłowe zorganizowanie prac związanych z obsługą urządzeń, jak i dobór oraz konserwację aparatów i urządzeń bezpośrednio związanych z chlorem.

Projektując lub modernizując chlorownie należy szczególnie zwrócić uwagę, aby spełniała ona wymagania zawarte w przepisach prawnych dotyczących bhp i ochrony środowiska.

Bardzo ważną sprawą przy wdrażaniu systemu zabezpieczenia chlorowni jest przeprowadzenie rozruchu i przekazanie go do eksploatacji. Prawidłowo przeprowadzony rozruch ma decydujący wpływ na sprawne opanowanie procesów technologicznych oraz osiągnięcie w krótkim czasie właściwych działań obsługi chlorowni w przypadku powstania sytuacji awaryjnych.

Niezależnie od rozruchu wymagane jest przeprowadzenie próby chlorowej. Przed przystąpieniem do próby chlorowej należy wykonać prace wstępne (powołanie grupy rozruchowej, zabezpieczenie niezbędnych materiałów, szko-

lenie bhp, itd.) oraz rozruch mechaniczny systemu i regulację rozplywów powietrza w sieci wentylacyjnej.

## **5. Próby chlorowe**

Ostatecznym sprawdzianem prawidłowego działania systemu zabezpieczającego chlorownię jest przeprowadzenie tzw. „próby chlorowej” polegającej na kontrolowanym wpuszczeniu do pomieszczenia zagrożonego awarią chlorową określonej ilości chloru i jego ewakuację wentylacją awaryjną poprzez instalację do neutralizacji chloru. Wykonuje się wówczas odpowiednie pomiary stężeń chloru przed i za neutralizatorem. W czasie tej próby sprawdza się, czy prawidłowo zadziałały wszystkie układy wentylacji awaryjnej, układy pomiarowe, automatyki i alarmowe oraz określa się skuteczność działania neutralizatora chloru.

Przed przystąpieniem do próby chlorowej konieczne jest wykonanie prac wstępnych, które polegają na:

- przeprowadzeniu szkolenia załogi obejmujące działanie i zachowanie w trakcie awarii chlorowej,
- sprawdzeniu działania systemów alarmowych, łącznościowych i systemów ostrzegania przed chlorem,
- sprawdzeniu działania układów pomiarowych, sterujących, blokad, automatyki itd.,
- wykonaniu instalacji do kontrolowanego wpuszczania chloru do poszczególnych pomieszczeń.

W ciągu ostatnich kilku lat OBR „Barowent” zaprojektował lub współdziałał w projektowaniu systemów zabezpieczających dla kilku zakładów produkcji wody oraz wykonał próby chlorowe i pomiary skuteczności działania neutralizatorów chloru.

## **6. Wyniki pomiarów skuteczności neutralizacji chloru w czasie prób chlorowych**

Próby chlorowe oraz pomiary skuteczności działania neutralizatorów chloru wykonano między innymi w chlorowniach w Jarosławiu, Przemyślu, Goczałkowicach, Sosnowcu-Maczkach, Kobiernicach i Koninie.

W czasie prób chlorowych chlor z butli lub beczek w sposób kontrolowany był wpuszczany do pomieszczeń technologicznych zagrożonych awarią chlorową. W pomieszczeniach tych uruchamiała się wentylacja awaryjna. Powietrze zanieczyszczone chlorem było transportowane poprzez układ przewodów wentylacyjnych do neutralizatora chloru, gdzie w przeciwnym kierunku masy kontaktowało się z roztworem wodorotlenku sodu. Roztwór ten



był podawany do zraszacza kolumny pompą obiegową ze zbiornika roztworu, który stanowi dolną część neutralizatora chloru. Po oczyszczeniu z chloru powietrze było wyrzucane wentylatorem odciągowym poprzez wyrzutnię komiwną do atmosfery.

Próbki powietrza do oznaczenia stężenia chloru były pobierane z przewodów wentylacyjnych przed i za neutralizatorami. Skuteczność neutralizacji chloru obliczano wg wzoru:

$$\eta = \frac{V_1 C_1 - V_2 C_2}{V_1 \cdot C_1} \cdot 100\% \quad [\%]$$

$V_1$  – natężenie przepływu zanieczyszczonego powietrza przed neutralizatorem [ $\text{m}^3/\text{h}$ ]

$V_1$  – volumetric flow rate of polluted air before neutralisation

$V_2$  – natężenie przepływu oczyszczonego powietrza za neutralizatorem [ $\text{m}^3/\text{h}$ ]

$V_2$  – volumetric flow rate of clean air after neutraliser

$C_1$  – koncentracja masowa chloru w powietrzu przed neutralizatorem [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$C_1$  – mass concentration of chlorine in air before neutralisation

$C_2$  – koncentracja masowa chloru w powietrzu za neutralizatorem [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$C_2$  – mass concentration of chlorine in air after the neutraliser

Wyniki pomiarów przedstawiono w tabelach.

**Tabela 2.** Wyniki pomiarów stężenia chloru przed i za neutralizatorem oraz wyniki obliczeń skuteczności neutralizacji w ZPW w Jarosławiu

**Table 2.** Chlorine concentration measurements in the inlet and outlet of the absorber, and calculation results of the neutralization efficiency in ZPW plant in Jarosław

Seria pomiarowa	Nr neutralizatora	Stężenie średnie chloru [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]		Skuteczność neutralizacji $\eta$ [%]
		przed neutralizatorem	za neutralizatorem	
1	1	1,765	0,0035	99,80
2	1	1,324	0,0028	99,79
3	1	3,529	0,0092	99,74

W chlorowni ZPW w Jarosławiu jest zainstalowany jeden neutralizator chloru, a próby chlorowe wykonano w pomieszczeniach magazynu chloru i chloratorów.

W chlorowni ZPW w Przemyśle są zainstalowane dwa neutralizatory, a próby chlorowe wykonano w pomieszczeniu magazynu chloru i chloratorów.

**Tabela 3.** Wyniki pomiarów stężenia chloru przed i za neutralizatorem oraz wyniki obliczeń skuteczności neutralizacji w ZPW w Przemysłu

**Table 3.** Chlorine concentration measurements in the inlet and outlet of the absorber, and calculation results of the neutralization efficiency in ZPW plant in Przemysł

Seria pomiarowa	Nr neutralizatora	Stężenie średnie chloru [g/m <sup>3</sup> ]		Skuteczność neutralizacji η [%]
		przed neutralizatorem	za neutralizatorem	
1	1	8,25	0,012	99,86
2	2	6,65	0,019	99,60
3	1	12,52	0,050	99,60
4	2	9,00	0,014	99,84

**Tabela 4.** Wyniki pomiarów stężenia chloru przed i za neutralizatorem oraz wyniki obliczeń skuteczności neutralizacji w ZPW w Goczałkowicach

**Table 4.** Chlorine concentration measurements in the inlet and outlet of the absorber, and calculation results of the neutralization efficiency in ZPW plant in Goczałkowice

Seria pomiarowa	Nr neutralizatora	Stężenie średnie chloru [g/m <sup>3</sup> ]*)		Skuteczność neutralizacji η [%]
		przed neutralizatorem	za neutralizatorem	
1	1	4,26	0,000	≥ 99,998
2		5,25	0,000	≥ 99,998
3		3,13	0,000	≥ 99,998
4		2,53	0,000	≥ 99,998
5		2,70	0,000	≥ 99,998
6		2,53	0,000	≥ 99,998
7		7,34	0,000	≥ 99,998
8		8,83	0,000	≥ 99,998
9		9,84	0,000	≥ 99,998
10		8,92	0,000	≥ 99,998
11		26,85	0,000	≥ 99,998
12		30,35	0,000	≥ 99,998
13		17,35	0,000	≥ 99,998
14		18,51	0,000	≥ 99,998

\*) czułość stosowanej metody analitycznej wynosiła 0,05 mg/nm<sup>3</sup>

W chlorowni ZPW w Goczałkowicach w systemie zabezpieczającym jest zabudowany neutralizator firmy „Krebs” z Francji (ze względu na konieczność zwiększenia wydajności przepływu powietrza wentylacji awaryjnej wynikającej z kubatury największego pomieszczenia zagrożonego awarią chlorową). Próbę chlorową wykonano w pomieszczeniach magazynu beczek i rozładunku cystern z chlorem.

**Tabela 5.** Wyniki pomiarów stężenia chloru przed i za neutralizatorem oraz wyniki obliczeń skuteczności neutralizacji w ZPW Sosnowcu-Maczkach

**Table 5.** Chlorine concentration measurements in the inlet and outlet of the absorber, and calculation results of the neutralization efficiency in ZPW plant in Sosnowiec-Maczki

Seria pomiarowa	Nr neutralizatora	Stężenie średnie chloru [g/m <sup>3</sup> ]		Skuteczność neutralizacji η [%]
		przed neutralizatorem	za neutralizatorem	
1	1	7,309	0,021	99,71
	2	6,101	0,023	99,62
2	1	6,805	0,018	99,74
	2	5,671	0,021	99,63

**Tabela 6.** Wyniki pomiarów stężenia chloru przed i za neutralizatorem oraz wyniki obliczeń skuteczności neutralizacji w ZPW Kobiernicach

**Table 6.** Chlorine concentration measurements in the inlet and outlet of the absorber, and calculation results of the neutralization efficiency in ZPW plant in Kobiernice

Seria pomiarowa	Nr neutralizatora	Stężenie średnie chloru [g/m <sup>3</sup> ]		Skuteczność neutralizacji η [%]
		przed neutralizatorem	za neutralizatorem	
1	1	16,250	0,075	99,51
2	1	10,669	0,041	99,59
3	1	5,525	0,020	99,61

W chlorowni ZPW w Sosnowcu-Maczkach są zainstalowane dwa neutralizatory. Próbę chlorową wykonano w magazynie chloru.

W chlorowni ZPW w Kobiernicach są zainstalowane dwa neutralizatory chloru. Próbę chlorową wykonano w pomieszczeniu wag. Pomiary skuteczności wykonano dla jednego neutralizatora.

W chlorowni ZPW Konin jest zainstalowany jeden neutralizator. Próbę chlorową wykonano w pomieszczeniu chloratorów.

**Tabela 7.** Wyniki pomiarów stężenia chloru przed i za neutralizatorem oraz wyniki obliczeń skuteczności neutralizacji w ZPW Koninie

**Table 7.** Chlorine concentration measurements in the inlet and outlet of the absorber, and calculation results of the neutralization efficiency in ZPW plant in Konin

Seria pomiarowa	Nr neutralizatora	Stężenie średnie chloru [g/m <sup>3</sup> ]		Skuteczność neutralizacji $\eta$ [%]
		przed neutralizatorem	za neutralizatorem	
1	1	0,5821	0,0025	99,57
2	1	1,3036	0,0042	99,68

## 7. Podsumowanie

Obowiązujące w Polsce przepisy prawne zobowiązują zakłady produkcji wody do stosowania instalacji neutralizacji chloru na wypadek awarii chlorowej. Opracowany w OBR „Barowent” system zabezpieczający obejmujący wentylację przewietrzającą i awaryjną, instalację neutralizacji chloru, układy kontrolno-pomiarowe i systemy automatyki, ogranicza do minimum potencjalną możliwość skażenia środowiska lub wystąpienia zagrożenia dla ludzi podczas awarii chlorowej.

Przeprowadzone próby chlorowe wykazały, że opracowany system zabezpieczający przed niekontrolowaną emisją chloru do otoczenia spełnia swoje zadania i powoduje, że chlorownie w zakładach produkcji wody są w maksymalnie możliwym do uzyskania stopniu bezpieczne dla ludzi i środowiska.

Pomiary skuteczności neutralizacji chloru wykazały, że neutralizator chloru opracowany w OBR „Barowent” w pełni spełnia swoje zadanie i osiąga skuteczność neutralizacji chloru powyżej 99,5%.

Z doświadczeń autorów wynika, że ze względu na specyfikę problemów związanych z stosowaniem chloru, bezpieczne działanie systemu zabezpieczającego wymaga dużego doświadczenia i praktyki w zakresie projektowania, wykonania i rozruchu (próby chlorowej) systemu.

## Literatura

1. Wytyczne i zalecenia do projektowania, rozruchu i eksploatacji systemów zabezpieczenia chlorowni i magazynów chloru przed emisją chloru do otoczenia - OBR „Barowent”, Katowice, 1995. (praca niepublikowana)
2. Odporność materiałów w środowisku chloru, chlorowodoru i kwasu solnego, cz.I., „Technorem”, Kraków, 1982.
3. Praca zbiorowa - Technologia chloru i związków chloru. WNT - Warszawa, 1963.
4. **Kowal A. L., Świdorska-Bróż M.:** Oczyszczanie wody, PWN, Warszawa-Wrocław, 2000.
5. Opracowania i dokumentacje wykonane przez OBR „Barowent”, Katowice, 1985÷2002. (prace niepublikowane)
6. **Waluś J.:** Technologia i urządzenia do oczyszczania powietrza z chloru, praca doktorska wyk. pod kierunkiem prof. dr hab. J. Konieczynskiego, Politechnika Wrocławska, Wrocław 1987. (praca niepublikowana)

## Safety System Against Chlorine Accident In Water Production Plants Using Chlorination

### Abstract

Chlorine is commonly used in drinking water conditioning. It is transported and stored in large bottles or barrels of capacity equal to 500 and 1000 kg. Even in large room a small amount of liquid chlorine can generate the concentration which is mortal for a human being. Therefore, in water treatment plants it is necessary to employ special safety systems against uncontrolled emission of chlorine to the environment.

Such a system has been developed in the OBR “Barowent”. It comprises ventilation and failure air system, chlorine neutralisation installation, measuring-control system which operates all parts of a safety arrangement. Moreover a chlorine neutralisation device, which is a main part of the installation, has been also developed.

The safety system describes technical requirements necessary to obtain the degree of maximum safety for human beings and environment in the water production in the presence of chlorine.

The safety system has been designed, installed and tested in a few water production plants. Before implementation the system has been checked by controlled chlorine accidents which confirmed its proper operation. During chlorine tests the measurements of neutralisation efficiency have been performed in the neutralisation device. The neutralisation efficiency reached values over 99.5%.

# Zasady obliczeń zdławienia $\text{NO}_x$ metodą dozowanego skierowanego wtrysku balastu wodnego

*Aleksander Szkarowski*  
*Politechnika Koszalińska*

## 1. Wstęp

Niniejsza praca kończy logiczny cykl publikacji autora poświęconych współczesnemu wizerunkowi teorii powstania tlenków azotu przy spalaniu paliwa organicznego [1] i nowoczesnym metodom zmniejszenia ich emisji do atmosfery [2].

W poprzednich publikacjach autora [2,3] zdefiniowano pojęcie tzw. *strefy decydującego wpływu* (SDW) w płomieniu palącego się paliwa. Temperaturowe warunki i koncentracje komponentów reakcji chemicznych w tych strefach definitywnie wyznaczają intensywność powstawania tlenków azotu ( $\text{NO}_x$ ) i ich końcowe stężenie w spalinach. Z kolei oddziaływanie na wspomniane warunki (zarówno temperaturowe jak i koncentracyjne) w tych strefach umożliwia w znaczny sposób ograniczyć powstawanie  $\text{NO}_x$  i zmniejszyć zanieczyszczenie atmosfery tym jednym z najbardziej niebezpiecznych produktów spalania każdego paliwa organicznego.

Podstawą opracowywania teorii SDW była temperaturowo-geometryczna struktura płomienia według *L.M.Tsyrułnikow*'a [4], który dzieli płomień na cztery następujące strefy:

- strefa  $A_1$  – od wylotowej krawędzi otworu palnika do przekroju paleniska o temperaturze 1650 K (jest to temperatura przy której według „termicznej” teorii *Zeldowicza* stężenie  $\text{NO}$  osiąga  $1 \text{ mg/m}^3$ );
- strefa  $A_2$  – od wymienionego wyżej przekroju do przekroju z maksymalną temperaturą, gdzie intensywność utleniania azotu powietrza osiąga maksimum;

- strefa B – od przekroju z maksymalną temperaturą do przekroju o „krytycznej”, temperaturze 1650 K, gdzie przeważnie kończy się spalanie składników palnych, a stężenia „powietrznego” NO osiąga maksimum;
- strefa C – od wymienionego wyżej przekroju do wyjścia z paleniska, gdzie już nie zachodzi istotna zmiana koncentracji (pod warunkiem, że w płomieniu nie ma powodujących te zmiany czynników nie związanych z paleniem).

W odróżnieniu od czterostrefowej struktury *Tsyrułnikow*'a, który dzieli w taki sposób cały płomień, w koncepcji autora taką strukturę przyporządkowuje się każdej strudze palącego się paliwa gazowego [2, 3].

W płomieniu wydzielają się dwie strefy decydującego wpływu, które odróżniają się udziałem różnych mechanizmów powstania tlenku azotu NO:

- SDW-I – znaczna część strefy  $A_1$ , oddziaływanie na którą może wywierać istotny wpływ na wytwarzanie się NO głównie według „niecieplnych” dróg mechanizmu łańcuchowego;
- SDW-II – strefa maksymalnych temperatur na styku stref  $A_2$  i B, oddziaływanie na którą wyznacza możliwości zdławienia „termicznego” mechanizmu utleniania azotu powietrznego.

Dokładne określenie oddziaływania na SDW pozwala prawidłowo konstruować nowe palniki lub polepszać ekologiczne wskaźniki zużycia paliwa w urządzeniach istniejących. Dla uzyskania najlepszych wyników aktywnego oddziaływania na SDW przy spalaniu gazowego paliwa najbardziej nadaje się metoda *dozowanego skierowanego balastowania* płomienia (DSB). W odróżnieniu od wcześniej stosowanego integralnego balastowania płomienia dokładnie dozowany i precyzyjnie skierowany wtrysk wodnego balastu w SDW pozwala zmniejszyć emisję  $NO_x$  nie pogarszając wskaźników efektywności zużycia paliwa.

## 2. Obliczanie działania wtrysku w SDW-I

Wcześniejsze badania autora pozwoliły wyraźnie zdefiniować następujące zasady aktywnego oddziaływania na SDW-I, gdzie przeważają „niecieplne” mechanizmy wytwarzania się tlenku azotu.

1) Sposób wprowadzenia balastu w tę strefę każdej strugi paliwa gazowego powinien zapewnić maksymalną aerodynamiczną i chemiczną intensyfikację wewnątrzpłomieniowych procesów.

2) Osiągnięta za sprawą wtrysku intensyfikacja pozwala na zmniejszenie zapotrzebowania na powietrze i na zachowanie ogólnego temperaturowego poziomu strefy płomienia  $A_1$ .

3) Zmniejszenie stężenia tlenu wraz z tymczasowym lokalnym podwyższeniem parcjalnego ciśnienia CO na niezmiennym tle temperaturowym tworzy ogólne warunki dla zdławienia powstania NO według „szybkiego (frontalnego)” mechanizmu.

4) Towarzyszącymi elementami zdławienia -  $\text{NO}_x$  są:

- ogólne złagodzenie temperaturowej nierównomierności turbulentnego płomienia, co dławi efekt pulsacyjnego akumulowania NO według „termicznych” mechanizmów które nieuchronnie są obecne w tej strefie [2];
- zwiększenie przewodności elektrycznej płomienia, co przyczynia się do elektrochemicznego rozpadu jonizowanych cząstek NO [2].

Główna trudność praktycznej realizacji tych zasad polega na takim zapewnieniu dozowanego skierowanego balastowania, które byłoby technicznie możliwe do zastosowania na poziomej eksploatacji. *A.A.Jemieljanow* określając strefy intensywnej generacji tlenków azotu (SIG) jako strefy lokalnych maksimum temperatury ustala następującą zależność biegunowego kąta położenia centrum SIG  $\alpha_c$  od względnej mocy kotła:

$$\alpha_c = 18,5 \sqrt{\left( \frac{D}{D_{nom}} - 0,44 \right)} \quad (1)$$

Ponieważ ze zmianą obciążenia kotła wspomniane centrum przesuwa się w palenisku, *Jemieljanow* opracowuje urządzenie dla wtrysku, które zrasza jednocześnie całą strefę ewentualnego położenia SIG [5].

W naszym przypadku chodzi o dozowanym skierowanym balastowaniu samych SDW, a mianowicie – SDW-I. Z tego punktu widzenia zarówno współrzędne strefy, jak i jej rozmiar mają zasadnicze znaczenie. Skoro SDW-I utożsamia się ze strefą palenia, mówimy o położeniu i grubości reakcyjnej strefy płomienia. Jak podano w [6], przy rozwiniętym burzliwym przepływie strumieni paliwa względna długość płomienia  $\bar{L}_{pl} = L_{pl}/d_o$  ( $d_o$  – średnica wylotowego otworu palnika) praktycznie nie zależy od prędkości wypływu strug. Zwróćmy uwagę, że w wielu technicznie rozpowszechnionych przypadkach zwłaszcza przy obniżonych obciążeniach wypływ gazu z dysz palników odbywa się w przejściowej strefie  $\text{Re} = (5 \div 15)10^3$ . Jednak doświadczalnie ustalono szereg dodatkowych turbulizujących czynników, które zmieniają widok zależności  $\bar{L}_{pl} = f(\text{Re})$ , wynikający wyłącznie ze współdziałania cząsteczkowego i molowego przenoszenia masy. Do takich czynników zaliczymy niestabilność konwekcyjną i różnego rodzaju akustyczne i mechaniczne oddziaływania.



W sposób naturalny do listy tych turbulizujących czynników dołącza się wtrysk balastu. To wszystko tworzy możliwość nie używać równomiernego balastowania całej strefy ewentualnego położenia SDW, lecz zraszać wyłącznie strefy SDW-I każdej strugi paliwa.

Integralną charakterystyką warunków wypływu strugi według *L.A. Wulisa*'a jest parametr zgodności przepływu:

$$m = \frac{u_{\infty}}{u_0}, \quad (2)$$

gdzie:

- $u_{\infty}$  - prędkość otoczenia, do którego odbywa się wypływ;
- $u_0$  - osiowa składowa prędkości strugi.

W strudze zatopionej ( $m = 0$ ) oraz przy wypływie z  $m \leq 0,5 \div 0,7$  nierównomierność pól ciśnienia jest znikomo mała. Zmiana ciśnienia liczy się jako istotna przy skrzywieniu linii prądu przy  $m > 1$  oraz w przypadku  $m < 0$  (nachodzący wsteczny strumień). Zagadnienie określania rozmiaru (grubości) reakcyjnej strefy  $\delta$  rozwiązuje się wychodząc z założenia (w pierwszym przybliżeniu), że palenie zlokalizowano jest w strefie maksymalnych temperatur, oraz poprzez wprowadzenie (ze względów wymiarowości) charakterystycznego bezwymiarowego parametru:

$$k \cdot \delta^2 / D \approx const, \quad (3)$$

gdzie:

- $D$  – współczynnik dyfuzji;
- $k = k_0 \exp(-E/RT)$  - stała szybkości reakcji.

Przy tym, jeśli  $\tau'_k$  - charakterystyczny czas reakcji, to:

$$k \approx 1 / \tau'_k \quad (4)$$

Z (4) bezpośrednio wynika, że przy laminarnym (homogenicznym) spalaniu charakterystyczny rozmiar strefy reakcji ma rząd grubości frontu płomienia jednorodnej mieszaniny:

$$\delta \approx \sqrt{D/k} \approx \sqrt{a/k}, \quad (5)$$

gdzie:

$a$  – współczynnik wyrównania temperatury.

Uwzględniając, że normalna prędkość rozprzestrzenienia płomienia stanowi:

$$u_n \approx \sqrt{D \cdot k}, \quad (6)$$

otrzymamy:

$$\delta \approx u_n / k, \quad (7)$$

co wskazuje na podobieństwo procesów fizycznych przy spalaniu homogenicznym i przy spalaniu wewnątrz strefy reakcyjnej płomienia nie przemieszanych gazów. Jeśli  $l$  – rozmiar strefy zmieszania, to dla względnej wartości rozmiaru strefy reakcji otrzymamy:

$$\bar{\delta} = \delta / l = \sqrt{D / (l^2 k)} = \sqrt{\tau_k / \tau_d}, \quad (8)$$

gdzie:

$$\tau_k = 1 / k_0;$$

$$\tau_d \approx l^2 / D \quad (\text{charakterystyczny czas dyfuzji}).$$

Wzór (8) może być wykorzystany również do oszacowywania grubości strefy reakcji w turbulentnym płomieniu. W tym celu należy  $D$  zamienić przez współczynnik turbulentnej dyfuzji  $D_t$ , a jako stałą szybkości reakcji  $k$  stosować jej efektywną wartość  $\langle k \rangle$ . Liczbowe wartości współczynników uczestniczących we wzorach obliczeniowych mogą być uzyskane w wyniku rozwiązywania konkretnego zagadnienia palenia się gazu w warstwie granicznej [6].

Względna długość strugi paliwa  $h/d$  w płasko-równoległym znoszącym strumieniu (rys. 1) dokładnie opisuje się równaniem:

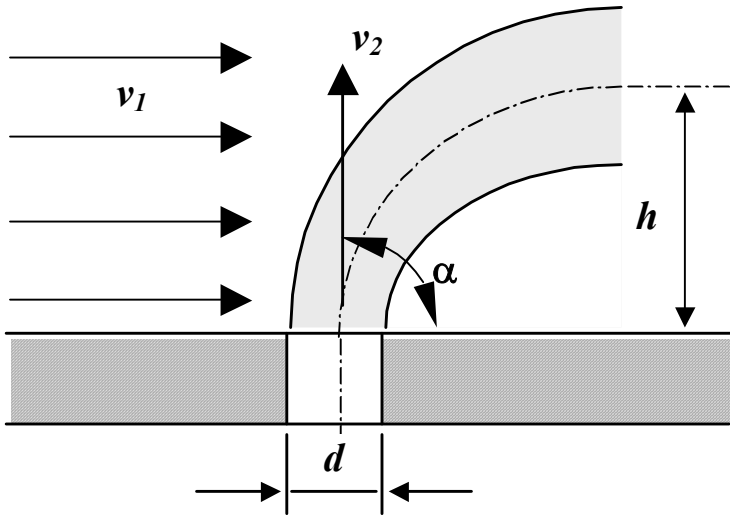
$$h/d = 12 \frac{\text{Re}_{v_1}^{1.3}}{\text{Re}_{v_2}^{1.625}}, \quad (9)$$

które może zostać uproszczone do wzoru:

$$h/d = k \cdot \sin \alpha \cdot \frac{v_2}{v_1} \sqrt{\frac{\rho_2}{\rho_1}}, \quad (10)$$

gdzie:

$\alpha$  - kąt ataku strumienia poprzecznego.



**Rys. 1.** Schemat rozwoju strugi w płasko-równoległym znoszącym strumieniu  
**Fig. 1.** Development of a jet in a plane-parallel blowing off stream

Odróżnienie rozwoju strugi w zakręconym strumieniu od rozpatrzonego płasko-równoległego modelu potrzebuje określenia rzeczywistej prędkości  $v'_1$  względem średnio- przepływowej prędkości strumienia powietrza  $v_1$ . Z dostateczną dla omawianych celów dokładnością ta różnica może być uwzględniona poprzez średni kąt  $\mu$  wznoszenia strumienia po spirali:

$$v'_1 = \frac{v_1}{\sin \mu} \quad (11)$$

Jednak przy rozwiązywaniu zagadnienia o położeniu SDW i jej optymalnym zraszaniu należy uwzględnić również, że rzeczywista względna długość drogi, którą przeszłą struga,  $\bar{S} = S/D_e$ , może istotnie różnić się od względnej współrzędnej rozpatrywanego punktu  $\bar{x} = x/D_e$  (tu  $D_e$  – ekwiwalentna średnica komory paleniska). Równanie prędkościowej osi strugi w znośnym strumieniu ma postać:

$$x/d = \left[ \frac{1}{(\rho \bar{u}^2)} \right]^{1.3} \left( \frac{y}{d} \right)^3 - \frac{y}{d} \cdot \text{tg}(\alpha - 90^\circ), \quad (12)$$

a przy normalnym kącie ataku strumienia znośącego ( $\alpha = 90^\circ$ )

$$x/d = \frac{1}{q} \left( \frac{y}{d} \right)^3, \quad (13)$$

gdzie:

$$q = (\rho \bar{u}^2)^{1.3} \quad (14)$$

*R.B.Ahmedow* [7], opierając o równanie różniczkowe:

$$dS^2 = dx^2 + dy^2, \quad (15)$$

oraz stosując całkę eliptyczną  $F(K, \varphi)$ , gdzie:

$$\left. \begin{aligned} K &= \sin 45^\circ \\ \cos \varphi &= \frac{1-t^2}{1+t^2} \\ t &= \sqrt{\frac{3y}{qd^2}} \end{aligned} \right\}, \quad (16)$$

wyprowadza wzory dla  $\bar{S}$  i  $\cos\varphi$ , gdzie jedynym parametrem jest hydrodynamiczny parametr  $q$ . Przy czym przy dużych wartościach  $\bar{x}$ , gdy słuszny jest warunek:

$$\frac{3}{q^{1/3}}(\bar{x})^{2/3} \gg 1, \quad (17)$$

$\varphi \approx 1,0$  i wzór dla długości drogi zmieszania strugi upraszcza się do widoku:

$$\bar{S} = \bar{x} + 0,71\sqrt{q} \quad (18)$$

Przy małych  $q$  i znacznych  $\bar{x}$  względna różnica pomiędzy  $\bar{S}$  a  $\bar{x}$  stanowi zaledwie kilka procent. Przy odwrotnym zaś stosunku parametrów różnica ta osiąga setki procentów. W tym samym przekroju  $x$  wzrost hydrodynamicznego parametru  $q$  powoduje ulepszanie zmieszania nie tylko wskutek bardziej równomiernego rozproszenia paliwa w strumieniu powietrza, a również za sprawą istotnego powiększenia rzeczywistej drogi zmieszania strugi gazowej.

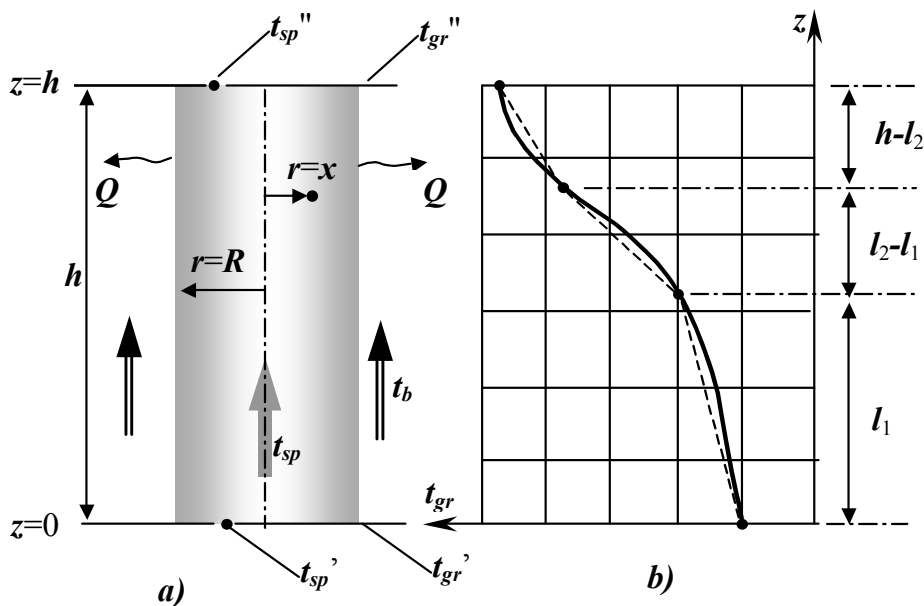
Wzory (3) - (18) stanowią teoretyczną podstawę zarówno dla określania konfiguracji i położenia SDW-I w płomieniu, jak i dla odpowiadającego temu geometrycznemu obrazowi zraszaniu strefy balastem wodnym.

### 3. Obliczanie działania wtrysku w SDW-II

W drugiej strefie decydującego wpływu aktywne oddziaływanie balastu ma wszystkie oznaki tradycyjnego podejścia do danego sposobu zdławienia -  $\text{NO}_x$ . Wśród licznych prac naukowych opisujących zwykle zastosowanie balastowania płomienia, mające na celu obniżenie temperatury spalania, można wyróżnić prace, które stosują strefową zasadę nie tylko dla analizy struktury płomienia, a również dla oddziaływania na niego. W pracach *Tsyrułnikow*'a oddziaływanie wykonuje się na strefy złożonego płomienia z wykorzystaniem licznych palników usytuowanych na kilku poziomach. W pracy *Jemieljanow*'a wydziela się SIG pojedynczego płomienia i opracowuje się złożone urządzenie dla jego zraszania.

W naszym przypadku celem zasadniczej wagi jest maksymalne obniżenie potrzebnej ilości balastu za pośrednictwem strugowego rozpatrywania przepływu gazu, zarówno jak i oddziaływania na niego. Dla opisanego wymiany ciepła na granicy podziału układu „spaliny-balast” zastosowano podejście wykorzystane przez *A.K.Rodin*'a [9] dla przypadku wymiany ciepła pomiędzy stru-

gami zimnej mieszanki gazu z powietrzem, a rozżarzonymi ściankami kanałów perforacji w promiennikowych palnikach gazowych.



**Rys. 2.** Perforacyjny model wymiany ciepła w SDW-II między strumieniem spalin a balastem: a – schemat wymiany ciepła w cylindrycznych współrzędnych; b – profil temperaturowy na granicy podziału

**Fig. 2.** Perforating model of heat exchange in SDW-II between exhaust stream and ballast: a – heat exchange diagram in the cylindrical coordinates; b – boundary temperature profile

Zamieńmy sytuację na odwrotną i rozpatrzmy wymianę ciepła pomiędzy rozżarzonymi spalinami a zimnym balastem. Przy tym zmieszanie na drodze  $h$  zastąpimy przez konwekcyjne przejmowanie ciepła według *Rodin*'a (rys. 2). Ilość ciepła oddawanego spalinami na granicach  $n$  warunkowych kanałów o średnicy  $R$  jest to wartość:

$$\sum Q = \alpha \cdot n \cdot 2\pi R \cdot h(t_{sp} - t_{gr}), \quad (19)$$

gdzie:

$\alpha$  – współczynnik przejmowania ciepła;

$t_{sp}$  – temperatura spalin;

$t_{gr}$  – temperatura balastu na granicy podziału ośrodków.

Ujawniony w [9] charakter podziału temperatury na ściance kanału i model matematyczny opisujący odpowiedni profil temperaturowy można przekształcić dla warunków, w których rozwija się rozpatrywany proces wymiany ciepła, w następujący sposób:

$$t_{gr} = t'_{sp} - (t'_{sp} - t''_{gr}) e^{-m_{sp} \cdot h \left(1 - \frac{x^2}{h^2}\right)} \quad (20)$$

gdzie:

$t_{gr}$  - bieżąca temperatura na granicy podziału ośrodków w przekroju  $x$ ;

$t'_{sp}$  - początkowa temperatura produktów spalania;

$t''_{gr}$  - końcowa temperatura na granicy podziału przyjęta w założeniu, że

na drodze  $h$  słuszny jest warunek:  $t''_{gr} \Rightarrow t''_{sp}$ ;

$$m_{sp} = \frac{M_{sp} c_{sp}}{\lambda(1 - \phi)} \quad (21)$$

$M_{sp}$  - masowa prędkość produktów spalania;

$c_{sp}$  - ciepło właściwe spalin;

$\lambda$  - współczynnik przewodzenia ciepła balastu;

$\phi$  - warunkowy współczynnik przekroju w świetle dla masy balastu perforowanego strugami produktów spalania.

Przypuszczenia przy takiej przebudowie modelu są całkiem do przyjęcia z uwzględnieniem hydro- i termodynamicznych uproszczeń już przyjętych w wyjściowym modelu [8].

Wprowadźmy cylindryczne współrzędne (zob. rys. 2) z osią  $z$ , skierowaną wzdłuż osi strugi ( $0 \leq z \leq h$ ) i radialną współrzędną  $r$  ( $0 \leq r \leq R$ ). Jeśli założymy, że przepływ produktów spalania odbywa się pod wpływem skoku ciśnienia  $\Delta p$ , to równanie przenoszenia ciepła dla naszego przypadku ma widok (siłą symetrii przepływ rozpatruje się jako niezależny od biegunowego kąta):

$$\frac{\Delta p}{4\mu h} R^2 \left(1 - \frac{r^2}{R^2}\right) \frac{\partial t}{\partial z} = a \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial z} \left( r \frac{\partial t}{\partial r} \right) \quad (22)$$

gdzie:

$\mu$  – współczynnik dynamicznej lepkości;

$a$  – współczynnik wyrównania temperatury:

$$a = \frac{\lambda}{\rho c_p} = \text{const} \quad (23)$$

Funkcja rozkładu temperatury  $f(z)$  na granicy podziału zależy od warunków granicznych. Jednak określając gęstość strumienia ciepła na granicy jako:

$$q_{gr} = \lambda \left. \frac{\partial t}{\partial r} \right|_{r=R} = \lambda \frac{\Phi}{4} R \cdot f(z), \quad (24)$$

a średnią masową temperaturę produktów spalania jako:

$$t_m = \frac{\int_0^R \left(1 - \frac{r^2}{R^2}\right) r \cdot t(r, z) \cdot dr}{\int_0^R \left(1 - \frac{r^2}{R^2}\right) r \cdot dr} = t_{gr}(z) - \frac{11}{96} \Phi R^2 \cdot f(z), \quad (25)$$

oraz przyjmując charakterystyczną różnicę temperatury  $t_{gr} - t_m$ , uzyskamy wartość współczynnika przejmowania ciepła:

$$\alpha = \frac{g_{gr}}{t_{gr} - t_m} = \frac{24}{11} \cdot \frac{\lambda}{R} \quad (26)$$

i liczby *Nusselta*:

$$\text{Nu} = \frac{\alpha \cdot 2R}{\lambda} = \frac{48}{11} \quad (27)$$

Jeśli zamiast średniej masowej temperatury  $t_m$  używać średnią całkową:

$$t_{sr} = \frac{2}{\pi R^2} \int_0^R \pi r \cdot t(r, z) dr, \quad (28)$$



otrzymamy:

$$\left. \begin{aligned} \alpha &= 3 \frac{\lambda}{R} \\ \text{Nu} &= 6 \end{aligned} \right\} \quad (29)$$

W każdym razie dla przyjętych założeń wartość kryterium *Nusselt*'a nie zależy od prawa rozkładu temperatury na granicy wymiany ciepła pomiędzy produktami spalania a balastem.

Przez analogię z powyższą metodą można uzyskać wzór dla określenia ilości ciepła oddawanego produktami spalania otaczającemu balastowi. Ponieważ profil krzywej temperaturowej w rozpatrywanym modelu wymiany ciepła ma dwa charakterystyczne przegięcia na odległości  $l_1$  i  $l_2$  od początku procesu wymiany ciepła (zob. rys. 2), całą drogę mieszania logicznie jest podzielić na odpowiednie odcinki  $l_1$ ,  $l_2-l_1$  i  $h-l_2$ , a potem zastosować aproksymację przez linię łamaną. Wówczas poszukiwaną ilość ciepła określa się przez sumę całek, wyznaczających wymianę ciepła na każdym z wyżej wspomnianych charakterystycznych odcinków:

$$\begin{aligned} Q &= 2\alpha\pi Rn \times \\ &\times \left\{ \int_0^{l_1} \frac{11}{96} \varphi R^2 \left[ \frac{12}{\varphi R^2} \exp\left(-\frac{12}{\varphi R^2} z\right) \int_0^z \frac{T_{gr}(l_1) - T_{gr}(0)}{l_1} \exp\left(\frac{12}{\varphi R^2} z\right) dz \right] dz + \right. \\ &+ \int_{l_1}^{l_2} \frac{11}{96} \varphi R^2 \left[ \frac{12}{\varphi R^2} \exp\left(-\frac{12}{\varphi R^2} z\right) \int_{l_1}^z \frac{T_{gr}(l_2) - T_{gr}(l_1)}{l_2 - l_1} \exp\left(\frac{12}{\varphi R^2} z\right) dz \right] dz + \\ &+ \left. \int_{l_2}^h \frac{11}{96} \varphi R^2 \left[ \frac{12}{\varphi R^2} \exp\left(-\frac{12}{\varphi R^2} z\right) \int_{l_1}^z \frac{T_{gr}(h) - T_{gr}(l_2)}{h - l_2} \exp\left(\frac{12}{\varphi R^2} z\right) dz \right] dz \right\} = \\ &= \frac{11}{48} \alpha \pi R^3 n \varphi \left\{ T_{gr}(h) - T_{gr}(l_2) + \frac{\varphi R^2}{12} \times \left[ \frac{T_{gr}(l_1) - T_{gr}(0)}{l_1} \left( e^{-\frac{12}{\varphi R^2} l_1} - 1 \right) + \right. \right. \\ &+ \left. \left. \frac{T_{gr}(l_2) - T_{gr}(l_1)}{l_2 - l_1} \left( e^{-\frac{12}{\varphi R^2} l_2} - e^{-\frac{12}{\varphi R^2} l_1} \right) + \frac{T_{gr}(h) - T_{gr}(l_2)}{h - l_2} \left( e^{-\frac{12}{\varphi R^2} h} - e^{-\frac{12}{\varphi R^2} l_2} \right) \right] \right\} \end{aligned}$$

Jest to jeden z możliwych sposobów modelowania wymiany ciepła przy balastowaniu drugiej strefy decydującego wpływu, który nie mniej pozwala sformułować wniosek, zbiegający się w głównej swojej części z wynikami *Jemieljanow'a*. Jednak autor artykułu formułuje ten wniosek w stosunku nie do całego płomienia, a w odniesieniu właściwie do SDW-II:

*w strefach z przeważnie termicznym mechanizmem wytwarzania się NO gęstość zraszania płomienia powinna odpowiadać gradientowi wzrostu stężenia tlenu azotu a na skutek tego – gradientowi wzrostu wartości względnej entalpii w płomieniu.*

Uzyskane w podany powyżej sposób teoretyczne podstawy metody dozowanego skierowanego balastowania płomienia zostały zrealizowane w praktyce przez zespół naukowy po kierownictwem autora. Opracowana technologia zdławienia -  $\text{NO}_x$  została wdrożona przy spalaniu gazowego paliwa w kotłach o małej i średniej mocy [10].

## Literatura

1. **Szkarowski A., Łatowski L.:** Analiza problemu zanieczyszczenia atmosfery tlenkami azotu. Zeszyty Naukowe Politechniki Koszalińskiej. Nr 21. – Koszalin, 2002.
2. **Szkarowski A.:** Technologia redukcji emisji  $\text{NO}_x$  metodą dozowanego skierowanego balastowania płomienia. Rocznik Ochrona Środowiska. Tom 3. – Koszalin, Polska, s. 51÷73, 2001.
3. **Szkarowski A.L.:** Podwyższenie efektywności ochrony atmosfery przy spalaniu gazowego i ciekłego paliwa. Autoreferat rozprawy habilitacyjnej. Sankt-Petersburg, s. 53, 1997.
4. **Tsyrułnikow L.M.:** Sposoby zmniejszenia powstania toksycznych i gresywnych produktów spalania gazu ziemnego i mazutu. Informacja przeglądowa WNIIE-Gazprom. Seria: Najważniejsze problemy naukowo-techniczne przemysłu gazowego. Zeszyt 3, s. 36, 1980.
5. **Jemieljanow A.A.:** Opracowanie urządzeń wtryskających dla zdławienia tlenków azotu przy spalaniu gazu i mazutu w paleniskach kotłów. Autoreferat rozprawy doktorskiej. Sankt-Petersburg, s. 26, 1992.
6. **Wulis L.A., Jarin L.P.:** Aerodynamika płomienia. Leningrad. Energia, 216 s., 1978.
7. **Ahmedow R.B.:** Palniki nadmuchowe. Moskwa. Nedra, s. 272, 1977.
8. **Rodin A.K., Mogilewicz L.M.:** Badania wymiany ciepła w ceramicznych perforowanych nasadkach palników promieniujących. Zeszyt: Dostarczanie i spalanie gazu. Saratow, s. 14÷27, 1980.
9. **Briuchanow O.N.:** Radiacyjno-konwekcyjna wymiana ciepła przy spalaniu gazu w układach perforowanych. Leningrad. Wyd. LGU, s. 68, 1977.
10. **Wolikow A.N., Szkarowski A.L.:** Metody zdławienia emisji tlenków azotu przy spalaniu gazu i mazutu w kotłach o małej i średniej mocy. Moskwa. Wyd. IRC Gazprom, s. 29, 1993.

# Principles Of Calculation At Suppression Of NO<sub>x</sub> Formation By A Method Of The Dosed Directed Injection Of A Water Ballast

## Abstract

This article concludes the cycle of the author's publications of those examining the contemporary state of the theory of NO<sub>x</sub> formation in the flame of the burning fuel and the new methods of reduction in their emission into the atmosphere.

In the foregoing works the concept of the zones of the determining influence (ZDI) is formulated. Temperature and concentration conditions in these zones determine the intensity of the NO<sub>x</sub> formation and their concentration in the combustion products. Action on these conditions makes it possible to considerably limit NO<sub>x</sub> emission and the atmosphere pollution.

The calculation of action in the ZDI-1 is based on the following basic conditions:

- 1) Ballast must be introduced into the ZDI-1 of each jet of the burning fuel. This must ensure the maximum aerodynamic and chemical intensification of the intra-jet processes.
- 2) The intensification reached as a result of injection makes it possible to decrease the need of air with the retention/maintaining of the overall temperature level of the process.
- 3) The decrease of O<sub>2</sub> concentration together with a temporary local decrease in CO partial pressure against the constant temperature background creates conditions for the NO suppression by the "prompt" mechanism.

Formulae (3) - (18) are theoretical basis for determining of configuration and position of ZDI-1 in the flame, and also for the effective injection of the water ballast.

In the ZDI-2 the injection must ensure a usual decrease in the temperature level for the NO suppression by the "thermal" mechanism. However, this must be with the minimally necessary quantity of the ballast reached.

Calculation is based on the model of the heat exchange borrowed from the theory of the infrared radiating burners. In our case interaction between the hot walls of channels and the cold gas-air mixture is substituted to the heat exchange between the combustion products and the cold ballast.

This approach made it possible to formulate the main principle of active action on the flame in the ZDI-2: in zones with the predominantly "thermal" mechanism- of NO formation the density of the moistening flow must correspond to the gradient of NO concentration increase and, as a result, to the gradient of the relative flame enthalpy increase.

# Zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi i siarką na tle struktury funkcjonalno-przestrzennej gmin województwa małopolskiego

*Krzysztof Gawroński*  
*Akademia Rolnicza w Krakowie*

## 1. Wstęp i cel

Postęp cywilizacyjny związany z rozwojem produkcji i konsumpcji powoduje przekształcenia środowiska przyrodniczego prowadzące często do jego degradacji. Do głównych czynników antropopresji należą: osadnictwo, industrializacja, rolnictwo, komunikacja, itp. Przekształcenie antropogeniczne środowiska przyrodniczego jest w Polsce relatywnie mniejsze niż w krajach Europy Zachodniej. Występują tu liczne gatunki roślin i zwierząt oraz typy ekosystemów o szczególnym znaczeniu w skali Europy. Niemniej jednak intensywny rozwój działalności gospodarczej w minionych dziesięcioleciach, często nie uwzględniający podstawowych zasad ochrony środowiska, doprowadził do poważnego naruszenia równowagi procesów zachodzących w glebach [Terelak, Stuczyński 1997].

Działalność przemysłowa doprowadziła do powstania jakościowo różnych przekształceń gleb, które określa się jako przekształcenia geomechaniczne, hydrologiczne, chemiczne, fizykochemiczne oraz termiczne [Strzyszc 1982]. Spośród przekształceń chemicznych szczególne znaczenie ma zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi. Zawartość metali ciężkich w glebach związana jest zarówno ze składem petrograficznym skał macierzystych, jak również w istotny sposób zależy od procesów industrialnych.

W gospodarce przestrzennej duże znaczenie mają badania o charakterze syntetycznym (porządkującym) mające na celu klasyfikację, czy typologię jednostek terytorialnych (wsi, gmin). Tego typu badania mają dużą wartość praktyczną i poznawczą, bowiem umożliwiają poznanie zróżnicowania przestrzennego zjawisk. Na podstawie rozpoznanych związków przyczynowo-skutkowych

zjawisk, ich struktury i ogólnych prawidłowości można nie tylko wyrobić sobie pogląd o mechanizmie ich działania, ale także opracować racjonalne sposoby ich przewidywania i regulowania. Taki też syntetyczny i porządkujący charakter ma prezentowany artykuł.

Celem niniejszego opracowania jest analiza i ocena przestrzennego zróżnicowania poziomu zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi i siarką w województwie małopolskim na tle dominującej funkcji gmin tego województwa. Tezą badawczą niniejszego opracowania jest odpowiedź na pytanie jak kształtuje się stan zanieczyszczenia gleb na obszarach o wiodącej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej badanego regionu. Od stanu ekologicznego gleb uzależniona jest bowiem jakość produkowanych płodów rolnych, a na godziwe warunki wypoczynku składają się zarówno walory wypoczynkowe terenu, jak również jakość produkowanej i sprzedawanej tam żywności.

## 2. Materiał i metody

Niniejsze opracowanie ma charakter dwuetapowy. W pierwszym etapie przeprowadzona została analiza i ocena zróżnicowania przestrzennego zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi i siarką. W drugim etapie w wyniku klasyfikacji funkcjonalno-przestrzennej gmin wydzielone zostały obszary o dominującej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej. Tereny o dominującej funkcji rolniczej i turystycznej powinny charakteryzować się szczególnie wysokimi wymogami z zakresu ochrony środowiska. Na tym etapie opracowania przedstawiona została także próba oceny degradacji gleb metalami ciężkimi i siarką w nawiązaniu do gęstości zaludnienia i realnych nakładów ponoszonych na rzecz ochrony środowiska na tle wydzielonych typów funkcjonalno-przestrzennych gmin.

Bazę badawczą stanowiło województwo małopolskie. Wybór tego regionu jako obszaru badań był celowy. Chodziło bowiem o rozpoznanie zmienności zanieczyszczenia gleb na terenach o dużym zróżnicowaniu warunków przyrodniczych i społeczno-gospodarczych na których występują różnorodne formy ochrony przyrody. Ponadto zachodnie rejony tego województwa narażone są na silne oddziaływania pyłowych i gazowych zanieczyszczeń przemysłowych pochodzących z Górnego Śląska.

Badaniami objęto 171 jednostek samorządowych tego województwa (gminy i miasta z wyłączeniem Krakowa, Tarnowa i Nowego Sącza). Podstawowy materiał źródłowy stanowił Raport o stanie środowiska w województwie małopolskim opracowany przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie [Raport...1999], a także opracowania Urzędu Statystycznego w Krakowie [Rocznik...2000].

W pierwszym etapie badań obejmującym analizę przestrzennego zróżnicowania poziomu metali ciężkich w glebach, w rozumieniu ich łącznego, syntetycznego oddziaływania (to znaczy w odniesieniu do wszystkich przyjętych do badań zmiennych charakteryzujących poziom metali ciężkich), autor posłużył się procedurą typologiczną stosowaną w badaniach przestrzennych.

W gospodarce przestrzennej często spotykamy się z koniecznością podziału określonej przestrzeni (województwa, powiatu, gminy) na mniejsze obszary (podprzestrzenie), które uznać można za homogeniczne (względnie jednorodne). Celem procedury typologicznej jest wydzielenie charakterystycznych ugrupowań jednostek terytorialnych (typów, rejonów) spełniających stawiane wymogi jednolitości (podobieństwa) w zakresie kilku cech uznanych za diagnostyczne [Mrozowicki 1980]. Procedura typologiczna umożliwia bowiem zbadanie stopnia zróżnicowania obszarów pod względem jednoczesnego działania wielu wybranych cech diagnostycznych.

Do badań przestrzennego zróżnicowania poziomu zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi i siarką przyjęto 9 zmiennych, których wykaz i charakterystykę statystyczną (wartości ekstremalne, wartości przeciętne, odchylenia standardowe oraz współczynniki zmienności) przedstawiono w tabeli 1. Zmienne  $x_2$ ,  $x_3$ ,  $x_4$ ,  $x_5$ ,  $x_6$  i  $x_7$  opisują stan zanieczyszczenia gleb województwa małopolskiego kadmem, miedzią, niklem, ołowiem, cynkiem i siarką. Z kolei cechy  $x_1$ ,  $x_8$  i  $x_9$  opisujące jakość rolniczej przestrzeni produkcyjnej, zaludnienie i nakłady ponoszone na ochronę środowiska, posłużyły do objaśnienia statystycznego i przestrzennego zróżnicowania degradacji gleb badanego regionu.

Pierwszą fazą procedury typologicznej jest dobór cech diagnostycznych. Aby dokonać syntetycznej oceny przestrzennego zróżnicowania stopnia degradacji gleb metalami ciężkimi, jako cechy diagnostyczne przyjęto zmienne  $x_2$ ,  $x_3$ ,  $x_4$ ,  $x_5$ ,  $x_6$ .

Kolejną fazą powyższej procedury jest redukcja przestrzeni wielocechowej. Zadaniem redukcji jest ujęcie w formie sumarycznego wskaźnika (punktów, odległości taksonomicznych i innych) kilku przyjętych do badań cech diagnostycznych. Zagadnienie to jest jednym z najbardziej kontrowersyjnych problemów w grupowaniu przestrzennym. Kontrowersja wynika z istoty procedury, która sprowadza kilka cech diagnostycznych do jednego wskaźnika. Redukcję przestrzeni wielocechowej przeprowadzić można metodą punktową, metodami transformacji oraz metodami taksonomicznymi [Mrozowicki 1980, Urban 1984].

W niniejszej pracy posłużono się metodą punktową. Metodę tę stosuje się, gdy podstawą grupowania są cechy rodzajowo różne, a więc cechy których wartości nie można sumować. Dlatego też w pierwszej kolejności należy wyrazić wartości poszczególnych zmiennych w takich samych jednostkach, czyli przeprowadzić standaryzację cech.

**Tabela 1.** Wykaz i charakterystyka statystyczna zmiennych przyjętych do badań**Table 1.** List of investigated variables and their statistical characteristics

Nr zmiennej	Nazwa zmiennej	Jednostki	Charakterystyka statystyczna zmiennych				
			wartość minimalna	wartość maksymalna	wartość średnia	odchylenie standardowe	współczynnik zmienności [%]
x <sub>1</sub>	Ogólny wskaźnik jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej	[pkt]	31,0	102,8	67,4	19,2	28,5
x <sub>2</sub>	Średnia zawartość kadmu w glebach	[mg/kg]	0,21	5,89	0,87	0,77	88,7
x <sub>3</sub>	Średnia zawartość miedzi w glebach	[mg/kg]	5,54	56,30	15,95	5,91	37,1
x <sub>4</sub>	Średnia zawartość niklu w glebach	[mg/kg]	4,11	53,96	19,66	9,08	46,2
x <sub>5</sub>	Średnia zawartość ołowiu w glebach	[mg/kg]	14,79	667,80	43,41	64,47	148,5
x <sub>6</sub>	Średnia zawartość cynku w glebach	[mg/kg]	35,04	814,80	101,93	89,95	88,3
x <sub>7</sub>	Średnia zawartość siarki w glebach	[mg/kg]	0,96	45,15	3,43	4,98	145,3
x <sub>8</sub>	Gęstość zaludnienia (ludność ogółem na 1 km <sup>2</sup> powierzchni ogólnej)		22,0	653,0	155,5	97,7	62,8
x <sub>9</sub>	Nakłady inwestycyjne na ochronę środowiska w 2001 r.	tyś zł/ 1000 mieszkańców	0,00	2038,37	120,17	246,24	204,9

W niniejszym artykule zastosowano następującą formułę standaryzacji zmiennych:

$$R = \frac{(x_i - x_{\min})}{(x_{\max} - x_{\min})}$$

gdzie:

R – wynik standaryzacji cech diagnostycznych

$x_i$  – wartości poszczególnych cech

$x_{\min}$  – wartość minimalna zbiorowości

$x_{\max}$  – wartość maksymalna zbiorowości

przy założeniu, że  $(x_{\max} - x_{\min}) > 0$ , i warunek ten jest spełniony.

Przestawiona formuła standaryzacji cech diagnostycznych charakteryzuje się tym, że otrzymane wartości dla poszczególnych jednostek terytorialnych w odniesieniu do każdej kolejnej cechy diagnostycznej przyjmują teoretyczne wartości z przedziału  $0,0 < R < 1,0$ . Tak więc wszystkie wystandaryzowane zmienne są nie tylko w pewnym sensie sprowadzone do wspólnego mianownika, ale także - ze względu na ten sam przedział zmienności – porównywalne ze sobą.

Kolejną fazą procedury typologicznej jest grupowanie jednostek stanowiących podstawę prowadzonej analizy przestrzennej.

W wyniku zastosowanej metodyki uzyskano zredukowany syntetyczny wskaźnik poziomu metali ciężkich w glebach ( $W_s$ ), którego wartości pogrupowano na cztery przedziały klasowe, wydzielając następujące typy gmin:

Typ I  $0,000 < W_s \leq 0,100$  pkt – o bardzo niskim poziomie metali ciężkich w glebach,

Typ II  $0,100 < W_s \leq 0,150$  pkt – o niskim poziomie metali ciężkich w glebach,

Typ III  $0,150 < W_s \leq 0,200$  pkt – o przeciętnym poziomie metali ciężkich w glebach,

Typ IV  $W_s > 0,200$  pkt – o wysokim poziomie metali ciężkich w glebach.

Drugi etap badań stanowił klasyfikację funkcjonalno-przestrzenną gmin badanego regionu oraz analizę i ocenę przestrzennego zróżnicowania degradacji gleb metalami ciężkimi i siarką na tle dominującej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej badanego obszaru.

Wraz z rozwojem urbanizacji i industrializacji na obszarach wiejskich coraz większą rolę obok rolnictwa, leśnictwa i rybołówstwa zaczęły odgrywać funkcje dotychczas skupiające się w miastach, jak przemysł, budownictwo, komunikacja. Ich rozwój wiąże się z inwestycjami wchłaniającymi coraz to



większe przestrzenie wiejskie, wykorzystując je bardzo intensywnie i przekształcając w sposób zupełnie lub prawie nieodwracalny [Stola 1987]. Stale powiększająca się liczba ludności, zwłaszcza w miastach i ośrodkach przemysłowych zmusza do racjonalnego dysponowania przyrodniczymi i gospodarczymi zasobami wsi oraz wymaga skutecznej koordynacji rozwoju różnych funkcji na obszarach wiejskich [Kostrowicki 1976].

W literaturze spotkać można wiele podziałów funkcjonalnych terenów wiejskich [Stola 1987]. Jedni autorzy wyodrębniają funkcję produkcji rolnej, leśnej, rybactwa, funkcje industrialną, obsługi ludności wiejskiej, funkcję ochrony i podnoszenia wartości krajobrazowej obszarów wiejskich, oraz funkcję rekreacyjną [Dietl 1979]. Inni z kolei dokonują przestrzennego zróżnicowania funkcjonalnego obszarów określając także stopień dominacji poszczególnych funkcji [Jackowski 1979].

Nie wchodząc w szczegóły problematyki związanej ze strukturą funkcjonalną obszarów wiejskich (szeroko opisanej w literaturze przedmiotu), autor niniejszego opracowania przyjął na potrzeby określenia dominującej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej gmin badanego regionu trzy cechy diagnostyczne. Są to: zmienna –  $y_1$  (ludność utrzymująca się z pracy w rolnictwie w swoim gospodarstwie rolnym w% ogólnej liczby ludności) opisująca funkcję rolniczą gmin, zmienna –  $y_2$  (pracujący w gospodarce narodowej w przemyśle i budownictwie na 1000 mieszkańców) charakteryzująca funkcję przemysłową oraz zmienna –  $y_3$  (liczba miejsc noclegowej bazy turystycznej na 1000 mieszkańców) opisująca funkcję turystyczną badanego regionu.

Wykaz i charakterystykę statystyczną zmiennych przyjętych do badań struktury funkcjonalnej gmin przedstawiono w tabeli 2.

Określenie typów gmin o dominującej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej, przeprowadzono w oparciu o analizę wartości średnich i odchyłeń standardowych szeregów liczbowych opisujących poszczególne funkcje gmin. Autor zastosował tu następującą własną metodę i przyjął, że dominującą funkcję rolniczą przypisać można tym gminom (jednostkom terytorialnym) dla których wartości szeregu liczbowego opisujące tę funkcję (tzn.  $y_1$  – ludność utrzymująca się z pracy w rolnictwie w swoim gospodarstwie rolnym w% ogólnej liczby ludności) będą większe od wartości, która stanowi sumę wartości średniej tego zbioru plus jedno odchylenie standardowe wyliczone dla tego zbioru liczbowego. Podobną zasadę przyjęto dla określenia dominującej funkcji przemysłowej (zmienna  $y_2$ ) oraz funkcji turystycznej (zmienna  $y_3$ ).

**Tabela 2.** Wykaz i charakterystyka statystyczna zmiennych opisujących strukturę funkcjonalną gmin**Table 2.** List and statistical characteristics of variables describing functional structure of communes

Nazwa i numer zmiennej	Nazwa zmiennej	Charakterystyka statystyczna zmiennych				
		wartość minimalna	wartość maksymalna	wartość średnia	odchylenie standardowe	współczynnik zmienności [%]
y <sub>1</sub>	Ludność utrzymująca się z pracy w rolnictwie w swoim gospodarstwie rolnym w% ogólnej liczby ludności	1,5	32,0	11,9	6,0	50,5
y <sub>2</sub>	Pracujący w gospodarce narodowej w przemyśle i budownictwie na 1000 mieszkańców	1,50	209,10	34,20	40,48	118,4
y <sub>3</sub>	Liczba miejsc noclegowej bazy turystycznej na 1000 mieszkańców	0,2	1453,1	52,00	157,55	303,2

Ogólna formuła zapisu powyższej zasady jest następująca:

$$A = \{ y_i, \text{ gdzie } i = 1 \dots 171, \text{ a } y_i \text{ są to wartości cechy w wybranej próbie } \}$$
$$\text{tworząc zbiór } B \subset A \text{ gdzie:}$$
$$B = \{ y_i \in A: y_i > y_{\text{śred.}} + \delta \}$$

gdzie:

- A – zbiór wartości cechy  $y_1$ ,
- B – zbiór wartości odpowiadający dominującej funkcji rolniczej,
- $y_i$  – poszczególne wartości szeregu A,
- $y_{\text{śred.}}$  – wartość przeciętna szeregu A,
- $\delta$  – odchylenie standardowe dla szeregu A.

Należy nadmienić, że na potrzeby niniejszego opracowania autor przedstawił jedynie metodę określania dominujących funkcji gmin. Metodyka określania innych typów funkcji terenów wiejskich (np. podstawowej, uzupełniającej i innych) nie została tu zaprezentowana, ponieważ problematyka struktury funkcjonalno-przestrzennej terenów wiejskich nie jest głównym problemem badawczym niniejszej pracy.

### 3. Wyniki badań

W wyniku zastosowania przedstawionej w poprzednim rozdziale metody typologicznej sporządzono charakterystykę statystyczną i przestrzenną poziomu zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi i siarką w województwie małopolskim.

Charakterystykę statystyczną zmiennych opisujących poziom zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi według wydzielonych typów gmin przedstawiono w tabeli 3. Ujęto w niej wartości przeciętne, odchylenia standardowe oraz współczynniki zmienności obliczone dla wydzielonych jednostek typologicznych. Przeciętny poziom cech pozwolił na charakterystykę poszczególnych typów, natomiast analiza współczynników zmienności cech diagnostycznych rozpatrywana na tle odpowiadających im współczynników zmienności wyliczonych dla całej zbiorowości, stanowi podstawę do określenia stopnia jednorodności wydzielonych typów, a tym samym – weryfikacji prawidłowości sporządzonej typologii.

**Tabela 3.** Charakterystyka statystyczna wydzielonych typów gmin opisujących poziom metali ciężkich w glebach  
**Table 3.** Statistical characteristics of individual types of communes describing level of heavy metals in soils

Gmina	Średnia zawartość kadmu [mg/kg]	Średnia zawartość miedzi [mg/kg]	Średnia zawartość niklu [mg/kg]	Średnia zawartość ołowiu [mg/kg]	Średnia zawartość cynku [mg/kg]	Wskaźnik syntetyczny $W_s$
	$X_2$	$X_3$	$X_4$	$X_5$	$X_6$	$W_s$
<b>Typ I – o bardzo niskim poziomie metali ciężkich w glebach (<math>0,00 &lt; W_s \leq 0,100</math> pkt)</b>						
Wartość średnia	0,51	11,02	11,72	24,32	65,28	0,07
Odchylenie standardowe	0,207	2,239	3,277	6,276	14,549	0,026
Współczynnik zmienności [%]	40,3	20,3	28,0	25,8	22,3	35,6
<b>Typ II – o niskim poziomie metali ciężkich w glebach (<math>0,100 &lt; W_s \leq 0,150</math> pkt)</b>						
Wartość średnia	0,64	14,70	16,42	29,61	82,97	0,12
Odchylenie standardowe	0,311	2,252	3,646	11,060	16,183	0,015
Współczynnik zmienności [%]	48,3	15,3	22,2	37,3	19,5	12,8
<b>Typ III – o przeciętnym poziomie metali ciężkich w glebach (<math>0,150 &lt; W_s \leq 0,200</math> pkt)</b>						
Wartość średnia	0,97	17,20	23,70	37,63	99,61	0,18
Odchylenie standardowe	0,594	3,166	4,362	15,099	27,174	0,016
Współczynnik zmienności [%]	61,0	18,4	18,4	40,1	27,3	9,2

**Tabela 3. cd.** Charakterystyka statystyczna wydzielonych typów gmin opisujących poziom metali ciężkich w glebach  
**Table 3. cont.** Statistical characteristics of individual types of communes describing level of heavy metals in soils

Gmina	Średnia zawartość kadmu [mg/kg]	Średnia zawartość miedzi [mg/kg]	Średnia zawartość niklu [mg/kg]	Średnia zawartość ołowiu [mg/kg]	Średnia zawartość cynku [mg/kg]	Wskaźnik syntetyczny $W_s$
	$X_2$	$X_3$	$X_4$	$X_5$	$X_6$	$W_s$
Typ IV - o wysokim poziomie metali ciężkich w glebach ( $W_s > 0,200$ pkt)						
Wartość średnia	1,49	21,90	29,40	87,86	168,82	0,27
Odchylenie standardowe	1,231	7,990	10,817	122,444	165,314	0,091
Współczynnik zmienności [%]	82,9	36,5	36,8	139,4	97,9	34,1
Charakterystyka statystyczna zbiorowości ogółem						
Wartość średnia	0,87	15,95	19,66	43,41	101,93	0,153
Odchylenie standardowe	0,77	5,91	9,08	64,47	89,95	0,086
Współczynnik zmienności [%]	88,7	37,1	46,2	148,5	88,3	56,4

Przestrzenne zróżnicowanie syntetycznego wskaźnika poziomu metali ciężkich w glebach zaprezentowano na rys. 1. Można zauważyć, że badany region charakteryzuje się dużą przestrzenną zmiennością zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi. Gminy o bardzo niskim poziomie zanieczyszczenia gleb tymi związkami (typ I grupujący 43 jednostki terytorialne), to obszary położone w północno-wschodniej części badanego województwa. Grupują one większość gmin należących do powiatów miechowskiego, proszowickiego, brzeskiego, bocheńskiego i tarnowskiego.

Obszary o niskim poziomie metali ciężkich (typ II obejmujący 56 jednostek terytorialnych) to kilka rozproszonych gmin położonych w środkowej i północno-wschodniej części badanego województwa oraz równoleżnikowy pas gmin rozpościerający się w jego południowej (górskiej) części.

Tereny o przeciętnym (typ III grupujący 32 gminy) oraz wysokim (typ IV obejmujący 40 jednostek terytorialnych) poziomie metali ciężkich w glebach to przede wszystkim obszary położone na zachód od Krakowa, obejmujące uprzemysłowione powiaty tego województwa, a mianowicie: olkuski, chrzanowski, wadowicki i oświęcimski, oraz równoleżnikowy pas gmin obejmujący powiaty suski, limanowski, nowosądecki i gorlicki.

Przestrzenne zróżnicowanie zawartości siarki w glebach województwa małopolskiego zaprezentowano na rys. 2. Wartości zmiennej  $x_7$  (średnia zawartość siarki w glebach) podzielono na cztery przedziały klasowe, wydzielając następujące typy gmin:

Typ I  $0,00 < x_7 \leq 1,80$  mg/kg – o niskim poziomie siarki w glebach,

Typ II  $1,80 < x_7 \leq 2,40$  mg/kg – o przeciętnym poziomie siarki w glebach,

Typ III  $2,40 < x_7 \leq 3,00$  mg/kg – o wysokim poziomie siarki w glebach,

Typ IV  $x_7 > 3,00$  mg/kg – o bardzo wysokim poziomie siarki w glebach.

Z analizy przestrzennej zmienności związków siarki w glebach regionu małopolskiego wynika, że niski i przeciętny jej poziom występuje przede wszystkim w południowo-wschodniej i częściowo środkowej strefie tego województwa.

W wyniku zastosowania metodyki określania struktury funkcjonalno-przestrzennej terenów wiejskich, przedstawionej w poprzednim rozdziale niniejszego opracowania, wydzielono trzy typy gmin o dominującej funkcji rolniczej (grupującej 25 jednostek terytorialnych), turystycznej (łączącej 14 jednostek) oraz przemysłowej (27 jednostek terytorialnych). Rysunek 3 przedstawia przestrzenne zróżnicowanie typów funkcjonalnych gmin województwa małopolskiego.

Charakterystykę statystyczną zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi i siarką na tle dominującej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej w badanym regionie przedstawiono w tabeli 4. Zestawienie to zawiera wartości ekstremalne, wartości średnie, odchylenia standardowe i współczynniki zmienności obliczone dla zmiennych charakteryzujących stopień degradacji gleb oraz cech

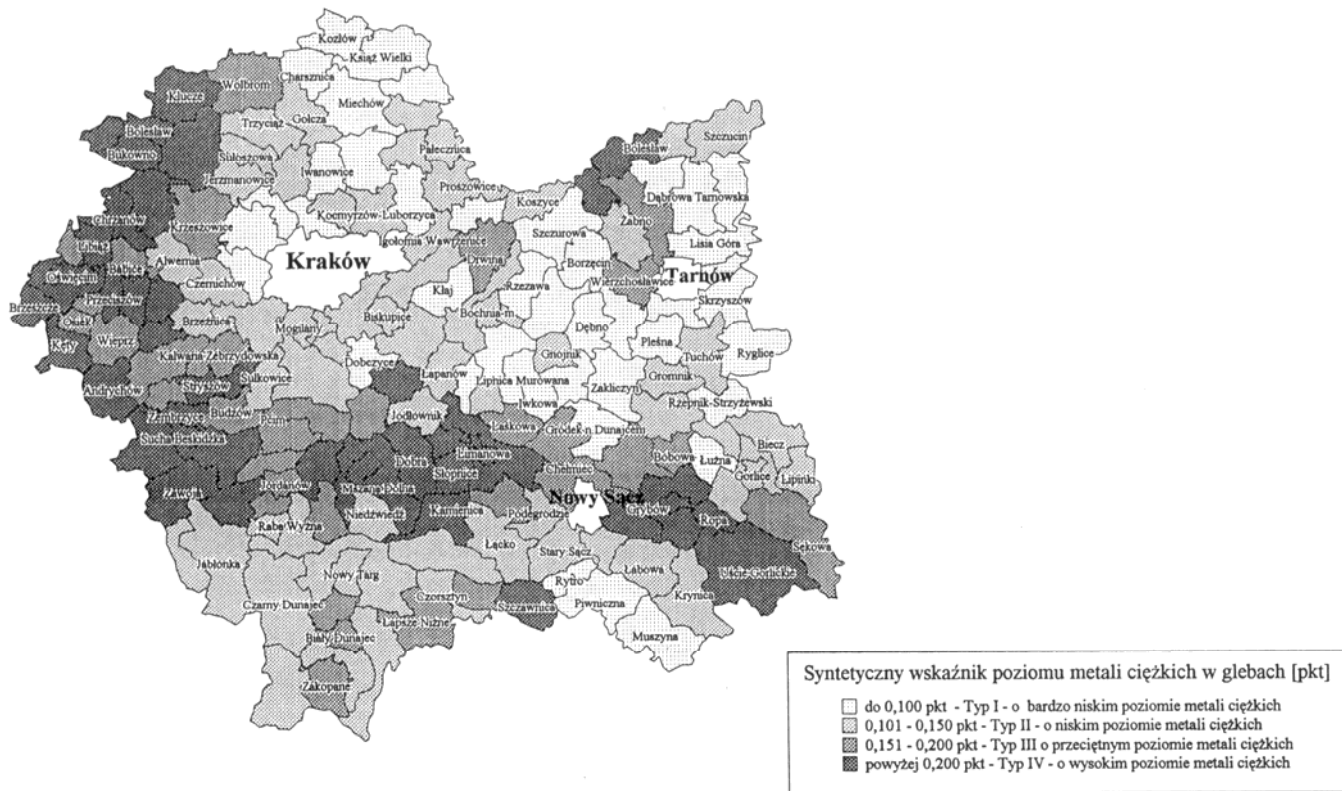
pozostałych opisujących jakość rolniczej przestrzeni produkcyjnej, zaludnienie badanego obszaru oraz nakłady ponoszone przez samorządy terytorialne na rzecz ochrony środowiska. Parametry te obliczone są dla wydzielonych wcześniej trzech typów gmin o dominującej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej.

Z analizy rys. 3 i tabeli 4 wynika, że obszary o dominującej funkcji rolniczej (grupujące 25 gmin) położone są głównie w północnej części badanego regionu, a także znajdują się w rozproszeniu w środkowej części województwa. Obszary te charakteryzują się bardzo wysoką jakością rolniczej przestrzeni produkcyjnej, odznaczają się stosunkowo niską zawartością metali ciężkich w glebach. Jedynie poziom kadmu oraz związków siarki w glebach wykazuje niewielkie przekroczenia w stosunku do wartości średniej tych parametrów wyliczonych dla całej zbiorowości. Ponadto w tej grupie funkcjonalnej gmin nakłady na rzecz ochrony środowiska są relatywnie najmniejsze.

Obszary o dominującej funkcji turystycznej grupujące 14 gmin rozciągają się w formie równoleżnikowego pasa w południowej (górskiej) części regionu krakowskiego. Odznaczają się także stosunkowo niskim poziomem zawartości metali ciężkich i siarki w glebach. Jakość rolniczej przestrzeni produkcyjnej tego podregionu jest zdecydowanie gorsza w porównaniu z poprzednim podregionem. Są to bowiem obszary górskie, których warunki przyrodnicze sprzyjają rekreacji i wypoczynkowi. Cechą charakterystyczną tego podregionu są relatywnie bardzo wysokie nakłady na inwestycje z dziedziny ochrony środowiska.

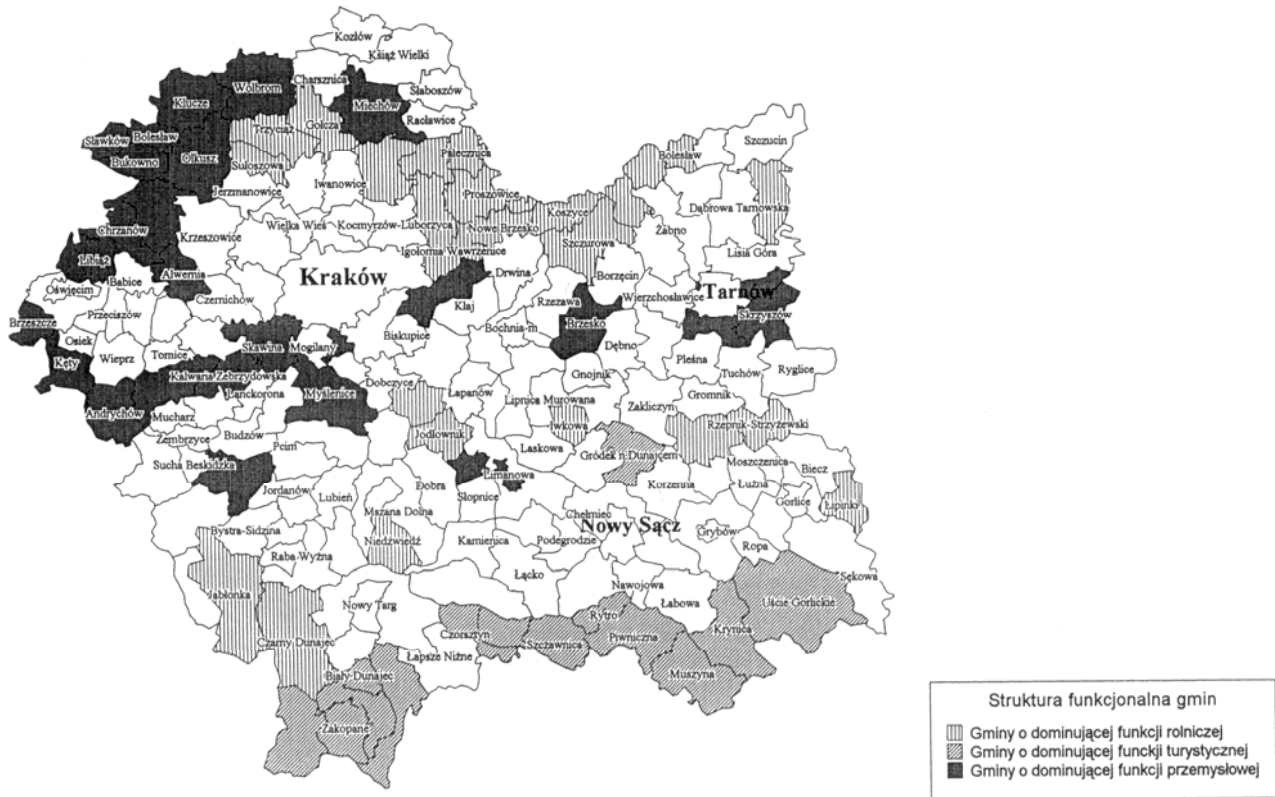
Największe zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi i siarką (relatywnie w stosunku do analizowanych wcześniej podregionów) występuje na obszarach o dominującej funkcji przemysłowej. Podregion ten grupuje 27 gmin położonych głównie w zachodniej uprzemysłowionej części badanego regionu. Porównując średnie wartości zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi w tym podregionie z normami jakości chemicznej gleb opracowanymi przez Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach wynika, że poziom kadmu w glebach przekroczony jest w istotny sposób. Poziom zanieczyszczenia gleb tym związkiem odpowiada III stopniowi jakości chemicznej gleb [Raport...1998]. Dla tego stopnia zanieczyszczenia dopuszczalna jest uprawa roślin zbożowych, okopowych i pastewnych, pod warunkiem okresowej kontroli poziomu metali w konsumpcyjnych częściach roślin, oraz zalecane są uprawy roślin przemysłowych i traw nasiennych. Poziom pozostałych metali ciężkich w glebach nie stwarza przeszkód dla prowadzenia upraw ogrodniczych i rolniczych. Wysoki jest natomiast poziom siarki, który ponad pięciokrotnie przewyższa przeciętny jego stan dla całej zbiorowości.

Podregion ten, podobnie jak poprzedni, charakteryzuje się także stosunkowo wysokimi nakładami inwestycyjnymi na ochronę środowiska. Jest to zjawisko bardzo pozytywne, gdyż świadczy o właściwym lokowaniu środków finansowych na działalność proekologiczną.

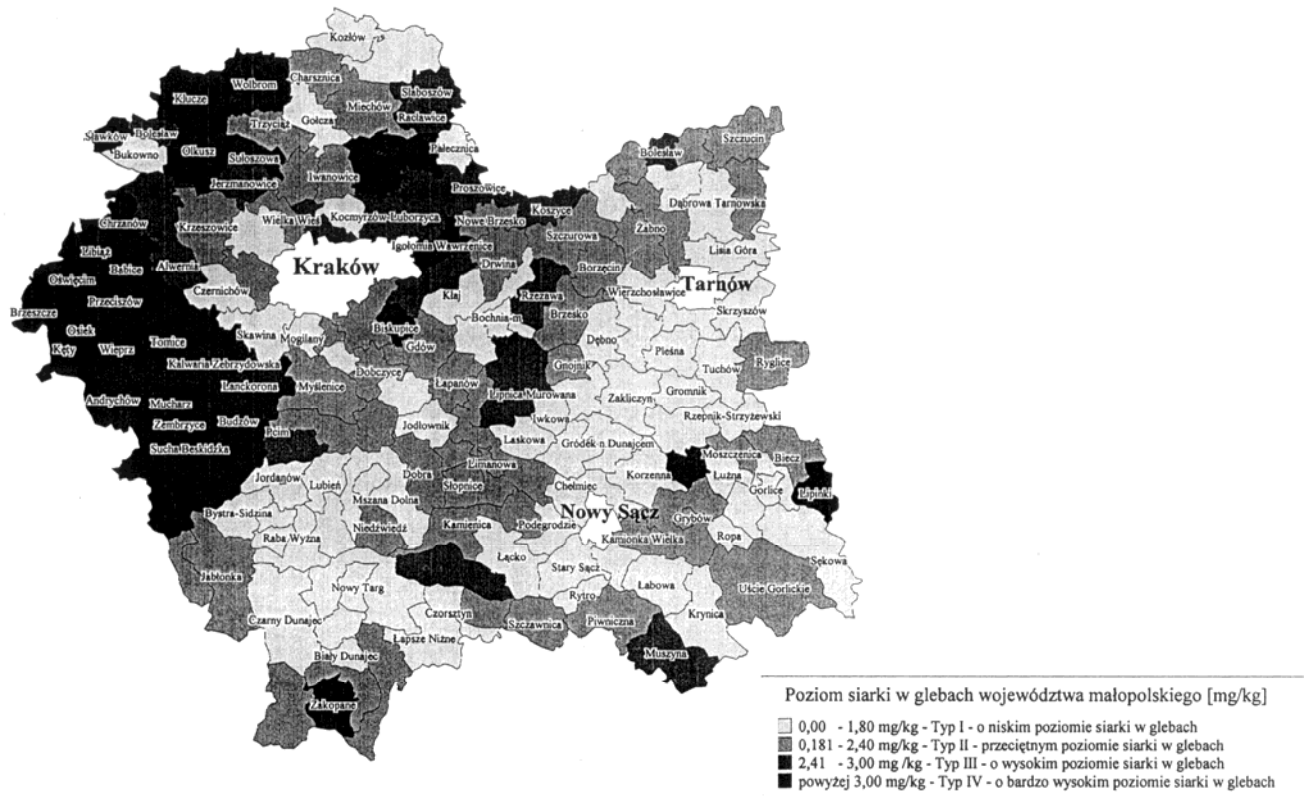


Rys. 1. Przestrzenne zróżnicowanie syntetycznego wskaźnika poziomu metali ciężkich w glebach województwa małopolskiego  
 Fig. 1. Spatial differentiation of synthetic coefficient of heavy metals level in soils in the Małopolska province





**Rys. 2.** Przestrzenne zróżnicowanie poziomu siarki w glebach województwa małopolskiego  
**Fig. 2.** Spatial differentiation of sulphur level in soils in the Małopolska province



Rys. 3. Gminy o dominującej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej w województwie małopolskim  
 Fig. 3. Communes with prevailing agricultural, touristic and industrial function in the Małopolska province

**Tabela 4.** Charakterystyka statystyczna gmin według dominującej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej w województwie małopolskim

**Table 4.** Statistical characteristics of communes according to prevailing agricultural, touristic and industrial function in the Małopolska province

Wyszczególnienie	Ogólny wskaźnik jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej [pkt]	Średnia zawartość kadmu [mg/kg]	Średnia zawartość miedzi [mg/kg]	Średnia zawartość niklu [mg/kg]	Średnia zawartość ołowiu [mg/kg]	Średnia zawartość cynku [mg/kg]	Średnia zawartość siarki [mg/kg]	Gęstość zaludnienia [ludność ogółem na 1 km <sup>2</sup> ]	Nakłady inwestycyjne na ochronę środowiska w tys zł na 1000 mieszkańców
	X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>	X <sub>3</sub>	X <sub>4</sub>	X <sub>5</sub>	X <sub>6</sub>	X <sub>7</sub>	X <sub>8</sub>	X <sub>9</sub>
Gminy o dominującej funkcji rolniczej									
wartość minimalna	38,8	0,31	5,54	4,99	14,79	35,04	1,47	59,0	0,00
wartość maksymalna	102,8	3,38	26,97	43,53	54,53	120,50	8,04	171,0	371,83
wartość przeciętna	80,1	0,71	15,25	18,42	27,23	80,85	2,44	96,2	74,13
odchylenie standardowe	20,65	0,62	5,24	9,71	8,69	17,33	1,32	23,42	106,35
współczynnik zmienności [%]	25,8	86,5	34,3	52,7	31,9	21,4	54,0	24,3	143,5
Gminy o dominującej funkcji turystycznej									
wartość minimalna	31,0	0,40	10,20	12,23	16,46	57,51	1,36	22,0	0,00
wartość maksymalna	62,9	0,73	26,14	42,18	33,40	128,40	3,50	350,0	790,50
wartość przeciętna	39,2	0,55	16,0	20,48	25,66	86,67	1,95	113,8	232,57
odchylenie standardowe	8,48	0,11	4,33	8,25	5,43	20,88	0,56	76,93	261,94
współczynnik zmienności [%]	21,6	19,5	27,0	40,3	21,1	24,1	28,7	67,6	112,6

**Tabela 4.cd.** Charakterystyka statystyczna gmin według dominującej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej w województwie małopolskim

**Table 4.cont.** Statistical characteristics of communes according to prevailing agricultural, touristic and industrial function in the Małopolska province

Wyszczególnienie	Ogólny wskaźnik jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej [pkt]	Średnia zawartość kadmu [mg/kg]	Średnia zawartość miedzi [mg/kg]	Średnia zawartość niklu [mg/kg]	Średnia zawartość ołowiu [mg/kg]	Średnia zawartość cynku [mg/kg]	Średnia zawartość siarki [mg/kg]	Gęstość zaludnienia [ludność ogółem na 1 km <sup>2</sup> ]	Nakłady inwestycyjne na ochronę środowiska w tys zł na 1000 mieszkańców
	X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>	X <sub>3</sub>	X <sub>4</sub>	X <sub>5</sub>	X <sub>6</sub>	X <sub>7</sub>	X <sub>8</sub>	X <sub>9</sub>
Gminy o dominującej funkcji przemysłowej									
wartość minimalna	8,5	0,11	4,33	4,99	5,43	17,33	0,56	22,0	0,00
wartość maksymalna	102,8	86,48	34,35	52,74	54,53	128,40	54,01	350,00	790,50
wartość przeciętna	39,7	12,42	17,20	25,55	23,70	56,34	11,15	96,89	202,20
odchylenie standardowe	27,30	26,04	10,76	16,94	13,30	40,19	17,60	86,98	205,47
współczynnik zmienności [%]	68,7	209,7	62,5	66,3	56,1	71,3	157,9	89,8	101,6
Zbiorowość ogółem:									
wartość minimalna	31,0	0,40	10,20	12,23	16,46	57,51	1,33	22,0	0,00
wartość maksymalna	75,1	1,61	31,46	53,96	50,83	150,30	4,81	350,0	790,50
wartość przeciętna	43,61	0,67	16,85	22,73	29,02	89,59	2,11	116,78	197,87
odchylenie standardowe	12,69	0,32	5,16	10,49	8,96	23,70	0,82	74,59	224,06
współczynnik zmienności [%]	29,1	47,6	30,6	46,2	30,9	26,5	38,7	63,9	113,2

## 4. Dyskusja

Wzbogacenie gleb w metale ciężkie następuje z reguły w otoczeniu hut metali nieżelaznych. Także poważnym emitorem niektórych metali ciężkich jest hutnictwo żelaza, przemysł koksowniczy, transport samochodowy oraz energetyka oparta na spalaniu węgla brunatnego i kamiennego. Wzbogacenie gleb w metale ciężkie może być również spowodowane wietrzeniem odpadów, a następnie ich wymywaniem ze składowisk odpadów przemysłowych, komunalnych, osadów ściekowych i innych [Strzyszc 1982].

Kadm charakteryzuje się dużą mobilnością w środowisku, jest stosunkowo łatwo pobierany przez rośliny i w ten sposób wchodzi do łańcucha pokarmowego. Nagromadzenie kadmu w glebach może być związane z charakterem podłoża geologicznego, stosowaniem osadów ściekowych, różnego rodzaju odpadów oraz dużych dawek nawozów fosforowych. Średnia zawartość kadmu w glebach Polski wynosi 0,22 mg/kg [Terelak, Stuczyński 1997].

Miedź występuje w glebach w różnych formach, tworząc z reguły mało mobilne połączenia w postaci wytrąceń węglanowych i siarczanowych. Wzrost zakwaszenia gleby zwiększa dostępność miedzi dla roślin. Odczyn obojętny lub alkaliczny oraz intensywne nawożenie fosforowe obniżają mobilność miedzi w glebie. Średnia zawartość miedzi w glebach Polski wynosi 6,6 mg/kg.

O rozmieszczeniu i zachowaniu się niklu w środowisku decydują w znacznej mierze żelazo i kobalt z którymi składnik ten związany jest geochemicznie. Występująca w niektórych rejonach Polski zwiększona zawartość niklu w glebach związana jest z emisjami przemysłowymi i stosowaniem niklu w procesach hutniczych oraz galwanizacji. Średnia zawartość niklu w glebach Polski wynosi 6,4 mg/kg.

Zawartość ołowiu w glebach ma bezpośredni związek z ich składem mineralogicznym oraz pochodzeniem skał macierzystych. W warunkach silnego zanieczyszczenia ołów łatwo przechodzi do łańcucha pokarmowego. Średnia zawartość ołowiu w glebach użytków rolnych Polski wynosi 13,8 mg/kg. Większe obszary gleb o wysokiej zawartości ołowiu występują w województwie śląskim. Istotną rolę odgrywa tu czynnik antropogeniczny związany z działalnością hutniczą i wydobywczą oraz transport.

Cynk jest pierwiastkiem niezbędnym w procesach metabolicznych organizmów żywych. Migracji cynku w środowisku sprzyja kwaśny odczyn gleby. Większe nagromadzenie cynku w glebach województw południowej części kraju wiąże się z rodzajem występujących tam skał macierzystych oraz emisją cynku do środowiska przez przemysł metali nieżelaznych. Średnie stężenie cynku w glebach Polski wynosi 32,7 mg/kg.

Zakwaszenie gleb w Polsce spowodowane jest przede wszystkim emisją  $\text{SO}_2$  przez elektrownie, przemysł hutniczy i chemiczny. Intensywna rozbudowa energetyki opartej na węglu kamiennym i brunatnym niewątpliwie spotęgowała ten proces. Kwasowość jest ważnym wskaźnikiem degradacji gleb uprawnych oraz sprzyja migracji składników gleby do wód podziemnych i powierzchniowych. Gleby kwaśne i bardzo kwaśne ( $\text{pH}_{\text{KCL}} < 4,5 - 5,5$ ) stanowią około 45% gruntów ornych w Polsce. W warunkach naszego kraju roczna dawka siarki w opadach atmosferycznych kształtuje się na poziomie od 9,8 – 73,8 S/ha/rok [Strzyszc 1982, Raport..1998].

Jak wynika z badań Terelaka i Stuczyńskiego [1997] przeprowadzonych w Instytucie Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach ponad 80% użytków rolnych Polski charakteryzuje się naturalną zawartością metali ciężkich ( $0^\circ$ ). Około 17% gleb wykazuje podwyższoną zawartość ( $1^\circ$ ), natomiast gleby słabo zanieczyszczone ( $II^\circ$ ) na których istnieje już obawa chemicznego skażenia roślin, zajmują 2,1% powierzchni kraju. Gleby średnio zanieczyszczone metalami ciężkimi ( $III^\circ$ ) stanowią, według wyżej wymienionych Autorów, niewielkie zagrożenie dla płodów rolnych, zajmując nie więcej niż 0,2% powierzchni użytkowanej rolniczo. Na glebach tych dozwolona jest uprawa roślin zbożowych, okopowych i pastewnych, przy okresowej kontroli zawartości metali ciężkich w konsumpcyjnych częściach roślin i materiale przeznaczonym na paszę. Udział gleb silnie ( $IV^\circ$ ) i bardzo silnie ( $V^\circ$ ) zanieczyszczonych metalami ciężkimi w powierzchni użytków rolnych kraju nie przekracza 0,3%. Gleby te powinny być wyłączone z produkcji rolnej.

W świetle przedstawionych wyżej rozważań dotyczących problematyki skażenia gleb metalami ciężkimi i siarką w Polsce, badania przeprowadzone dla województwa małopolskiego wykazały, że na terenach o szczególnie wysokich walorach środowiska przyrodniczego dla rolnictwa (wysokim wskaźniku jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej), występuje niski poziom metali ciężkich w glebach. Jest to zjawisko pozytywne, bowiem świadczy ono o braku lub niskiej degradacji tymi związkami chemicznymi najlepszych kompleksów glebowych. Należy zatem sądzić, że wyprodukowana tu żywność w żadnym stopniu nie zagraża zdrowiu konsumentów.

Niski poziom metali ciężkich występuje także w południowej (górskiej części) badanego województwa. Jedyne w uprzemysłowionych gminach położonych na zachód od Krakowa oraz gminach położonych w powiatach: suskim, limanowskim, nowosądeckim i gorlickim, występuje przeciętny i wysoki poziom metali ciężkich. Taki stan rzeczy wynika z przemysłowego charakteru gmin podkrakowskich oraz importu na ten obszar zanieczyszczeń powietrza pochodzącego z Górnego Śląska.

Analiza zanieczyszczenia gleb badanego województwa związkami siarki wskazuje, że większość terenów podgórskich i górskich nie wykazuje istot-

nego zanieczyszczenia siarką. Wysoki i bardzo wysoki jej poziom występuje w zachodniej części badanego regionu, a także na północ od Krakowa. Stan ten w znacznej mierze wynika z emisji pyłowych zanieczyszczeń powietrza pochodzących z lokalnego przemysłu oraz Huty im. Sendzimira.

Z kolei analiza przestrzennego zróżnicowania zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi i siarką w nawiązaniu do dominującej funkcji rolniczej, turystycznej i przemysłowej gmin, wykazuje niski poziom degradacji gleb metalami ciężkimi i siarką, na obszarach o dominującej funkcji rolniczej i turystycznej. Ponadto na obszarach o dominującej funkcji rolniczej nakłady na rzecz ochrony środowiska są relatywnie najmniejsze. Natomiast na terenach o dominującej funkcji turystycznej nakłady na inwestycje z dziedziny ochrony środowiska są bardzo wysokie. Jest to zjawisko pozytywne, gdyż tereny te z racji pełnionej funkcji stwarzać muszą godziwe warunki bytowania ludności miejscowej oraz wypoczynku i rekreacji ludności wypoczywającej.

Największe zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi i siarką występuje na obszarach o dominującej funkcji przemysłowej. Podregion ten grupuje 27 gmin położonych głównie w zachodniej uprzemysłowionej części badanego regionu. Na taki stan rzeczy największy wpływ ma bez wątpienia przemysłowy charakter gmin tego regionu, a także, jak wspomniano wcześniej, import zanieczyszczeń powietrza pochodzący z Górnego Śląska.

Pragnę zaznaczyć, że przeprowadzone badania mają przede wszystkim charakter syntetyczny i porządkujący, i umożliwiają ocenę przestrzennego zróżnicowania badanych zjawisk. Autor zdaje sobie sprawę, iż wykonane badania dotyczą jedynie przestrzennego aspektu analizowanej problematyki i nie obejmują szczegółowej analizy mechanizmów działania poszczególnych metali ciężkich w glebach ich synergicznego oddziaływania oraz wpływu na edafon gleby.

Wpływ rolnictwa i transportu na skażenie gleb wiąże się przede wszystkim ze stosowaniem chemicznych środków ochrony roślin, oddziaływaniem na gleby olejów i smarów pochodzących z ciągników i maszyn rolniczych, niekorzystnym wpływem odpadów pochodzących z przemysłu rolno-spożywczego. Ponadto degradacja ołowiem terenów użytkowanych rolniczo jest szczególnie silna wzdłuż ciągów komunikacyjnych o dużym natężeniu ruchu.

Stosunkowo niewielkie skażenie gleb województwa małopolskiego metalami ciężkimi i siarką ma swoje odzwierciedlenie w nakładach ponoszonych na rekultywację gleb tego regionu. W 2001 r. bowiem średnie nakłady na rekultywację przypadające na jednostkę samorządową wyniosły 0,01 tys zł/1000 mieszkańców, przy analogicznych nakładach inwestycyjnych ponoszonych na ochronę środowiska na poziomie 120,2 tys zł/1000 mieszkańców. Jak wynika z informacji uzyskanych w Urzędzie Marszałkowskim w Krakowie, ten niski wskaźnik nakładów na rekultywację wynika z faktu, iż w warunkach du-

zego areалу gruntów odlegujących, jednostki samorządowe województwa małopolskiego nie wykazują dużego zainteresowania rekultywacją gruntów, a uzyskane środki finansowe przeznaczają na inne cele rozwojowe.

## **5. Podsumowanie, wnioski**

Przeprowadzone badania pozwoliły stwierdzić, że województwo małopolskie charakteryzuje się dużą zmiennością zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi. Obszary o dominującej funkcji rolniczej, położone w północno-wschodniej części badanego regionu odznaczają się niskim poziomem zanieczyszczenia gleb tymi związkami chemicznymi. Pozytywnym zjawiskiem jest prawidłowość, iż na terenach o szczególnych walorach przyrodniczych dla rolnictwa, występuje niski poziom metali ciężkich w glebach. Niski ich poziom występuje także na terenach o szczególnych walorach przyrodniczych dla rozwoju turystyki i rekreacji.

Jedynie tereny o funkcji przemysłowej charakteryzują się zwiększonym poziomem metali ciężkich, a szczególnie kadmu. Na tych terenach niezbędna jest okresowa kontrola poziomu kadmu w konsumpcyjnych częściach roślin zbożowych, okopowych i pastewnych. Zanieczyszczenie gleb związkami siarki wykazuje stosunkowo wysoki poziom w gminach położonych w zachodniej i południowo-środkowej części badanego regionu.

Z przeprowadzonych badań wynika także, iż tereny o dominującej funkcji turystycznej i przemysłowej charakteryzują się relatywnie wysokimi nakładami inwestycyjnymi na rzecz ochrony środowiska. Jest to zjawisko bardzo pozytywne, bowiem z jednej strony wpływa na ochronę środowiska przyrodniczego na terenach cennych turystycznie, z drugiej zaś, świadczy o właściwym lokowaniu środków finansowych w tych regionach gdzie potrzeby ochrony środowiska są największe.

Zaprezentowane w niniejszym artykule wyniki badań mają także aspekt praktyczny, bowiem nie tylko przedstawiają zróżnicowanie strukturalne i przestrzenne zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi i siarką, ale także stanowią mogą podstawę do racjonalnego programowania przez samorządowe czynniki decyzyjne działalności inwestycyjnej z zakresu ochrony środowiska, zmierzając w ten sposób do likwidacji występujących dysproporcji strukturalnych i przestrzennych w tym zakresie. Ponadto badania te mogą być przydatne praktyce planistycznej przy opracowywaniu planu zagospodarowania przestrzennego województwa małopolskiego.



## Literatura

1. **Dietl J.:** Założenia metodologiczne badań organizacji przestrzennej obszarów wiejskich w pracach FAO, Biuletyn KPZK PAN, 101, s. 125÷143, 1979.
2. **Jackowski A.:** Typologia funkcjonalna jednostek administracyjnych województwa nowosądeckiego, Zeszyty Naukowe Akademii Wychowania Fizycznego w Krakowie, 20, s. 20÷29, 1979.
3. **Kostrowicki J.:** Obszary wiejskie jako przestrzeń wielofunkcyjna. Zagadnienia badawcze i planistyczne, Przegląd Geograficzny, 48, 4, s. 601÷611, 1976.
4. **Mrozowicki E.:** Zastosowanie zespołu metod typologii przestrzennej do wydzielenia typów podstawowych jednostek terytorialnych, Zeszyty Naukowe AR we Wrocławiu, Geodezja i Urządzenia Rolne 123, s. 117÷131, 1980.
5. Raport o stanie środowiska w województwie małopolskim w 1999, WIOŚ w Krakowie, praca zbiorowa pod redakcją Konrada Pawła Turzyńskiego i Jerzego Wertza, Biblioteka Monitoringu Środowiska w Krakowie.
6. Raport Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska, 1998. „Stan Środowiska w Polsce”, praca pod kierunkiem Z. Kamińskiego, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
7. Rocznik Statystyczny Województwa Małopolskiego, 2000, Urząd Statystyczny w Krakowie.
8. **Stola W.:** Klasyfikacja funkcjonalna obszarów wiejskich w Polsce. Próba metodyczna, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania, PAN, Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk-Łódź, Zakład Narodowy Im. Ossolińskich Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk, s. 1÷128, 1987.
9. **Strzyszczyński Z.:** Oddziaływanie przemysłu na środowisko glebowe i możliwości jego rekultywacji, Zakład Narodowy Ossolińskich, Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk, Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk-Łódź. 1982.
10. **Terelak H., Stuczyński T.:** Polskie gleby, Ekoprofit, s. 5÷9, 1997.
11. **Urban M.:** Ekonomika i organizacja gospodarstw rolnych. PWN, Warszawa. 1984.

## Heavy Metals And Sulphur Contamination Of Soils Against The Functional And Spatial Structure Of Communes Located In The Małopolska Province

### Abstract

The main objective of this paper is to analyse and assess the spatial differentiation of heavy metals contamination of soils in the Małopolska province against the prevailing function of communes. The quality of field crops produced depends on the ecological state of soils. Attractivity of the terrain for the

tourists depends on the appropriate resting conditions and the quality of local food produced and offered for sale.

The research carried out allows to state that the Małopolska province is characterized by a high diversity and changeability of heavy metal contamination of soils. Terrains fulfilling a prevailing agricultural role in this region are located in the NE of the province, and the level of their heavy metal contamination is low. It is a very positive phenomenon that terrains showing very good and encouraging natural parameters from the point of view of agriculture show a low level of heavy metals pollution. In the referred province, this phenomenon has become a rule. A low content of such detrimental chemical compounds is found in the districts with particularly interesting attributes which help the touristic and recreation development.

In addition, terrains fulfilling industrial functions are characterised by an increased level of heavy metals in soils. Especially content of cadmium is high. This is the main reason why the agriculture of crop and root plants, as well as of fodder crops is conditioned by a periodic control of cadmium's content in the edible parts of all those plants.

The contamination of soils with sulphur compounds is also spatially highly differentiated. This type of contaminants is relatively high in soils of communes in the southern-central part of the investigated region. It is clear that this state results from emissions of dust from the T. Sendzimir Ironworks. Also local industries in the western part of the province as well as pollution imported from the Upper Silesian region add to this bad situation.

The results of the research show that terrains with a prevailing tourist and industrial function are also characterised by high investment outlays on the environmental protection. This phenomenon is very positive. On the one side, the natural environment of valuable tourist areas is protected, and on the other side, it is a proof that financial means are correctly invested in regions having serious needs in the domain of environmental protection.

The research results presented in this paper show a practical aspect, too. They do not exclusively depict the structural and spatial differentiation of heavy metal and sulphur contamination of soils. This results may be also a basis for the local governmental to plan realistically and wisely investment policies and actions in the domain of environmental protection. This way, the communes could approach the elimination of present structural and spatial discrepancies and proportions in this specific range.

# Ekosystemy wód przybrzeżnych Wolińskiego Parku Narodowego - jako odbiorniki wód odpadowych

*Gorzysław Poleszczuk, Józef Domagała, Ilona Markiewicz  
Uniwersytet Szczeciński*

*Stanisław Sitek  
Morski Instytut Rybacki Oddział w Gdyni,  
Stacja Badawcza w Świnoujściu*

## 1. Wstęp

W 1996 roku, w wyniku włączenia akwenów morskich Zatoki Pomorskiej oraz tzw. akwenów morskich wewnętrznych Zalewu Szczecińskiego, Woliński Park Narodowy (WPN) uzyskał status pierwszego w Polsce morskiego parku narodowego (Rozporządzenie, 1996). Polska jako pierwsza wykonała zalecenia Konwencji Helsińskiej w sprawie tworzenia Bałtyckiego Systemu Morskich i Brzegowych Obszarów Chronionych (BSPA – Baltic Sea Protected Areas) (Lewicki 1994, 2000, Jakuczun 1996).

Przed rokiem 1996 Woliński Park Narodowy o powierzchni 4844 ha – był parkiem narodowym o charakterze przede wszystkim lądowym, w którym powierzchnie leśne zajmowały około 4500 ha (Rozporządzenie, 1960). Oprócz ekosystemów leśnych w granicach WPN znajdowały się także bardzo interesujące, aczkolwiek obszarowo niewielkie ekosystemy wodne (rys. 1):

1. Czterech jezior: Warnowskiego, Rabiąż, Domysłowskiego i Czajczego z grupy jezior Pojezierza Warnowsko-Kołczewskiego, połączonych Strugą Pojezierną (Lewińską), którą wody jeziorne spływają poprzez jeziora Żółwińskie i Kołczewskie oraz Koprowo do Zalewu Kamieńskiego w cieśninie Dziwny.
2. Jeziora Gardno (Grodno) k. Międzyzdrojów – bezodpływowego i bezdopływowego o niewyjaśnionej genezie.

3. Jezior pochodzenia antropogenicznego: Turkusowego i Starej Kredowni, powstałych w wyrobiskach kredowych.

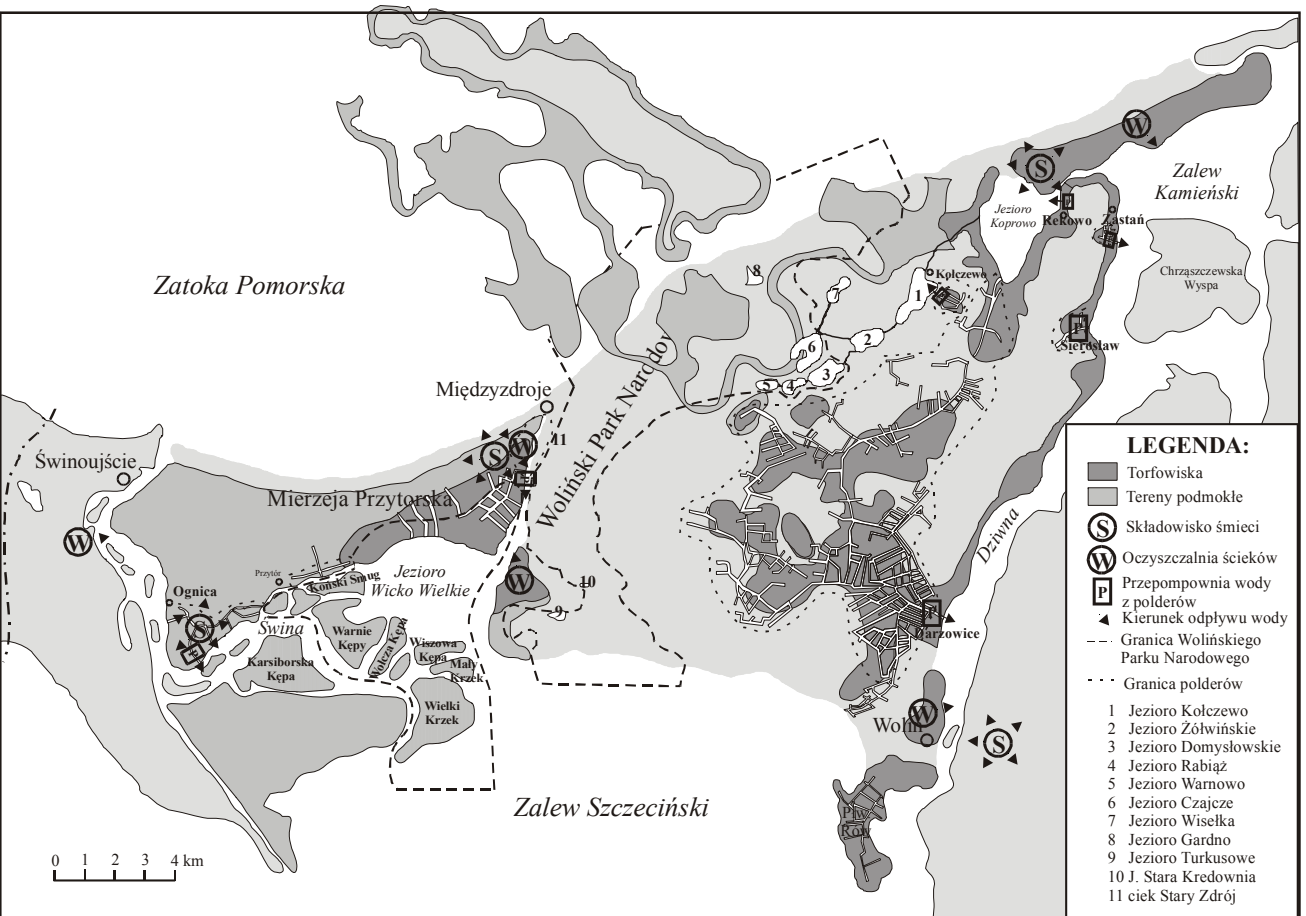
Na mocy rozporządzenia Rady Ministrów z 1996 roku (Rozporządzenie, 1996) powierzchnia Wolińskiego Parku Narodowego wzrosła do 10937 ha, po włączeniu do WPN przybrzeżnych wód morskich, przybrzeżnych wód Zalewu Szczecińskiego oraz rozlewisk delty Świny wraz z jeziorami Wicko Wielkie i Wicko Małe. Do WPN włączone zostały ekosystemy (rys. 1):

4. Otwartych wód przybrzeżnych Zatoki Pomorskiej w pasie o szerokości 1 mili morskiej (nautical mile - 1N. mile = 1852 metry).
5. Otwartych wód Zalewu Szczecińskiego w pasie o szerokości około 400 metrów na odcinku od Lubina do Karnocic.
6. Części wód Zalewu Szczecińskiego oblewających od południa wyspy delty wstecznej Świny oraz jeziora Wicko Wielkie i Wicko Małe (połowa powierzchni jeziora Wicko Małe na zachód od toru wodnego ze Szczecina do Zalesia k. Międzyzdrojów; druga połowa należy do miasta Międzyzdroje) oraz obszar kanałów we wschodniej części delty Świny i cieśnina Starej Świny.
7. Wód ekosystemu (cieki, rowy i kanały) Starego Zdroju k. Międzyzdrojów i rowów odwadniających Półwysp Przytórski, odprowadzających wody do jezior Wicko Wielkie i Wicko Małe.

Łącznie objęto ochroną prawną w formie parku narodowego 2719 ha morza otwartego oraz około 2000 ha tzw. wód morskich wewnętrznych Zalewu Szczecińskiego.

Strefę ochronną (otulinę) Wolińskiego Parku Narodowego po poszerzeniu jego granic stanowi część lasów Nadleśnictwa Międzyzdroje oraz wąski pas wód w delcie Świny (Rozporządzenie, 1996).

O ile ekosystemy wodne należące przed 1996 rokiem do WPN były wcześniej zarówno badane, jak i otoczone ochroną (np. Jakuczun 1994, Jakuczun i Nowacki 1994 a, b, Nowacki 1994, 2000 a, b, Poleszczuk 1994 a, b, c, 1996 a, Rydzyński i in. 1996, Nowacki i in. 1999, Jakuczun i in. 2000), to włączone w 1996 roku ekosystemy wodne, przyrodniczo dobrze zbadane, mimo wielu bardzo istotnych przedsięwzięć ochronnych wykonanych w latach dziewięćdziesiątych (Poleszczuk 1995, Rydzyński i in. 1996, Nowacki i in. 1999, Jakuczun i in. 2000, Lewicki 2000, Nowacki 2000 a, b), nadal poddane są silnej lokalnej antropopresji, która powinna być nieustannie ograniczana.



Rys. 1. Woliński Park Narodowy na wyspie Wolin  
 Fig. 1. Wolin National Park on Wolin island

Celem niniejszej pracy jest wskazanie na potrzebę ochrony wód powierzchniowych w ekosystemach wód otwartych przyłączonych do WPN po 1996 roku przed zanieczyszczeniami wnoszonymi z wodami odpadowymi. Wody te pochodzą z oczyszczalni ścieków oraz są wodami drenarskimi z obszarów polderowych wyspy Wolin, a także odciekami z wysypisk śmieci na wyspie.

## **2. Problemy ochrony ekosystemów wodnych wód otwartych wyspy Wolin w bliższym i dalszym sąsiedztwie Wolińskiego Parku Narodowego**

Położenie wyspy Wolin na drodze spływu wód w dół estuarium Odry, na styku dużych akwenów wodnych Zalewu Szczecińskiego i Zatoki Pomorskiej, które przyjmują kolejno cały ładunek zanieczyszczeń wynoszonych z dorzecza Odry, sprawia, że wyspa Wolin i Woliński Park Narodowy pełnią – niestety – rolę swoistego buforu, który musi niwelować i łagodzić zewnętrzne oddziaływania na środowisko przyrodnicze estuarium odrzańskiego (np. Lampe 1999). Szczególnie, dotyczy to kwestii zanieczyszczeń. Uważamy, że równie istotne jak oddziaływania odległych źródeł, (tutaj: spływ zanieczyszczeń z dorzecza Odry), są antropogeniczne oddziaływania lokalne.

Na wyspie Wolin, dzięki konsekwentnej działalności Związku Gmin Wyspy Wolin i władz miasta Świnoujście, w ostatnim 10-leciu dokonano istotnego postępu w ograniczaniu wielkości lokalnej antropopresji. Oddano do eksploatacji cztery oczyszczalnie ścieków komunalnych w miejscowościach: Międzyzdroje, Międzywodzie, Wolin oraz Świnoujście, ograniczając zasadniczo zrzut ładunków materii organicznej i substancji biogenych do wód. Oddano też do eksploatacji nowe składowisko – wysypisko odpadów komunalnych: dla miasta Świnoujście w Ognicy – Przytorze na wyspie Wolin (zachodnia część Półwyspu Przytorskigo). Mimo ogromnej redukcji ładunków zanieczyszczeń do wód otwartych wokół wyspy Wolin nadal odbierają one – co prawda mocno ograniczone – niemniej, ciągle znaczne ilości zanieczyszczeń wraz z wodami ściekowymi z oczyszczalni, wodami drenarskimi z obszarów polderowych oraz wodami ze spływu powierzchniowego i przesiąkającymi z wysypisk śmieci na wyspie.

Opracowanie niniejsze jest próbą, bodajże pierwszą, przedstawienia bilansu wymienionych wyżej lokalnych oddziaływań antropogenicznych.

### **2.1. Dopływ wód z oczyszczalni ścieków**

Zestawienie ilości i jakości wód ściekowych wprowadzanych do wód powierzchniowych wokół wyspy Wolin przedstawiono w tabeli 1.

**Tab. 1.** Charakterystyka ścieków odprowadzanych do wód powierzchniowych wokół wyspy Wolin z oczyszczalni funkcjonujących na wyspie

**Table 1.** Characteristics of sewage piped off to the surface waters around Wolin island from sewage treatment plants on the island

L.p	Oczyszczalnia ścieków w miejscowości	Akwen odbierający ścieki po oczyszczeniu	Nominalna przepustowość - maksymalna oczyszczalni (m <sup>3</sup> /doba)	Rzeczywista ilość ścieków oczyszczanych (m <sup>3</sup> /doba)	Dopuszczalna wg pozwolenia wodnoprawnego zawartość zanieczyszczeń w oczyszczonych ściekach	Wyniki badań jakości wód zrzucanych do wód powierzchniowych
1.	Świnoujście <sup>1)</sup>	Cieśnina Świny	31 400	11 700	ChZT <sub>Cr</sub> – 70mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> BZT <sub>5</sub> - 15 mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> Zawiesina ogólna – 20 mg/dm <sup>3</sup> N <sub>og.</sub> - 18 mgN/dm <sup>3</sup> P <sub>og.</sub> – 1,5 mgP/dm <sup>3</sup>	ChZT <sub>Cr</sub> ≤ 70mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> BZT <sub>5</sub> ≤ 15mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> Zawiesina ogólna ≤ 20 mg/dm <sup>3</sup> N <sub>og.</sub> ≤ 18 mgN/dm <sup>3</sup> P <sub>og.</sub> ≤ 1,5 mgP/dm <sup>3</sup>
2.	Międzyzdroje <sup>2,3)</sup>	Ciek Stary Zdrój	1) 3000 (poza sezonem letnim) 2) 6000 (latem)	1) od około 1500 (poza sezonem letnim) 2) do około 3500 (w sezonie letnim) <sup>4)</sup>	ChZT <sub>Cr</sub> – 75mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> BZT <sub>5</sub> - 15 mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> Zawiesina ogólna – 20 mg/dm <sup>3</sup> N <sub>og.</sub> – 20 mgN/dm <sup>3</sup> N <sub>NH4</sub> – 2 mgN/dm <sup>3</sup> (wg <sup>5)</sup> ) P <sub>og.</sub> – 1,5 mgP/dm <sup>3</sup>	ChZT <sub>Cr</sub> = 20,7mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> BZT <sub>5</sub> = 4,4 mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> Zawiesina ogólna = 4,7 mg/dm <sup>3</sup> (6,0 mg/dm <sup>3</sup> wg <sup>6)</sup> ) N <sub>og.</sub> = 1,48 mgN/dm <sup>3</sup> (11,1-12,0 mgN/dm <sup>3</sup> wg <sup>6)</sup> ) N <sub>NH4</sub> = 0,16 mgN/dm <sup>3</sup> P <sub>og.</sub> = 0,9 mgP/dm <sup>3</sup> (1,1-1,2 mgP/dm <sup>3</sup> wg <sup>6)</sup> )
3.	Wolin <sup>2)</sup>	Cieśnina Dziwny	17 000 <sup>2)</sup> 3 500 <sup>7)</sup>	700 <sup>7)</sup> (około 550 wg <sup>8)</sup> )	j.w.	ChZT <sub>Cr</sub> = 22,0mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> BZT <sub>5</sub> = 3,8 mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> Zawiesina ogólna = 13,0 mg/dm <sup>3</sup> N <sub>og.</sub> = 1,6 mgN/dm <sup>3</sup> N <sub>NH4</sub> = 0,04 mgN/dm <sup>3</sup> P <sub>og.</sub> = 0,63 mgP/dm <sup>3</sup>

**Tab. 1. cd.** Charakterystyka odprowadzanych do wód powierzchniowych wokół wyspy Wolin ścieków z oczyszczalni funkcjonujących na wyspie

**Table 1. cont.** Characteristics of sewage piped off to the surface waters around Wolin island from sewage treatment plants on the island

L.p	Oczyszczalnia ścieków w miejscowości	Akwen odbierający ścieki po oczyszczeniu	Nominalna przepustowość - maksymalna oczyszczalni (m <sup>3</sup> /doba)	Rzeczywista ilość ścieków oczyszczanych (m <sup>3</sup> /doba)	Dopuszczalna wg pozwolenia wodnoprawnego zawartość zanieczyszczeń w oczyszczonych ściekach	Wyniki badań jakości wód zrzucanych do wód powierzchniowych
4.	Międzywodzie <sup>2)</sup>	Zalew Kamieński	1) 3000 (poza sezonem letnim) (1000 <sup>9)</sup> ) 2) 10 000 (latem)	<b>1) od około 3000 (poza sezonem letnim)</b> 2) do około 10 000 (latem)	j.w.	Brak danych
5.	Wapnica <sup>2)</sup>	Jezioro Wicko Małe	1) 300 (poza sezonem letnim) 2) 600 (latem)	Oczyszczalnia w rozruchu	j.w.	Oczyszczalnia w rozruchu

*Objaśnienia:*

<sup>1)</sup> – dane udostępnione przez Urząd Miasta Świnoujście,

<sup>2)</sup> – Nowacki i in. (1999),

<sup>3)</sup> – Jakuczun i in. (2000), s. 115,

<sup>4)</sup> – np. Poleszczuk (1996a),

<sup>5)</sup> – Jakuczun (1994),

<sup>6)</sup> – Jakuczun i in. (2000), s. 131,

<sup>7)</sup> – dane udostępnione przez Urząd Miasta i Gminy Wolin,

<sup>8)</sup> – Bosy (1990),

<sup>9)</sup> – Jakuczun i Nowacki (1994a).



**Tab. 2.** Charakterystyka zlewni polderowych na wyspie Wolin<sup>1)</sup>  
**Table 2.** Characteristics of polder drainage basins on Wolin island

L.p.	Przepompownia wód ze zlewni polderowej w miejscowości	Powierzchnia zlewni [ha]	Nazwa akwenu odbierająca zrzut wód z polderu	Ilość wód przepomponowanych z polderu [m <sup>3</sup> /dobę]
1.	Ognica	330	Cieśnina Starej Świny	4600
2.	Przytór	150	Cieśnina Starej Świny	3 050
3.	Darzowice	1630	Cieśnina Dziwny	21 600÷90 720 <sup>2)</sup> około 58 000 <sup>3a)</sup> 55 000÷110 000 <sup>3b)</sup>
4.	Sierosław	40	Zalew Kamiński	2 880÷9 600 <sup>4)</sup> około 3 600 <sup>3a)</sup>
5.	Zastań	38	Zalew Kamiński	4 600
6.	Kołczewo	75	Jezioro Kołczewo	6 100
7.	Rekowo	około 5	Jezioro Koprowo	4 600
8.	Międzyzdroje (przepompownia na ciekui Stary Zdrój przy szosie nr 3) <sup>5)</sup>	około 100	Jezioro Wicko Małe	2 700÷4 300 <sup>6)</sup>
Razem:				około 90 000 (średnio) (wg <sup>7)</sup> 96 000)

*Objaśnienia:*

<sup>1)</sup> – wg danych przytoczonych w pracy Jakuczun i Nowackiego (1994b),

<sup>2)</sup> – w latach 1987-1990 w zależności od ilości opadów w roku wg Jakuczun i Nowackiego (1994b),

<sup>3a)</sup> – Nowacki (1994a), s. 187,

<sup>3b)</sup> – Nowacki (1994a), s. 189,

<sup>4)</sup> – określone wg danych przytoczonych w pracy Jakuczun i Nowackiego (1994b),

<sup>5)</sup> – dane uzyskane z Urzędu Miasta Międzyzdroje,

<sup>6)</sup> – wg danych uzyskanych z Urzędu Miasta Międzyzdroje w tym odpowiednio od 1 500 do 3 500 m<sup>3</sup> oczyszczonych ścieków z oczyszczalni Międzyzdroje, reszta to wody z kanalizacji burzowej miasta i drenażowe z polderu,

<sup>7)</sup> – Nowacki i in. (1994)

Jak wynika z zestawienia, do ciekę Stary Zdrój i dalej do jeziora Wicko Małe, a więc do wód należących do WPN, zrzucane jest od 1 500 do 3 500 m<sup>3</sup> na dobę wód ściekowych, co prawda oczyszczonych, niemniej – o znacznej zawartości materii organicznej i substancji bio

genicznych. Koncentracje rozpuszczonej materii organicznej mierząc według ChZT- Cr oraz N<sub>og</sub> i P<sub>og</sub>, są w ściekach (vide Tab. 1) kilkakrotnie większe od zawartości materii organicznej i substancji biogenicznych w wodach powierzchniowych wokół wyspy Wolin, do których wody ściekowe są zrzucane (np. Poleszczuk i Sitek 1995, 1997, Poleszczuk i in. 1995, Poleszczuk 1996 b,c, 1997, 1998). Do wód akwenów sąsiadujących z akwenami należącymi do WPN, tj. cieśnin Świny, Starej Świny i Dziwny oraz Zalewu Kamińskiego jest zrzucanych od 17 200 do 26 200 m<sup>3</sup> ścieków na dobę o opisanej w tabeli 1 zawartości zanieczyszczeń. Łączny ładunek zanieczyszczeń zrzucanych wraz z oczyszczonymi ściekami, szacowany według pozwoleń wodnoprawnych sięgać może (według ChZT-Cr) od około 1200 do 2000 kg O<sub>2</sub> na dobę, fosforu ogólnego – od około 26 kg P do 41 kg P na dobę, zaś azotu ogólnego – od około 320 kg do 500 kg N na dobę.

## 2.2. Spływy wód ze zlewni polderowych na wyspie Wolin

Wykaz obszarów polderowych, z których przez okrągły rok wypompowywane są wody drenażowe przedstawiono w tabeli 2. Na wyspie Wolin aktualnie odwadnia się osiem zlewni polderowych, z których największą obszarowo zlewnią jest zlewnia centralnej części wyspy Wolin, wody drenarskie z tej zlewni są wypompowywane przez stację pomp w Darzowicach. Przepompownia Darzowice odprowadza do wód cieśniny Dziwny odcieki ze zlewni o dominacji użytków łąkowych, stale podmokłych, okresowo podtapianych, o glebach torfowych (torfowiska niskie) o odczynie kwaśnym (Kołodziej-Nowakowska 1992). W skutek obniżenia poziomu wód gruntowych, spowodowanych zresztą przez drenaż i odwadnianie centralnej części wyspy Wolin, gleby te ulegają degradacji (murszeniu). Można się zatem spodziewać, że wody drenarskie przepompowywane w Darzowicach będą bardzo zasobne w azotany bowiem torfy niskie zawierają bardzo dużo organicznych związków azotu (Jasnowski 1962). Równocześnie podobnie jak odcieki z innych zdegradowanych gleb torfowych, mogą zawierać dużo kwasów humusowych i skompleksowanych związków żelaza oraz manganu. Jak wynika z badań innych obszarów drenarskich o glebach torfowych (Borowiec i Zabłocki 1993), stężenie azotanów w wodach odprowadzanych z takich obszarów stężenie NO<sub>3</sub><sup>-</sup> może sięgać 10 mg N/dm<sup>3</sup>. W granicach WPN przepompowywane są wody z polderu pomiędzy miastem Międzyzdroje i nasypem szosy nr 3. Przepompownia zlokalizowana przy zastawce przy moście na szosie nr 3 przepompowuje wody z miejskiej oczyszczalni ścieków w Międzyzdrojach, zmieszane z wodami z kanalizacji burzowej

tego miasta i odciekami z systemu drenażowego z polderu o powierzchni około 100 hektarów. Teren tego polderu stanowią pola uprawne. Ilość wód (łącznie z wodami z oczyszczalni) wynosi  $2\ 700 \div 4\ 300\ \text{m}^3$  na dobę w zależności od pory roku. Badań chemizmu wód powstałych ze zmieszania wód spływających z oczyszczalni ścieków zmieszanych z wodami odciekowymi ze zlewni polderowej do tej pory nie prowadzono. Na pewno są to wody niosące znacznie większy ładunek zanieczyszczeń niż odprowadzane do Starego Zdroju wody ściekowe z oczyszczalni.

W najbliższym sąsiedztwie WPN pracują przepompownie w Ognicy i w Przytorze, przetłaczające wody z polderów do cieśniny Starej Świny w najbliższym sąsiedztwie granic WPN. Funkcjonowanie tych przepompowni stwarza z ekologicznego punktu widzenia istotne zagrożenie w związku z tym, że na terenie polderu Ognica zlokalizowane jest wysypisko śmieci miasta Świnoujście. Wody opadowe i ocieki z terenów wysypiska mogą spływać do rowów na polderach Ognica i Przytór, i stamtąd trafiać do wód Wolińskiego Parku Narodowego. Obie przepompownie przetłaczają około  $8\ 000\ \text{m}^3$  wód drenarskich na dobę. Chemizm tych wód nie jest rozeznany.

Łącznie do wód powierzchniowych okalających wyspę Wolin doprowadzane jest z systemów drenażowych wyspy od  $50\ 000$  do  $150\ 000\ \text{m}^3$  wód na dobę (od około  $0,60$  do około  $1,75\ \text{m}^3/\text{s}$ ). Zważywszy, że rzeką Odrą według pomiarów w Gozdowicach dokonywanych przez IMGW Oddział w Poznaniu spływa w okresie lata od  $200$  do  $400\ \text{m}^3$  wód/s (np. Poleszczuk 1998), oznacza to, po dokonaniu zgrubnego szacowania, że wody drenażowe z wyspy Wolin stanowią od około  $0,3$  do około  $1,0\%$  ilości wód śródlądowych dopływających do estuarium Odry.

W literaturze nie znaleziono danych na temat składu chemicznego tych wód, dlatego też nie podjęto próby oszacowania ładunków substancji organicznej oraz pierwiastków biogenicznych wprowadzanych z nimi do wód powierzchniowych wokół wyspy Wolin.

### **3. Wysypiska śmieci, z których ocieki mogą przedostawać się do wód powierzchniowych wokół Wyspy Wolin**

#### **3.1. Wysypisko odpadów miasta Świnoujście**

Składowisko odpadów w Świnoujściu zlokalizowane jest w dzielnicy Warszów-Ognica, około 2 km na północny wschód od przeprawy promowej „Karsibórz” i około 250 m na południe od szosy Międzyzdroje – Świnoujście (dojazd do przeprawy promowej dla samochodów). Wysypisko eksploatowane jest od 1991 r. Powierzchnia wysypiska wynosi 35 ha, zaś pojemność  $360\ \text{tys. m}^3$ . Eksploatowane są kwatery o powierzchni 2 ha, 1,6 ha i obecnie kwatery o po-

wierzchni 3 ha. Średnio rocznie składa się około 40 000 ton odpadów (czyli około 155 000 m<sup>3</sup>/rok po przeliczeniu w oparciu o pozorną gęstość nasypową odpadów równą 0,26 t/m<sup>3</sup> – wg danych ze składowiska odpadów w Świnoujściu).

Wysypisko zlokalizowane jest na zachodnim krańcu Wyspy Wolin, w obrębie Półwyspu Przytorskiego. Teren ten jest płaski, wyniesiony około 0,2÷0,3 m.n.p.m., jedynie w sąsiedztwie cieśniny Świny usypany jest wał przeciwpowodziowy, zabezpieczający składowisko przed okresowymi zalewami (w okresie jesienno-wiosennym). Pod względem geomorfologicznym jest to fragment najniższego, holocenijskiego terasu zalewowego. Podobne obszary równin akumulacji rzecznej rozciągają się dalej na wschód w sąsiedztwie Starej Świny, jeziora Wicko i Zalewu Szczecińskiego. Podłoże geologiczne to torfy, piaski rzeczne i morskie.

Zabezpieczenie podłoża składa się z: żużlu grubej granulacji, żużlu drobnego, warstwy smołowej oraz warstwy piasku z 30 cm siecią drenarską.

Bezpośrednie otoczenie obiektu stanowią: od strony wschodniej – torfowiska i łąki (Ognickie Łęgi), od strony południowej – wał przeciwpowodziowy, a za nim cieśnina Stara Świna – około 40–80 m od południowych granic składowiska, od strony zachodniej – torfowiska i łąki (Ognickie Łęgi), od strony północnej – torfowiska i las (w odległości 250 m od krańców składowiska).

Odległość do najbliższych zabudowań mieszkalnych: w Ognicy – około 1,5 km, w Przytorze – około 2 km.

W pobliżu znajduje się Woliński Park Narodowy, którego granica przebiega środkiem Starej Świny, a jego otulina sąsiaduje z terenem wysypiska.

### **3.2. Wysypisko odpadów miasta Międzyzdroje**

Wysypisko zlokalizowane jest w granicach miasta Międzyzdroje w jego południowo-zachodniej części. Tereny wysypiska przylegają do linii kolejowej Międzyzdroje – Świnoujście i znajduje się około 50m od szosy odbijającej od szosy nr 3 w stronę Międzyzdrojów i dalej do Kamienia Pomorskiego. Powierzchnia wysypiska wynosi 3 ha i przyjmuje rocznie (średnio) 42 000 m<sup>3</sup> odpadów (Jakuczun i Nowacki 1994b, Nowacki i in. 1994) tj. około 6 300 t/rok (przy przyjęciu do przeliczenia gęstości nasypowej odpadów 0,15 t/m<sup>3</sup> – wg danych ze składowiska odpadów w Międzyzdrojach).

Hałda zdeponowanych odpadów znajduje się na terenach wyniesionych nieznacznie (0,5÷1,5 m) nad poziom morza. Podłoże wysypiska nie posiada zabezpieczenia przed przenikaniem wód opadowych do warstw wodonośnych.

Procesy przenikania zanieczyszczeń do gleby i wód glebowych są monitorowane przez badanie chemizmu wód w sześciu studniach kontrolnych rozmieszczonych od strony południowej i wschodniej wysypiska.

Wody opadowe spływają z hałdy wysypiska do specjalnego rowu i odprowadzane są do ciek Stary Zdrój poniżej zrzutu ścieków z oczyszczalni (Jakuczun i in. 2000).

### **3.3. Wysypisko odpadów w miejscowości Międzywodzie**

Zlokalizowane jest w pobliżu miejscowości Międzywodzie. Jest to składowisko – wysypisko prowizoryczne. Budowa nowego „ekologicznego” wysypiska będzie wkrótce realizowana. Powierzchnia prowizorycznego wysypiska w Międzywodziu wynosi 1 ha i przyjmuje 8 000 m<sup>3</sup> odpadów rocznie (Jakuczun i Nowacki 1994b, Nowacki i in. 1994), tj. około 1 400 ton odpadów na rok (po przyjęciu do przeliczenia gęstości nasypowej odpadów 0,175 t/m<sup>3</sup> – wg danych ze składowiska odpadów w Międzywodziu).

### **3.4. Wysypisko śmieci w Wolinie**

Zlokalizowane jest na terenach należących do gminy, położonych na prawym brzegu cieśniny Dziwny w pobliżu miejscowości Reclaw. Jest to wysypisko prowizoryczne. Nowe „ekologiczne” składowisko – wysypisko odpadów dla miasta Wolina będzie wkrótce budowane.

W dostępnych materiałach nie znaleźliśmy danych dotyczących powierzchni tego składowiska oraz ilości składowanych tam odpadów.

### **3.5. Synteza wysypisk**

Wszystkie te wysypiska stanowią potencjalne zagrożenie dla wód powierzchniowych. Jak się wydaje największe realne zagrożenie występuje w przypadku wysypiska-składowiska „Ognica-Przytór”, gdzie składowane są śmieci z miasta Świnoujście. Jak wynika z badań wód drenarskich odprowadzanych z terenów o glebach torfowych położonych w pobliżu wysypisk śmieci (Borowiec i in. 1996), wody takie mogą zawierać znaczne ilości związków amonowych (do 10 mg N-NH<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup>) i rozpuszczonych ortofosforanów (do 2,5 mg P-PO<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup>). Brak odpowiednich danych pomiarowych uniemożliwia, jak na razie, ocenę skali zagrożenia. Niemniej, wszystkie wyspecyfikowane składowiska-wysypiska śmieci, naszym zdaniem, są potencjalnym źródłem zanieczyszczeń wód powierzchniowych wokół wyspy Wolin. Określenie skali zagrożenia wymaga podjęcia stosownych badań.

## **4. Podsumowanie**

Wody otwarte Wolińskiego Parku Narodowego i wody oblewające wyspę Wolin są poddane znacznej antropopresji, związanej z odprowadzaniem doń wód ściekowych ze zlokalizowanych na wyspie Wolin oczyszczalni ścieków w miejscowościach Międzyzdroje, Świnoujście, Międzywodzie i Wolin. Można oszacować, że ładunek substancji organicznych mierzonych, według ChZT-Cr, *Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska* ————— 413

wynosi od 1200 do 2000 kg O<sub>2</sub> na dobę, ładunek fosforu ogólnego – od 26 do 41 kg P na dobę oraz ładunek azotu ogólnego – od 320 do 500 kg N na dobę. Prawdopodobnie największym problemem, jeżeli chodzi o zrzut substancji biogenicznych do wód otwartych wokół wyspy Wolin jest sprawa odprowadzania doń wód drenarskich ze zlewni polderowych na wyspie, w tym szczególnie – ze zlewni w centralnej części wyspy Wolin, odprowadzanych przez przepompownię w Darzowicach k. Wolina oraz zlewni w zachodniej części Półwyspu Przytorskigo, tam, gdzie zlokalizowane jest wysypisko-składowisko śmieci dla miasta Świnoujście, z którego wody drenarskie są odprowadzane przez przepompownię w Ognicy i w Przytorze do Starej Świny w bardzo bliskim sąsiedztwie granic Wolińskiego Parku Narodowego. Bezpośrednio do wód Wolińskiego Parku Narodowego odprowadzane są znaczne ilości zanieczyszczeń z polderu znajdującego się na południe od miasta Międzyzdroje. Wody te przepompowywane są za pomocą systemu pomp przy tamie na Starym Zdroju zlokalizowanej przy szosie nr 3. Przepompownia ta przetłacza do jeziora Wicko Małe wody z oczyszczalni ścieków w Międzyzdrojach, zmieszane z wodami z kanalizacji burzowej z tego miasta oraz drenarskimi z polderu o powierzchni około 100 ha o glebach murszowo-torfowych. Ze względu na brak wyników odpowiednich badań, jak na razie, nie można określić ilości zanieczyszczeń spływających z tymi wodami. Dodatkowym źródłem zanieczyszczeń, które trafiają do wód powierzchniowych okalających wyspę Wolin mogą być składowiska – wysypiska śmieci komunalnych na wyspie z miejscowości Świnoujście, Międzyzdroje i Międzywodzie oraz na lądzie stałym w miejscowości Reclaw, gdzie gromadzone są odpady komunalne z miasta Wolna. Szczególnie niebezpieczne dla ekosystemów wód otwartych Zalewu Szczecińskiego należących do WPN wydaje się być wysypisko dla miasta Świnoujście zlokalizowane przy polderach Ognica i Przytór. Wody opadowe i odcieki z tego wysypiska mogą spływać na obszar ww. polderów, a stamtąd mogą być przepompowywane do wód powierzchniowych Starej Świny i jeziora Wicko Wielkie. Określenie rozmiarów oddziaływania wód drenażowych i składowisk odpadów wymagają przeprowadzenia stosownych badań.

## **Literatura**

1. **Borowiec S., Zabłocki Z.:** Zmiany stężeń związków azotu i fosforu w drenach i ciekach odwadniających zlewnie rolnicze na Pomorzu Zachodnim w latach 1975÷1992, *Pollut. Environ.*, 3: 31-35, 1993.
2. **Borowiec S., Pieńkowski P., Zabłocki Z.:** Zmiany stężeń składników biogennych w ciekach o odciekach drenarskich Pomorza Zachodniego oraz ich wpływ na jakość wód, *Mater. Konf. Uniw. Szczecińskiego*, 19: 25÷34, 1996.
3. **Jakuczun B.:** Woliński Park Narodowy pierwszym polskim parkiem morskim, *Klify (Biul. Wolińskiego Parku Narodowego)*, 3: 175÷182, 1996.

4. **Jakuczun U.:** Oczyszczalnie ścieków dla wyspy Wolin – jakie?, Mater. Międzynarodowej Konf.: Oczyszczalnie ścieków dla Szczecina i regionu – jakie?, Szczecin 11÷12 maja 1994, Wyd. Biuro Inf. Gosp., Szczecin, s.131÷135, 1994.
5. **Jakuczun U., Nowacki F.:** Program kompleksowych przedsięwzięć ekologicznych na wyspie Wolin, Mater. Warsztatów Ekologicznych: Program zagospodarowania i rozwoju wyspy Wolin, Międzyzdroje 6÷7 października 1994, Wyd. Woliński Park Narodowy, Międzyzdroje, s. 49÷104. 1994 a
6. **Jakuczun U., Nowacki F.:** Problemy krążenia wód wyspy Wolin, korzystania z zasobów oraz ich ochrony, Mater. Warsztatów Ekologicznych: Program zagospodarowania i rozwoju wyspy Wolin, Międzyzdroje 6÷7 października 1994, Wyd. Woliński Park Narodowy, Międzyzdroje, s. 137÷165, 1994 b
7. **Jakuczun U., Nowacki F., Rydzyński R.:** Wpływ przedsięwzięć w zakresie gospodarki wodnościekowej wyspy Wolin na stan ekosystemów wodnych Wolińskiego Parku Narodowego, Klify (Biul. Wolińskiego Parku Narodowego), 4: 109÷138. 2000.
8. **Jasnowski M.:** Budowa i roślinność torfowisk Pomorza Szczecińskiego, Wyd. STN Szczecin, 340 ss. 1962.
9. **Kołodziej-Nowakowska M.:** Szata roślinna i świat zwierzęcy gminy Wolin, w: A. Kostrzewski (red.), Środowisko przyrodnicze i przestrzenna struktura społeczno-ekonomiczna miasta i gminy Wolin, Wyd. UAM w Poznaniu, Poznań, s. 45÷61, 1992.
10. **Lampe R.:** The Odra Estuary as a Filter and Transformation Area, Acta hydrochim. hydrobiol., 27: 292÷297, 1999.
11. **Lewicki I.:** Program poszerzenia granic Wolińskiego Parku Narodowego, Mater. Warsztatów Ekologicznych: Program zagospodarowania i rozwoju wyspy Wolin, Międzyzdroje 6÷7 października 1994, Wyd. Woliński Park Narodowy, Międzyzdroje, s.29÷36, 1994.
12. **Lewicki I.:** Plan Ochrony Wolińskiego Parku Narodowego – uwarunkowania i zakres opracowania, Klify (Biul. Wolińskiego Parku Narodowego), 4:9÷16., 2000.
13. **Nowacki F.:** Formy retencji wód Wyspy Wolin, stopień degradacji i możliwości odbudowy, Mater. Międzynarodowej Konf.: Ochrona i rekultywacja jezior i zbiorników wodnych, Międzyzdroje 24÷25 listopada 1994, Wyd. Biuro Inf. Gosp., Szczecin, s.183÷191, 1994.
14. **Nowacki F.:** Wody podziemne Wolińskiego Parku Narodowego i jego otuliny, Klify (Biul. Wolińskiego Parku Narodowego), 4: 31÷62, 2000 a
15. **Nowacki F.:** Ochrona ekosystemów wodnych Wolińskiego Parku Narodowego, Klify (Biul. Wolińskiego Parku Narodowego), 4: 63÷108, 2000 b
16. **Nowacki F., Kreft A., Jakuczun U.:** Problemy szczegółowego bilansowania zasobów i formowania warunków korzystania z wód małej zlewni na przykładzie wyspy Wolin, Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, 248: 207÷217, 1994.
17. **Nowacki F., Jakuczun U., Jakuczun B., Rydzyński R.:** Ekologiczna oraz technologiczna analiza procesu ograniczania antropopresji geоекосystemów wodnych wyspy Wolin i Wolińskiego Parku Narodowego, Mater. V Konf. Nauk.-Tech.: Problemy oczyszczania ścieków i ochrony wód w dorzeczu Odry, Piechowice k. Szklarskiej Poręby 20÷23 czerwca 1999, Wyd. RZGW Wrocław, s. 337÷351, 1999.
18. **Poleszczuk G.:** Ekosystemy wodne Wolińskiego Parku Narodowego, Klify (Biul. Wolińskiego Parku Narodowego), 1: 99÷117, 1994 a

19. **Poleszczuk G.:** Kryteria oceny stanu środowiska wodnego w otulinie WPN, Mater. Warsztatów Ekologicznych: Program Zagospodarowania i Rozwoju Wyspy Wolin, Wyd. Woliński Park Narodowy, Międzyzdroje, s. 131÷135, 1994 b
20. **Poleszczuk G.:** Równowagi węglanowe w wodach jezior w strefie porwaków kredowych na wyspie Wolin, Parki Nar. i Rez. Przyr., 13: 75÷84, 1994 c
21. **Poleszczuk G.:** Wpływ oczyszczalni biologicznej w Międzyzdrojach na stan ekosystemu jeziora Wicko Małe – próba uzasadnienia potrzeby propozycja programu badań, Mater. II Konf. Naukowo-Tech.: Oczyszczalnie ścieków dla Szczecina i regionu – jakie?, Międzyzdroje 9÷10 listopada 1995, Wyd. Biuro Inf. Gosp., Szczecin, s.63÷73, 1995.
22. **Poleszczuk G.:** Jeziora Wolińskiego Parku Narodowego – status troficzny, tendencje zmian i możliwości przeciwdziałania degradacji, Mater. Konf. Uniw. Szczecińskiego, 19: 117÷140, 1996 a
23. **Poleszczuk G.:** Stan i ochrona wód Zalewu Szczecińskiego przed eutrofizacją, Mater. II Konf. Naukowo-Tech.: Ochrona i rekultywacja jezior i zbiorników wodnych, Międzyzdroje 7÷8 marca 1996, Wyd. Biuro Inf. Gosp., Szczecin, s.99÷121, 1996 b
24. **Poleszczuk G.:** Zmiany wartości mierników stopnia biochemicznego rozkładu substancji organicznych wzdłuż drogi spływu wód w estuarium Odry, Mater. Konf. Uniw. Szczecińskiego, 19: 161÷180, 1996 c
25. **Poleszczuk G.:** Chemiczna charakterystyka toni wodnej Zalewu Szczecińskiego (Zalewu Wielkiego) jako siedliska ichtiofauny, Rozpr. AR w Szczecinie, 179: 1÷102, 1997.
26. **Poleszczuk G.:** Środowisko abiotyczne toni wodnej Zalewu Szczecińskiego, Stud. Rozp. Uniw. Szczecińskiego, 292: 1÷207. 1998.
27. **Poleszczuk G., Sitek S.:** Biogeny w wodach przybrzeżnych Zatoki Pomorskiej na wschód od ujścia Świny w sezonach letnich 1981 i 1992 roku, Stud. Mater. MIR, Gdynia, 33A: 89÷101. 1995.
28. **Poleszczuk G., Sitek S.:** Changes in the quality of the water of Lake Wicko Małe (Szczecin Lagoon) over the years 1991-1997, Bull. Sea Fish. Inst., 3: (142): 37÷53. 1997.
29. **Poleszczuk G., Garbacik-Wesołowska A., Sitek S.:** Sezonowe zmiany stężeń  $\text{NO}_3^-$  i  $\text{PO}_4^{3-}$  rozp. w wodach północnej części Zalewu Szczecińskiego w latach 1981÷1990, Stud. Mater. MIR, Gdynia, ser. A, 33: 65÷76. 1995.
30. Rozporządzenie Rady Ministrów z dn. 03.03.1960 w sprawie utworzenia Wolińskiego Parku Narodowego, Dz. U. 1960, Nr14, poz. 79.
31. Rozporządzenie Rady Ministrów z dn. 03.01.1996 w sprawie Wolińskiego Parku Narodowego, Dz. U. 1996, Nr4, poz. 30.
32. **Rydzynski R., Jakuczun U., Nowacki F.:** Inwestycje proekologiczne w zlewni Starego Zdroju i ich wpływ na chemizm wód i osadów dennych jeziora Wicko Małe, Mater. II Konf. Naukowo-Tech.: Ochrona i rekultywacja jezior i zbiorników wodnych, Międzyzdroje 7÷8 marca 1996, Wyd. Biuro Inf. Gosp., Szczecin, s.145÷153, 1996.



## **Ecosystems Of Coastal Waters Of Woliński National Park - As Receiver Of Wastewater**

### **Abstract**

In 1996, as a result of including sea areas of the Pomorska Bay and so called inner sea areas of the Szczeciński Bay, the Woliński National Park (WNP) gained status of first in Poland sea national park. Poland as a first country fulfilled recommendations of the Helsinki Convention concerning creation of BSPA – Baltic Sea Protected Areas.

Those sea areas – water ecosystems included in 1996 in the WNP are well studied by natural scientists. But in spite of many very significant ventures concerning protection of those areas they are still undergoing strong local antropopression, which should be continuously reduced. This antropopression is mainly connected with piping off treated sewage from sewage treatment plants on the Wolin island in the following towns: Międzyzdroje, Świnoujście, Międzywodzie and Wolin. One can estimate that the load of organic substance measured as COD<sub>Cr</sub> is from 1200 up to 2000 kg of O<sub>2</sub> per day, the load of total phosphorus – from 26 up to 41 kg of P per day and the load of total nitrogen – from 320 up to 500 kg of N per day.

Probably the biggest source of biogenic substances which get to open waters around Wolin piping off drainage waters from polder basins on the island, especially from – basin located in the central part of the Wolin island, from the basin located in the western part of Przytowski Peninsula (this is the place where landfill for Świnoujście is located, from which drainage waters are piped off) as well as from basin located south of Międzyzdroje.

Additional source of contaminants which get to the sea areas around the Wolin island might municipal wastes landfills located on the island near Świnoujście, Międzyzdroje and Międzywodzie as well as outside the island in Reclaw. The most dangerous for the ecosystems of open waters of Szczeciński Bay included in WNP seems to be landfill for Świnoujście located near polder basins.

Estimation of influence of drainage waters and landfills on the ecosystems of WNP require additional research.

# Przystosowanie polskiego prawa ochrony środowiska w zakresie gospodarki odpadami niebezpiecznymi i przemysłowymi do wymogów Unii Europejskiej

*Iwona Skoczko*  
*Politechnika Białostocka*

## 1. Przepisy Unii Europejskiej w zakresie odpadów niebezpiecznych

Problematyka prawa ochrony środowiska w krajach Unii Europejskiej jest niezwykle obszerna. Mimo, iż we Wspólnotach Europejskich przez wiele lat nie dostrzegano możliwości i potrzeby wprowadzania zunifikowanych regulacji prawnych dotyczących ochrony środowiska, w dniu dzisiejszym znaczącą część europejskiego prawa wspólnotowego stanowią właśnie przepisy mające na celu ochronę i poprawę stanu środowiska naturalnego. Jest to wynikiem działalności prawodawczej zarówno państw członkowskich Unii, jak i jej organów przez blisko dwadzieścia pięć ostatnich lat.

Specyfika wspólnotowego prawa ochrony środowiska jest wyraźna na kilku płaszczyznach. Pierwszą, istotną, charakterystyczną i wyjątkową cechą tej części wspólnotowego porządku prawnego jest unikalny system źródeł prawa. Należy bowiem zauważyć, iż przepisy prawa ochrony środowiska zawarte są w kilku rodzajach aktów prawnych, nieznanych w krajowych porządkach prawnych. Odmienności są szczególnie wyraźne w przypadku dyrektyw. Ten rodzaj aktów prawnych, adresowany co do zasady do państw członkowskich zawiera pewne mniej, lub bardziej precyzyjnie określone cele. Adresatom, czyli państwem pozostawia się z reguły swobodę co do wyboru środków implementacji postanowień dyrektywy do krajowych systemów prawnych. Implementacja polega na “wcieleniu” w życie zapisów dyrektywy w konkretnym kraju.

Podstawowe reguły gospodarowania odpadami niebezpiecznymi w Unii Europejskiej zawarte są w dyrektywie Rady 91/689/EWG z dnia 12 grudnia 1991 roku w sprawie odpadów niebezpiecznych. Dyrektywa ta nawiązuje do

zasadniczych wymagań ramowej dyrektywy o odpadach (dyrektywa Rady 75/442/EWG z dn. 15 lipca 1975 roku w sprawie odpadów), wprowadzając jednak pewne szczególne wymagania odnoszące się do odpadów niebezpiecznych, a zwłaszcza wprowadzając definicję odpadów niebezpiecznych. Definicja ta jest całkowicie odmienna od stosowanej uprzednio, sformułowanej w dyrektywie Rady 78/319/EWG z dn. 20 marca 1978 roku w sprawie odpadów toksycznych i niebezpiecznych. Odpadami niebezpiecznymi w rozumieniu dyrektywy 91/689 są odpady, które:

- są wymienione w wykazie, opracowanym przez Komisję Europejską,
- wszelkie inne, co do których państwo członkowskie uważa, że wykazują którąkolwiek z cech określonych w dyrektywie jako niebezpieczne.

Wykaz, o którym mowa wyżej, miał być skonstruowany na podstawie załączników do dyrektywy, wyliczających:

- potencjalnie niebezpieczne kategorie odpadów,
- potencjalnie niebezpieczne substancje - składniki odpadów,
- charakterystyki niebezpieczeństwa.

Wykaz odpadów niebezpiecznych, zawarty w decyzji Komisji 94/904/WE z dnia 22 grudnia 1994 roku ustanawiającej listę odpadów niebezpiecznych w wielu punktach odbiegał od tych wytycznych i był przedmiotem ostrej krytyki już na etapie założeń, gdyż nie obejmuje licznych odpadów, których niebezpieczne właściwości są oczywiste.

Wydaje się, że błędem było tu przyjęcie jako bazy listy odpadów (decyzja Komisji 94/3/WE z dnia 23 grudnia 1993 roku ustanawiająca listę odpadów), która przez zbytnią agregację niektórych pozycji uniemożliwiła wyspecyfikowanie odpadów niebezpiecznych. Podobny błąd metodyczny został zresztą popełniony przy tworzeniu polskiej listy odpadów niebezpiecznych, która jest praktycznie identyczna z pierwotną wersją unijną.

Unijna lista odpadów niebezpiecznych uległa zmianie z chwilą wejścia w życie decyzji Komisji 2000/5321WE z dnia 3 maja 2000 roku zastępującej decyzję Komisji 9413/WE ustanawiającą listę odpadów oraz decyzję Komisji 94/404/WE ustanawiającą listę odpadów niebezpiecznych, co nastąpiło z dniem 1 stycznia 2001 roku. Generalnie, uległa zwiększeniu ilość pozycji, pozwalając na wyspecyfikowanie konkretnych odpadów niebezpiecznych.

Propozycje dalszych zmian, wynikające z wniosków państw członkowskich, zostały już w końcu czerwca 2000 roku przekazane przez Komisję do konsultacji, a stosowna decyzja weszła w życie z początkiem 2002 roku. Polska lista odpadów niebezpiecznych została zaktualizowana w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 roku. w sprawie katalogu odpadów [15].

Wymagania dyrektywy 91/689/EWG, które zostały zaadresowane do państw członkowskich, to:

- zapewnienie, aby posiadacze odpadów niebezpiecznych nie mieszały ze sobą różnych kategorii tych odpadów,
- zapewnienie prowadzenia przez posiadaczy odpadów niebezpiecznych ich rejestrów,
- zapewnienie zaopatrywania przewożonych odpadów niebezpiecznych w listy przewozowe, których kopie powracają do wytwarzającego jako potwierdzenie właściwego ich usunięcia. W sferze definicji i co do zasady sformułowania ostrzejszych wymagań wobec odpadów niebezpiecznych przepisy polskie są podobne do unijnych. Dość istotny jest specyficznie polski wymóg posiadania zezwolenia na wytwarzanie odpadów niebezpiecznych, którego nie ma w Unii. Brak było do niedawna w Polsce możliwości udowodnienia, że odpad z listy odpadów niebezpiecznych nie jest niebezpieczny. Możliwość taka została stworzona w nowej ustawie o odpadach. Brak jest przepisu zapewniającego automatyczną kontrolę wywiezionych odpadów przez wytwarzającego, gdyż wg przepisów polskich nie wytwarza się żadnych kopii listu przewozowego, a jedyny jego egzemplarz pozostaje u odbiorcy odpadów.

W dalszym ciągu pokrótce przedstawione zostaną dyrektywy szczegółowe, które odnoszą się do odpadów niebezpiecznych, tzn. olejów, baterii i PCB/PCT. Postanowienia dyrektywy Rady 75/439/EWG z dnia 16 czerwca 1975 roku w sprawie usuwania olejów odpadowych zmierzały do stworzenia jednolitego systemu zbierania, przetwarzania, magazynowania i usuwania olejów odpadowych. W dyrektywie określono następującą hierarchię sposobów postępowania z zużyтыми olejami:

- regeneracja olejów odpadowych, jeżeli pozwalają na to warunki techniczne, ekonomiczne i organizacyjne
- spalanie energetyczne w warunkach zgodnych z wymaganiami dyrektywy
- niszczenie i zorganizowane magazynowanie lub składowanie. Dyrektywa zobowiązuje do wprowadzenia zakazów:
  - odprowadzania olejów odpadowych do wód i systemów odwadniających,
  - wszelkiego deponowania lub odprowadzania szkodliwego dla gleby,
  - wszelkiego niekontrolowanego odprowadzania pozostałości z przetwarzania olejów odpadowych,
  - wszelkiego przetwarzania olejów odpadowych powodującego zanieczyszczenie powietrza ponad dopuszczalne normy.

Równocześnie państwa członkowskie mają obowiązek zapewnienia bezpiecznego zbierania i usuwania olejów odpadowych, nie powodującego możliwości do uniknięcia szkodliwych skutków dla człowieka lub dla środowiska.

Nadzór nad przedsiębiorstwami, zajmującymi się olejami odpadowymi jest sprawowany poprzez system administracyjny obejmujący:

- obowiązek rejestracji olejów odpadowych przez przedsiębiorstwa wytwarzające, zbierające lub przetwarzające więcej niż 500 l olejów odpadowych rocznie,
- obowiązek rejestracji przedsiębiorstw zbierających oleje,
- wyznaczanie obszarów prowadzenia zbiórki poszczególnym przedsiębiorstwom,
- obowiązek posiadania zezwolenia przez przedsiębiorstwo przetwarzające lub niszczące oleje odpadowe.

Dyrektywa przewiduje możliwość przyznania przedsiębiorstwom, zajmującym się zbieraniem, przetwarzaniem lub niszczeniem olejów odpadowych, dotacji do wykonywanych usług, jako różnicy pomiędzy rzeczywistymi kosztami funkcjonowania (z uwzględnieniem zysku) i dochodami. Jako sposób finansowania tych rekompensat wskazano opłaty nałożone na produkty, które po użyciu przekształcają się w oleje odpadowe lub opłaty na oleje odpadowe, bezwzględnie przy zachowaniu zasady "zanieczyszczający płaci".

Dyrektywa o olejach nie ma żadnych bezpośrednich odniesień w systemie polskim. Trzeba jednak stwierdzić, że polskie wymagania w zakresie gospodarki odpadami niebezpiecznymi (którymi są wszystkie oleje odpadowe) w zasadzie odpowiadają regułom unijnym. Brak jest dolnego progu, od którego należy rejestrować oleje odpadowe, a obowiązek uzyskiwania zezwolenia dotyczy również wytwarzającego. Podstawowym instrumentem finansowym wspierającym w Polsce regenerację olejów odpadowych była (obecnie zniesiona) zerowa stawka akcyzy na oleje regenerowane. Instytucji opłat produktowych brak. Została ona wprowadzona z dniem 1 stycznia 2002 roku, tj. z chwilą wejścia w życie ustawy o obowiązkach przedsiębiorców w zakresie gospodarowania niektórymi odpadami oraz o opłacie produktowej i opłacie depozytowej.

Przyjęta w dniu 18 marca 1991 roku dyrektywa 91/157/EWG w sprawie baterii i akumulatorów zawierających niebezpieczne substancje, zobowiązuje państwa członkowskie Unii do działań ograniczających zagrożenie ze strony niebezpiecznych substancji, zawartych w bateriach i akumulatorach, koncentrując się w dwóch sferach:

1) Zapobiegania zagrożeniu, poprzez:

- określenie maksymalnej dopuszczalnej zawartości rtęci w alkalicznych bateriach manganowych od 1 stycznia 2000 roku sprzedawana bateria nie może zawierać więcej niż 0,0005% rtęci (dopuszczalne

jest 2% dla baterii “guziczkowych”),

- ograniczanie zawartości metali ciężkich w bateriach i akumulatorach, objętych dyrektywą (baterie zawierające więcej niż 0,0005% rtęci na ogniwo, więcej niż 0,025% kadmu lub więcej niż 0,4% ołowiu),
- popieranie sprzedaży baterii i akumulatorów zawierających mniejsze ilości substancji niebezpiecznych,
- wspieranie badań, mających na celu zmniejszenie zawartości substancji niebezpiecznych w bateriach i akumulatorach,
- zakaz wbudowywania baterii i akumulatorów w urządzenia (wyłączony tylko w odniesieniu do urządzeń, w których konieczne jest trwałe połączenie w celu zapewnienia nieprzerwanego działania, np. urządzenia informatyczne, urządzenia medyczne do podtrzymywania funkcji życiowych).

2) Zapewnienia sprawnej zbiórki i bezpiecznego usuwania zużytych baterii i akumulatorów, poprzez:

- obowiązek oznakowania baterii i akumulatorów;
- obowiązek zapewnienia skutecznej organizacji selektywnej zbiórki, z możliwością ustanowienia systemu kaucji,
- obowiązek oddzielnego unieszkodliwiania zużytych baterii i akumulatorów.

Dyrektywa o bateriach nie ma żadnych bezpośrednich odniesień w systemie polskim. Polskie prawo nie limituje zawartości substancji niebezpiecznych w bateriach i nie promuje ograniczania ich zawartości. Poza tym obowiązują ogólne wymagania jak dla każdego rodzaju odpadów (większość rodzajów zużytych baterii nie jest traktowana jako odpady niebezpieczne). Dostosowanie do wymogów dyrektywy może nastąpić poprzez wydanie odpowiednich przepisów wykonawczych do ustawy, która zawiera upoważnienie do określenia m.in. dopuszczalnych zawartości substancji w produkcie (lub zakazu ich występowania) oraz wymagań co do oznaczania produktu.

Przyjęta w dniu 16 września 1996 roku dyrektywa Rady 96/159/WE w sprawie usuwania polichlorowanych dwufenyli i polichlorowanych trójfenyli PCB/PCI7 zastąpiła wcześniejszą dyrektywę Rady 76/403/EWG (o takim samym tytule), zobowiązując państwa członkowskie do dalszych działań mających na celu eliminację zagrożeń związanych z wykorzystywaniem i usuwaniem PCB.

Dyrektywa jest ciekawym przykładem sformułowania zasad postępowania z niebezpieczną substancją, która jest w całości wycofana z sprzedaży, natomiast wymaga szczególnych zasad postępowania, zapewniających jej kon-

trolowane i bezpieczne stopniowe usuwanie. Podstawowym zadaniem państw członkowskich jest dokonanie inwentaryzacji urządzeń zawierających PCB (lub mieszaniny zawierające więcej niż 0,005% PCB) w objętości większej niż 5 l. Pomocą w tym zakresie ma służyć Komisja Europejska, której obowiązkiem jest udostępnienie listy nazw (typów) kondensatorów, oporników i cewek indukcyjnych, zawierających PCB. Zidentyfikowane i zinwentaryzowane urządzenia winny być oznakowane według wzoru jednolitego w całej Unii.

Dyrektywa zobowiązuje państwa członkowskie do:

- wprowadzenia zakazu separacji PCB z innych substancji w celu ponownego użycia PCB,
- wprowadzenia zakazu dopełniania transformatorów PCB,
- dokonania bezpiecznego usunięcia PCB z transformatorów zawierających więcej niż 0,05% masy PCB (lub mieszanin z PCB),
- zapewnienia użytkowania transformatorów z PCB tylko wtedy, jeżeli są one w dobrym stanie technicznym.

W zakresie bezpiecznego usuwania dyrektywa zawiera zobowiązania do:

- jak najszybszego przekazania odpadowego PCB i urządzeń z PCB do przedsiębiorstw zajmujących się ich unieszkodliwianiem,
- zakazania spalania PCB i odpadowego PCB na morzu,
- stosowania określonych metod unieszkodliwiania odpadowego PCB i urządzeń z PCB (obróbka biologiczna, obróbka fizykochemiczna, spalanie na lądzie, magazynowanie stałe).

Szczególnym rozwiązaniem, wynikającym z przejściowego i czasowego charakteru problemu PCB, jest elastyczne potraktowanie zasady bliskości (usuwania odpadów) z wyraźnym wskazaniem, że bezpieczne usunięcie PCB jest problemem europejskiej solidarności.

Dyrektywa o PCB nie ma żadnych bezpośrednich odniesień w systemie polskim. Żaden przepis polski nie zajmuje się problemem PCB w urządzeniach, nie zakazuje ani nie ogranicza ich stosowania. Obowiązują w pełni wymagania, jak dla każdego rodzaju odpadów niebezpiecznych. Zalecanymi metodami unieszkodliwiania odpadów z PCB są spalanie (dla cieczy), oddzielanie składników szkodliwych (dla urządzeń z PCB). Wymagania, związane z gospodarką PCB, analogiczne do europejskich, zostały umieszczone w ustawach: Prawo ochrony środowiska (rozdział "Substancje") oraz o odpadach (rozdział: "Szczególne zasady gospodarowania niektórymi rodzajami odpadów") i powinny wejść w życie z dniem 1 lipca 2001 roku [8].

## **2. Stanowisko negocjacyjne Polski z Unią Europejską w sprawie gospodarki odpadami**

Polska akceptuje i wdroży *acquis communautaire* w zakresie gospodarki odpadami z wyjątkiem wdrożenia do dnia 31 grudnia 2002 roku postanowień poniższych aktów prawnych w sprawie:

- 1) Odpadów niebezpiecznych.
- 2) Usuwania olejów odpadowych.
- 3) Opakowań i odpadów z opakowań.
- 4) Nadzoru i kontroli przesyłania odpadów w obrębie Wspólnoty Europejskiej oraz poza jej obszar.

Przepisy Unii Europejskiej dotyczące gospodarki odpadami można pogrupować następująco:

- 1) Odpady z przemysłu dwutlenku tytanu;
- 2) Spalanie odpadów;
- 3) Ramowe dyrektywy dotyczące odpadów i odpadów niebezpiecznych;
- 4) Usuwanie olejów odpadowych;
- 5) Usuwanie PCB/PCT;
- 6) Zasady i warunki stosowania osadów ściekowych w rolnictwie;
- 7) Opakowania i odpady z opakowań;
- 8) Zużyte baterie i akumulatory;
- 9) Transgraniczne przemieszczanie odpadów.

### **2.1. Prawo polskie-transpozycja i implementacja**

Prawodawstwo polskie jest w chwili obecnej częściowo zgodne z wymaganiami przepisów UE dotyczących gospodarki odpadami. Kwestie te są regulowane w następujących aktach prawnych:

- 1) Ustawa z dnia 20 lipca 1991 roku o Inspekcji Ochrony Środowiska;
- 2) Ustawa z dnia 13 września 1996 roku o utrzymaniu czystości i porządku w gminach;
- 3) Ustawa z dnia 27 czerwca 1997 roku o odpadach;
- 4) Rozporządzenie Ministra Finansów z dnia 7 stycznia 1998 roku w sprawie określenia rodzajów odpadów, których wykorzystanie uprawnia do zwolnienia od podatku dochodowego, oraz szczegółowych zasad ustalania wartości odpadów wykorzystywanych w procesie produkcji;
- 5) Rozporządzenie Ministra OŚZNiL z dnia 13 lutego 1998 c w sprawie oznaczania opakowań;
- 6) Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 2 lipca 1998 roku w sprawie



- określenia odpadów, które powinny być wykorzystywane w celach przemysłowych, oraz warunków, jakie muszą być spełnione przy ich wykorzystywaniu;
- 7) Rozporządzenie Ministra OŚZNiL z dnia 12 września 1998 roku w sprawie wzorów dokumentów stosowanych na potrzeby ewidencji odpadów oraz służących do przekazywania informacji o rodzaju i ilości odpadów umieszczonych na składowisku odpadów i o czasie ich składowania;
  - 8) Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 21 października 1998 roku w sprawie szczegółowych zasad usuwania, wykorzystywania i unieszkodliwiania odpadów niebezpiecznych;
  - 9) Rozporządzenie Ministra OŚZNiL z dnia 22 grudnia 1998 roku w sprawie opłat za składowanie odpadów;
  - 10) Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 roku o odpadach;
  - 11) Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 roku Prawo ochrony środowiska;
  - 12) Ustawa o odpadach z dnia 20 czerwca 2001 roku;
  - 13) Prawo ochrony środowiska z dnia 20 czerwca 2001 roku;
  - 14) Rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie rocznych poziomów odzysku i recyklingu odpadów opakowaniowych i poużytkowych dnia 30 czerwca 2001 roku;
  - 15) Rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie stawek opłat produktowych z dnia 11.09.2001 roku.

Przy konstruowaniu definicji w polskim prawodawstwie starano się w maksymalnym stopniu zapewnić zgodność z dyrektywami zawierającymi regulacje z zakresu gospodarki odpadami, w szczególności z dyrektywą ramową, dyrektywą w sprawie odpadów niebezpiecznych, nową dyrektywą w sprawie składowisk odpadów z dyrektywami spalarniowymi i innymi.

Podstawowe definicje zawarte w nowej ustawie o odpadach stanowią przeniesienie do prawa polskiego definicji zawartych w odpowiednich przepisach (dyrektywach) Unii Europejskiej. Dotyczy to w szczególności definicji takich jak: odpady, odpady niebezpieczne, odpady komunalne, odzysk odpadów, unieszkodliwianie odpadów, posiadacz odpadów i in.. Część definicji została zmodyfikowana poprzez dostosowanie pojęć stosowanych w UE do terminologii stosowanej w Polsce. Zdecydowano się na przyjęcie unijnego określenia “odzysk odpadów”, który to termin ma szerszy zakres niż termin “wykorzystywanie odpadów”, którym posługuje się obecnie obowiązująca ustawa. Pojęcie “odzysk”, oprócz samego wykorzystywania odpadów obejmuje również inne działania, które w ostatecznym rezultacie prowadzą do wykorzystania odpadów.

### **Odpady niebezpieczne to:**

- 1) należące do kategorii lub rodzajów odpadów określonych na liście A załącznika nr 2 do ustawy oraz posiadające co najmniej jedną z właściwości wymienionych w załączniku nr 4 do ustawy lub
- 2) należące do kategorii lub rodzajów odpadów określonych na liście B załącznika nr 2 do ustawy i zawierające którykolwiek ze składników wymienionych w załączniku nr 3 do ustawy oraz posiadające co najmniej jedną z właściwości wymienionych w załączniku nr 4 do ustawy.

Powyższe zaszeregowanie kładzie główny nacisk na właściwości (charakterystyki) odpadów. Konsekwencją jest możliwość wykazania, że odpad, mimo iż zamieszczony na liście odpadów niebezpiecznych, w konkretnym przypadku nie jest odpadem niebezpiecznym, bowiem nie ma właściwości lub składników powodujących zaliczenie do odpadów niebezpiecznych. Oprócz listy odpadów niebezpiecznych (łącznie z katalogiem odpadów) przepisy wykonawcze określają metodykę referencyjną badań odpadów, umożliwiającą stwierdzenie, że konkretne odpady, mimo iż wymienione na liście odpadów niebezpiecznych, nie posiadają właściwości lub składników powodujących, że są odpadami niebezpiecznymi.

### **Gospodarowanie odpadami**

Rozumie się przez to zbieranie, transport, odzysk i unieszkodliwianie odpadów, w tym również nadzór nad takimi działaniami oraz nad miejscami unieszkodliwiania odpadów. Ustawodawca zdefiniował również pojęcia związane z gospodarowaniem odpadami:

- **Odzysk** – wszelkie działania nie stwarzające zagrożeń dla życia, zdrowia ludzi lub dla środowiska, prowadzące do wykorzystania odpadów w całości lub w części, lub do odzyskania z odpadów substancji, materiałów bądź energii i ich wykorzystania. Odzysk obejmuje przede wszystkim recykling i odzysk energii.
- **Odzysk energii** – termiczne przekształcenie odpadów w celu wykorzystania i odzyskania energii.
- **Recykling** – powtórne przetwarzanie substancji lub materiałów zawartych w odpadach w procesie produkcyjnym w celu uzyskania substancji lub materiału o przeznaczeniu pierwotnym lub o innym przeznaczeniu.
- **Recykling organiczny** – obróbka tlenowa lub beztlenowa odpadów, które ulegają rozkładowi biologicznemu w kontrolowanych warunkach, w wyniku której powstaje materia organiczna lub metan.
- **Unieszkodliwienie odpadów** – poddanie odpadów procesom przekształceń biologicznych, fizycznych lub chemicznych w celu doprowadzenia ich do stanu, który nie stwarza zagrożenia dla życia, zdrowia ludzi lub dla środowiska.

### **Zasady postępowania z odpadami:**

- 1) Naczelną zasadą jest pozbywanie się odpadów zgodnie z zasadami gospodarowania odpadami, wymaganiami ochrony środowiska oraz planami gospodarki odpadami.
- 2) Zakaz mieszania różnych rodzajów odpadów niebezpiecznych i odpadów i odpadów niebezpiecznych z innymi odpadami- dopuszczalne wyjątki, jeżeli mieszanie służy poprawie bezpieczeństwa procesu odzysku i unieszkodliwiania i nie nastąpi wzrost zagrożenia dla życia i zdrowia ludzi lub środowiska.
- 3) Zachowana została zasada, że transport odpadów niebezpiecznych ma się odbywać z zachowaniem przepisów obowiązujących przy transporcie materiałów niebezpiecznych.

### **Obowiązki posiadaczy odpadów:**

Obowiązki związane z wytwarzaniem odpadów. Obowiązki wytwórców odpadów są zróżnicowane w zależności od kilku czynników:

- czy są to odpady komunalne czy inne,
- czy wytwórca prowadzi własną technologię (posiada instalację) neutralizacji, deponowania i utylizacji powstałych przy produkcji swych wyrobów, poprodukcyjnych odpadów,
- czy są to odpady niebezpieczne czy inne niż niebezpieczne,
- ilości wytwarzanych odpadów.

Sankcje za naruszanie przepisów ustawy lub działanie niezgodne z decyzją zatwierdzającą program gospodarki odpadami niebezpiecznymi lub niezgodne ze złożoną informacją o wytwarzanych odpadach oraz o sposobach gospodarowania wytworzonymi odpadami są zbliżone do określonych w obecnie obowiązującej ustawie o odpadach.

### **Obowiązki związane z gospodarowaniem odpadami**

Pozbywanie się odpadów może następować tylko na rzecz uprawnionych podmiotów posiadających zezwolenie na prowadzenie działań w zakresie odzysku, unieszkodliwiania, transportu, zbiórki, chyba że dana działalność nie wymaga zezwolenia.

### **Odzysk i unieszkodliwienie odpadów**

Zezwolenie na prowadzenie działalności związanej unieszkodliwieniem odpadów niebezpiecznych będzie mogło być wydane po sprawdzeniu funkcjonowania instalacji i urządzeń służących do unieszkodliwiania oraz po uzyskaniu pozwolenia na użytkowanie obiektu w rozumieniu przepisów prawa budowlanego.

Obecnie na gospodarce odpadami można dobrze zarabiać – jest to działalność wybitnie komercyjna, prowadzona najczęściej przez firmy (spółki) prywatne [7]. Firmy te, szczególnie w początkowym okresie funkcjonowania, najczęściej nie dysponują odpowiednio wysokimi środkami finansowymi aby dopełnić wszystkie zalecenia dot. zabezpieczenia zarówno w zakresie neutralizacji jak deponowania oraz ewentualnej utylizacji odpadów. Równocześnie sam fakt wydawania – często w odniesieniu do bardzo rygorystycznych warunków uruchomienia działalności w zakresie gospodarki odpadami – koncesji na taką działalność jest źródłem wielu nieprawidłowości, często działań nieuczciwych, kryminogennych i jest źródłem konfliktów na linii administracja państwowa (samorządowa) – podmiot prawny gospodarki odpadami. Zatem praktyczne uruchomienie działalności gospodarczej, w tym zakresie neutralizacji, deponowania i utylizacji odpadów, jest niezwykle trudne w naszych polskich warunkach, tym bardziej, że dochodzi do tego konieczność przekonania społeczności lokalnej – prawie zawsze protestującej przeciwko tego typu inwestycjom – aby zaakceptowała taką działalność na swoim terenie.

Odnosząc się natomiast wprost do inwestycji termicznej likwidacji i utylizacji odpadów – zalecanych przez Unię Europejską – trzeba zwrócić uwagę na ocenę takich możliwości w warunkach naszego kraju, o czym informują prace prof. Piecucha [4,5,6,7]. Otóż prof. Piecuch ocenia iż opłacalność termicznego przerobu odpadów może osiągnąć spalarnia otrzymująca rocznie do utylizacji termicznej ponad 100 tys. ton odpadów. Taka spalarnia, to inwestycja przy założeniu maksymalnego oczyszczania spalin i pełnej gospodarki ściekowej (po oczyszczeniu spalin) oraz zagospodarowaniu pełnym wtórnych odpadów po przeróbce termicznej – w ocenie prof. Piecucha to rząd 150÷200 mln dolarów, ale opłacalna i samofinansująca się wówczas gdy dostawca odpadów będzie płacił spalarni ponad 400(420) zł za tonę tych odpadów plus koszty transportu, które też pokrywa dostawca. Przykładowo; dla miasta wielkości Białegostoku to rząd odpadów kilkudziesięciu tys. ton na rok do spalania – resztę trzeba dowieźć z promienia nawet do 100 km. Aby spalarnia funkcjonowała i nie zbankrutowała muszą więc być zapewnione gwarancje dostaw tych odpadów po ww. cenie – gdy za składowanie na wysypisku płaci się tylko około kilkanaście złotych za tonę. Dlatego też w ocenie prof. Piecucha najważniejszą i najtrudniejszą do pokonania barierą jest bariera finansowa dla funkcjonowania takiej inwestycji – a więc w tej sprawie dla warunków polskich wskazania o konieczności wdrażania inwestycji spalarnianych stają się w ocenie prof. Piecucha nierealne. Tymczasem istnieje w Polsce mocne lobby spalarniane forsujące spalarnie: m.in. inżynierowie energetycy prof. Janusz Wandrasz Politechnika Śląska [m.in. 3] lub też dr Tadeusz Pająk AGH Kraków [m.in. 10]. Ten awizowany tu problem wymagałby odrębnego potraktowania [4,5,7].

## **Ewidencja odpadów**

Zapisy dotyczące ewidencji uległy pewnym zmianom w celu dostosowania ewidencji do wymagań Sprawozdawczości UE, a także do nowych obowiązków posiadaczy odpadów.

## **Składowanie odpadów**

Wyróżnia się następujące typy składowisk odpadów: składowisko odpadów niebezpiecznych, składowisko odpadów obojętnych, składowisko odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne. Odpady przed składowaniem powinny być poddane obróbce w celu zmniejszenia zagrożenia dla życia, zdrowia ludzi lub dla środowiska, ilości lub objętości odpadów składowanych na składowisku.

Odpady powinny być składowane w sposób selektywny. Mieszanie jest dopuszczalne, jeżeli nie spowoduje pogorszenia uciążliwości dla środowiska.

Składowiska odpadów są obiektami budowlanymi; do których lokalizacji budowy i eksploatacji mają zastosowanie przepisy ustaw o zagospodarowaniu przestrzennym i Prawo budowlane. W celu zapewnienia prawidłowego funkcjonowania i eksploatacji składowiska odpadów, w tym przyjmowania na składowisko odpadów określonych rodzajów odpadów, ustanowiono obowiązek zatwierdzania instrukcji eksploatacyjnej składowiska odpadów w drodze decyzji. Ustawa wprowadza wymóg posiadania odpowiednich kwalifikacji przez kierownika spalarni odpadów niebezpiecznych (innego zakładu; w którym termicznie przekształca się odpady niebezpieczne) i kierownika składowiska odpadów. Kierownik spalarni odpadów niebezpiecznych lub składowiska odpadów zobowiązany jest do posiadania wymaganych kwalifikacji. Warunkiem uzyskania stwierdzenia kwalifikacji będzie złożenie egzaminu z wynikiem pozytywnym przed komisją egzaminacyjną powołaną przez wojewodę.

Tak potwierdzane kwalifikacje, przed tak powoływaną komisją egzaminacyjną, są także wysoce dyskusyjne i wymagają szerszego ustosunkowania się. Otóż, w praktyce, dany wojewoda nie musi być specjalistą w zakresie inżynierii środowiska – najczęściej nim nie jest – a więc opiera się na wskazaniach swego Wydziału Ochrony Środowiska (ściśle dyrektora tego Wydziału). bywa i tak – nawet często – że w tych wydziałach pracują osoby przypadkowe (nie posiadające ukończonych studiów w zakresie inżynierii środowiska) a często i kierownictwo tych Wydziałów nie posiada takiego dyplomu – a zatem jest z rozdania towarzyskiego lub politycznego. Tego typu przykłady należy też odnieść do władz centralnej administracji rządowej i parlamentarnej oraz tzw. rad nadzorczych przedsiębiorstw zajmujących się ochroną środowiska.

Równocześnie trzeba zwrócić uwagę na fakt, że osoby (nawet ze stosowanym cenzusem akademickim) pracujące wiele lat w urzędach stają się grupą urzędników formułujących ogromne ilości zarządzeń, wytycznych kontrolno-egzekucyjnych, urzędników “tonących w morzu” dokumentów, których jest

tak dużo i to stale nowych, iż czasem sami są w nich zagubieni (sprzeczności decyzyjne) – a w konsekwencji stopniowo zanika u nich wiedza merytoryczna, techniczna nabyta w okresie studiów, przy czym często ci urzędnicy nie są na bieżąco z rozwojem techniki i nowych technologii. Próba wdrożenia nowych technologii natrafia więc często na opór będący pochodną braku wiedzy. Nie należy też zapominać o często bardzo zachowawczej policji ekologicznej, jakim jest Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska i jej agendy terenowe.

Kto zatem ma tworzyć Komisję Egzaminacyjną i jakie są merytoryczne kryteria jej powołania?

Jeżeli odniesiemy ściśle takie kryteria merytoryczne do wiedzy i doświadczenia w zakresie termicznej utylizacji odpadów, to precyzyjnie ujmując w naszym kraju jest tylko kilka zespołów na uczelniach technicznych, które tą problematyką się zajmują (dr T. Pająk AGH, prof. T. Piecuch Politechnika Koszalińska, prof. L. Pawłowski Politechnika Lubelska, prof. J. Wandrasz Politechnika Śląska), chociaż nieco więcej zespołów się do tych działań przyznaje; są też zespoły w instytutach branżowych oraz przedstawicielstwa zachodnich koncernów spalarnianych stosujących mało obiektywny lobbing. Trzeba też stwierdzić, że ww. zespoły nie współpracują ze sobą, a w niektórych przypadkach konkurują, a wręcz pozostają w konflikcie (zupełnie inne jest np. podejście do zagadnienia termicznej utylizacji odpadów przez prof. Piecucha [4,5,6,7] niż przez prof. Wandrasza [10] czy dr-a Pajaka [3] – a więc i inne oceny – vide polemiki – Przegląd Komunalny Nr 2/1999, Nr 4/1999 oraz recenzja pracy [6] w Gaz, Woda i Technika Sanitarna Nr 5/1999.

Jeżeli więc taki egzamin ma dotyczyć wyłącznie znajomości przepisów – to skład komisji może być złożony z urzędników. Ponieważ przypisy się zmieniają stale, to dalej determinuje szkolenia i kolejne egzaminy. Jeżeli natomiast ma to być egzamin z wiedzy merytorycznej, to powinien odbywać się on np. w uczelniach, gdzie są zespoły merytoryczne działające w problematyce termicznej utylizacji odpadów.

### **3. Istniejące różnice w przepisach**

Inna filozofia dotycząca obaw przed składowaniem odpadów w Polsce i ich negatywnym wpływem na środowisko niż w Unii Europejskiej powoduje, że oczekuje się poważnych trudności we wdrożeniu wymagań omawianej dyrektywy. Przepisy polskie nie zawierają prawnego obowiązku opracowywania planów gospodarki odpadami, toteż działania w tym zakresie podejmowane są przez samorządy lokalne w sposób wyrywkowy. Polska rozpoczęła prace nad stworzeniem zintegrowanego systemu odzysku i unieszkodliwiania odpadów [np. praca doktorska Pawła Podwójciego nt. „Modelowanie optymalizacyjnego systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadów komunalnych: Politechnika

Warszawska, Wydział Inżynierii Środowiska, 2000r.], ale nadal niewielka ilość podmiotów gospodarczych zajmuje się tego rodzaju działalnością. Podejmowane prace nad stworzeniem systemów selektywnej zbiórki odpadów i od zyskiwania surowców wtórnych napotykają na trudności wskazują na konieczność prowadzenia szerokiej akcji edukacyjnej.

Wprowadzanie w życie postanowień dyrektywy odbywać się będzie w stopniowo. Rozpocznie się po jej pełnej transpozycji do prawa polskiego w 2000 roku, a wdrożenie wszystkich postanowień omawianej dyrektywy nastąpi do roku 2012. W omawianym okresie podjęte zostaną następujące działania:

- przygotowane zostaną lokalne i regionalne programy gospodarki odpadami;
- dokonana będzie weryfikacja, pod kątem ich zgodności z prawem LTE, istniejących programów gospodarki odpadami;
- przeprowadzone będą szkolenia zarówno dla pracowników administracji i jak i przemysłu w zakresie możliwości redukcji powstawania odpadów u źródła, zarządzania gospodarką odpadami;
- prowadzone będą negocjacje ze społecznościami lokalnymi tam, gdzie przewidywana będzie budowa zakładów przeróbki odpadów (kompostownie, sortownie, spalarnie, wysypiska itp.);
- realizowane będą niezbędne inwestycje;
- prowadzona będzie kampania edukacyjna w zakresie selektywnej zbiórki odpadów.

Ze względu na znaczną ilość przedsięwzięć inwestycyjnych i organizacyjnych koniecznych dla wdrożenia wymagań Dyrektywy 75/442/EWG, Polska wnosi w tym zakresie o 10-letni okres przejściowy, który będzie trwał do 31 grudnia 2012 roku.

Dyrektywa 91/689/EWG formułuje wspólnotową definicję odpadów niebezpiecznych, określa kryteria klasyfikacji odpadów niebezpiecznych, a także środków transportu odpadów. Zidentyfikowany strumień odpadów niebezpiecznych oszacowano w Polsce w i 997 roku na 4 mln ton. Z tej ilości około 2,9 mln ton wykorzystano gospodarczo, 0,9 mln ton zdeponowano na składowiskach, a 0,2 mln ton unieszkodliwiono w sposób bardziej zaawansowany (spalono, zestalono itp.). Zgodnie z obowiązującymi w Polsce przepisami jedynie zakłady przemysłowe (wytwarzające odpady niebezpieczne lub inne w ilości ponad 1000 ton) tworzą programy gospodarki odpadami, obowiązku takiego nie ma w odniesieniu do tworzenia planów lokalnych lub regionalnych. Polska przygotowała program inwestycyjny w zakresie dostosowywania do wymagań dyrektywy. Realizacja tego programu rozpocznie się po pełnej transpozycji Dyrektywy 91/689/EWG do prawa polskiego w 2000 roku, a wdrożenie wszystkich postanowień omawianej dyrektywy nastąpi do roku 2012.

W omawianym okresie podjęte zostaną następujące działania:

- 1) przygotowane zostaną regionalne oraz krajowy programy gospodarki odpadami niebezpiecznymi;
- 2) prowadzone będą negocjacje ze społecznościami lokalnymi tam, gdzie przewidywana będzie budowa zakładów przeróbki i unieszkodliwiania odpadów niebezpiecznych;
- 3) realizowane będą programy gospodarki odpadami niebezpiecznymi.

Ze względu na znaczną ilość działań, koniecznych dla wdrożenia wymagań Dyrektywy 91/689/EWG, Polska wnosi w tym zakresie o 10-letni okres przejściowy, który będzie trwał do 31 grudnia 2012 roku [9].

Należy więc w tym miejscu zauważyć, że o ile nasz kraj ma naprawdę w praktyce dostosować się do wytycznych Unii Europejskiej, to perspektywy zatrudnienia dobrych absolwentów naszych politechnik kierunków inżynierii środowiska – absolwentów ze znajomością języków obcych (głównie j. angielskiego) nie są najgorsze.

#### **4. Charakterystyka uwarunkowań ekonomiczno-organizacyjnych**

Do końca 1997 roku w Polsce nagromadzono ponad 2 mld ton odpadów przemysłowych. Roczna ilość wytwarzania odpadów przemysłowych wahała się od 143,9 mln ton w 1990 roku do 124,5 mln ton w roku 1997, przy czym spadek notowany był tylko w latach 1990÷1995 i wyniósł 14,7% natomiast od roku 1995 do roku 1997 ilość wytwarzanych odpadów wzrosła o 1,4%.

W 1997 roku, w ogólnej ilości wytworzonych odpadów przemysłowych, około 4 mln ton, tj. 3,2%, stanowiły odpady niebezpieczne, tj. takie, które ze względu na swoje pochodzenie, skład chemiczny, biologiczny, inne właściwości i okoliczności stanowiły zagrożenie dla życia lub zdrowia ludzi albo środowiska.

Wśród odpadów niebezpiecznych przeważały osady i szlamy z mokrych technologii chemicznych i hutniczych, odpady petrochemiczne, garbarskie, lakiernicze, poszpitalne, z przemysłu farmaceutycznego, rolnictwa i leśnictwa.

Z ogólnej ilości około 4 mln ton odpadów niebezpiecznych, wytworzonych w 1997r., około 2,9 mln ton wykorzystano gospodarczo, niewielką część — około 0,2 mln ton unieszkodliwiono, ponad 0,9 mln ton zdeponowano na 2165 składowiskach, a około 30 tys. ton wywieziono za granicę.

Największe ilości odpadów niebezpiecznych w 1997 roku wytworzono w byłych województwach legnickim – około 1,3 mln ton, katowickim – około 0,8 mln ton i krakowskim – około 0,2 mln ton. Wśród największych wytwórców odpadów niebezpiecznych znajdowały się zakłady zaliczone do najbardziej uciążliwych dla środowiska, umieszczone na tzw. Liście SO oraz na listach



województwach.

Kontrole przeprowadzone przez Najwyższą Izbę Kontroli, dotyczące gospodarki odpadami komunalnymi i przemysłowymi, wykazały, że przeważająca ilość zakładów przemysłowych nie przestrzega w pełni przepisów prawa o ochronie środowiska przed odpadami. Celem kontroli było:

- ocena realizacji polityki państwa na rzecz ochrony środowiska przed odpadami niebezpiecznymi
- ograniczenie ujemnego wpływu na środowisko składowisk odpadów niebezpiecznych
- ocena funkcjonowania systemu opłat za składowanie odpadów niebezpiecznych i kar wymierzonych za niezgodne z przepisami postępowanie z tymi odpadami.

Kontrola wykazała niedostateczne przestrzeganie przepisów o ochronie środowiska przed odpadami niebezpiecznymi przez organy administracji rządowej oraz przez zakłady prowadzące działalność związaną z wytwarzaniem bądź usuwaniem odpadów niebezpiecznych.

Zakłady często nie posiadały uregulowanego stanu formalnoprawnego w zakresie wytwarzania, wykorzystania i unieszkodliwiania odpadów, a liczne składowiska tych odpadów, niedostatecznie zabezpieczone, powodowały zanieczyszczenie środowiska – głównie wód podziemnych i powierzchniowych. W wyniku dotychczasowych kontroli ustalono ponadto, że zakłady podejmowały niewystarczające działania w kierunku ograniczenia ilości wytwarzanych odpadów i zwiększenia ich gospodarczego wykorzystania bądź bezpiecznego dla środowiska unieszkodliwiania odpadów. Kontrole wykazały również nieprawidłowości w naliczaniu i egzekwowaniu opłat za składowanie odpadów oraz niedostateczny nadzór Inspekcji Ochrony Środowiska nad jednostkami prowadzącymi gospodarkę odpadami [12].

## **5. Międzynarodowy obrót odpadami**

Przepisy ustawy regulują również międzynarodowy obrót odpadami polegający na przywozie odpadów z zagranicy na terytorium państwa polskiego, przewozie odpadów pochodzących z zagranicy przez terytorium państwa polskiego oraz wywozie odpadów za granicę terytorium państwa polskiego. Ustawa o odpadach w stosunku do obrotu odpadami niebezpiecznymi zaostrzyła rygory postępowania. Ustawa zakazała przywozu z zagranicy odpadów niebezpiecznych. Wywóz za granicę odpadów niebezpiecznych jest dopuszczany wyłącznie za zezwoleniem Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, jeżeli sposób postępowania z odpadami za granicą będzie bezpieczny dla środowiska państwa przyjmującego odpady niebezpieczne oraz państw, przez których terytoria odpady te będą przewożone. Na przewóz odpadów niebezpiecznych przez terytorium pań-

stwa polskiego wydaje się zezwolenie na czas oznaczony.

Minister Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa w rozporządzeniu z dnia 6 kwietnia 1998 roku określił listę odpadów, których przywożenie z zagranicy nie wymaga zezwolenia Głównego Inspektora Ochrony Środowiska.

Zasady dotyczące międzynarodowego obrotu odpadami nie uległy zmianom. Regulacja obecna jest oparta o wymagania Konwencji Bazylejskiej. W projekcie ustawy o odpadach utrzymany zostaje generalnie zakaz przywozu z zagranicy odpadów niebezpiecznych, chociaż ustawa zawiera upoważnienie do określenia w drodze, rozporządzenia odpadów niebezpiecznych dopuszczonych do przywozu z zagranicy za zezwoleniem Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, ze względu na potrzeby gospodarki narodowej. Przywóz pozostałych odpadów oraz tranzyt będzie nadal wymagał zezwolenia Głównego Inspektora Ochrony Środowiska.

Dokonano jedynie dostosowania dotychczas obowiązującego nazewnictwa do przyjętego w projektowanej ustawie. Ponadto rozszerzono możliwość odbioru bez ograniczeń odpadów przekazywanych do urzędów odbiorczych w portach morskich, rzecznych i lotniczych o odpady pochodzące ze sztucznych wysp, konstrukcji i urzędów o polskiej przynależności oraz z polskich stacji badawczych w Antarktyce. Dodany został również zapis zakazujący przywozu z zagranicy odpadów wymieszanych z przedmiotami lub substancjami nie będącymi odpadami. Regulacja powyższa będzie miała charakter jedynie czasowy.

Obecna regulacja jest oparta o wymagania Konwencji Bazylejskiej. Z chwilą przystąpienia Polski do Unii Europejskiej zaczną w zakresie międzynarodowego obrotu odpadami obowiązywać przepisy Rozporządzenia Rady 259/93/EEC z dnia 1 lutego 1993 roku w sprawie nadzoru i kontroli przesyłania odpadów i oraz Rozporządzenia Rady 1420/1999/EC z dnia 29 kwietnia 1999 roku ustanawiające wspólne zasady i procedury stosowane do przesyłania niektórych rodzajów odpadów do pewnych krajów nie będących członkami OECD (OJ L 166 Ol .07.99 p.6), które będą obowiązywały Polskę jako państwo członkowskie "wprost", tzn. bez potrzeby odrębnego wprowadzania tych regulacji do systemu prawa krajowego [1].

## **6. Podsumowanie**

W chwili obecnej ochrona środowiska przed odpadami jest priorytetowym zadaniem służb ochrony środowiska w Polsce. Ze względu na wieloletnie zaniedbania w tej dziedzinie rozwiązanie tego problemu wymagać będzie znacznych nakładów finansowych, zmian instytucjonalnych i technologicznych, a także prowadzenia szerokich działań edukacyjnych i negocjacji ze społecznościami lokalnymi. Koszt wdrożenia przepisów UE w zakresie ochrony środowiska

ska przed odpadami ocenia się na sumę nie mniejszą niż 4 miliardy euro.

Podstawowym sposobem usuwania odpadów w Polsce jest ich deponowanie na składowiskach. W 1997 roku wytworzono 12,2 mln ton odpadów komunalnych, z których 219. tys. ton (1,8%) poddanych zostało kompostowaniu, z całej masy odpadów komunalnych wyselekcjonowano około 2% surowców wtórnych, które poddano recyklingowi. Podobna sytuacja występuje w przypadku odpadów przemysłowych; około 33% wytwarzanych corocznie odpadów tego typu składowana jest na wysypiskach. Chociaż w ciągu ostatnich trzech lat rozpoczęto intensywne działania na rzecz poprawy sytuacji w omawianym zakresie, konieczne są dalsze działania i nakłady finansowe. Podejmowane w ostatnich latach próby budowy spalarni odpadów spotykają się z bardzo ostrymi protestami społecznymi, w efekcie czego niewiele z planowanych inwestycji tego typu zostało zrealizowanych (Dębogórze k/Gdańska, Dąbrowa Górnicza – firma LOBBE Niemcy, Brzeg Dolny – Zakłady Chemiczne ROKITA, Warszawa – Dzielnica Targówek). Na podobne protesty społeczności lokalnych napotykać próby lokalizacji urządzeń do unieszkodliwiania odpadów niebezpiecznych, instalacji do kompostowania odpadów, sortowni odpadów i składowisk.

Wreszcie na zakończenie warto przypomnieć jeszcze jeden problem. Otóż w państwach UE wykształciły się nieco odmienne poglądy na istotę samego procesu harmonizacji prawa krajowego z normami UE. W koncepcji tej prawodawstwo unijne, zwłaszcza w zakresie stawianych celów stanowi do pewnego stopnia model idealny, do którego można się co najwyżej zbliżyć, ale nie sposób spełnić jego wszystkich założeń. Fakt zaś, że ostateczny kształt regulacji odpadowych jest wypadkową interesów ochrony środowiska i gospodarki, a co za tym idzie brak konsekwentnego stanowiska Komisji i ETS powoduje, że teoretycznie w każdym przypadku nasze prawodawstwo może zostać uznane za niekompatybilne z normami UE: jeśli nie jako zbyt liberalne w zakresie ochrony środowiska, to jako zbyt restryktywną w zakresie gospodarki [2].

## Literatura

1. **Durczmal M.:** Nowa ustawa o odpadach, „Prawo i środowisko”, 1/2001.
2. **Gubrynowicz A.:** Projekt ustawy o odpadach w świetle norm Unii Europejskiej, „Prawo i środowisko”, 1/2000.
3. **Pająk T.** Termiczna utylizacja odpadów komunalnych jako element współczesnej kompleksowej gospodarki odpadami. Przegląd komunalny nr 3/1998.
4. **Piecuch T.:** Ekonomiczne aspekty termicznej utylizacji odpadów. V Ogólnopolska Konferencja Naukowa nt. „Kompleksowe i Szczegółowe Problemy Inżynierii Środowiska” Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska – Seria Inżynieria Środowiska Nr 20/2001.
5. **Piecuch T.:** Termiczna utylizacja odpadów – wdrażać czy nie? Monografia, Wydawnictwo Komisji Ekosfery Polskiej Akademii Nauk. (stron 72), Szczecin 1999.

6. **Piecuch T.:** Termiczna utylizacja odpadów i ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Podręcznik (stron 444), Koszalin 1998.
7. **Piecuch T.:** Termiczna utylizacja odpadów. Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 2. rok 2000.
8. **Świątek W.:** Przepisy Unii Europejskiej w zakresie odpadów niebezpiecznych i specjalnych, "Czystsza produkcja w Polsce", 2/2001.
9. **Świątek W.:** Stanowisko negocjacyjne Polski w obszarze środowisko, "Prawo i środowisko", 2/2000.
10. **Wandrasz J.** Gospodarka odpadami medycznymi. Wydawnictwo ABRYŚ. Podręcznik. (462 strony), Poznań 2000.
11. **Wójcik P.:** Nowe ustawy ante portas, "Prawo i środowisko", 1/2000.
12. **Wójcik P.:** Postępowanie z odpadami niebezpiecznymi, "Prawo i środowisko", 4/2000.
13. <http://www.odpady.net.pl/publikacje/nik2.htm>
14. <http://www.ekoinfo.pl>
15. Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001r. w sprawie katalogu odpadów
16. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. z 2001r. Nr 62, poz. 627
17. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001r. o odpadach (Dz.U. z 2001r. Nr 62, poz. 628
18. Ustawa o odpadach. Dz.U.2001.62.628 z dnia 20 czerwca 2001 roku
19. Prawo ochrony środowiska . Dz.U.2001.62.627 z dnia 20 czerwca 2001 roku
20. Rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie stawek opłat produktowych z dnia 11.09.2001 roku Dz.U.2001.116.1235
21. Rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie rocznych poziomów odzysku i recyklingu odpadów opakowaniowych i poużytkowych dnia 30 czerwca 2001 roku Dz.U.2001.69.719
22. Dyrektywy ramowej o odpadach 75/442/EWG
23. Dyrektywy 91/689/WE w sprawie odpadów niebezpiecznych
24. Dyrektywy 75/439/EWG w sprawie olejów odpadowych
25. Dyrektywy 91/157/EWG w sprawie baterii i akumulatorów
26. Dyrektywy 96/59/WE w sprawie usuwania PCB i PCT

## **Adapting Polish Environment Protection Law Concerning Hazardous and Industrial Waste Management To Requirements Of EU**

### **Abstract**

Adapting Polish legislation to the standards currently in force in the EU will not be an easy task, and waste, due to appearing difference of interests and some appearing discrepancies in the EU legislation, will become an issue where it will be very difficult to reach full harmonization of Polish standards with EU legislation [2].

For example: the issue of thermal waste liquidation and utilization – recommended by EU. Prof. Piecuch [4,5,6,7] assesses that profitability of thermal waste processing may reach waste incineration plant which gets more than 100 thousands of tons of waste for thermal utilization each year. Prof. Piecuch also assesses that such waste incineration plant will cost 150÷200 million USD, assuming that it is equipped with full treatment of incineration gases, wastewater management and utilization of secondary wastes. Such waste incineration plant will be profitable and self financing only when deliverer of waste will pay the waste incineration plant 400÷420 Polish zlotys for each ton of waste. Currently the same deliverer pays 12÷19 zlotys for land-filling of one ton of waste. Taking Białystok as an example – it produces annually a few dozens of thousands of tons of waste for incineration – the rest must be brought even from towns 100 km away. That is why prof. Piecuch thinks that the most important and the hardest obstacle to overcome is financial barrier of such investment functioning. Thus under Polish condition the EU recommendations concerning application of thermal utilization of waste become, in prof. Piecuch's opinion, unreal.

For the issues of waste the key significance have first of all: Directive 75/442/EWG concerning waste (also called frame directive) and Directive 91/689/EWG concerning hazardous waste. Both directives are peculiar foundation of the whole EU waste management system. Solutions in those directives are the base of other legislative acts which concern those issues.

The directive, which under conditions in Poland, may appear to be especially difficult to harmonize with Polish legislation is the one accepted by the EU on the 26th of April 1999 – Directive 99/31/WE concerning waste disposal. Regardless of technical and financial issues it seems that also in this case only partial transposition of the EU solutions is included within the project of the new act concerning waste management in Poland.

## **Badanie zależności między wydajnością a jakością podczyszczania ścieków w procesie sorpcji**

*Tadeusz Piecuch, Jacek Piekarski, Emilia Knut  
Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

Proces sorpcji jest jednym z podstawowych procesów stosowanych do uzdatniania wody, oczyszczania ścieków oraz oczyszczania spalin. W wypadku ścieków i spalin można bardziej precyzyjnie określać zastosowanie tego procesu jako doczyszczanie, np.: uzupełniające lub końcowe [11].

Zwykle w obiegach wodno-mułowych zakładów przemysłowych oczyszczających ścieki poprodukcyjne, bądź też w instalacjach oczyszczania spalin, proces sorpcji bywa ostatnim węzłem takiej technologii [11].

Proces sorpcji który odbywa się najczęściej na węglach aktywnych bądź też ostatnio na znajdujących co raz szersze zastosowanie zeolitach [2], jest procesem bardzo dobrym, skutecznym i dosyć wygodnym technologicznie, aczkolwiek nie jest procesem tanim. Dzieje się tak dlatego, że pojemność sorpcyjna węgla aktywnego, zeolitu czy innych sorbentów zmniejsza się z czasem użytkowania złoża sorpcyjnego, i to zmniejsza się tym szybciej, im większy ładunek zanieczyszczeń występuje w medium nadanym do procesu sorpcji, a szczególnie wówczas, gdy nadane medium jest układem dwufazowym (tzn. ciało stałe-ciecz lub ciało stałe-gaz) i wówczas tworzą się tzw. pokrycia mułowe (pyłowe) powierzchni ziaren sorbentu. Skracą to jego czas pracy, a jednocześnie złożo sorpcyjne staje się złożem filtracyjnym w szczególności z procesem filtracji kolmatacyjnej. Dlatego też przed użytkownikami sorbentów do oczyszczania ścieków lub spalin staje dylemat optymalizacyjny, który musi stanowić kompromis między jakością pracy złoża sorpcyjnego a jego wydajnością, liczoną jako przepływ przez złożo z jednej strony oraz kosztami zużycia sorbentu z drugiej.

Oczywiście sorbent można regenerować, ale stanowi to określony problem procesowy, a także powoduje dodatkowe koszty, szczególnie dotyczące konieczności oczyszczenia płynu popłuczego (ścieków lub gazu) [2]. Dlatego, aby ten problem ograniczyć w przypadku zużytych węgli aktywnych, po prostu spala się je w piecach, ale jest to tylko wygodne, co nie oznacza, że stanowi ekologicznie zalecane postępowanie. Uwolnione w procesie szybkiego utleniania z węgli aktywnych zanieczyszczenia przechodzą bowiem do spalin, które znowu się oczyszcza, między innymi na świeżych węglach aktywnych, a tym samym przysłowiowe koło się zamyka.

Efekt podczyszczania płynów na złożu sorpcyjnym można łatwo i skutecznie technicznie zwiększać wydłużając wysokość kolumny sorpcyjnej, a tym samym czas kontaktu przepływającego medium ze złożem, ale gdzieś po drodze pojawia się bariera ekonomiczna, która może być i jest w praktyce często różna dla różnych zakładów przemysłowych. Tylko niektóre mogą sobie na określony luksus użytkowania sorbentów w mniejszym lub większym stopniu pozwolić.

Biorąc powyższe pod rozwagę ciekawym wydaje się określenie zależności między wydajnością pracy złoża sorpcyjnego, a jakością podczyszczania ścieków w procesie sorpcji – co w sensie trendu można od razu przewidzieć jako interakcję odwrotną (tzw. negatywną), natomiast chodzi tu o określenie przedziału wartości tych zmian na konkretnym przykładzie ścieku przemysłowego.

## 2. Metoda prowadzenia badań

Do badań modelowych procesu sorpcji w zakresie określenia korelacji pomiędzy wydajnością a jakością tego procesu użyto ścieku poprodukcyjnego pobranego z obiegu wodno-ściekowego zakładu przetwórstwa „Super-Fish” w Kukince obok Ustronia Morskiego – który jest oryginalną technologią zaproponowaną na bazie badań, a następnie projektu Katedry Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej i wybudowaną przez Przedsiębiorstwo „Stolrem” z Koszalina [9,10].

Ściekiem użytym do badań był wstępnie podczyszczony w procesie flotacji a potem koagulacji i sedymentacji grawitacyjnej w odmulniku typu Dorra ściek poprodukcyjny zdekantowany w tym odmulniku o charakterystyce podanej w tablicy 1. Procesy flotacji, koagulacji i sedymentacji grawitacyjnej znajdują zastosowanie dla podczyszczania tego typu ścieków [5,12].

**Tabela 1.** Analiza składu ścieków pobranych do badań 14.11.2001 r. z Zakładu Przetwórstwa Ryb „SUPER FISH” w Kukince obok Ustronia Morskiego

**Table 1.** Composition of wastewater taken for research on 14<sup>th</sup> of November 2001 form Fish Processing Plant “SUPER FISH” in Kukinka near Ustronie Morskie

Wskaźnik	Sym.	Jedn.	Wartość	Norma*	Warunki**
Odczyn	pH	–	8,87	6,5÷9,0	6,5÷9,0
Zawiesina ogólna	Z	mg/dm <sup>3</sup>	557	50	330
Substancje rozpuszczone	S <sub>R</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	14349	2000	1000
Sucha pozostałość	S <sub>P</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	14906	2050	1330
Chemiczne zapotrzebowanie tlenu	ChZT	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	2820	150	1000
Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	2232	30	700
Ekstrakt eterowy	E <sub>E</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	49	50	50

\* – Dz. U. 91.116.503 Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi [13],

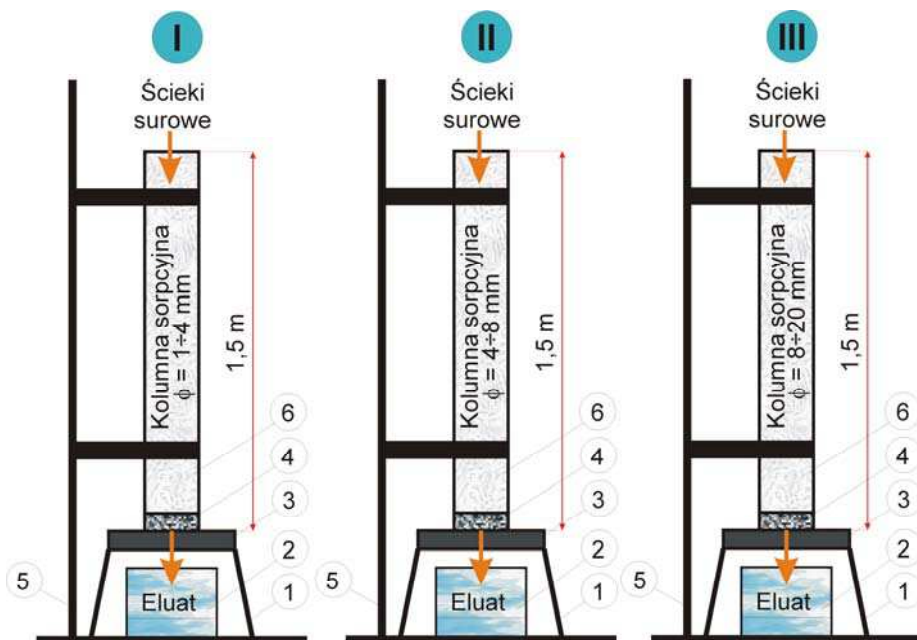
\*\* – Warunki jakim powinny odpowiadać podczyszczone ścieki w zakładzie „SUPER FISH” kierowane do Kołobrzesckiej Oczyszczalni Ścieków w Grzybowie.

Do przeprowadzenia badań skonstruowano stanowiska pomiarowe składające się z trzech kolumn sorpcyjnych o średnicy 41,2 mm, wypełnionych na wysokość 1,5 m węglem aktywnym o uziarnieniu (rysunek 1):

- ❖ I kolumna – węgiel aktywny 1÷4 mm;
- ❖ II kolumna – węgiel aktywny 4÷8 mm;
- ❖ III kolumna – węgiel aktywny 8÷20 mm.

Do wypełnienia kolumn użyto węgla produkowanego w Raciborzu przez firmę „CARBON”, którego parametry podano w tablicy 2.





**Rys. 1.** Schemat laboratoryjnej kolumny sorpcyjnej (1 – statyw sita, 2 – naczynie na eluat, 3 – normatywne sito, 4 – żwirowa warstwa podtrzymująca, 5 – statyw, 6 – wypełnienie kolumny)

**Fig. 1.** Diagram of laboratory sorptional column (1 – sieve stand, 2 – vessel for eluate, 3 – standardized sieve, 4 – gravel support layer, 5 – stand, 6 – column packing)

**Tabela 2.** Podział węgla ziarnistych i typowe właściwości sorbentów

**Table 2.** Division of granular carbons and typical properties of sorbents

Właściwość węgla	Jednostka	Charakterystyka frakcji		
Stopień rozdrobnienia	-	kaszka	kaszka	kostka
Uziarnienie	mm	1÷4	4÷8	8÷20
Zawartość popiołu, max	%	12	8	8
Zawartość wilgoci, max	%	8	8	8
Gęstość nasypowa	g/dm <sup>3</sup>	250	235	220
Powierzchnia właściwa	m <sup>2</sup> /g	650	600	550
Odczyn, min.	pH	8	8	8
Liczba metylenowa	-	8	7	6
Liczba jodowa, min.	mg/g	650	600	550

Jako ruszt podtrzymujący złożę wykorzystano sита normatywne dobrane stosownie do wielkości frakcji ziarnowej i wynoszące odpowiednio: 1 mm, 3,5 mm, 6,3 mm. Pomiędzy sitem a węglem znajduje się warstwa żwiru o uziarnieniu zbliżonym do przesiewu oczek sита.

### 3. Opis i analiza badań

Oczyszczanie ścieków metodą sorpcji na węglu aktywnym ziarnistym zależy między innymi od właściwości fizyczno-chemicznych użytego węgla aktywnego, ilości i jakości zanieczyszczeń oraz parametrów przepływu [1,4,6,7]. Należy również zwrócić uwagę na odpowiednie przygotowanie oczyszczanego medium, polegające na usunięciu znacznej części ciała stałego z zawieszin, co w niniejszej pracy ma miejsce podczas koagulacji i sedymentacji w drugim węźle technologicznym.

#### 3.1. Czas i prędkość przepływu oraz obciążenie złoża

Wyniki badań wpływu zmian wielkości frakcji ziarnowej  $\phi$  [mm] na wartość czasu przepływu, prędkości przepływu oraz obciążenia złoża węgla aktywnego wodą i ściekami w ilości 2 dm<sup>3</sup> w procesie sorpcji zawarto w tablicy 3 i przedstawiono na rysunku 2 i 3.

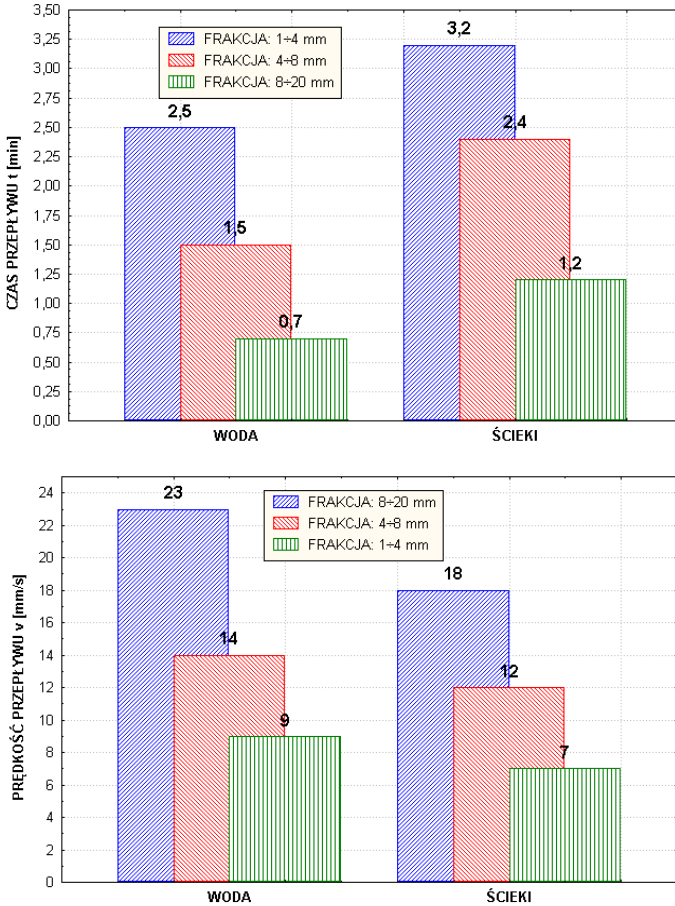
Analiza wyników badań wskazuje, że przy wzroście wielkości frakcji ziarnowej z 1÷4 mm do 4÷8 mm wartość czasu przepływu przez złożę – rysunek 1, obniża się w przypadku stosowania wody z około 2,5 min do około 0,7 min, natomiast w przypadku ścieków z 3,2 min do około 1,2 min – tablica 3.

**Tabela 3.** Wyniki badań wpływu zmian wielkości frakcji ziarnowej  $\phi$  [mm] na wartość czasu przepływu  $t$  [min], prędkości przepływu  $v$  [mm/s] oraz wartość obciążenia kolumny, o wysokości  $H = 1,5$  m i średnicy  $f = 4,12$  cm, złoża węgla aktywnego  $O$  [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h] wodą oraz ściekami w ilości 2 dm<sup>3</sup> w procesie sorpcji

**Table 3.** Results of research on influence of granular fraction size  $\phi$  [mm] on flow time  $t$  [min], flow velocity  $v$  [mm/s] and column load with height  $H = 1.5$  m and diameter  $f = 4.12$  cm, active carbon bed  $O$  [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h] with 2 dm<sup>3</sup> of water and wastewater during sorption process

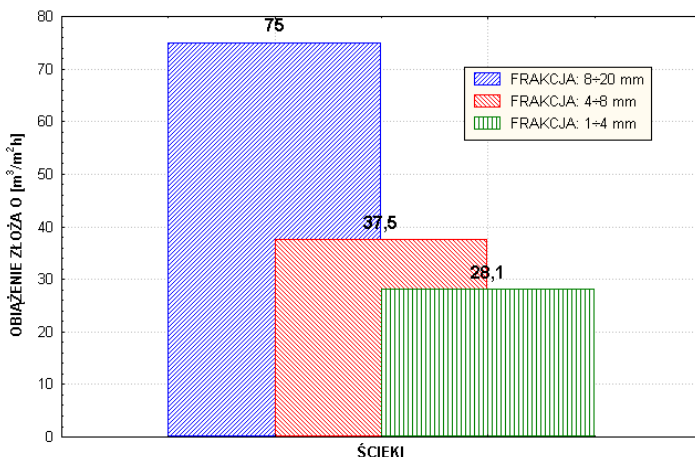
Oznac.	Sym.	Jedn.	Frakcja $\phi$ [mm]					
			1÷4		4÷8		8÷20	
			Woda	Ścieki	Woda	Ścieki	Woda	Ścieki
Czas	t	min	2,5	3,2	1,5	2,4	0,7	1,2
Prędkość	v	mm/s	9	7	14	12	23	18
Obciążenie	O	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h	-	28,1	-	37,5	-	75

Jednocześnie, co jest oczywiste, wzrasta prędkość przepływu z około 9 mm/s do około 23 mm/s w przypadku wody oraz z około 7 mm/s do około 18 mm/s w przypadku ścieków – rysunek 2. Skutkiem większej prędkości przepływu ścieków przez kolumnę sorpcyjną, spowodowanej większą średnicą ziaren węgla aktywnego, jest większa wydajność wyrażona wskaźnikiem obciążenia złoża ściekami, który wzrasta odpowiednio z około 28,1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h do około 75 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h – rysunek 3.



**Rys. 2.** Diagram obniżki wartości czasu  $t$  [min] oraz prędkości przepływu  $v$  [mm/s] wody i ścieków w procesie sorpcji na złożu węgla aktywnego o różnej wielkości frakcji ziarnowej  $\phi$  [mm]

**Fig. 2.** Diagram of flow time  $t$  [min] and flow velocity  $v$  [mm/s] of water and wastewater reduction during sorption process on active carbon bed with different granular fraction size  $\phi$  [mm]



**Rys 3.** Diagram obniżki wartości obciążenia złoża O [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h] ściekami w procesie sorpcji na złożu węgla aktywnego o różnej wielkości frakcji ziarnowej φ [mm]

**Fig. 3.** Diagram of bed load O [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h] with wastewater reduction during process of sorption on active carbon bed with different granular fraction size φ [mm]

### 3.2. Frakcja 1÷4 mm

Wyniki badań wpływu zmian wielkości porcji ścieków na zmianę wartości podstawowych wskaźników w eluacie po procesie sorpcji na węglu aktywnym o uziarnieniu od 1 mm do 4 mm przedstawiono w tablicy 4 oraz na rysunku 4.

Analiza wyników badań wskazuje, że w rozważanym węźle technologicznym przejście porcji ścieków w ilości od 2,00 dm<sup>3</sup> do 6,00 dm<sup>3</sup> przez złożo węgla aktywnego ziarnistego o wielkości frakcji od 1 mm do 4 mm powoduje obniżenie wartości rozpatrywanych wskaźników takich jak: chemiczne zapotrzebowanie tlenu, biochemiczne zapotrzebowanie tlenu, zawiesina ogólna oraz ekstrakt eterowy w granicach około 46÷58%. W przypadku wskaźników: substancji rozpuszczonych oraz suchej pozostałości uzyskano niewielką obniżkę wynoszącą odpowiednio od 14% do 16%. Wartość wskaźnika odczynu uległa niewielkiemu podwyższeniu, równemu maksymalnie 1,4%.

Duża wartość wskaźnika substancji rozpuszczonych wynika ze stosowania odczynników w węzłach poprzedzających proces sorpcji tj.: flotacji i koagulacji w odmulniku Dorra – niezależnie od substancji rozpuszczonych będących bezpośrednio efektem procesu przetwórstwa ryb.

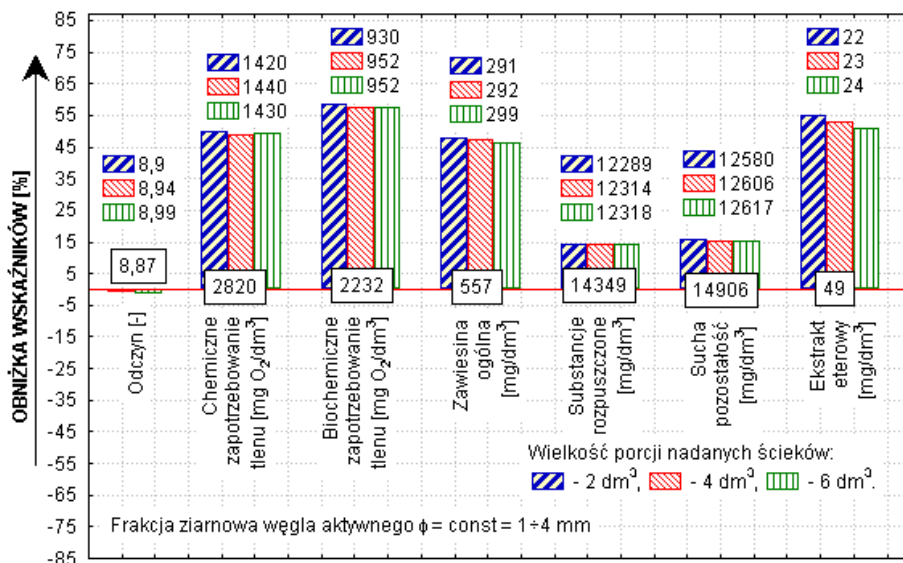
**Tabela 4.** Wyniki badań podczyszczania ścieków w procesie sorpcji przy różnym uziarnieniu sorbentu  
**Table 4.** Results of research on wastewater pre-treatment using sorption process by different sorbent graining

Wskaźnik	Symbol	Jedn.	Ścieki Surowe ***	Uziarnienie węgla aktywnego $\phi$ [mm]									Norma *	Umowa **
				1÷4			4÷8			8÷20				
				2 dm <sup>3</sup>	4 dm <sup>3</sup>	6 dm <sup>3</sup>	2 dm <sup>3</sup>	4 dm <sup>3</sup>	6 dm <sup>3</sup>	2 dm <sup>3</sup>	4 dm <sup>3</sup>	6 dm <sup>3</sup>		
Odczyn	pH	pH	8,87	8,90	8,94	8,99	8,83	8,89	8,92	8,86	8,92	8,98	6,5÷9,0	6,5÷9,0
Chemiczne zapotrzebowanie tlenu	ChZT	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	2820	1420	1440	1430	2500	2520	2530	2700	2720	2710	150	1000
Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	2232	930	952	952	1768	1632	1632	1904	1904	1904	30	700
Zawiesina ogólna	Z <sub>O</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	557	291	292	299	346	344	352	421	418	423	50	330
Substancje rozpuszczone	S <sub>R</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	14349	12289	12314	12318	13266	13298	13310	13374	13376	13385	2000	1000
Sucha pozostałość	S <sub>P</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	14906	12580	12606	12617	13612	13642	13662	13795	13794	13808	2050	1330
Ekstrakt eterowy	E <sub>E</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	49	22	23	24	32	34	33	42	42	43	50	50

\* – Dz. U. 91.116.503 Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi [13]

\*\* – warunki jakim powinny odpowiadać podczyszczone ścieki w zakładzie „SUPER FISH” kierowane do oczyszczalni ścieków w Grzybowie

\*\*\* – ścieki po procesie flotacji, koagulacji oraz sedymentacji grawitacyjnej  – wskaźnik spełniający warunki normatywne



Rys. 4. Diagram procentowej obniżki wartości podstawowych wskaźników chemicznych po flotacji, koagulacji, sedymentacji grawitacyjnej i sorpcji w kolumnie wypełnionej węglem aktywnym ziarnistym o wielkości frakcji  $\phi = 1\div 4 \text{ mm}$  dla różnych wielkości porcji ścieków  $Q \text{ [dm}^3\text{]}$  z przetwórstwa ryb

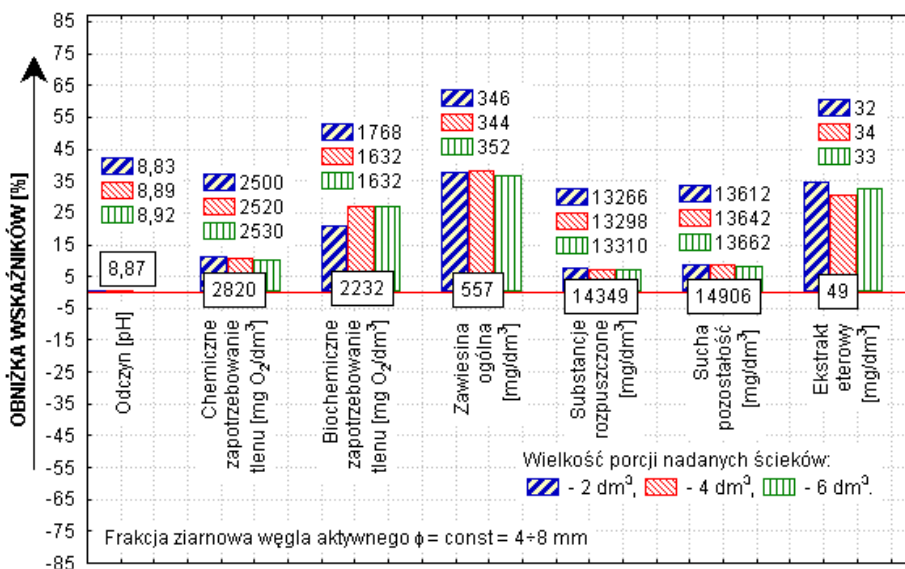
Fig. 4. Diagram of percentage reduction of basic chemical indices after flotation, coagulation, gravitational sedimentation and sorption in column filled with granular active carbon with fraction size  $\phi = 1\div 4 \text{ mm}$  for different amounts of wastewater  $Q \text{ [dm}^3\text{]}$  from fish processing

Jedynym wskaźnikiem, który osiągnął normę jeszcze przed procesem sorpcji jest ekstrakt eterowy. Najniższa, a tym samym najlepsza jego wartość po procesie sorpcji została uzyskana przy użyciu węgla aktywnego ziarnistego o uziarnieniu od 1 mm do 4 mm. Wartość pozostałych wskaźników, pomimo oczyszczania w pełnym układzie technologicznym, jest znacząco przekroczone. Przykładowo, najbardziej istotny w tym węzle technologicznym wskaźnik substancji rozpuszczonych przekracza normę około 6,2 razy, natomiast warunki umowy pomiędzy zakładem „Super Fish” a oczyszczalnią ścieków w Grzybowie około 12,3 razy. Najmniej normatywnym, spośród rozpatrywanych, jest wskaźnik biochemicznego zapotrzebowania tlenu, który przekracza normę wielokrotnie, natomiast warunki umowy jednie około 1,4 razy. Należy tu zaznaczyć, iż projekt technologiczny podczyszczalni ścieków dla Przedsiębiorstwa „Super-Fish” przewiduje łączną wysokość kolumn sorpcyjnych 4,0 m przy średnicy 1,0 m. Przyjmując maksymalne obciążenie kolumn sorpcyjnych ście-

kami w Zakładzie „Super-Fish” rzędu  $22 \text{ m}^3/\text{h}$  – otrzymuje się obciążenie jednostkowe rzędu  $28 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . To pozwala przewidywać, że w przypadku poprawnego prowadzenia technologii podczyszczania ścieków w procesie sorpcji w obiegu wodno-mułowym Przedsiębiorstwa „Super-Fish” – z całą pewnością osiąga się wartości normatywne odnośnie wszystkich wskaźników, z wyjątkiem biochemicznego zapotrzebowania tlenu, w przypadku którego konieczne jest wprowadzenie doczyszczania w procesie biotechnologicznym.

### 3.3. Frakcja 4÷8 mm

Wyniki badań wpływu zmian wielkości porcji ścieków na zmianę wartości podstawowych wskaźników w eluacie po procesie sorpcji na węglu aktywnym o uziarnieniu od 4 mm do 8 mm przedstawiono w tablicy 4 oraz na rysunku 5.



**Rys. 5.** Diagram procentowej obniżki wartości podstawowych wskaźników chemicznych po flotacji, koagulacji, sedymentacji grawitacyjnej i sorpcji w kolumnie wypełnionej węglem aktywnym ziarnistym o wielkości frakcji  $\phi = 4\div 8 \text{ mm}$ , dla różnych wielkości porcji ścieków z przetwórstwa ryb

**Fig. 5.** Diagram of percentage reduction of basic chemical indices after flotation, coagulation, gravitational sedimentation and sorption in column filled with granular active carbon with fraction size  $\phi = 4\div 8 \text{ mm}$  for different amounts of wastewater from fish processing

Analiza wyników badań wskazuje, że w rozważanym węźle technologicznym przejście porcji ścieków w ilości od 2,00 dm<sup>3</sup> do 6,00 dm<sup>3</sup> przez złożę węgla aktywnego ziarnistego o wielkości frakcji od 4 mm do 8 mm powoduje obniżenie wartości rozpatrywanych wskaźników takich jak: zawiesina ogólna oraz ekstrakt eterowy w granicach około 31÷38%. Nieco mniej (około 21÷27%) uległ obniżeniu wskaźnik biochemicznego zapotrzebowania tlenu. Natomiast wskaźniki: chemicznego zapotrzebowania tlenu, substancji rozpuszczonych oraz suchej pozostałości uzyskały niewielką obniżkę wynoszącą odpowiednio od 7% do 11%. Można uznać, że wskaźnik odczynu nie uległ zmianie, ponieważ jego wartość waha się w granicach  $\pm 0,5\%$ . Oczywiście z czasem trwania pracy złoża będzie zmniejszać się jego pojemność sorpcyjna – stopień obniżenia tej pojemności, a co się z tym wiąże, sposób prognozowania czasu pracy kolumny sorpcyjnej, aż do konieczności jej wymiany przedstawiono w pracy [3].

Bezwzględnie lepszy efekt jakościowy odnośnie doczyszczania ścieków pochodzących z przetwórstwa ryb uzyskano stosując kolumnę sorpcyjną wypełnioną węglem aktywnym ziarnistym o uziarnieniu od 1 mm do 4 mm.

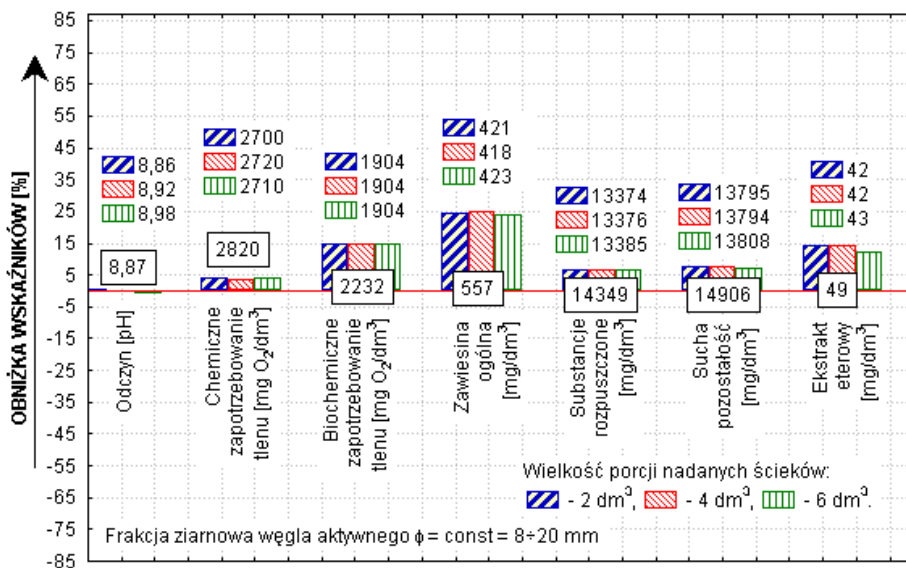
W procesie sorpcji w niniejszym układzie technologicznym, przy użyciu węgla aktywnego ziarnistego o uziarnieniu od 4 mm do 8 mm otrzymano jeszcze większe zróżnicowanie wartości wskaźników, wynikających z normy czy też umowy oraz analiz, a niżeli stosując sorbent o uziarnieniu od 1 mm do 4 mm. Należy również zauważyć, że znacznemu pogorszeniu jakości uległ wskaźnik chemicznego zapotrzebowania tlenu.

### **3.4. Frakcja 8÷20 mm**

Wyniki badań wpływu zmian wielkości porcji ścieków na zmianę wartości podstawowych wskaźników w eluacie po procesie sorpcji na węglu aktywnym o uziarnieniu od 8 mm do 20 mm przedstawiono w tablicy 4 oraz na rysunku 6.

Analiza wyników badań dla takiej frakcji wskazuje, że w rozważanym węźle technologicznym przejście porcji ścieków w ilości od 2,00 dm<sup>3</sup> do 6,00 dm<sup>3</sup> przez złożę węgla aktywnego ziarnistego, powoduje największe obniżenie wartości wskaźnika zawiesiny ogólnej o około 24÷25%. Nieco mniej (około 12÷15%) uległy obniżeniu wskaźniki: biochemicznego zapotrzebowania tlenu oraz ekstraktu eterowego. Natomiast wskaźniki: chemicznego zapotrzebowania tlenu, substancji rozpuszczonych oraz suchej pozostałości obniżyły się w niewielkim stopniu (od 4% do 7%). Wskaźnik odczynu nie uległ zmianie, jego wartość waha się w granicach  $\pm 1\%$ .





**Rys. 6.** Diagram procentowej obniżki wartości podstawowych wskaźników chemicznych po flotacji, koagulacji, sedymentacji grawitacyjnej i sorpcji w kolumnie wypełnionej węglem aktywnym ziarnistym o wielkości frakcji  $\phi = 8\div 20 \text{ mm}$  dla różnych wielkości porcji ścieków z przetwórstwa ryb

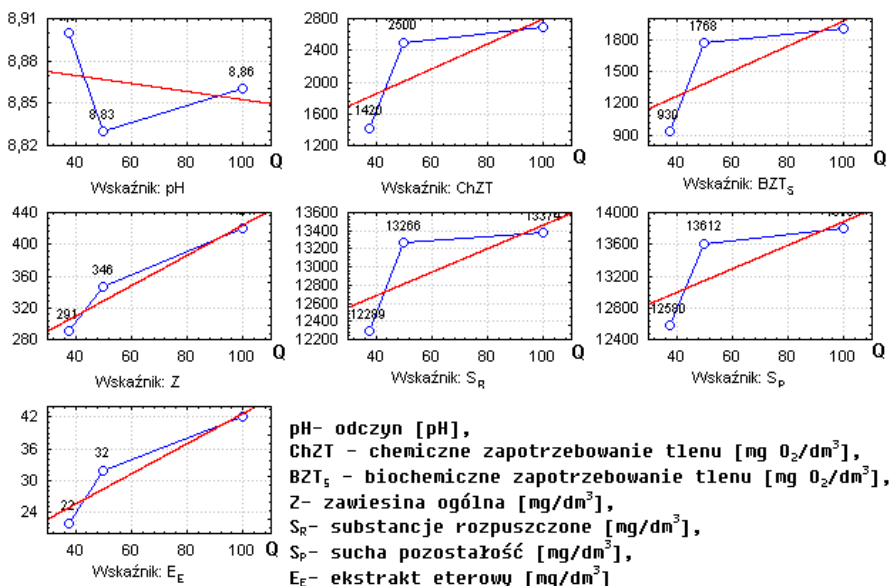
**Fig. 6.** Diagram of percentage reduction of basic chemical indices after flotation, coagulation, gravitational sedimentation and sorption in column filled with granular active carbon with fraction size  $\phi = 8\div 20 \text{ mm}$  for different amounts of wastewater from fish processing

Podsumowując można stwierdzić, że zdecydowanie lepszy rezultat jakościowy oczyszczania ścieków pochodzących z przetwórstwa ryb uzyskano stosując kolumnę sorpcyjną wypełnioną węglem aktywnym ziarnistym o uziarnieniu od 1 mm do 4 mm.

Stosując węgiel aktywny ziarnisty o uziarnieniu od 8 mm do 20 mm otrzymano jeszcze większe zróżnicowanie wartości wskaźników, wynikających z normy lub umowy oraz analiz, a niżeli stosując sorbent o uziarnieniu od 1 mm do 4 mm. Należy również zauważyć, że tym razem znacznemu pogorszeniu jakości uległ wskaźnik biochemicznego zapotrzebowania tlenu.

#### 4. Określenie związku między wydajnością a jakością procesu sorpcji

Wyniki badań wpływu zmian ilości ścieków na zmianę wartości podstawowych wskaźników w eluacie po procesie sorpcji na węglu aktywnym o różnym uziarnieniu, przedstawiono w tablicy 4 oraz na rysunku 7.



**Rys. 7.** Skategoryzowane wykresy zmian wartości podstawowych wskaźników chemicznych po flotacji, koagulacji, sedymentacji grawitacyjnej i sorpcji na węglu aktywnym o różnym uziarnieniu  $f$  [mm] dla różnej ilości ścieków  $Q$  [ $\text{dm}^3/\text{h}$ ] z przetwórstwa ryb

**Fig. 7.** Categorized charts of basic chemical indices changes after flotation, coagulation, gravitational sedimentation and sorption on active carbon with different fraction size  $f$  [mm] for different amounts of wastewater  $Q$  [ $\text{dm}^3/\text{h}$ ] from fish processing

Rysunek 7 przedstawia trend korelacji występującej pomiędzy jakością procesu sorpcji na węglu aktywnym ziarnistym, wyrażoną wartością podstawowych wskaźników, a wydajnością przepływu przez kolumnę ze złożem sorpcyjnym. Wszystkie rozpatrywane wskaźniki (z wyjątkiem odczynu) w badanym przedziale zmian charakteryzują się podobną co do wielkości korelacją ujemną. W miarę wzrostu wydajności procesu wyraźnemu pogorszeniu ulega jakość procesu podczyszczania.

Na podstawie analizy wykresów przedstawionych na rysunku 7 można zauważyć, że wyraźne polepszenie poziomu podczyszczania ścieków (do 58%), można uzyskać stosując mniejsze obciążenie złoża (rzędu  $28 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ), co zwi-

Środokowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska ————— 451

zane jest bezpośrednio ze stosowaniem podczas prowadzenia procesu sorpcji węgla aktywnego ziarnistego o uziarnieniu od 1 mm do 4 mm w kolumnie o roboczej wysokości złoża równej 1,5 m. Taka sama warstwa złoża o małej granulacji ma wówczas największą powierzchnię rozwiniętą.

## 5. Wnioski

W wyniku przeprowadzonych badań nasuwają się pewne ogólne wnioski:

- ❖ Stwierdzono, że w przypadku przepływu czystej wody przez modelową kolumnę sorpcyjną o wysokości złoża 1,5 m i średnicy 41,2 mm, wydajność jednostkowa objętościowa zwiększa się od  $36 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  do  $128,6 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  przy zmianie uziarnienia sorbentu od średnio 2,5 mm do 14 mm. Równocześnie przepływ nadanych ścieków zwiększa się od  $28,1 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  do  $75 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ .
- ❖ Wraz ze wzrostem wydajności (przepływu) od około  $28 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  do  $75 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , obniża się jakość procesu w określonym układzie kolumn, przy odpowiednim (jw.) ich wypełnieniu. Spadają wówczas wskaźniki:
  - ❑ chemicznego zapotrzebowania tlenu od 50% do 4%,
  - ❑ biochemicznego zapotrzebowania tlenu od 58% do 15%,
  - ❑ zawiesiny ogólnej od 48% do 24%,
  - ❑ substancji rozpuszczonych od 14% do 7%,
  - ❑ suchej pozostałości od 16% do 7%,
  - ❑ ekstraktu eterowego od 55% do 12%.
- ❖ Korzystając z wyników niniejszych badań, można przewidzieć, do jakiej wartości należy zwiększyć roboczą wysokość kolumny sorpcyjnej, aby przy danym obciążeniu osiągnąć wymagany efekt normatywny lub spełnienie warunków umowy. Badania potwierdzają, że przy obciążeniu  $28 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  i ładunku zanieczyszczeń, jak podano w tablicy 4, odpowiednia jest kolumna wypełniona węglem aktywnym ziarnistym o uziarnieniu od 1 mm do 4 mm, której wysokość wynosi 4,0 m, natomiast średnica 1,0 m.
- ❖ Ponadto w badanym procesie sorpcji na węglu aktywnym ziarnistym w znacznym stopniu usunięto zapach oraz barwę ścieków.

## Literatura

1. **Anielak A.M.:** Chemiczne i fizyko-chemiczne oczyszczanie ścieków. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 1998.
2. **Anielak A.M., Piaskowski K.:** Badania laboratoryjne oczyszczania ścieków osadem czynnym z zastosowaniem zeolitu i PIX-u, Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 2, 2000.
3. **Bartkiewicz B., Piecuch T., Piekarski J.:** Praktyczne aspekty wydłużenia czasu pracy kolumny sorpcyjnej bez wspomaganie oraz z wspomaganie z poprzedzającym złożem filtracyjnym, Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 2, 2000.

4. **Gawroński R.:** Procesy oczyszczania cieczy. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1996.
5. **Haba A., Szopik D.:** Skuteczność oczyszczania ścieków z przetwórstwa ryb w procesach mikroflotacji i elektroflotacji. Gaz, woda i technika sanitarna 4/1994
6. **Kowal A.L., Świdarska – Bróż M.:** Oczyszczanie wody. PWN, Warszawa – Wrocław 1998.
7. **Koziorowski B.:** Oczyszczanie ścieków przemysłowych. Wydawnictwo Naukowe – Techniczne, Warszawa 1980.
8. **Meinek F., Stooff H., Kohlshutter H.:** Ścieki przemysłowe. Arkady, Warszawa 1975.
9. **Piecuch T. i in.:** Badania i opracowanie koncepcji oczyszczania ścieków dla zakładu Superfish S.A. oraz Interfish Spółka z o.o., Katedra Technologii Wody, Ścieków i Odpadów Politechniki Koszalińskiej, BZ – 501.01/39.99, Koszalin 1999.
10. **Piecuch T. i in.:** Opracowanie projektu podczyszczania ścieków wg koncepcji NR BZ – 501.01/39.99 z grudnia 1999r. oraz koordynacja dostaw urządzeń i uruchomienia instalacji układu oczyszczania ścieków, Katedra Technologii Wody, Ścieków i Odpadów Politechniki Koszalińskiej, BZ – 501.01/09.2000, Koszalin 2000.
11. **Piecuch T.:** Termiczna utylizacja odpadów. Politechnika Koszalińska, Koszalin 1998.
12. **Zimińska H.:** Ścieki przemysłu rybnego – charakterystyka, oczyszczanie i wykorzystanie. Zeszyty Naukowe Politechniki Gdańskiej nr 390, Chemia XXVII, Gdańsk 1986.
13. Dz. U. 91.116.503 Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi. (Dz. U. z dnia 16 grudnia 1991).

## **Research On Dependence Between Efficiency And Quality Of Wastewater Treatment In The Sorption Process**

### **Abstract**

Sorption process is one of the basic processes used in water, wastewater and combustion gases treatment. In the case of wastewater or combustion gases more precisely this process is treatment to a finish, for example additional or final [11].

Sorption process is run in most cases using active carbons or recently using zeolites which find wider application [2]. It is a very good process, effective and quite convenient technologically, but it is not a cheap process, because sorptional capacity of active carbon, zeolite or other sorbent is decreasing along with the time of sorbent bed usage. It is decreasing faster, the bigger load of contami-

nants is present in a medium treated in the sorption process, especially when the treated medium is a two-phase system (solid-water or solid-gas). Then on the surface of the sorbent grains sludge (dust) coverings are forming. This phenomenon decreases working time of sorptional bed and it becomes filtration bed especially with colmatating filtration process. That is why users of sorbents for wastewater or combustion gases treatment have an optimisation dilemma, which must be a compromise between the quality of sorptional bed work and its efficiency (flow through the bed) on one hand and the costs of sorbent usage on the other.

Taking above into account it seems to be interesting to determine dependence between efficiency of sorptional bed work and quality of wastewater treatment in the sorption process. In the sense of trend this dependence may be at once described as an inverse interaction (so called negative), but this research shows the range of those values changes on the example of a concrete industrial wastewater.

Results of the research carried out allow to draw following certain general conclusions:

- It was noted that in the case of clean water flow through the model sorptional column with bed 1.5 m high and with 41.2 mm of diameter, a unit volume efficiency increases from 36 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h to 128.6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h together with the change of sorbent granular fraction size from on average 2.5 mm to 14 mm. At the same time a unit volume efficiency of wastewater increases from 28.1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h to 75 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h.
- Together with increase of efficiency (flow) from about 28 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h to 75 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h, decreases quality of sorption process in the defined system of columns with earlier defined filling. Values of following indices change:
  - ❑ chemical oxygen demand from 50% to 4%,
  - ❑ biochemical oxygen demand from 58% to 15%,
  - ❑ total suspension from 48% to 24%,
  - ❑ dissolved substances from 14% to 7%,
  - ❑ dry residue from 16% to 7%,
  - ❑ ether extract from 55% to 12%.
- Using results of this research it is possible to predict how big should be working height of sorptional column, to reach required standard effect or fulfilling requirements of agreement by given hydraulic load. Results of the research showed that by hydraulic load 28 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h and contaminants load given in Table 4, proper column should be filled with active carbon with granular fraction size from 1 mm to 4 mm. Bed should be 4 m high and 1 m in diameter.
- Moreover during sorption process on granular active carbon colour and odour were removed from treated wastewater in a significant degree.

## Wpływ poziomego fluorków na reakcje liści i igieł drzew miasta Poznania i okolic

*Hanka Gramowska, Jerzy Siepak*  
*Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań*

### 1. Wstęp

Fluor jest pierwiastkiem szeroko rozpowszechnionym i zajmuje 13 miejsce pod względem występowania w przyrodzie. W postaci fluorków występuje we wszystkich komponentach środowiska: wodzie, glebie, powietrzu oraz organizmach żywych. Naturalnym źródłem związków fluoru są złoża mineralne. Do wód przenika w wyniku procesów wietrzenia skał i ługowania, a także w opadach atmosferycznych. Zarówno w powietrzu, w wodzie jak i w glebie fluorki mogą występować w szerokim przedziale stężeń.

Problem zanieczyszczenia środowiska fluorem zrodził się dopiero we współczesnym świecie, w związku z działalnością przemysłową człowieka, co doprowadziło do nagromadzenia toksycznych związków fluoru w powietrzu, wodzie i glebie. Najwięcej, bo aż 56,6% globalnej emisji pochodzi z hut aluminium, kolejne źródła to fabryki nawozów fosforowych i kwasów fosforowych – 17,1% oraz huty żelaza i stali z udziałem 15,5% [16]. W mniejszym stopniu swój udział mają emaliernie, huty szkła, cegielnie i zakłady ceramiczne używające zanieczyszczonej fluorem gliny i węgla. Do tego doliczyć należy energetykę ciepłą opartą na węglach.

Zakłócenie równowagi ekologicznej przez skażenie powietrza, wód i gleby trującymi zanieczyszczeniami, stwarza poważne zagrożenie dla prawidłowego funkcjonowania przyrody żywej. Coraz częściej obserwujemy niszczenie szaty roślinnej, zwłaszcza w środowisku miejskim. Skłania to do głębszej refleksji nad antropogenicznym oddziaływaniem tego pierwiastka, jego obecności i roli w środowisku.

Szkodliwe działanie fluoru w glebach zanieczyszczonych tym pierwiastkiem wiąże się nie tylko z jego większą ruchliwością i łatwą fitoprzyswajalnością, ale także z degradacją niektórych minerałów ilastych, ponieważ agresywny kwas fluorowodorowy powoduje rozkład glinokrzemianów. W glebach

silnie zanieczyszczonych fluorem spada także zawartość substancji organicznej oraz aktywność mikroorganizmów.

Pod wpływem czynników biologicznych (mikroorganizmy i rośliny wyższe) mogą powstawać w glebie organiczne związki fluoru, odznaczające się łatwą przyswajalnością i dużą toksycznością.

## 2. Rola fluoru w świecie roślin

W normalnych warunkach rośliny zawierają nieznaczne ilości fluoru pobranego głównie z gleby, gdzie najczęściej występuje w formie dla nich niedostępnej. W specyficznych warunkach oraz w przypadku zanieczyszczenia gleb może on jednak być pobierany przez rośliny w nadmiernych ilościach. Gleby w rejonach objętych emisją fluoru do atmosfery oraz nawożone związkami fosforu wykazują nagromadzenie tego pierwiastka (tabela 1). Fluorowodór oddziałuje toksycznie na tkankę roślinną już od stężenia  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  w powietrzu i tę wartość można uznać za próg toksyczności. Biokumulacja fluoru w tkankach roślin odbywa się w różnym nasileniu (np. zawartość w liściach może być do miliona razy wyższa niż jego stężenia w powietrzu). Zawartość tego pierwiastka w roślinach wolnych od skażeń wynosi od ilości śladowych do 0,6 mg, wyjątkowo do 1 mg na 100 g suchej masy. Na terenach zanieczyszczonych stężenia te wzrastają czasem do 1000 mg% w przeliczeniu na suchą masę [24].

**Tabela 1.** Fluor w zanieczyszczonych glebach (mg/kg s.m.)

**Table 1.** Fluorine in polluted soils (mg/kg)

Źródło zanieczyszczenia	Kraj	Zawartość
Huta aluminium	Czechy i Słowacja Polska	1350 1500 - >5000
Przemysł metalurgiczny	Polska	305÷345
Przemysł ceramiczny	W. Brytania	1200÷3560
Zakład przeróbki fosforytów	Kanada	308÷2080

Roślina dezaktywuje fluor w wyniku procesów metabolicznych, rozprowadza go w organizmie oraz „rozcieńcza” w czasie wzrostu. Niektóre rośliny wykazują także zdolność wydalania fluoru w postaci produktów lotnych np. fluorooctanu lub fluorku winylu.

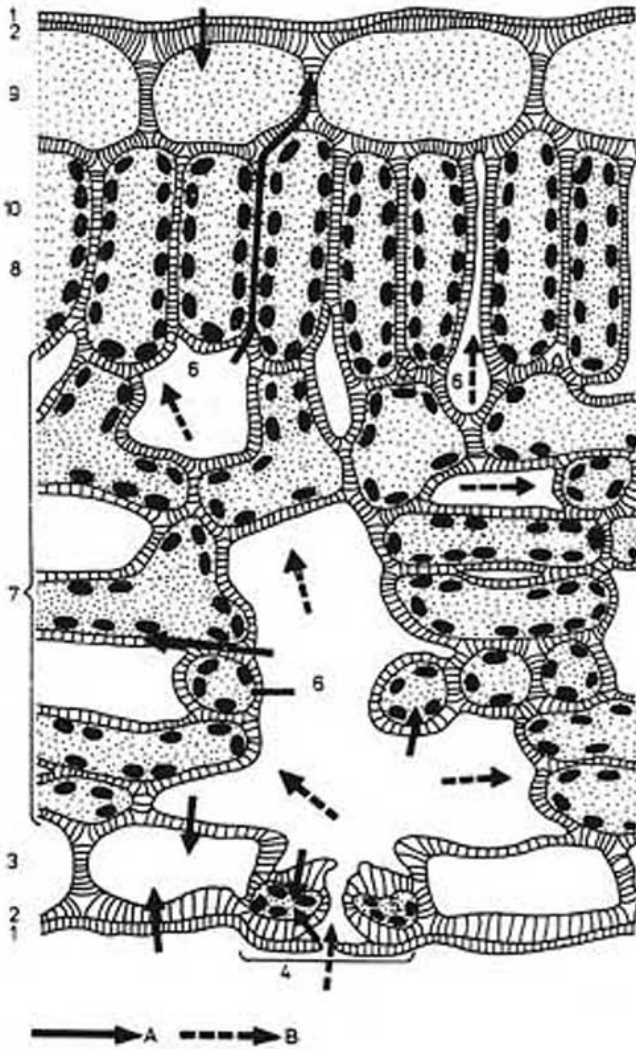
Gazowe związki fluoru pobierane są przez rośliny poprzez szparki oddechowe w toku wymiany gazowej. W przypadku odkładania się na liściach pyłów, zawierających związki fluoru rozpuszczalne w wodzie, rozpuszczają się one pod wpływem rosy lub mgły i mogą wnikać przez skórę do wnętrza liści [15]. Zaabsorbowany fluor gromadzi się głównie w warstwie epidermy, część pozostaje na powierzchni liścia, reszta przenika przez przestrzenie międzykomórkowe do tkanek mezofilu (rys. 1).

W pojedynczej komórce najwięcej fluoru gromadzi się w jej ściankach, mniej w chloroplastach i we frakcji białek rozpuszczonych w wodzie a najmniej w mitochondriach i we frakcji rybosomalnej. Działanie HF na cząsteczki chlorofilu *a* i *b* polega na nieodwracalnej zmianie centralnego atomu magnezu w cząsteczkach barwników na dwa atomy wodoru. Zablokowanie Mg, Ca oraz innych metali, aktywujących reakcje enzymatyczne jest wynikiem opóźnienia reakcji wielu enzymów. Powoduje to między innymi zakłócenie mechanizmu fotosyntezy, choć inne źródła dostarczają informacje o wzroście aktywności niektórych enzymów pod wpływem niewielkich ilości fluoru [29]. Sprzecznych wyników dostarczyło również badanie wpływu HF na proces oddychania, w których małe stężenia F<sup>-</sup> (około 2 μg/m<sup>3</sup>) stymulowały oddychanie roślin. Zachwianiu ulega również synteza cukrów niezbędnych do wzrostu roślin i tworzenia nasion lub owoców. W rejonach silnej emisji fluoru występują zakłócenia w przewodzeniu wody i bilansie wodnym z powodu wadliwej pracy aparatu szparkowego, co w konsekwencji prowadzi do wędnięcia roślin.

## **2.1. Symptomy uszkodzeń**

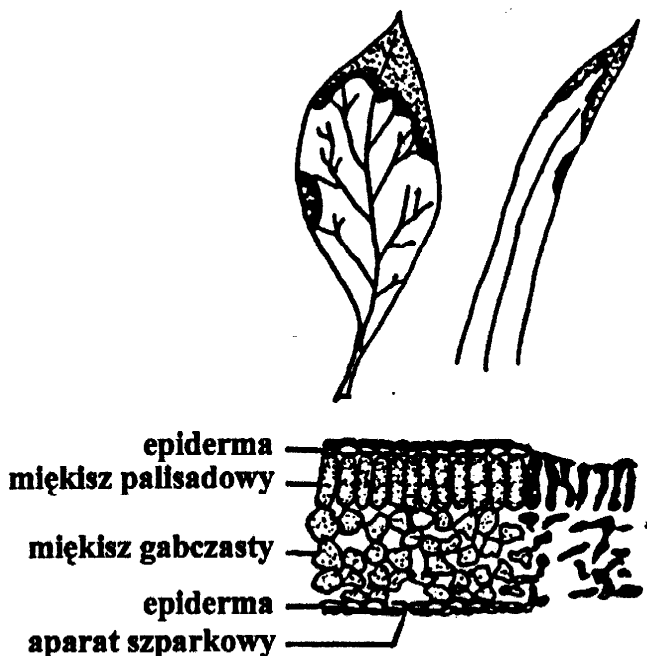
Najbardziej charakterystycznym przejawem działania związków fluoru są nekrozy, które pojawiają się po osiągnięciu punktu krytycznego stężenia fluoru w roślinie, uzależnionego przede wszystkim od gatunku. Nekrozy powodują plazmolizę (kurczenie się plazmy i odłączenie się jej od błony komórkowej) oraz zniszczenie a następnie zanik komórek miękiszu gąbczastego i polisdowego. Proces rozpoczyna się na krawędziach liścia i postępuje ku jego nasadzie (rys. 2). Najczęściej dotknięte są młode części wierzchołkowe (głównie u drzew iglastych i roślin jednoliściennych) lub brzeżne (u dwuliściennych). Ulegają one dość dużym przebarwieniom, w zależności od gatunku roślin, od jasnego, poprzez odcień kości słoniowej, żółty (u roślin zielnych), brązowy (drzewa i krzewy liściaste), brązowo - czerwony (drzewa iglaste) aż do czarnego. Między zdrową a nekrotyczną częścią liścia zarysowuje się wyraźna, brązowo - czarna linia podziału, w okolicach której występuje największe stężenie fluoru, który niejako przepływa z tkanki martwej do zdrowej. Stwierdzono zależność między wielkością emisji związków fluoru i rozmiarem strat oraz ubożeniem szaty roślinnej w terenach skażonych. Przyczyną jest wpływ czynników fitotoksycznych na syntezę celulozy i innych składników ścian komórkowych. Znaczna redukcja wzrostu może mieć miejsce przed pojawieniem się wyraźnych symptomów chorobowych [25]. Rośliny uszkodzone są również mniej odporne na choroby wirusowe i działanie różnego rodzaju patogenów takich jak owady pasożytnicze i bakterie. Atak jest intensywniejszy gdy zachodzi upośledzenie syntezy wosków, co przyczynia się do wysychania igieł [16].





**Rys. 1.** Schemat pobierania i rozprowadzania HF w liściach; A – dyfuzja rozpuszczonych H i F, B – przenikanie HF, 1 – kutykula, 2 – ściana komórkowa, 3 – epiderma, 4 – aparat szparkowy, 5 – komórka szparkowa, 6 – przestwory międzykomórkowe, 7 – miękisz gąbczasty, 8 – miękisz palisadowy, 9 – epiderma, 10 – chloroplasty

**Fig. 1.** A scheme of HF intake by plants and its distribution inside leaves; A – diffusion of dissolved H and F, B – penetration of HF, 1 – cuticle, 2 – cell wall, 3 – epidermis, 4 – stomata, 5 – stomata cell, 6 – intercellular spaces, 7 – spongy mesophyll, 8 – palisade mesophyll, 9 – epidermis, 10 – chloroplasts



**Rys. 2.** Uszkodzenia widoczne na blaszkach liściowych oraz na przekrojach poprzecznych liści wywołane przez związki fluoru

**Fig. 2.** Damage in the leaf blades and leaf blade cross-sections caused by fluorine compounds

## 2.2. Klasyfikacja uszkodzeń roślin

W przypadku oddziaływania zanieczyszczeń, w których skład wchodzi wiele związków fitotoksycznych możemy się spodziewać trzech różnych skutków [7,15]:

- wpływ antagonistyczny;
- wpływ sumujący się - nakładanie się wpływów poszczególnych związków;
- wpływ addytywny, czyli synergiczny.

Podobne objawy uszkodzenia roślin mogą być spowodowane działaniem zarówno związków chemicznych (HF, SO<sub>2</sub>), jak i innych czynników, takich jak warunki atmosferyczne (nadmierne nasłonecznienie, zacienienie, mróz, susza, itp.), brak składników pokarmowych, atak pasożytów i bakterii. Współdziałanie kilku rodzajów zanieczyszczeń pociąga za sobą problem interpretacji skut-

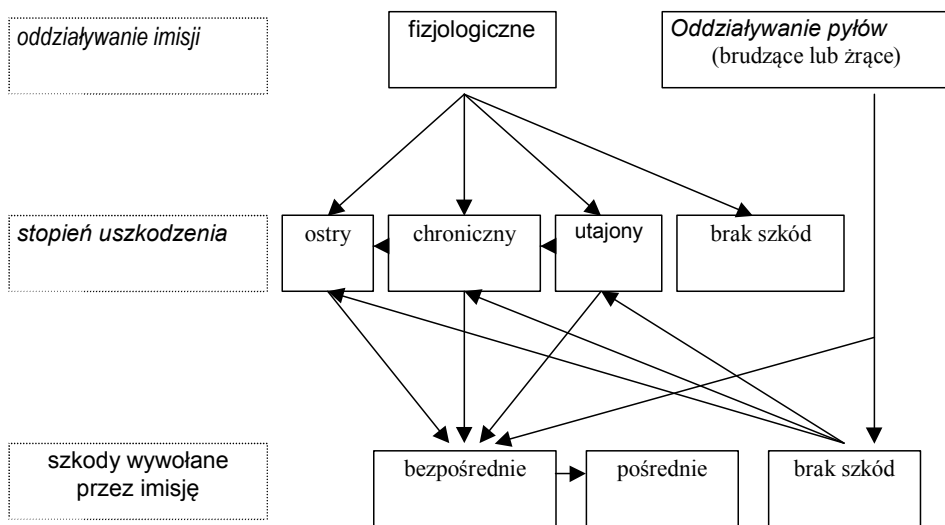
ków wywieranych przez każdego z nich. W tej sytuacji pomocne mogą być badania narażenia różnych gatunków roślin na dany rodzaj zanieczyszczenia, w warunkach laboratoryjnych. Najczęściej bada się reakcje bioindykatorów, czyli gatunków wrażliwych na działanie odpowiedniego związku. Nakładanie się wpływu zanieczyszczeń wyraża się zmianą intensywności oddziaływania, rzadko powoduje zmianę jakości obserwowanych skutków. Zazwyczaj uszkodzenie roślin zwiększa się wraz z ilością poszczególnych składników.

Imisje przemysłowe powodują zmiany fizjologiczne w roślinach (rys. 3), szczególnie w ich aparacie asymilacyjnym. Prowadzi to do uszkodzeń roślin, które przyjęto klasyfikować na:

- uszkodzenia ostre (nieodwracalne) - powstające pod wpływem dużych stężeń gazów, oddziałujących przez krótki okres. Stężenia graniczne powodują powstanie nekroz (zanik tkanki liści), niekiedy już po kilku godzinach. Na występowanie uszkodzeń ostrych wpływa rozwarcie szparek, co umożliwia łatwe wnikanie do wnętrza liścia toksycznych gazów. Działanie czynników mających wpływ na efekt rozwarcia szparek (nasłonecznienie, temperatura, wilgotność) może decydować o rozmiarach uszkodzeń. W czasie deszczu nie obserwuje się ostrych uszkodzeń, ponieważ krople wody absorbują gazy;
- uszkodzenia chroniczne (częściowo odwracalne) - powstające pod wpływem oddziaływania mniejszych stężeń gazów przez długi okres lub też pod wpływem ich periodycznego występowania. Charakterystycznym objawem jest chloroza liści (przebarwienia). Uszkodzenia chroniczne powodują szkody wynikające z obniżenia przyrostu masy u roślin wieloletnich oraz redukcji aparatu asymilacyjnego. Gazy wnikające przez aparat szparkowy dyfundują w formie rozpuszczonej w wodzie do wnętrza komórek mezofilu, w których powodują lokalne zmiany pH, koagulację plazmy oraz dezaktywację enzymów. W efekcie następuje ograniczenie procesu przemiany materii;
- uszkodzenia niewidoczne, utajone (odwracalne) – zachodzące wówczas, gdy pod wpływem imisji dochodzi do obniżenia zdolności produkcyjnej rośliny bez widocznego na zewnątrz uszkodzenia, wykrywanego jedynie pod mikroskopem. Dotyczy to uszkodzenia chloroplastów, prowadzącego niekiedy do ich rozpadu. Inne objawy to ograniczenie wzrostu, spadek odporności na choroby i atak pasożytów. Ten rodzaj uszkodzeń ma miejsce zawsze gdy w powietrzu znajdują się czynniki fitotoksyczne.

Adams [15] wprowadził podział uszkodzeń na podstawie wyglądu organów asymilacyjnych. Bierze on pod uwagę następujące objawy zanieczyszczeń:

- nekrozy - zniszczenia tkanki rośliny,
- chlorozy - zmiana barwy liści,
- zahamowanie przyrostu pędów i wielkości liści.



**Rys. 3.** Klasyfikacja uszkodzeń roślin w wyniku przemysłowego zanieczyszczenia powietrza (wg Wentzla)

**Fig. 3.** Classification of the plant damage as a result of the air pollution by industry

Wentzel [40] odróżnia szkody powstałe wskutek działania gazów i pyłów. Według tego autora gazy powodują zmiany fizjologiczne roślin, natomiast działanie pyłów jest raczej mechaniczne i prowadzi do zabrudzenia oraz nadżerania tkanek roślinnych. Pyły zmniejszają również dostęp światła, co inhibuje fotosyntezę, wpływają również na wzrost temperatury zanieczyszczonego liścia oraz utrudniają wymianę gazów przez zatykanie szparek.

### 2.3. Wpływ różnych czynników na zanieczyszczenie roślin fluorem

Biokumulacja w roślinach jest funkcją stężenia fluoru w powietrzu i czasu ekspozycji oraz szeregu czynników środowiskowych i wewnętrznych roślin oddziałujących stymulująco lub hamująco na ten proces. Oto niektóre z nich :

- okres ekspozycji czyli długość i częstość występowania imisji. Badania wykonane w warunkach kontrolowanych wykazują, że okresy wolne od imisji wpływają bardzo korzystnie na regenerację roślin, tym korzystniej, im są dłuższe i częstsze, jeżeli stężenie nie przekracza granicznej, toksycznej wartości [23,26];
- zależności pomiędzy stopniem zanieczyszczenia powietrza fluorem i liści a kierunkiem wiatru i odległością od emitora;
- biokumulacja fluoru jest większa na wysokości kilku metrów nad powierzchnią ziemi niż w warstwie przygruntowej, ze względu na siłę wiatru

niosącego większy ładunek zanieczyszczeń. Z tego powodu bardziej narażone na skażenie będą liście drzew niż rośliny rosnące nisko przy ziemi [36];

- u roślin gazowe zanieczyszczenia przedostają się do mezofilu liści głównie przez szparki oddechowe. Dlatego decydujący wpływ na biokumulację fluoru będą miały czynniki regulujące ruch szparek. Należą do nich przede wszystkim wilgotność powietrza i intensywność naświetlenia [15];
- wiek drzewa i liści;
- długość okresu wegetacji;
- zasobność gleby w składniki odżywcze, wiąże się z tym odporność na działanie zanieczyszczeń i szkodników;
- odporność gatunkowa. Należy tutaj podkreślić, że nie ma roślin w pełni odpornych na wpływ zanieczyszczenia powietrza, ponieważ wszystkie rośliny ulegną uszkodzeniu po przekroczeniu wartości tolerowanego przez nie stężenia lub stanowiącego próg odporności. Mówiąc o gatunkach tolerancyjnych lub wrażliwych mamy na myśli odporność względną [24].

**Tabela 2.** Zestawienie gatunków drzew (uwzględnionych w badaniach) odpornych (+), średnio odpornych (\*) i wrażliwych (-) na działanie związków fluoru według niektórych źródeł

**Table 2.** Tree species resistant (+), moderately resistant (\*) and sensitive (-) to fluorine compounds, according to some sources

Gatunek Nazwa łacińska	Gatunek nazwa polska	Klasa odporności	Źródło
<i>Acer platanoides</i>	Klon zwyczajny	-	Kluczyński, 1975
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Kasztanowiec zw.	*	Dassler, 1972
<i>Betula pendula</i>	Brzoza brodawkowata	*	Dep. of Aricult, 1968
<i>Picea pungens</i> <i>Argentea</i>	Świerk kłujący (sreb)	*	Kluczyński, 1975
<i>Pinus silvestris</i>	Sosna zwyczajna	*	Kluczyński, 1975
<i>Populus nigra</i>	Topola czarna	-	Kluczyński, 1975
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinia akacjowa	+	Kluczyński, 1975
<i>Taxus baccata</i>	Cis pospolity	+	Kluczyński, 1975
<i>Tilia cordata</i>	Lipa wąskolistna	-	Kluczyński, 1975

## 2.4. Życie drzew w środowisku miejskim

Szybkie tempo urbanizacji, przemysłu i komunikacji, a także postępująca chemizacja skutecznie utrudniają życie i rozwój roślin w warunkach miejskich. Bez roślin trudno byłoby zachować równowagę ekologiczną w środowisku człowieka. Do podstawowych zalet obecności roślinności drzewiastej w środowisku miejskim należą [27]:

- poprawa warunków klimatycznych poprzez wzbogacanie powietrza w wilgoć oraz zmniejszenie amplitudy temperatur w otoczeniu;
- zatrzymywanie pyłów i kurzu szczególnie wzdłuż tras komunikacyjnych;
- pochłanianie szkodliwych gazów (SO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, CO<sub>2</sub>, HF, par kwasów siarkowego, solnego, azotowego), np. średniej wielkości drzewo w ciągu może zneutralizować toksyczne składniki spalin ze 130 kg benzyny ;
- wzbogacanie powietrza w tlen, np. wolno stojący buk w ciągu godziny pobiera 2 kg dwutlenku węgla i wydziela 1,7 kg tlenu;
- wydzielanie substancji antybiotycznych oraz emitowanie korzystnie działających ładunków elektrycznych;
- zmniejszanie uciążliwości hałasu;
- zatrzymywanie wód opadowych;
- przeciwdziałanie erozji gleb.

Zieleń spełni swą rolę tylko wówczas gdy zapewni się jej możliwie korzystne warunki rozwoju. Poza klimatem wynikającym z położenia geograficznego, istotny wpływ na życie roślin ma specyficzny mikroklimat środowiska miejskiego, na którego charakter będą miały wpływ następujące czynniki [26,27]:

- temperatura - w miastach w porównaniu z terenami poza miejskimi temperatura jest wyższa o około 1,5°C (średnia roczna) i od 3 – 7°C (średnia miesięczna) w miesiącach letnich;
- światło - obecność w miastach wysokich budynków i długich korytarzy kamienic powoduje powstanie odmiennych warunków świetlnych ograniczając dostęp promieni słonecznych. Zanieczyszczenie powietrza przez parę wodną, dymy i pyły tworzy tzw. „kopułę” ponad miastem, która zmienia warunki świetlne;
- wilgoć - częstość i ilość opadów w miastach jest nieco większa niż poza nimi;
- wiatr - osłabienie prędkości wiatru w miastach może dochodzić do 50% i jest tym większe, im siła wiatru jest mniejsza.

### **3. Dopuszczalne stężenia fluorków w powietrzu atmosferycznym**

Dopuszczalne wartości stężeń substancji zanieczyszczających powietrze atmosferyczne reguluje rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 28 kwietnia 1998 roku [33]. Dopuszczalne wartości stężeń wyrażono w mikrogramach na metr sześcienny w odniesieniu do okresu 30 min., 24 godz. i jednego roku. W rozporządzeniu tym podano wartości obowiązujące na terenie kraju, a także uwzględniono obszary parków

narodowych, obszary leśnych kompleksów promocyjnych i obszary ochrony uzdrowiskowej. Poniżej przedstawiono wartości dopuszczalnych stężeń fluoru w powietrzu atmosferycznym.

**Tabela 3.** Wartości dopuszczalnych stężeń fluoru w powietrzu atmosferycznym [33]  
**Table 3.** The admissible fluorine concentration in the atmospheric air according to the decree [33]

Obszar	Dopuszczalne stężenie w $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w odniesieniu do okresu		
	30 min.	24 godz.	roku
całego kraju	30	10	2
parków narodowych	3	0,4	0,02
leśnych kompleksów promocyjnych	3	0,4	0,02

#### 4. Charakterystyka materiału biologicznego

W łańcuchu ekologicznym pierwszym ogniwem, które podlega oddziaływaniu fluoru są rośliny. Rośliny z reguły pobierają fluor z podłoża w niewielkich ilościach, niezależnie od jego zawartości w glebie. Wyjątki stanowią bardzo nieliczne gatunki, wykazujące większą zdolność asymilacji fluoru z gleby. Ustalono, że fluor nie jest składnikiem niezbędnym dla roślin, chociaż w określonych warunkach środowiska może oddziaływać stymulująco na ich wzrost. Człowiek swoją działalnością komplikuje naturalny obieg fluoru w przyrodzie, wprowadzając do swojego bezpośredniego otoczenia coraz większe jego ilości, zwłaszcza w ostatnich dziesiątkach lat. O zasięgu rozprzestrzeniania się związków fluoru w powietrzu i o kształtowaniu się jego stężeń wokół zakładów przemysłowych decyduje nie tylko wielkość emisji, ale także warunki meteorologiczne i fizjograficzne.

W badaniach uwzględniono rośliny o różnej wrażliwości na oddziaływanie związków fluoru, rosnące zarówno na terenach uznawanych za nieskażone, jak i bezpośrednio przy źródłach emisji fluoru. Pierwszą grupę stanowiły próbki pobrane na terenie Wielkopolskiego Parku Narodowego (WPN) z sześciu obwodów ochronnych (Jeziory, Wypalanki, Wiry, Górka, Osowa Góra, Puszczykowo). W drugiej grupie umieszczono próbki pochodzące z rejonu Lubonia, Czapur, Obornik i Poznania (ulice i parki). Badania materiału roślinnego ograniczono do liści i igieł drzew tzn. części nadziemnych, najbardziej narażonych na wpływ związków fluoru znajdujących się w powietrzu. Wykaz gatunków drzew uwzględnionych w badaniach przedstawiono w tabeli 4.

W badaniach materiału biologicznego pochodzącego z terenów skażonych uwzględniono zdrowe części roślin jak i z widocznymi objawami uszkodzeń.

**Tabela 4.** Nazwy gatunków badanych drzew

**Table 4.** Names of the studied trees species

Gatunek	Nazwa łacińska	Miejsce poboru
Brzoza brodawkowata	<i>Betula pendula</i> Roth.	Ul. Tuwima
Lipa drobnolistna	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Ul. Rycerska
Lipa drobnolistna	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Ul. Hetmańska
Kasztanowiec biały	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Ul. Słupska 22
Lipa drobnolistna	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Ul. Kurlancka
Lipa drobnolistna	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Ul. Jarosławska
Lipa drobnolistna	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Ul. Sypniewo 6
Lipa drobnolistna	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Ul. Galileusza 2
Lipa drobnolistna	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Ul. Ugory 20
Lipa drobnolistna	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Ul. Browarna
Kasztanowiec biały	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Ul. Krzywa /Hetmańska
Brzoza brodawkowata	<i>Betula pendula</i> Roth.	Ul. Chemiczna 40
Brzoza brodawkowata	<i>Betula pendula</i> Roth.	Ul. Ugodzka 48
Brzoza brodawkowata	<i>Betula pendula</i> Roth.	Ul. Ożarowska 43
Brzoza brodawkowata	<i>Betula pendula</i> Roth.	Ul. Os. Lokietka 5
Lipa drobnolistna	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Ul. Drzymały
Topola czarna	<i>Populus nigra</i> L.	Ul. Spławie 89
Topola czarna	<i>Populus nigra</i> L.	Cytadela
Kasztanowiec biały	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Al. Wielkopolska
Klon pospolity	<i>Acer platanoides</i> L.	Cytadela, WPN
Cis pospolity	<i>Taxus baccata</i> L.	Park Sołacki
Świerk kłujący	<i>Picea pungens</i> Engelm.	Park Sołacki, Luboń, Czapury, Oborniki
Sosna pospolita	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Park Sołacki, Czapury, WPN
Dąb szypułkowy	<i>Quercus robur</i> L.	WPN
Klon pospolity	<i>Acer platanoides</i> L.	WPN
Buk zwyczajny	<i>Fagus sylvatica</i> L.	WPN
Daglezja zielona	<i>Pseudotsuga menziesii</i> *)	Czapury
Jałowiec pospolity	<i>Juniperus communis</i> L.	Oborniki
Modrzew europejski	<i>Larix decidua</i> Mill.	Luboń

\*) (Mirb.) Franco



## 5. Metodyka badań

Jako materiał biologiczny w przypadku Wielkopolskiego Parku Narodowego pobierano igły jednoroczne i wieloletnie sosen. Przy pobieraniu próbek z obszaru miasta Poznania wybrano tereny o różnych warunkach środowiskowych i klimatycznych (ruchliwe ulice, osiedla mieszkaniowe, parki miejskie, peryferie miasta). Z terenów położonych w pobliżu zakładów przemysłowych zbierano próbki z widocznymi uszkodzeniami. Uzyskany materiał roślinny suszono w temperaturze pokojowej do uzyskania powietrznie suchej masy, a następnie rozdrabniano za pomocą elektrycznego młynka [31,36].

Do wydzielania fluorków z materiału biologicznego zastosowano metodę destylacji poprzedzoną mineralizacją na sucho. Polegała ona na zmieszaniu odważki powietrznie suchego materiału roślinnego z tlenkiem magnezu i umieszczeniu w tyglu niklowym. Tak przygotowaną próbkę poddawano mineralizacji w piecu muflowym w temperaturze 550°C, aż do uzyskania białego lub jasnoszarego popiołu.

Do wydzielania fluorków metodą destylacji zastosowano metodę wskazaną przez Hall'a [17,18]. W tym celu próbkę gleby po wstępnej mineralizacji na sucho przenoszono ilościowo do kolby destylacyjnej i w obecności kwasu siarkowego i nasyconego roztworu  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  poddano destylacji z parą wodną w temperaturze 135°C. Fluorki pochłaniano w roztworze węglanu sodowego.

Do oznaczania fluorków po ich wyizolowaniu stosowano metodę potencjometryczną z użyciem elektrody jonoselektywnej.

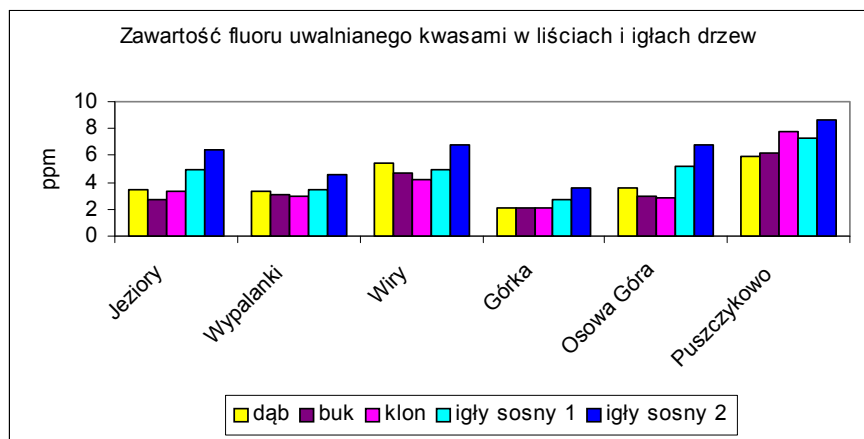
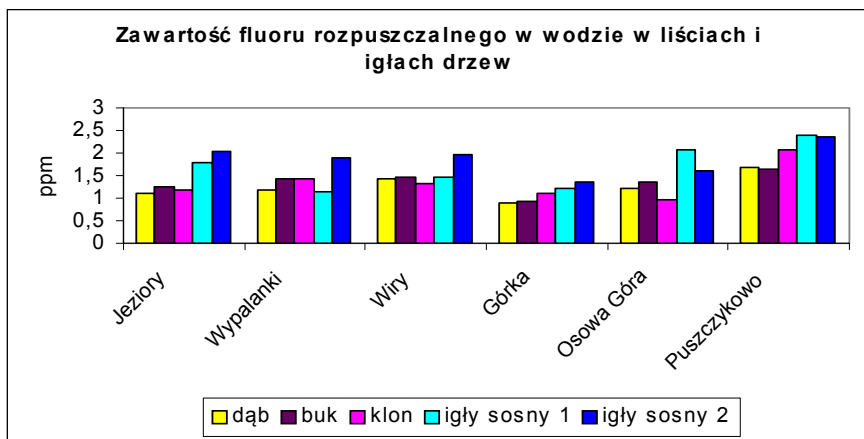
W badaniach uwzględniono dwa etapy przygotowania próbek, zapewniając w ten sposób możliwość przeprowadzenia badań specyjalnych. Wykorzystanie metody destylacji z wcześniejszą mineralizacją pozwalało na oznaczenie całkowitej zawartości fluoru; stosowano tutaj określenie – fluor uwalniany kwasami, jednocześnie przygotowywano wyciąg wodny z dodatkiem buforu TISAB dla oznaczenia fluoru rozpuszczalnego w wodzie (forma biodostępna).

## 6. Analiza wyników badań

Na rys. 4 przedstawiono zawartości fluoru dla poszczególnych gatunków drzew w sześciu obwodach ochronnych Wielkopolskiego Parku Narodowego.

Dąb (spośród drzew liściastych) i sosna (spośród drzew iglastych) są najbardziej reprezentatywnymi gatunkami drzew na terenie całego Wielkopolskiego Parku Narodowego, stąd też liczba stanowisk pobierania materiału reprezentującego te rośliny we wszystkich sześciu obwodach ochronnych była największa. Zawartości fluoru uwalnianego kwasami w liściach dębu mieściły się w granicach 2,0÷8,05 mg/kg, podczas gdy za poziom naturalny uznaje się 466 ————— *Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska*

zawartość 0,5÷20,0 mg/kg. W igłach stwierdzono wyraźne zróżnicowanie zawartości fluoru, w zależności od wieku igły. Dla igliwia jednorocznego zawartości te mieściły się w granicach 2,5÷9,3 mg/kg, natomiast dla igliwia wieloletniego: 3,15÷10,8 mg/kg. Za poziom naturalny w przypadku igliwia przyjmuje się wartości 2÷12 mg/kg [3,20,35].



**Rys. 4.** Zawartość dwóch form specyjalnych fluoru w próbkach pobranych na obszarze obwodów ochronnych WPN

**Fig. 4.** The concentration of the two types of fluorine species in the samples collected in the protected area of the Wielkopolski National Park

Pozostałe przebadane gatunki drzew tj. klon i buk występują na terenie Wielkopolskiego Parku Narodowego w ilościach znacznie mniejszych, stąd liczba

stanowisk pobierania w poszczególnych obwodach ochronnych była odpowiednio mniejsza. Zawartości fluoru w liściach buku wynosiły  $1,95 \div 7,35$  mg/kg, a w liściach klonu mieściły się w granicach  $1,95 \div 7,8$  mg/kg.

Zawartości fluoru rozpuszczalnego w wodzie w próbkach pochodzących z wszystkich badanych gatunków drzew były zdecydowanie niższe. Również tutaj zaznaczają się różnice pomiędzy drzewami liściastymi i iglastymi. W liściach dębu, buku i klonu uzyskane wartości wahały się odpowiednio w granicach:  $0,85 \div 2,23$  mg/kg,  $0,85 \div 1,93$  mg/kg,  $0,95 \div 2,06$  mg/kg; podczas gdy w jednorocznych igłach sosny wartości te wynosiły  $1,12 \div 2,85$  mg/kg, a w igłach wieloletnich  $1,23 \div 2,93$  mg/kg.

Zawartości fluorków w materiale roślinnym zebranych z różnych stanowisk w ramach tego samego obwodu ochronnego nie odbiegały od siebie znacząco. Odnotowano natomiast różnice między poszczególnymi obwodami ochronnymi. Biorąc powyższe pod uwagę obliczono wartości średnie arytmetyczne ze wszystkich stanowisk w ramach jednego obwodu ochronnego. W rezultacie stwierdzono, że obwody ochronne znajdujące się najbliżej Poznańskich Zakładów Chemicznych (PZCh) charakteryzowały się wyższą zawartością fluoru w roślinach niż obwody położone w dalszej odległości. Potwierdzają to prace innych autorów [25], którzy stwierdzili spadek koncentracji fluoru w organach asymilacyjnych roślin ze wzrostem odległości od źródła emisji, przy czym znaczny spadek następował często już przy niewielkim wzroście odległości. W odległości trzech kilometrów od źródła emisji rośliny zawierają już wyraźnie mniejsze ilości fluoru [12,41,42].

W obwodzie Puszczykowo, najbliższym PZCh (stanowiska w odległości  $0,9 \div 4,5$  km) liście zawierały  $5,96 \div 7,80$  mg/kg fluoru uwalnianego kwasami, a igły  $7,26 \div 8,61$  mg/kg. W nieco dalej położonym obwodzie Wiry ( $4,5 \div 6,0$  km) zawartość fluoru uwalnianego kwasami w liściach wynosiła  $4, \div 5,45$  mg/kg, a w igłach  $6,28 \div 6,53$  mg/kg. W miarę wzrostu odległości danego obwodu (Jeziory  $7,5 \div 9,0$  km, Osowa Góra  $9,0 \div 10,5$  km, Wypalanki  $10,5 \div 11,5$  km i Górka  $11,5 \div 13$  km) od PZCh zawartości fluoru zarówno w liściach jak i w igłach obniżały się odpowiednio od  $3,55$  mg/kg do  $2,08$  mg/kg i od  $6,77$  mg/kg do  $2,72$  mg/kg. Zaznaczyć należy, że wszystkie wartości, zarówno te dla obwodów ochronnych leżących bliżej PZCh jak i dla obwodów leżących w dalszej odległości, mieszczą się w granicach poziomu naturalnego.

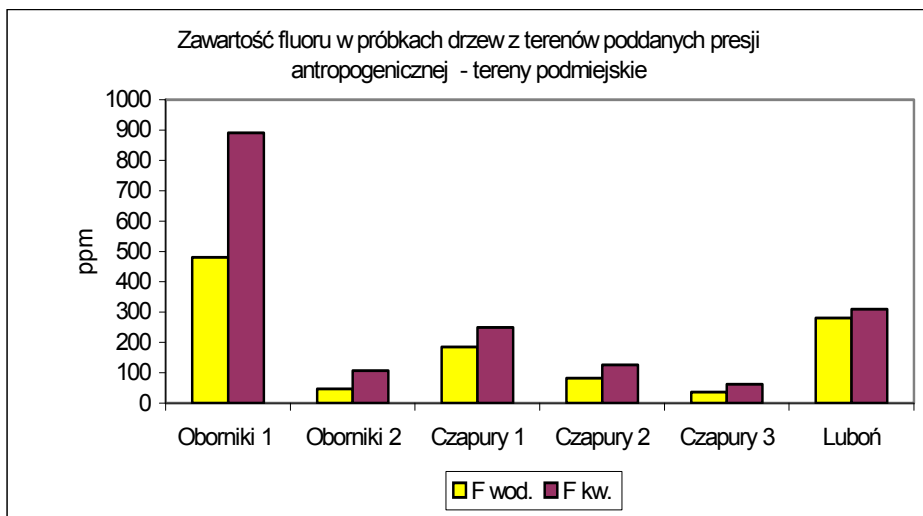
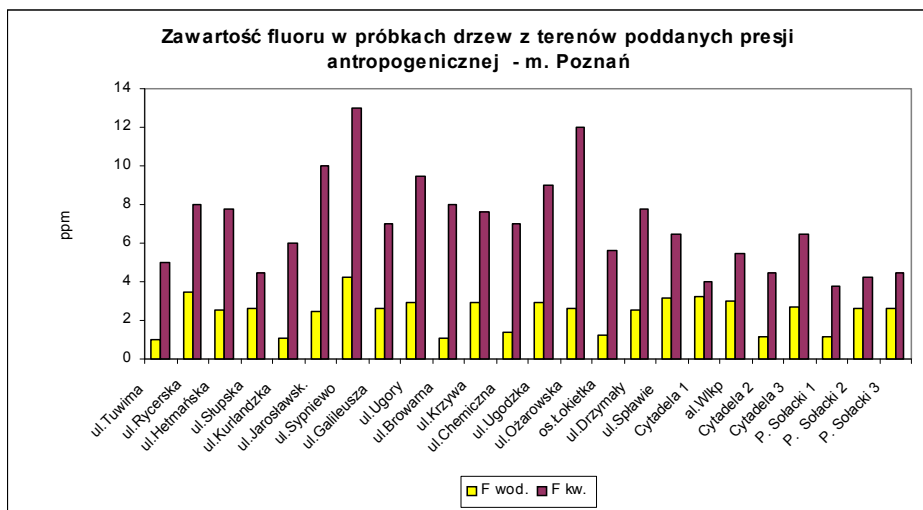
#### *Analiza materiału biologicznego z terenów poddanych presji antropogenicznej*

Badaniami objęto miasto Poznań, lokalizując na jego terenie 24 miejsca pobierania próbek znajdujące się zarówno na ruchliwych ulicach jak i w parkach miejskich oraz na peryferiach miasta. Ponadto, w celu uwzględnienia terenów bardziej skażonych związkami fluoru, 6 miejsc pobierania zlokalizowano przy zakładzie „Metalplast” w Obornikach oraz w bezpośrednim sąsiedztwie

Poznańskich Zakładów Chemicznych w Luboniu. Na rys. 5 przedstawiono zawartości dwóch form specyjalnych fluoru w tych próbkach oznaczając jako „F wod.” – formę fluoru rozpuszczalnego w wodzie oraz jako „F kw.” – fluor uwalniany kwasami.

Analizując oznaczone zawartości fluorków w materiale roślinnym zebranych na terenie miasta Poznania stwierdzono, że najmniejsze ilości fluoru rozpuszczalnego w wodzie (1mg/kg) znajdowały się w liściach drzew z ulic Tuwima, Kurlandzkiej, Browarnej, Chemicznej, a także osiedla Łokietka oraz Parku Sołackiego i Cytadeli; największe ilości fluoru (4,25 mg/kg) znajdowały się w lipach przy ul. Sypniewo. W przypadku fluoru uwalnianego kwasami najmniejszą zawartość stwierdzono w roślinach w Parku Sołackim (3,8 mg/kg), a największą – w liściach rosnących na drzewach przy ul. Sypniewo i Ożarowskiej (odpowiednio 13 mg/kg i 12 mg/kg). Według danych literaturowych [8] zawartość fluoru w roślinach wolnych od skażeń kształtuje się w granicach od ilości śladowych do 6 mg/kg, wyjątkowo do 10 mg/kg. Najczęściej występująca zawartość fluoru w roślinach to 0,5÷20 mg/kg, natomiast zawartość nadmiarowa lub toksyczna to 50÷100 mg/kg. Poniżej wartości 0,5 mg/kg może wystąpić deficyt tego pierwiastka. Wyznaczenie toksycznego stężenia w tkankach roślinnych jest bardzo złożone. Wartości podane jako nadmiarowe mogą być toksyczne dla gatunków roślin bardziej wrażliwych, natomiast inne rośliny rozwijając mechanizmy tolerancji biochemicznej słabiej będą reagowały na nadmierne stężenia [14].

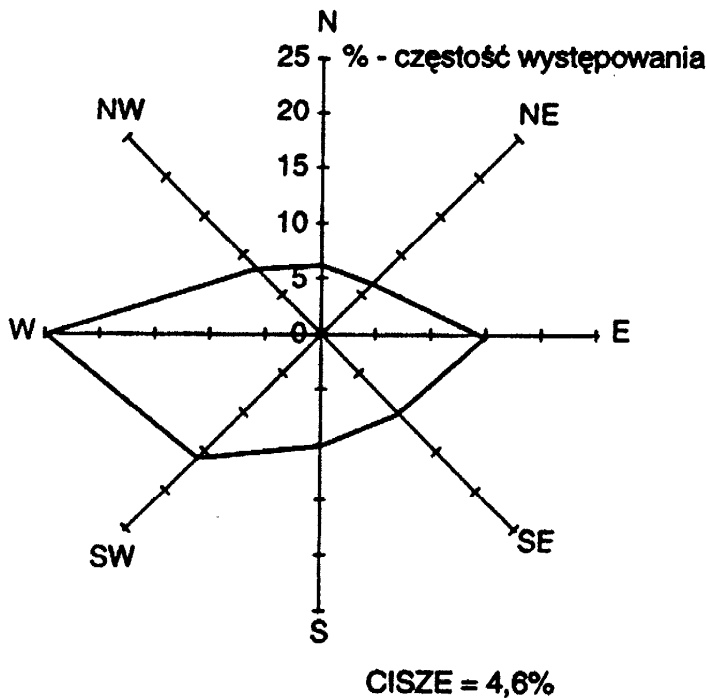
Jak widać na rys. 5, oprócz wspomnianych dwóch miejsc znajdujących się przy ul. Sypniewo i Ożarowskiej również zawartość fluoru w liściach drzewa przy ul. Jarosławskiej osiąga stężenie graniczne (10 mg/kg). Możliwość zanieczyszczenia fluorem powietrza w Poznaniu spowodowana jest przede wszystkim emisją produktów spalania paliw energetycznych, jednak jego dystrybucja aż w 70% może być zależna od zmienności czynników meteorologicznych, przede wszystkim wiatru. Prędkość wiatru decyduje o tempie przemieszczania się zanieczyszczeń, a kierunek odpowiada za trasę ich transportu [24,25]. Rozkład częstości i kierunków występowania wiatrów dla Poznania w postaci tzw. rocznej róży wiatrów przedstawia rys. 6.



**Rys. 5.** Zawartość dwóch form specyjalnych fluoru w próbkach liści i igieł drzew pobranych z terenów poddanych presji antropogenicznej

**Fig. 5.** The concentration of the two types of fluorine species in plant samples collected in the areas subjected to anthropopressure

Ogólnie sytuacja meteorologiczna dla miasta Poznania charakteryzuje się największą częstością występowania wiatrów z kierunku zachodniego i południowo-zachodniego. Obszary zabudowane powodują zniekształcenia kierunku i siły wiatru na skutek załamania, odbić strug powietrza lub też na skutek powstania lokalnej bryzy miejskiej, co powoduje wytracenie prędkości wiatru o około 30% [34].



**Rys. 6.** Wykres rocznej róży wiatrów dla miasta Poznania (Ławica)

**Fig. 6.** The annual wind rose for Poznań (Ławica)

W skład paliw energetycznych (węgla kamiennego i brunatnego) wchodzi fluorki w ilościach osiagających wartość 300 mg/kg. Dwa najpoważniejsze źródła emisji fluoru w Poznaniu to Elektrociepłownia EC I Garbary i EC II Karolin. Ogrzewanie za pomocą małych kotłowni węglowych lub indywidualnych palenisk węglowych dotyczy generalnie śródmiejskiej części Starego Miasta oraz przylegającej do niej części Jeżyc, Grunwaldu i Wildy. Z pracą każdej kotłowni lub ciepłowni związana jest emisja zanieczyszczeń, między innymi fluoru, zależna od rodzaju paliwa, typu kotła i procesu spalania, a także emisja wtórna ze składowisk, głównie żużla i popiołu.

W zależności od charakteru otoczenia różnych gatunków drzew objętych badaniami obserwuje się niewielkie zróżnicowanie uzyskanych wyników. W miejscach pobierania próbek położonych w gęstej zabudowie domów jedno i wielorodzinnych, zawartość fluoru całkowitego nie przekracza granicy 10 mg/kg, lecz oscyluje w jej pobliżu. Są to okolice ulicy Ugory, Hetmańskiej, Rycerskiej i Browarnej. Najmniejsze ilości fluorków zgromadziły gatunki rosnące w parkach miejskich (Cytadela, Park Sołacki).

Oddzielnie rozpatrywać należy próbki drzew iglastych pochodzących z Obornik, Czapur i Lubonia. Wyniki oznaczeń w próbkach igieł (z widocznymi objawami uszkodzeń) z drzew rosnących w bezpośrednim sąsiedztwie zakładów znacznie odbiegają od wartości uzyskanych dla próbek z miasta Poznania. Najwyższe stężenia, zarówno fluoru rozpuszczalnego w wodzie, jak i fluoru uwalnianego kwasami, odnotowano w próbkach jałowca i wynosiły one odpowiednio 870 mg/kg i 890 mg/kg. Na niższym poziomie kształtują się wartości uzyskane dla świerku, sosny i daglezi. Z tych trzech gatunków daglezi okazała się być najbardziej wrażliwą na szkodliwe działanie fluoru, gdyż widoczne uszkodzenia nastąpiły już przy jego zawartości 37mg/kg (fluoru rozpuszczalnego w wodzie) i 62 mg/kg (fluoru uwalnianego kwasami). Liczni autorzy [2,4,5,21] wykazują, że drzewa gatunków iglastych są bardziej wrażliwe na działanie toksycznych związków, w tym i fluoru, od liściastych. Różnice w tolerancji na wpływ związków fluoru są znaczne także pomiędzy gatunkami drzew iglastych [32,40]. Jedną z sugerowanych przyczyn tego zjawiska jest zróżnicowanie w zdolności asymilacyjnej fluoru przez różne gatunki drzew, w tym także iglaste [6].

Ilość fluoru biokumulowanego w liściach lub igłach nie zawsze jest dodatnio skorelowana ze stopniem wrażliwości drzew. Przykłady badań różnych autorów twierdzących, że absorpcja fluoru jest zwykle większa u gatunków odpornych niż u wrażliwych przytacza w przeglądowej pracy Kluczyński [25]. Jednak najczęściej stwierdzany jest brak korelacji pomiędzy stopniem wrażliwości a zawartością fluoru w roślinach [13,39]. Związane jest to zarówno z niejednakową odpornością na pochłanianie jak i różną tolerancją na już pochłoniętą, toksyczną substancję. Dodatkową przyczyną braku jednolitych obserwacji jest problem zróżnicowania wewnątrzgatunkowego – zależność od pochodzenia populacji [30], czynników wewnętrznych (wiek i stadium rozwoju fizjologicznego roślin i ich organów) [22], oraz fragmentów igieł [9,10], a także wpływ czynników środowiskowych (temperatury, wilgotności, oświetlenia itp.) [19]. Uszkodzenia badanego materiału biologicznego obserwowane w miejscach pobierania były bardzo zróżnicowane. Igły daglezi zielonej były uszkodzone w większym stopniu niż świerka i sosny. Potwierdza to pogląd, że ilość

biokumulowanego fluoru nie musi korelować dodatnio ze stopniem wrażliwości gatunku – określanym poprzez ocenę widocznych uszkodzeń igieł.

Z danych opublikowanych wcześniej [41] dotyczących zawartości fluoru w roślinach w okolicach Lubonia wynika, że skażenie środowiska tym pierwiastkiem było znaczne i utrzymywało się na poziomie kilkuset mg/kg w materiale roślinnym. Uzyskane podczas przeprowadzonych badań wyniki sugerują spadek emisji związków fluoru do atmosfery, a zarazem emisji. Obniżenie emisji fluoru było wynikiem działań podjętych przez Zakład, a mianowicie: zaniechano produkcji fluorku glinowego; ograniczono znacznie produkcję superfosfatu pylistego i kwasu fluorowodorowego; uruchomiono dwie linie produkcyjne nawozów mineralnych, granulowanych metodą beztermiczną eliminując szkodliwe wylotowe obecne przy metodzie termicznej; starą 80-letnią kotłownię węglową zastąpiono kotłownią gazową; dzięki wykorzystaniu ługów pokrystalicznych w budownictwie wyeliminowano problem składowania tych odpadów na terenie Zakładu lub na wysypisku. Ponadto udoskonalono systemy absorpcyjne, co również spowodowało dalsze zmniejszenie emisji fluoru do atmosfery.

Wyniki badań otrzymane w niniejszej pracy porównano z rezultatami badań przeprowadzonymi w Słowacji [40] w 1995 r. dla czterech punktów pobierania próbek; w terenie od praktycznie wolnego od wpływu toksycznych gazowych zanieczyszczeń emitowanych przez hutę aluminium (Żiar nad Hronom) (punkt 1) do silnie skażonego przez tę emisję (punkt 4). Zawartość fluoru w dwuletnich igłach świerka pospolitego wynosiła odpowiednio 10 mg/kg (punkt 1), 34 mg/kg (punkt 2), 92 mg/kg (punkt 3) i 301 mg/kg (punkt 4) w roku 1970. W 1990 r. wartości te wynosiły: punkt 1 – brak danych, punkt 2 – 102 mg/kg, punkt 3 – 170 mg/kg i punkt 4 – 310 mg/kg. W tym kontekście zawartości fluoru w igłach świerka w Obornikach i Czapurach są znacznie mniejsze niż zawartości fluoru stwierdzane w terenach silnie skażonych i wyższą dla fluoru uwalnianego kwasami 107 mg/kg (Oborniki), 126 mg/kg (Czapury). Wartości fluoru w igłach sosny wahają się od 250 mg/kg do 310 mg/kg i są porównywalne z uzyskanymi przez Mańkovską i Steinnes – 310 mg/kg, a Świeboda [37] u tego samego gatunku podaje wartość 462 mg/kg dla terenów silnie skażonych.

Analizując otrzymane wyniki pod kątem określenia udziału formy fluoru rozpuszczalnego w wodzie w stosunku do fluoru całkowitego (uwalnianego kwasami) nie stwierdzono żadnej korelacji. Zawartość tego pierwszego waha się w granicach 20÷60% [11]. Wpływają na to nie tylko indywidualne cechy roślin, ale także w dużym stopniu warunki meteorologiczne.

## **7. Konkluzja**



Badania specjacyjne form fluoru w igłach i liściach drzew będą stanowiły w najbliższych latach najbardziej obszerny obszar prac naukowych.

## **Literatura**

1. **Adamczewska M., Siepak J., Gramowska H.:** Studies of levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils subjected to anthropopressure in the city of Poznań. *Polish Journal of Environmental Studies*, 9, 4, 2000.
2. **Balsberg-Pihlsson A.:** Effects of heavy-metal and SO<sub>2</sub> pollution on the concentration of carbohydrates and nitrogen in tree leaves. *Canadian Journal of Botany*, 67, 2106-2113, 1989.
3. **Białobok S.:** Wpływ zanieczyszczeń powietrza na roślinność. Wyd. LOP, Warszawa, 1988.
4. **Białobok S., Oleksyn J., Karolewski P.:** Zróżnicowanie wrażliwości na działanie dwutlenku siarki 6 polskich proveniencji świerka pospolitego. *Aboretum Kórnickie*, 25, 305-310, 1980.
5. **Białobok S., Oleksyn J., Rachwał L.:** Selection of trees and shrubs for forest restructuring in industrial regions. In: Grodziński W., Weiner J., Maycock P. F., (eds.) *Forest Ecosystems in Industrial Regions, Ecological Studies 49*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York-Tokyo, 1984.
6. **De Cormis L.:** Zanieczyszczenie atmosfery a roślinność. *Ochrona Powietrza*, 4, 10-13, 1970.
7. **Dubel K., Jaskóła A.:** Wybrane metody badań środowiska przyrodniczego. Powietrze, gleby, rośliny. Wyd. WSP, Opole, 1991.
8. **Dziubek T.:** Fluor jako czynnik destrukcyjny w środowisku przyrodniczym. *Ochrona środowiska przyrodniczego w Wielkopolsce*, PTPN, AR, Poznań, 1973.
9. **Giertych M.J., De Temmerman L.O., Rachwał L.:** Distribution of elements along the length of Scots pine needles in a heavily polluted and a control environment. *Tree Physiology*, 17, 697-703, 1997.
10. **Giertych M.J., Karolewski P., De Temmerman L.O.:** Fluor w igłach sosny jako wskaźnik skażenia środowiska. *Symposium nt: Fluor w toksykologii, medycynie i ochronie środowiska*, Pomorska Akademia Medyczna, Międzyzdroje, 1999.
11. **Gramowska H.:** Optymalizacja procedur oznaczania fluoru i jego form specjacyjnych w wybranych próbkach środowiskowych. *Praca doktorska*, UAM Poznań, 2001.
12. **Gramowska H., Adamczewska M., Siepak J.:** Wpływ emisji fluoru na roślinność i gleby Wielkopolskiego Parku Narodowego. W: Kaczmarek L., Walna B., (red.) *Dziesięć lat Stacji Ekologicznej Jezioro*. Wyd. UAM, Poznań, 2000.
13. **Gramowska H., Karolewski P., Siepak J.:** The effect of speciation forms of fluorine on the decay of spruce and juniper trees. *Polish J. Environ. Studies* 7,1, 1998.
14. **Gramowska H., Siepak J., Hildebrand L.:** Badania zawartości fluoru w liściach i igłach drzew na terenie miasta Poznania. *IV Krajowe Sympozjum „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”*, Kórnik, 2001.

15. **Greszta J.:** Wpływ przemysłowego zanieczyszczenia powietrza na lasy. Wyd. SGGW-AR, Warszawa, 1987.
16. **Gumińska M.:** Chemiczne substancje w środowisku i ich wpływ na zdrowie człowieka. Wyd. PAN, Kraków, 1990.
17. **Hall R.J.:** The spectrophotometric determination of sub-microgram amounts of fluorine in biological specimens. *Analyst*, 88, 76-83, 1963.
18. **Hall R. J.:** Observations on the distribution and determination of fluorine compounds in biological materials, including soils. *Analyst*, 93, 461-468, 1968.
19. **Horntvedt R., Robak H.:** Relative susceptibility of eleven conifer species to fluoride air pollution. Reports of the Norwegian Forest Research Institute, 32.5, Ls, Norway, 187-206, 1975.
20. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wyd. PWN, Warszawa, 1999.
21. **Karolewski P., Siepak J., Gramowska H.:** Response of Scots pine, Norway spruce and Douglas fir needles to environment pollution with fluorine compounds. *Dendrobiology*, 45, 41-46, 2000.
22. **Keller T.:** Translocation of fluoride in woody plants. *Fluoride*, 7, 31-35, 1974.
23. **Krysiak D., Kurek L., Wichlacz D.:** Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w Poznaniu. WIOŚ, Urząd Miasta Poznania Wyd. Ochr. Środ., Poznań, 2000.
24. **Kluczyński B.:** Oddziaływanie fluoru i jego związków na rośliny. *Arboretum Kórnickie, Rocznik XXI*, 1976.
25. **Kluczyński B.:** Wpływ związków fluoru na rośliny drzewiaste. W: Białobok S.(red) *Życie drzew w skażonym środowisku. Nasze drzewa leśne*, 21, 105-128, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań, 1989.
26. **Kluczyński B.:** Ekologiczne uwarunkowania szkodliwego wpływu fluoru na rośliny. Machoy Z., (red) *Dotychczasowe osiągnięcia i perspektywy w badaniach nad związkami fluoru. IV Sympozjum Fluorkowe*, PTB Szczecin, 1988.
27. **Łukasiewicz A.:** Drzewa w środowisku miejsko-przemysłowym. W: Białobok S. (red.) *Życie drzew w skażonym środowisku. Nasze drzewa leśne* 21, 49-87, Wyd. PWN, Warszawa-Poznań, 1989.
28. **Maňkovská B., Steinnes E.:** Effects of pollutants from an aluminium reduction plant on forest ecosystems. *Sci. Total Environ.* 163, 11, 1995.
29. **Mejnartowicz L.E.:** Enzymatic investigations on tolerance in forest trees. W: *Gaseous Air Pollutants and Plant Metabolism*, 25, 381-398, Butterworths, 1984.
30. **Oleksyn J., Modrzyński J., Prus-Głowacki W., Reich P. B., Tjoelker M. G.:** Możliwości zastosowania istniejących doświadczeń leśnych do poznania ekofizjologicznych i genetycznych mechanizmów interakcji drzew i środowiska. *Sylwan* 141, 103-117, 1997.
31. **Ostrowska A. Gawliński S., Szczubiałka Z.:** Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin. Wyd. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 1991.
32. **Rohmeder E., Schönborn A. V.:** Der Einfluss von Umwelt und Erbgut auf die Widerstandsfähigkeit der Waldbäume gegenüber Luftverunreinigung durch Indust-

- rieabgase. Ein Beitrag zur Züchtung einer relativ rauchresistenten Fichtensorte. Forstwissenschaftliches Zentralblatt 84, 1-13, 1965.
33. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 28 kwietnia 1998 r. w sprawie dopuszczalnych wartości stężeń substancji zanieczyszczających w powietrzu (Dz. U. Nr 55, poz. 355).
34. **Sienkiewicz R.:** Wpływ kierunków wiatru i równowagi atmosfery na wielkość zanieczyszczeń powietrza i opadów atmosferycznych. Wyd. IMGW, Wrocław, 1998.
35. **Siwecki R.:** Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Wyd. Instytutu Dendrologii PAN, Kórnik, 1987.
36. **Szalonek I.:** Związki fluoru w rejonach dużych źródeł emisji oraz możliwość biologicznej aktywacji rejonów skażonych. Prace i Studia, Wyd. Ossolineum PAN, Wrocław, 1985.
37. **Świeboda M.:** Wpływ zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego na rośliny i ich wartość użytkową. W: Michajłow W., Zabierowski K., (red.) Ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczego. Wyd. PWN, Warszawa-Kraków, 1978.
38. **Walna B., Siepak J., Gramowska H., Buszewska T.:** Temporal trends of polycyclic aromatic hydrocarbons in precipitation of Poznań and vicinity (Poland). International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 79, 1, 2001.
39. **Weinstein L. H.:** Fluoride and plant life. Journal Occupation Medicine, 19, 49-78, 1977.
40. **Wentzel K. F.:** Die Immissions Epidemie kam keineswegs überraschend. Der Forst u. Holzwirt, 38,18, 1983.
41. **Zbierska J.:** Wpływ zanieczyszczeń emitowanych przez Zakłady Nawozów Fosforowych na uszkodzenie roślin oraz ich skażenie fluorem. PTPN, AR, Poznań, t. LV, 1983.
42. **Zerbe J., Elbanowska H., Gramowska H., Adamczewska M., Sobczyński T., Kabaciński M., Siepak J.:** Ocena wpływu emisji fluoru i innych zanieczyszczeń na wody, roślinność i gleby na obszarze WPN i jego otuliny. W: Kozacki L., (red.) Geosystem Wielkopolskiego Parku Narodowego jako obszaru chronionego podlegającego antropopresji. Wyd. Naukowe, Poznań, 1994.

## **The Effect Of The Fluorine Level On The State Of Leaves And Needles Of Trees In Poznań City And Its Vicinities**

### **Abstract**

Fluorine is widespread in nature and in the form of fluorides occurs in all elements of the natural environment: water, soil, air and living organisms. In all these elements fluorine can occur in a wide range of concentrations. The ques-

tion of environmental pollution with fluorine appeared relatively recently as a result of the industrial development. The disturbance of ecological equilibrium by excessive amounts of fluorine poses threats to the functioning of living organisms. In the natural conditions plants contain insignificant amounts of fluorine taken from the soil, where fluorine is usually present as species non-available for them. In special conditions or under soil pollution, it can be taken in by plants in excessive amounts. The most characteristic symptom of fluorine poisoning of plants are necroses appearing when the concentration of this element exceeds a certain critical point, characteristic of a plant species. The process of necrosis begins at the leaf margin and develops towards its base. The leaves undergo discoloration, whose actual shade depends on the plant species. Accumulation of fluorine is also a function of its concentration in the air, time of exposure and a number of environmental factors and plant characteristics.

The study was performed for plants of different sensitivity to fluorine compounds, growing on non-polluted areas or in direct vicinity of fluorine emission sources. The isolation of fluorine from biological material was performed by the distillation method according to Hall, preceded by dry mineralisation. After the isolation, fluorides were determined by the potentiometric method with an ion-selective electrode. Two fractions of fluorine were determined: the water-soluble one and the acid-released one. For the samples coming from the Wielkopolski National Park area, assumed as non-polluted the results of the fluorine determinations were:

- the fluorine released by acids determined in leaves of beech tree was 1.95 mg/kg, oak tree – up to 8.05 mg/kg and in needles of the coniferous trees it varied from 2.5 mg/kg to 10.8 mg/kg,
- the water-soluble fluorine determined in leaves of deciduous trees varied from 0.85 mg/kg (beech, oak) to 2.23 mg/kg (oak); and in coniferous trees from 1.12 mg/kg to 2.93 mg/kg.

The values obtained for the samples collected from all sites chosen are within the limits of the natural fluorine concentrations.

Fluorine was also determined in samples from the areas subjected to anthropopressure. In the samples collected from the city of Poznan, the natural level of fluorine concentration was exceeded only at two sites, while the level of fluorine in the samples from Oborniki, Czapury and Lubon indicated considerable pollution of the areas with this element.

The fraction of the water-soluble fluorine made from 10.8 to 53.9% of that released by acids.

# Miejscowe planowanie przestrzenne jako narzędzie ochrony i kształtowania środowiska

*Krzysztof Gawroński*  
*Akademia Rolnicza w Krakowie*

## 1. Wstęp

Nowe przepisy o zagospodarowaniu przestrzennym dostosowują system planowania przestrzennego do zmieniających się warunków ustrojowych i gospodarczych w naszym kraju. U podstaw nowej „filozofii” planowania leży idea jego dostosowania do wymogów gospodarki rynkowej, zachowania samodzielności gmin oraz ochrony środowiska przyrodniczego.

Obowiązująca ustawa o zagospodarowaniu przestrzennym [Ustawa...1994a] wprowadziła ekologiczne kryterium rozwoju jako podstawowe dla całokształtu gospodarki przestrzennej. Na wszystkich szczeblach planowania (krajowego, regionalnego i miejscowego) zaistniała konieczność zmiany hierarchii celów. Za nadrzędne cele rozwoju uznano cele ekologiczne to jest zapewnienie ciągłości funkcjonowania przyrody oraz cele społeczne wśród których szczególnie miejsce ma zapewnienie odpowiedniej jakości życia człowieka.

Pojęcie „planowanie przestrzenne” ma stosunkowo szeroki zakres, np. Pogodziński [1975] definiuje planowanie przestrzenne jako „zespół instytucji, metod i działań służących racjonalnemu gospodarowaniu przestrzenią”. Pojęcie to odnosi się także do lokalizacji inwestycji, kontroli realizacji ustaleń planów, a także dokonywania ocen stanu zagospodarowania przestrzennego obszarów.

Podstawowym aktem prawnym regulującym złożony proces gospodarowania przestrzenią, jest ustawa o zagospodarowaniu przestrzennym [Ustawa...1994a] W myśl tej ustawy zadaniem planowania przestrzennego jest przeznaczanie terenów na określone cele oraz ustalenie zasad zagospodarowania tych terenów, przyjmując rozwój zrównoważony jako podstawę tych działań.

W złożonym procesie rozwoju społeczno-gospodarczego następują zmiany i przekształcenia środowiska przyrodniczego, zużywają się lub niszczą jego zasoby oraz zmieniają się jego cechy. Wywołuje to także zmiany w struk-

turze przestrzennej obszarów. Planowanie przestrzenne musi być zatem podstawowym narzędziem ochrony i kształtowania środowiska [Dubel, 1996]. Ochrona i racjonalna gospodarka zasobami przyrody poprzez prawidłowe decyzje planistyczne, stanowi bowiem w warunkach polskich jedną z najbardziej efektywnych dróg prowadzących do harmonijnego współdziałania człowieka i przyrody.

Celem niniejszego artykułu jest określenie roli miejscowego planowania przestrzennego jako instrumentu ochrony i kształtowania środowiska. W warstwie empirycznej celem pracy jest analiza instrumentów ochrony środowiska przyrodniczego na przykładzie podkrakowskiej gminie Zabierzów.

## **2. Proces miejscowego planowania przestrzennego**

W wyniku reformy samorządowej państwa zadania publiczne realizowane dotąd przez administrację państwową rozdzielone zostały na zadania organów państwa i gmin. Zmianie uległ także system planowania przestrzennego w Polsce. System ten uległ rozdzielaniu na planowanie rządowe, obejmujące wykonywanie takich opracowań planistycznych jak: studia przestrzennego zagospodarowania kraju i studia przestrzennego zagospodarowania województw, oraz planowanie samorządowe, obejmujące sporządzanie miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego [Piech, 1993].

Podstawowym narzędziem gospodarowania terenami na obszarach gmin są miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego. Gmina wykonuje zadania publiczne we własnym imieniu i na własną odpowiedzialność, posiada osobowość prawną, a jej samodzielność podlega ochronie sądowej [Ustawa...1990]. Wśród wielu zadań własnych realizowanych przez samorządy terytorialne szczególne znaczenie ma zapewnienie ładu przestrzennego oraz gospodarka gruntami. Zadania te wykonywane są przez gminy samodzielnie w drodze sporządzania, uchwalania i realizacji miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. Ogólnie rzecz ujmując miejscowy plan przestrzenny określa przyrodnicze, społeczne, ekonomiczne i kulturowe warunki przestrzennego zagospodarowania gmin i miast lub ich części oraz cele i zasady polityki przestrzennej tych jednostek terytorialnych.

Przez proces miejscowego planowania przestrzennego rozumieć należy wzajemnie powiązane działania polegające na sporządzaniu aktów planistycznych (to jest studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego i miejscowego planu przestrzennego) oraz gospodarowaniu terenami. Na rys. 1 przedstawiono schemat tego procesu. Proces ten obejmuje zatem trzy etapy: wykonanie „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego, sporządzenie miejscowego planu przestrzennego oraz gospodaro-

wanie terenami, to jest wydawanie przez administrację samorządową decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu.

Miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego jest aktem prawnym (przepisem gminnym) powszechnie obowiązującym. Razem z przepisami szczególnymi stanowi on podstawę wydawania decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu. Jego ustalenia są wiążące nie tylko dla organów gminy i instytucji publicznych, ale także dla obywateli.

Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego – w przeciwieństwie do miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego – nie ustanawia przepisów gminnych. Nie ma ono charakteru aktu powszechnie obowiązującego i nie może stanowić podstawy decyzji administracyjnych (a więc także podstawy decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu). Mimo to ma ono fundamentalne znaczenie dla organów gminy. Jest ono wiążące dla organów gminy i zawiera normy określające kierunki i sposoby działania organów i jednostek pozostających w systemie organizacyjnym aparatu gminy [Piech, Gawroński, 1997].

Po wykonaniu i zatwierdzeniu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego rozpoczyna się jego realizacja czyli gospodarowanie gruntami polegające na wydawaniu inwestorom decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu. Z kolei po uzyskaniu decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, inwestorzy mogą podjąć starania o uzyskanie pozwolenia na budowę w nawiązaniu do przepisów ustawy prawo budowlane [Ustawa...1994b].

### **3. Problematyka ochrony i kształtowania środowiska w studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego**

Ustawa o zagospodarowaniu przestrzennym wprowadza istotną nowość do miejscowego planowania przestrzennego. Jest nią „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy”. Opracowanie to jest aktem planistycznym, określającym politykę zagospodarowania przestrzeni gminy. Studium to poprzedza uchwalenie miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego. Chodzi bowiem o to, aby rada gminy zapewniła sobie wpływ na przyszłe rozwiązania przestrzenne jeszcze przed uchwaleniem przepisu gminnego, jakim jest plan miejscowy. Plan miejscowy stanowi bowiem już tylko zapisanie przyjętych w studium ustaleń w układzie prawnoprzestrzennym [Kozłowski, 1996].

W studium tym uwzględnia się uwarunkowania wynikające z dotychczasowego przeznaczenia, zagospodarowania i uzbrojenia terenu, występowania terenów i obiektów chronionych na podstawie przepisów szczególnych, stanu rolniczej przestrzeni produkcyjnej, prawa własności oraz jakości życia miesz-

kańców. Na rys. 2 zaprezentowano problematykę tego studium ze szczególnym uwzględnieniem problematyki z dziedziny ochrony środowiska.

Sporządzenie „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego” jest procesem dwuetapowym: najpierw określa się uwarunkowania rozwoju, następnie na ich podstawie – kierunki zagospodarowania przestrzennego gminy.

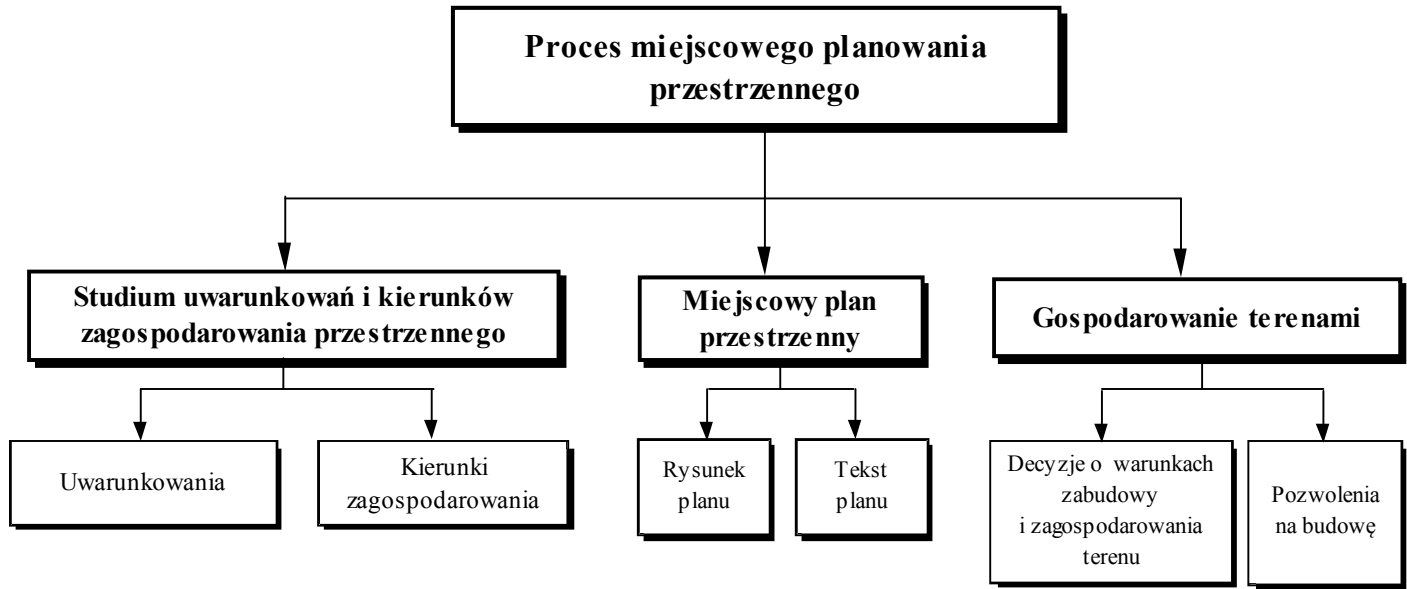
Wśród pięciu grup zagadnień stanowiących zakres wewnętrznych uwarunkowań rozwoju gminy (rys. 2) ważne miejsce zajmują uwarunkowania przyrodnicze. Określenie wpływu czynników środowiska przyrodniczego na możliwości rozwoju przestrzennego gminy wymaga sporządzenia inwentaryzacji środowiska przyrodniczego, analizy funkcjonowania środowiska oraz określenia zagrożeń środowiskowych.

Inwentaryzacja środowiska przyrodniczego obejmuje problematykę: budowy geologicznej i ukształtowania powierzchni, warunków klimatycznych, wód powierzchniowych i podziemnych, gleb, szaty roślinnej i świata zwierzęcego oraz obszarów ekologicznie chronionych. Dla funkcjonowania przyrody zasadnicze znaczenie ma struktura ekologiczna gminy, w tym wielkość i wzajemny układ różnego rodzaju ekosystemów. Zagrożenia środowiskowe natomiast mają wskazać obecne i przewidywane zagrożenia środowiska przyrodniczego na obszarze gminy, a w szczególności zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego i wód, zrzuty ścieków, skażenie gleb, zagrożenie hałasem.

Obok uwarunkowań wewnętrznych (lokalnych) w studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego muszą być także uwzględnione uwarunkowania zewnętrzne, czyli cele i kierunki polityki przestrzennej państwa na obszarze województwa. W szczególności chodzi tu o uwarunkowania wynikające z ustanowionych przez wojewodę aktów prawa miejscowego obowiązujących na obszarze województwa, a także o uwarunkowania wynikające z konieczności lokalizacji na obszarze gminy zadań służących realizacji ponadlokalnych celów publicznych.

Drugi etap sporządzania „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego” dotyczy określenia kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy. Kierunki te wynikają zarówno z syntezy uwarunkowań rozwoju jak również z analizy celów i priorytetów rozwojowych. Te ostatnie z kolei wywodzić się mogą od społeczności lokalnej oraz ze strategicznego programu rozwoju społeczno-gospodarczego, który jest podstawowym dokumentem formułujących długookresowe cele i preferencje rozwojowe gminy [Piech, Gawroński, 1997].



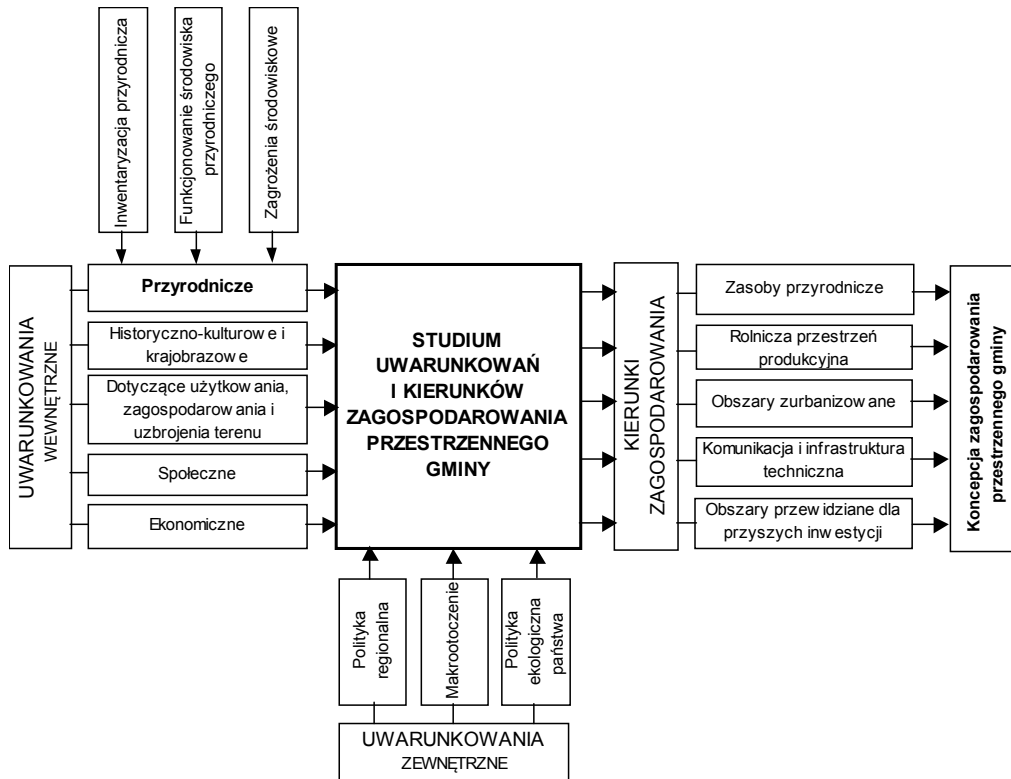


**Rys. 1.** Schemat procesu miejscowego planowania przestrzennego

**Fig. 1.** Scheme of local spatial planning process

*źródło: badania własne*

*source: author's study*



**Rys. 2.** Problematyka studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy

**Fig. 2.** Problems of study of conditions and directions of spatial management

*źródło: badania własne*

*source: author's study*

Spośród pięciu zagadnień stanowiących podstawę koncepcji zagospodarowania przestrzennego gminy (rys. 2) szczególne znaczenie dla zrównoważonego rozwoju mają zasoby przyrodnicze oraz problematyka związana z rolniczą przestrzenią produkcyjną i lasami. Tworząc tę koncepcję, należy przedstawić kierunki zagospodarowania z uwzględnieniem posiadanych zasobów przyrodniczych, a w szczególności wizję rozwoju funkcji bazujących na bogactwie przyrody (rolnictwo ekologiczne, agroturystyka, rekreacja i turystyka, leśnictwo, uzdrowiska), a także określić możliwości wykorzystania zasobów przyrody o wysokich parametrach jakościowych do lokowania specjalnej produkcji np. przemysłu spożywczego, uprawy ziół, specjalnych upraw do celów energetycznych i innych.

Należy zaproponować także pożądane kierunki przekształceń gospodarki rolnej i leśnej, a w szczególności optymalne formy gospodarowania rolnego nie powodujące zniszczeń i zaburzeń w środowisku, zaś w gospodarce leśnej uwzględnić należy pozaprodukcyjną funkcję lasów (ekologiczną, wodochronną, glebochronną, rekreacyjną).

Ponadto przy formułowaniu celów rozwojowych gminy jednym z nich może być ekorozwój, czyli rozwój zapewniający ochronę potencjałów przyrodniczych oraz prowadzący do równowagi ekologicznej [Gawroński, Piech, 1997].

Jak wynika z przeprowadzonych rozważań miejscowe planowanie przestrzenne jest ważnym narzędziem ochrony i kształtowania środowiska bowiem w procesie sporządzania studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego dokonuje się inwentaryzacji zagadnień fizjograficznych i problematyki z zakresu ochrony środowiska, które na etapie diagnozy stanu istniejącego należy przetworzyć poddać analizie i ocenić. Ponadto w ramach tego aktu planistycznego określa się kierunki zagospodarowania w oparciu o posiadane zasoby przyrodnicze oraz dokonuje się wyboru priorytetów rozwoju w tym ekorozwoju.

## **4. Narzędzia ochrony środowiska w procesie miejscowego planowania przestrzennego**

### **4.1. Prognoza skutków wpływu ustaleń miejscowych planów przestrzennych na środowisko przyrodnicze**

Na etapie sporządzania projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, Ustawa o zagospodarowaniu przestrzennym [Ustawa...1994a] wprowadza także ważny instrument ochrony środowiska. Jest nim obowiązek wykonywania, prognoz skutków wpływu ustaleń miejscowych planów zagospodarowania przestrzennych na środowisko przyrodnicze.

Jest to z punktu widzenia ochrony środowiska bardzo istotny zapis ustawowy, bowiem po raz pierwszy wprowadzono obowiązek oceny zamierzeń urbanistów przez specjalistów z dziedziny ochrony środowiska. Przedmiotem tej oceny jest wpływ rozwiązań przyjętych w planie przestrzennym na szeroko rozumiane środowisko przyrodnicze. Wydaje się, że instrument ten wymuszać będzie zmianę dotychczasowego warsztatu wielu planistów przestrzennych [Kozłowski, 1996].

Zgodnie z deklaracją powyższej ustawy Minister Ochrony Środowiska, Zasobów naturalnych i Leśnictwa (obecnie Minister Środowiska), wydał rozporządzenie z dnia 9 marca 1995 określające wymagania, jakim powinna odpowiadać taka prognoza [Dz. U. nr 29, poz. 150].

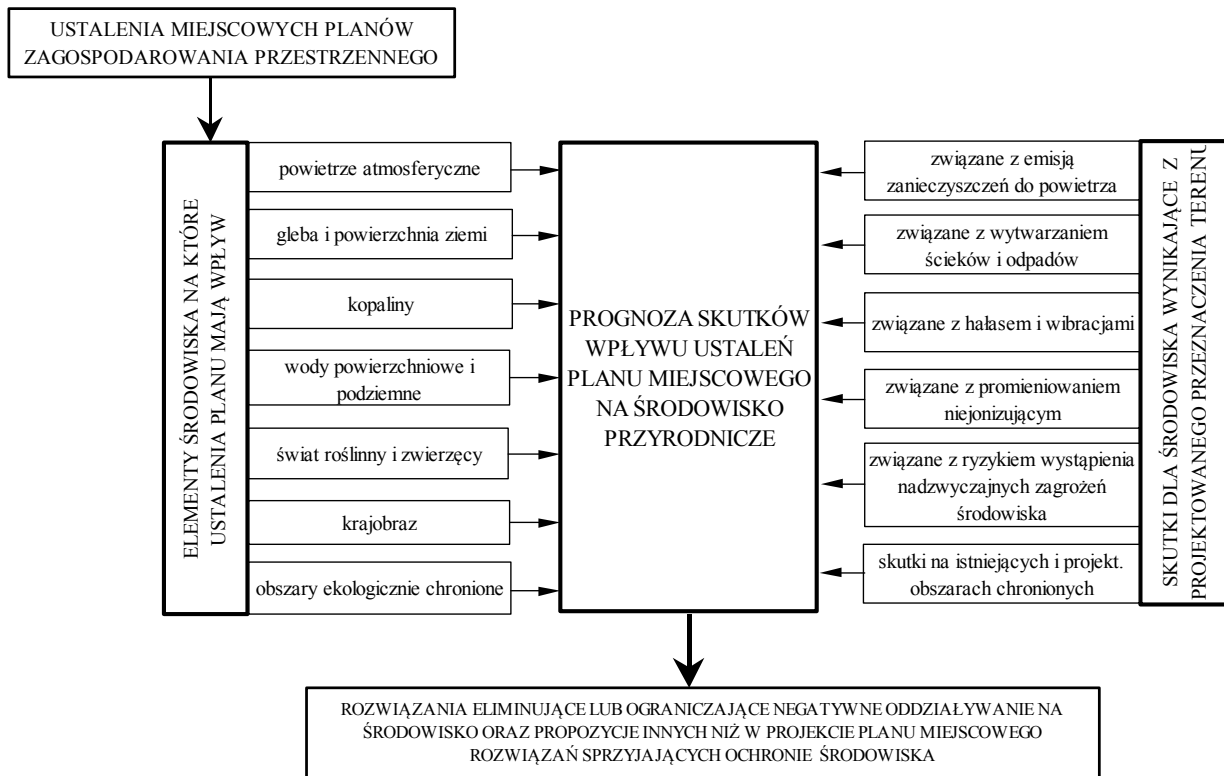
Zakres tego opracowania obejmuje elementy na które ustalenia planu mogą mieć wpływ (powietrze, powierzchnia ziemi łącznie z glebą, kopaliny, wody powierzchniowe i podziemne, klimat, świat zwierzęcy i roślinny, krajobraz oraz obszary ekologicznie chronione) oraz informacje o przyjętych założeniach metodycznych i obszarze opracowania. Na rys. 3 przedstawiono problematykę tej prognozy. Prognoza ma określić i ocenić skutki wywierane na środowisko przyrodnicze, które mogą wynikać z projektowanego przeznaczenia terenu. W szczególności chodzi tu o skutki związane z emisją zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego, wytwarzaniem odpadów, hałasem i wibracjami promieniowaniem niejonizującym, ryzykiem wystąpienia nadzwyczajnych zagrożeń środowiska, a także o skutki występujące na terenach ekologicznie chronionych.

W konkluzji wykonanej prognozy należy przedstawić: rozwiązania eliminujące lub istotnie ograniczające negatywne oddziaływanie na środowisko oraz – w zależności od potrzeb - sformułować propozycję innych niż w projekcie miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego rozwiązań sprzyjających ochronie środowiska.

Wydaje się, że to właśnie opracowanie pełni funkcje kontrolną i weryfikacyjną w odniesieniu do ustalonych wcześniej w „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy”, zasad ekorozwoju.

#### **4.2. Ochrona środowiska przyrodniczego na etapie gospodarowania gruntami (raport oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko przyrodnicze)**

Proces miejscowego planowania przestrzennego obejmuje także etap gospodarowania terenami, to jest wydawanie decyzji o ustaleniu warunków zabudowy i zagospodarowania terenu oraz pozwoleń na budowę. Decyzje te są aktami administracyjnymi, które określają warunki pod jakimi może nastąpić zmiana przeznaczenia terenu, w tym jego zabudowa.



**Rys. 3.** Problematyka prognozy skutków ustaleń miejscowych planów przestrzennych na środowisko przyrodnicze

**Fig. 3.** Problems of prognosis of effects of local spatial planning on natural environment

*źródło: badania własne*

*source: author's study*

Decyzje o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu wydaje się w oparciu o istniejący i aktualny miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego, w nim bowiem zapisane są wszelkie ograniczenia i uwarunkowania lokalizacyjne.

W przypadku braku dla danego terenu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, „Decyzję o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu” przygotowuje osoba posiadająca uprawnienia urbanistyczne, w oparciu o przepisy szczegółowe. W przepisach szczegółowych bowiem zawarte są nakazy, zakazy i zasady wykorzystania terenów oraz zasady lokalizacji niektórych inwestycji, a także wymagania związane z ochroną środowiska.

Występują tu także ważne dla gospodarki przestrzennej instrumenty ochrony środowiska. Zgodnie z ustawą prawo ochrony środowiska [Ustawa...2001] wydanie decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, dotyczącej przedsięwzięcia mogącego znacząco oddziaływać na środowisko (Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 14 lipca 1998 r., Dz. U. nr 93, poz. 589), wiąże się z przeprowadzeniem postępowania w sprawie oceny oddziaływania tego przedsięwzięcia na środowisko przyrodnicze. Postępowanie to stanowi część postępowania zmierzającego do wydania decyzji administracyjnej i przeprowadza je organ właściwy do wydania takiej decyzji. W wypadku decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu są to organy samorządu terytorialnego.

Decyzje których wydanie wymaga przeprowadzenia postępowania w sprawie oceny oddziaływania na środowisko dotyczą:

1. Decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu.
2. Decyzji o pozwoleniu na budowę lub rozbiórkę obiektu budowlanego oraz decyzja o pozwoleniu na zmianę sposobu użytkowania obiektu budowlanego.
3. Koncesji na poszukiwanie lub rozpoznawanie kopalni, na wydobywanie kopalni ze złóż, na bezzbiornikowe magazynowanie substancji w górotworze oraz składowanie odpadów w podziemnych wyrobiskach górniczych, na poszukiwanie i wydobywanie surowców mineralnych znajdujących się w odpadach powstałych po robotach górniczych oraz po procesach wzbogacania kopalni.
4. Pozwoleń wodno-prawnych w zakresie
  1. wykonywanie urządzeń wodnych,
  2. poboru wód podziemnych,
  3. rolniczego wykorzystania ścieków.
5. Decyzji ustalająca warunki prowadzenia robót polegających na regulacji wód oraz budowie wałów przeciwpowodziowych, a także robót melioracyjnych, odwodnień budowlanych oraz innych robót ziemnych zmieniających stosunki wodne - na terenach o szczególnych walorach przyrodniczych.

6. Decyzji zatwierdzająca projekt scalenia lub wymiany gruntów.
7. Decyzji o zmianie lasu na użytek rolny.
8. Decyzji o ustaleniu lokalizacji autostrady - wydana na podstawie przepisów o autostradach płatnych - oraz decyzja o ustaleniu lokalizacji drogi ekspresowej, gdy decyzje te dotyczą odcinków, które we wskazania lokalizacyjnych zostały wskazane jako niewralgiczne z uwagi na uwarunkowania ochrony środowiska lub możliwość wystąpienia konfliktów społecznych.

Procedura postępowania w sprawie oceny oddziaływania na środowisko wymaga sporządzenia raportu oddziaływania inwestycji na środowisko. Zakres problematyki tego raportu przedstawiono na rys. 4.

Opracowanie raportu wymaga, poza opisem planowanego przedsięwzięcia i elementów przyrodniczych objętych zakresem oddziaływania, przedstawienia charakterystyki analizowanych wariantów przedsięwzięcia oraz uzasadnienia wyboru konkretnego wariantu. Wymaga także opisu potencjalnie znaczących oddziaływań inwestycji na środowisko, porównania proponowanych rozwiązań z rozwiązaniami stosowanymi w praktyce krajowej i zagranicznej, a także analizy możliwych konfliktów społecznych związanych z planowanym przedsięwzięciem. W konkluzji wykonanego raportu przedstawić należy działania mające na celu zapobieganie, zmniejszanie lub kompensowanie szkodliwych oddziaływań.

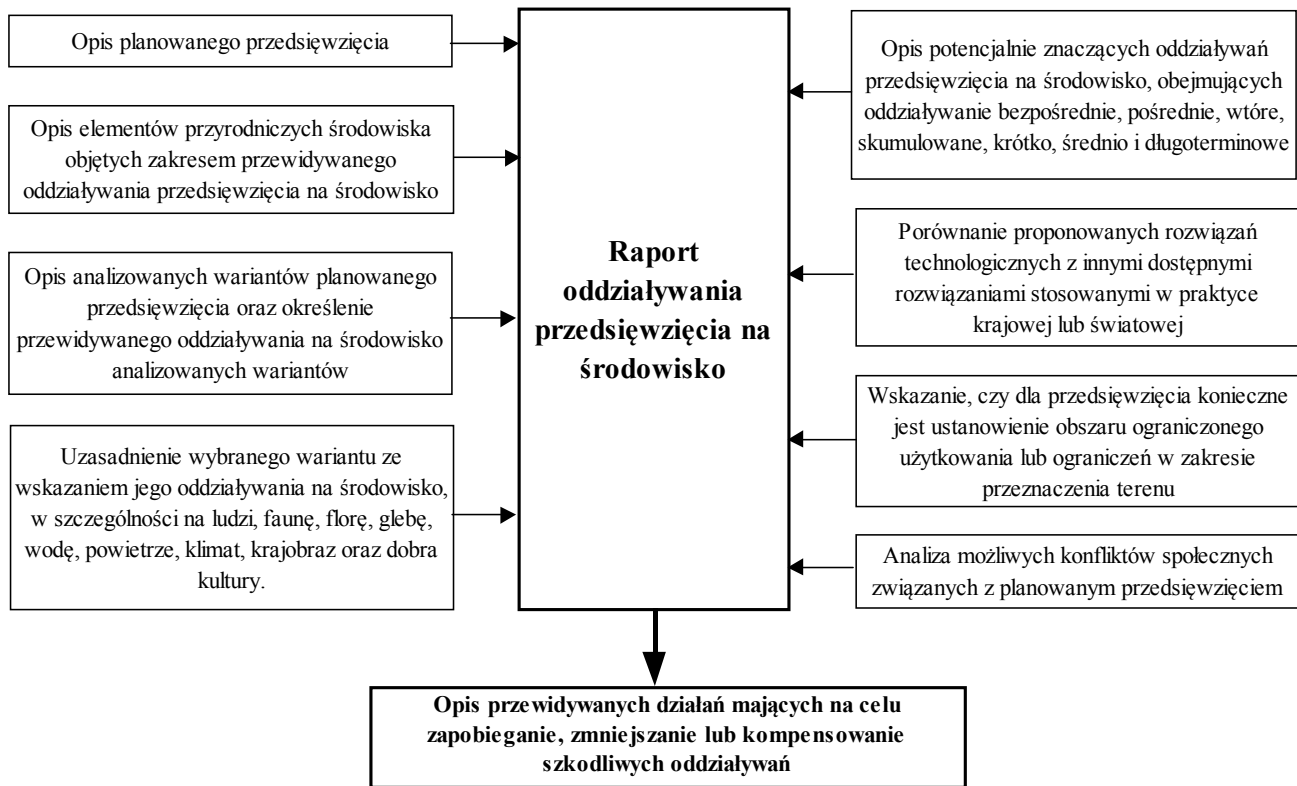
## **5. Narzędzia ochrony środowiska w gospodarce przestrzennej na przykładzie podkrakowskiej gminy Zabierzów**

Praktyczny aspekt przedstawionych wyżej rozważań teoretycznych stanowi analiza instrumentów ochrony środowiska w gospodarce przestrzennej na przykładzie gminy Zabierzów.

Gmina ta położona na zachód od Krakowa liczy 9928 ha powierzchni ogólnej, w tym użytki rolne stanowią 65,4% oraz lasy 14,2%. Zamieszkuje ją 21211 osób (stan na koniec 2000 r.), zaś gęstość zaludnienia wynosi 214 osób/1km<sup>2</sup>. Jest to specyficzna gmina która szczególnie nadaje się do tego typu badań zarówno ze względu na występujące tam niezwykle cenne osobliwości przyrodnicze, jak i ze względu na bezpośrednie sąsiedztwo aglomeracji krakowskiej.

W gminie tej następujące obszary są statutowo chronione ze względu na wysokie walory przyrodnicze i krajobrazowe:

- rezerwat przyrody: Wąwóz Bolechowicki, Skała Kmity, Dolina Kluczwody;
- parki krajobrazowe: Dolinki Krakowskie, Park Tenczyński – wchodzące w skład Zespołu Jurajskich Parków Krajobrazowych;
- obszary chronionego krajobrazu stanowiące otulinę wyżej wymienionych parków – obejmujące praktycznie obszar całej gminy.



**Rys. 4.** Problematyka raportu oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko przyrodnicze

**Fig. 4.** Problems of report of enterprise impact on natural environment

*źródło: badania własne*

*source: author's study*



Realizacja zasad ochrony środowiska na etapie sporządzania studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Zabierzów polegała na skierowaniu rozwoju gospodarczego gminy na dziedziny i kierunki nie powodujące pogłębienie występujących oraz powstawanie nowych konfliktów z określonymi prawnie normami i zasadami ochrony środowiska.

W ramach studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy określono politykę regionalną w zakresie ochrony środowiska. Określona na tym etapie polityka jest w znacznej części konsekwencją polityki państwa i odzwierciedleniem aktów prawnych powszechnie obowiązujących w tym zakresie w kraju. Natomiast ustalenia dotyczące polityki ochrony środowiska dla gminy Zabierzów określają następujące warunki dotyczące respektowania obowiązujących norm czystości powietrza i gleb oraz norm dopuszczalnego hałasu, a w szczególności:

- likwidację uciążliwości (doprowadzenie do powszechnie obowiązujących norm) w obiektach istniejących, stanowiących zagrożenie dla środowiska, poprzez montaż urządzeń i instalacji skutecznie je likwidujących;
- niedopuszczenie do lokalizacji nowych obiektów i urządzeń uciążliwych dla środowiska, w tym z zakresu przemysłu, wytwórczości, składowania i komercji;
- wykorzystanie w szerokim zakresie wymogu sporządzania ocen skutków wpływu inwestycji na środowisko na etapie decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu.
- likwidację dzikich wysypisk;
- sukcesywną kontynuację wyposażania wsi w systemy kanalizacyjne;
- tworzenie warunków i preferencji rozwiązań zaopatrzenia w ciepło w oparciu o paliwa ekologiczne.

W studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego określono także sześć stref polityki przestrzennej. Na podstawie uwarunkowań przyrodniczych wyróżniono dwie z nich, a mianowicie: strefę przyrodniczo-czynną i strefę chronionego krajobrazu.

Generalne ustalenia polityki przestrzennej w odniesieniu do gminy Zabierzów dotyczą zapewnienia warunków zrównoważonego rozwoju, to jest takiej organizacji przestrzennej, która eliminowałaby ilość konfliktów między ochroną środowiska a rozwojem gospodarczym i działaniami na rzecz poprawy warunków życia mieszkańców.

Formułując kierunki zagospodarowania jako elementy decydujące o przyjętych kierunkach rozwoju poszczególnych obszarów gminy przyjęto: uwarunkowania i walory przyrodnicze, stopień dostępności terenu, stan zainwestowania i rodzaj użytkowania terenu, występujące tendencje oraz predyspozycje terenu.

Ochrona i kształtowanie środowiska w ramach miejscowego planu zagospodarowania gminy Zabierzów polegała na sporządzeniu prognozy skutków wpływu ustaleń miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego na środowiska dla potrzeb zmiany miejscowego planu obejmującej cztery następujące wsie: Bolechowice, Brzezie, Ujazd i Zelków. Zmiany te dotyczyły lokalizacji kompleksu zabudowy mieszkaniowej, położonej w strefie ochrony pośredniej ujęcia wody pitnej z rzeki Rudawy.

Prognoza ta obejmuje charakterystykę i ocenę elementów środowiska na które ustalenia planu mogą mieć wpływ, a w szczególności: ukształtowanie i użytkowanie terenu, budowa geologiczna warunki posadowienia obiektów, gleby, warunki wodne, szata roślinna i świat zwierzęcy, walory krajobrazowe, położenie w stosunku do obszarów chronionych.

Następnie zidentyfikowano możliwe oddziaływania na środowisko proponowanej zabudowy, takie jak: emisja zanieczyszczeń do powietrza, wytwarzanie ścieków i odpadów, hałas, wibracje, elektromagnetyczne promieniowanie niejonizujące oraz ryzyko wystąpienia nadzwyczajnych zagrożeń środowiska. Z kolei ustalono skutki wpływu realizowanego przedsięwzięcia na: powietrze atmosferyczne, powierzchnię ziemi łącznie z glebą, kopaliny, wody powierzchniowe i podziemne, klimat, ludzi, krajobraz oraz świat roślinny i zwierzęcy. A na koniec przedstawiono rozwiązania eliminujące bądź ograniczające negatywne oddziaływanie na środowisko planowanej inwestycji.

Przykładem instrumentu ochrony środowiska w ramach gospodarowania gruntami oraz w procesie inwestycyjnym w gminie Zabierzów jest ocena oddziaływania na środowisko przyrodnicze sporządzona dla projektu oczyszczalni ścieków we wsi Zelków.

Zawiera ona ocenę charakteru rozwiązań technologicznych i technicznych projektowanej oczyszczalni, w tym bilans ścieków surowych, jakość ścieków oczyszczonych, charakterystykę odbiornika oczyszczonych ścieków, schemat technologiczny oczyszczalni oraz opis technologii oczyszczania. Ponadto ocena zawiera charakterystykę terenu i zabudowy w sąsiedztwie oczyszczalni oraz ocenę lokalizacji przedmiotowej oczyszczalni. Ostatnim etapem oceny jest określenie oddziaływania oczyszczalni na poszczególne komponenty środowiska z określeniem zastosowanych sposobów minimalizowania ujemnego wpływu urządzeń oczyszczalni na te komponenty.

W rozdziale tym na przykładzie wybranej gminy zaprezentowano przykłady instrumentów ochrony i kształtowania środowiska występujących w procesie miejscowego planowania przestrzennego.

## **6. Wnioski i podsumowanie**

Miejscowe planowanie przestrzenne jest ważnym instrumentem ochrony i kształtowania środowiska na szczeblu samorządów terytorialnych. Jedynie w procesie planowania przestrzennego dokonuje się wyborów priorytetów rozwoju, w tym ekorozwoju.

W procesie tym problematyka z dziedziny ochrony i kształtowania środowiska na etapie określania uwarunkowań zagospodarowania przestrzennego gminy sprowadza się do inwentaryzacji określonego zakresu zagadnień fizjograficznych i problematyki z dziedziny ochrony środowiska, które na etapie diagnozy i oceny stanu istniejącego należy przetworzyć, poddać analizie i ocenić. Ponadto na etapie „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego”, określa się kierunki zagospodarowania gminy, zwłaszcza w oparciu o posiadane zasoby przyrodnicze oraz dokonuje się wyboru priorytetów rozwoju.

Prognozy skutków ustaleń planów zagospodarowania przestrzennego oraz postępowania w sprawie oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko przyrodnicze wykonywane w ramach warunków zabudowy i zagospodarowania terenu - są ważnymi instrumentami ochrony środowiska w gospodarce przestrzennej. Umożliwiają one wyeliminowanie lub ograniczenie rozwiązań przestrzennych nie sprzyjających ochronie środowiska. Wydaje się ponadto, że prognozy te pełnią funkcję kontrolną i weryfikacyjną w odniesieniu do zasad i celów ekorozwoju sformułowanych na etapie sporządzania „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy”.

W świetle nowych uregulowań prawnych wzrosła ranga dotychczas wykonywanych ocen oddziaływania na środowisko przyrodnicze, zmieniła się także procedura ich wykonywania. Obecnie bowiem postępowanie w sprawie oceny oddziaływania na środowisko jest częścią procesu decyzyjnego zmierzającego do wydania decyzji administracyjnej dotyczącej przedsięwzięcia które może negatywnie oddziaływać na środowisko.

## **Literatura**

1. **Dubel K.:** Ochrona i kształtowanie środowiska. Oficyna Wydawnicza MAKAGO, Bytom 1996.
2. **Gawroński K., Piech J.:** Miejscowe planowanie przestrzenne a problematyka ekorozwoju. II Ogólnopolska Konferencja Naukowa nt. „Przyrodnicze i techniczne problemy ochrony i kształtowania środowiska rolniczego”, Wydawnictwo AR w Poznaniu, 39÷45, 1997.
3. **Kozłowski S.:** Przyrodnicze kryteria gospodarki przestrzennej kraju, województwa i gminy. Redakcja Wydawnictw Katolickiego Uniwersytetu Lubelskiego. Lublin, 1996.

4. **Piech J.:** Planowanie przestrzenne na drodze przemian. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie, Sesja Naukowa z. 39, 113-117, 1993.
5. **Piech J. Gawroński K.:** Zagospodarowanie przestrzenne a strategia rozwoju gminy. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Konferencje, XIV, z. 312, 45÷52, 1997.
6. **Pogodziński Z.:** Planowanie przestrzenne terenów wiejskich, PWN. Warszawa. 1975.
7. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 9 marca 1995 r. w sprawie określenia wymagań jakim powinna odpowiadać prognoza skutków wpływu ustaleń miejscowego planu przestrzennego na środowisko przyrodnicze. Dz. U. nr 29. poz. 150.
8. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 14 lipca 1998 r. w sprawie określenia rodzajów inwestycji szczególnie szkodliwych dla środowiska i zdrowia ludzi albo mogących pogorszyć stan środowiska oraz wymagań jakim powinny odpowiadać oceny oddziaływania na środowisko tych inwestycji. Dz. U. 93, poz. 589.
9. Ustawa z dnia 8 marca 1990 r. o samorządzie terytorialnym. Teks jednolity Dz. U. nr 13, poz. 74.
10. Ustawa z dnia 7 lipca 1994a r. o zagospodarowaniu przestrzennym. Dz. U. nr 89, poz. 415.
11. Ustawa z dnia 7 lipca 1994b r. prawo budowlane. Dz. U. nr 89, poz. 414.
12. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. prawo ochrony środowiska. Dz. U. nr 62, poz. 627.

## **Local Spatial Planning As A Tool For Protecting And Shaping The Environment**

### **Abstract**

Local spatial planning is an important instrument in protecting and shaping the environment on the level of local governments. Only during the process of spatial planning priorities of development, including ecological development are chosen. New regulations concerning spatial development adapt system of spatial planning to changing economical and political conditions in our country. The new philosophy of planning is based on the idea of its adapting to requirements of market economy, saving independence of communes as well as protection of the natural environment.

The presently binding Law on Spatial Management has introduced an ecological criterion of development and has made it a basic decisive factor in the spatial management in general. Ecological and social targets are regarded superior, overriding goals of the development, i.e. the most important ecological

task is to provide and assure the undisturbed continuation of nature, and as for the social targets, to ensure the adequate life quality of human being.

The objective of this paper is to determine a role of the local spatial planning regarded a tool for protecting and shaping the environment.

On the basis of the studies performed, it was possible to conclude the following:

1. Local spatial planning is an important instrument of protecting and shaping the environment at a local governmental level. Specific developmental priorities are chosen, including the eco-development, during the process of spatial planning.
2. Under this process, and whilst determining special community's circumstances impacting its spatial management, actions from the domain of environmental protection and arrangement are reduced to registering some physiographical problems contained in a particular range of questions, as well as to listing some issues pertaining to environmental protection. Subsequently, during a phase of diagnosing and assessing the existing state, all the registered and listed questions have to be processed, analysed, and evaluated. Additionally, during the next phase called "Study of spatial management conditions, circumstances and trends", trends in the community management are to be determined with regard to the community's natural resources and wealth.
3. Important environmental protection instruments to be applied in spatial management are: forecasting the effects of developed and approved spatial management plans, and evaluation procedures used to assess impacts exerted by a given project on the environment. They enable the elimination or the limitation of negative spatial solutions that do not favour the environmental protection. Besides, it is also possible that such forecasts fulfil a control and verifying function with regard to philosophy and targets of eco-development formulated during the already cited phase "Study of spatial management conditions, circumstances and trends".
4. In the light of new, legal regulations, the position and importance of the hitherto performed assessments of impact on the natural environment essentially increased, and the accomplishment procedure of such assessments was changed, too. Right now, the actions aiming at the environmental impact assessment are part of the entire decision-making process; such a process ends in issuing an administrative decision referring to a project of a probable negative impact on the environment.

# Występowanie *Drosera rotundifolia* L. na plantacji żurawiny wielkoowocowej *Vaccinium macrocarpon* Aiton w okolicy Parsęcka

*Izabela Ratuszniak, Edward Ratuszniak*  
*Pomorska Akademia Pedagogiczna w Słupsku*

## 1. Wstęp

W trakcie prowadzenia badań nad przemianami roślinności na zarzuconej uprawie żurawiny wielkoowocowej *Vaccinium macrocarpon* na torfowisku wysokim typu bałtyckiego „Bagno Wielkie”, stwierdzono w 1998 r. pojawienie się, na jednym z transektów badawczych, pojedynczych okazów rosiczki okrągłolistnej *Drosera rotundifolia* (Ratuszniak i Sobisz 1999).

Rodzaj *Drosera* liczy około 100 gatunków rozprzestrzenionych prawie na całym świecie, we wszystkich strefach klimatycznych obu półkul. Występuje w całej Europie, w subarktycznej części Azji (cała Syberia z wyjątkiem wybrzeży północnych), w Mandżurii, północnej Japonii, w arktycznej i umiarkowanej Ameryki Północnej. Szczególnie wiele gatunków występuje w Australii i na Nowej Zelandii.

Poza rosiczką okrągłolistną (*D. rotundifolia*) w Polsce występują jeszcze dwa inne gatunki rzadsze od niej, lecz rosnące na podobnych stanowiskach (torfowiskach przejściowych i wysokich). Są to rosiczka długolistna (*Drosera anglica* Huds.) i rosiczka pośrednia (*Drosera intermedia* Hayne).

*Drosera rotundifolia* występuje dość pospolicie na niżu, w górach jest rzadsza. Rośnie najczęściej na wilgotnych poduchach torfowców i innych mchów, rzadziej na nagim torfie. Podłoże, na którym wyrasta jest zawsze kwaśne. Są to niewielkie rośliny nasienne owadożerne, fotoautotrofy, zdolne do pobierania substancji mineralnych z gleby lub z wody. Zoofagia stanowi dla nich dodatkowe źródło substancji odżywczych mikro- i makroelementów

(zwłaszcza azotu), w które ubogie są stanowiska ich występowania (Podbielkowski i Podbielkowska 1992).

Fitoindykacyjne wskaźniki liczbowe wg skali Ellenberga i in. (1992) wskazują na następujące wymagania siedliskowe omawianego taksonu. Wymagania klimatyczne: w zakresie wymagań świetlnych (L-8) jest rośliną światła, w zakresie wymagań termicznych (T-4) jest to gatunek zajmujący miejsce pomiędzy wskaźnikami chłodu a umiarkowanego ciepła. Wymagania edaficzne: w zakresie stosunków wilgotnościowych (W-9) wymaga gleb mokrych ubogich w powietrze, w zakresie stosunku do odczynu gleby (R-1) jest taksonem wskazującym na silne zakwaszenie gleby, w zakresie zapotrzebowania na azot (N-1) jest taksonem występującym na stanowiskach ubogich w azot. Wszystkie rośliny zaliczane są do roślin rzadkich i w Polsce podlegają całkowitej ochronie (Dziennik Ustaw 1983, Nr 27, Poz.134). *D.rotundifolia* na Pomorzu Zachodnim jest taksonem zagrożonym, a w Wielkopolsce uważana jest za takson, który w niedalekiej przyszłości znajdzie się w kategorii roślin wymierających (Żukowski i Jackowiak 1995).

Celem naszych obserwacji było prześledzenie frekwencji i jej zmian oraz rozprzestrzenienia *D.rotundifolia* i gatunków współwystępujących z omawianym taksonem na siedlisku zmienionym przez człowieka.

## 2. Teren badań

Plantacja żurawiny wielkoowocowej *Vaccinium macrocarpon*, na której prowadzono badania, ma powierzchnię około 7 ha i leży w skrajnie północno-zachodniej części kompleksu wysokiego torfowiska bałtyckiego „Bagno Wielkie”, położonego po wschodniej stronie Jeziora Radacz, 8 km na zachód od Szczecinka na wododziale zlewni Gwdy (rys. 1). Teren badań, według podziału geobotanicznego Polski, należy do Obszaru Euro-Syberyjskiego, Działu Bałtyckiego, Poddziału Pas Równin Przymorskich i Wysoczyzn Przymorskich, Krainy Pojezierze Pomorskie, Okręgu Wałęcko-Drawskiego (Szafer 1972). Według nowego podziału terytorialnego Polski (Bochiński i Zawadzki 1999) teren ten należy do gminy Silnowo, powiatu Szczecinek, województwa Zachodniopomorskiego.

Część terenu torfowiska po eksploatacji torfu przygotowywano pod plantację i od roku 1978 zaczęto sukcesywnie obsadzać go żurawiną wielkoowocową. W celu regulowanego nawadniania uprawy przy Jeziorze Radacz wybudowano przepompownię i system rowów melioracyjnych połączone z Kanałem Radackim, do którego odwadniany był teren plantacji (rys. 2). Kanał Radacki biegnie z Jeziora Radacz do Jeziora Trzesiecko północnym skrajem torfowiska. Z Jeziora Trzesiecko wody spływają do Jeziora Wielimie, przez które przepływa rzeka Gwda (Kondracki 1994).



**Rys. 1.** Położenie badanego terenu na mapie Polski

**Fig. 1.** Position of investigated terrain on the map of Poland

Technologia uprawy żurawiny wymaga okresowego jej zalewania. Po pierwszym zalaniu żurawina zaczęła wypadać, a przyczyną tego był zasadowy odczyn wody z Jeziora Radacz. Wysokie koszty zakwaszania wody i zmiana właściciela plantacji spowodowały zaprzestanie prowadzenia zabiegów uprawowych i pozostawienie plantacji bez opieki.

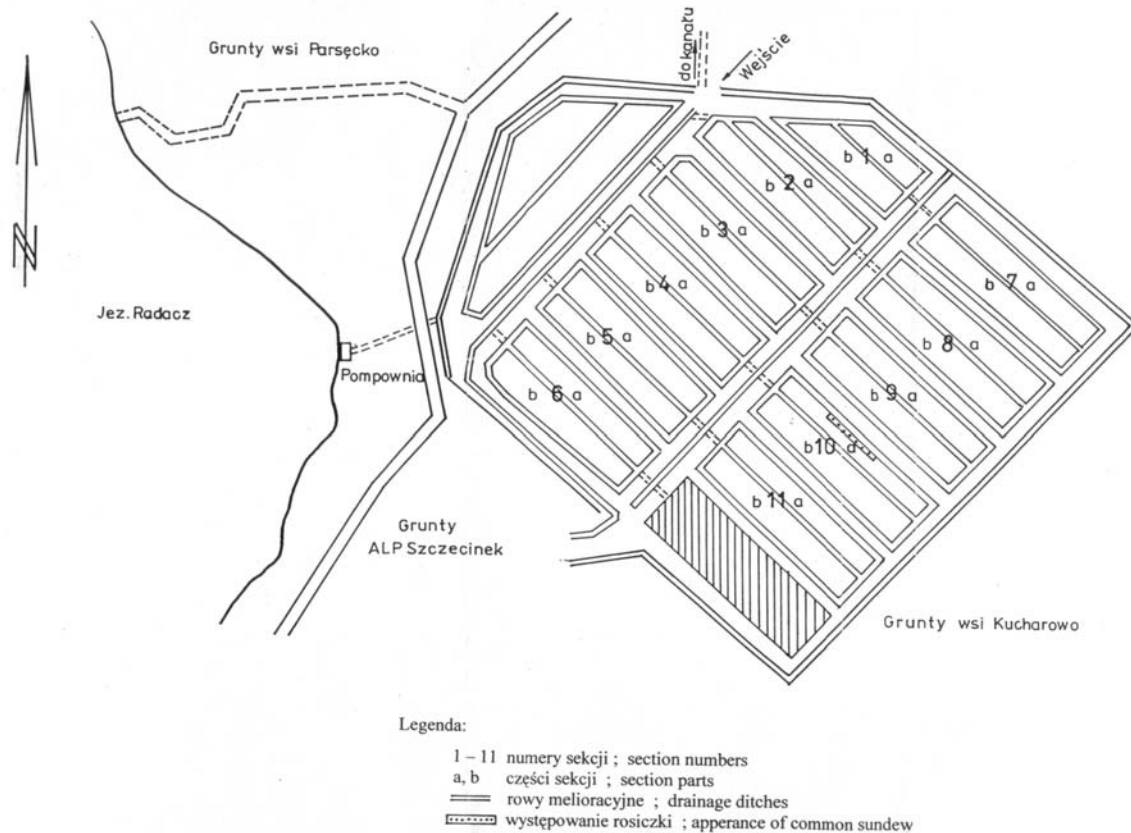
### 3. Metody badań

W latach 1999÷2001 prowadzono obserwacje na powierzchniach z udziałem omawianego taksonu. Obserwacje nad populacją *Drosera rotundifolia* wykonywano równoległe dwoma sposobami: metodą Braun-Blanqueta (Pawłowski 1972), oraz metodą liczenia osobników na powierzchniach badawczych. Zdjęcia fitosocjologiczne o powierzchni  $1\text{m}^2$  każde wykonano powszechnie przyjętą metodą Brauna-Blanqueta. Liczebność *D. rotundifolia* i współwystępujących gatunków klasyfikowano wg skali ilościowej Braun-Blanqueta.

W zdjęciach fitosocjologicznych liczono egzemplarze kwitnące i okazy wegetatywne omawianego taksonu (Plackowski 1998). Określenie całkowitej liczebności populacji *D. rotundifolia* było możliwe dlatego, że granice występowania tego taksonu były wyraźne. Obliczono także zagęszczenie populacji poprzez stosunek liczby roślin rosziczki do powierzchni badawczych.

W tabeli 2 podano stałość (S) i współczynnik pokrycia (D). Stałość fitosocjologiczną (S) dla poszczególnych gatunków obliczano z ułamka zwyczajnego, tj. liczby wystąpień określonego gatunku w odniesieniu do ogólnej liczby zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w danej kombinacji. Wyrażano ją w stopniach stałości lub w procentach. Współczynnik pokrycia (D) to suma średnich procentów pokrycia danego gatunku we wszystkich zdjęciach, w których występuje ten gatunek w stosunku do ogólnej liczby zdjęć.





**Rys. 2.** Plan plantacji żurawiny wieloowocowej *Vaccinium macrocarpon*  
**Fig. 2.** Plantation plan of cranberry *Vaccinium macrocarpon*

Dla charakterystyki gleby pobrano próbki podłoża i określono jej wilgotność, popielność oraz kwasowość. W opracowaniu laboratoryjnym zastosowano ogólnie przyjęte metody oznaczeń analitycznych (Myślińska 1998). Badania te przeprowadzono w laboratorium chemicznym Pomorskiej Akademii Pedagogicznej w Słupsku. Podczas prowadzenia obserwacji mierzono także poziom wody w opaskowych rowach melioracyjnych w celu orientacyjnego uchwycenia poziomu lustra wody od powierzchni badanego obiektu.

#### 4. Wyniki badań

##### Liczebność i zagęszczenie populacji.

W 1999 roku całkowita liczebność populacji *Drosera rotundifolia* wynosiła 742 rośliny, w tym 308 kwitnących. Największa liczba osobników badanego taksonu na powierzchni zdjęcia fitosocjologicznego wynosiła 90 roślin, a zagęszczenie wynosiło średnio 15,8 roślin na jednym metrze kwadratowym.

W roku 2000 ogólna liczba roślin badanego taksonu wynosiła 1445, w tym 635 kwitnących. Na powierzchni jednego zdjęcia fitosocjologicznego największa liczba roślin wynosiła 130, a średnie zagęszczenie wynosiło 20,5 roślin na jednym metrze kwadratowym.

W 2001 roku ogólna liczba roślin wynosiła 2954, w tym 1445 kwitnących. Największa liczba osobników na 1m<sup>2</sup> wynosiła 117. Średnie zagęszczenie taksonu wynosiło 23,8 (tab. 1).

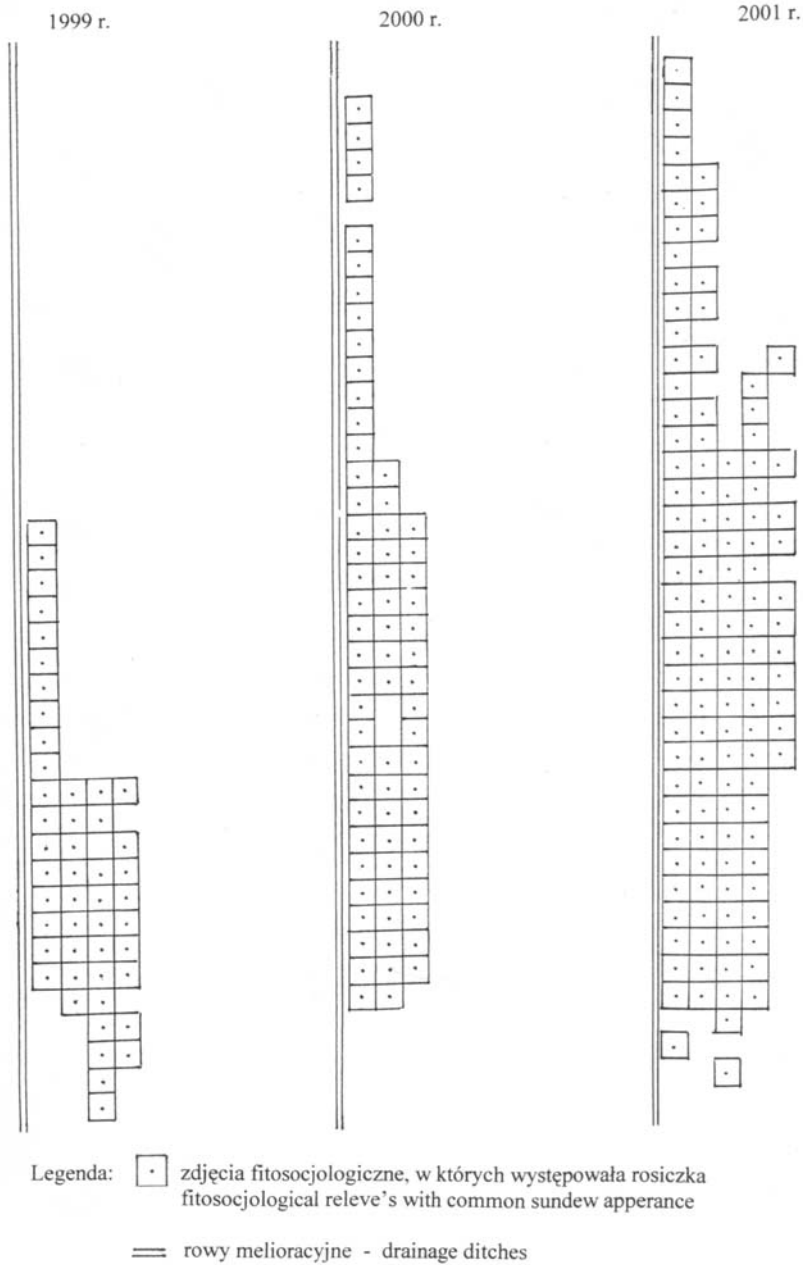
##### Obszar występowania badanego taksonu.

W badanych latach 1999÷2001 obszar występowania *Drosera rotundifolia* zwiększał się w każdym roku i wynosił odpowiednio: 47m<sup>2</sup>, 71m<sup>2</sup> i 124m<sup>2</sup> (rys. 3).

**Tabela 1.** Zmiany liczby okazów *Drosera rotundifolia* w latach 1999÷2001

**Table 1.** Changes in the number of specimens *Drosera rotundifolia* in the years 1999÷2001

Rok Year	1999	2000	2001
Liczba okazów ogółem Total number of specimens	742	1445	2954
Liczba okazów kwitnących Number of flowering plants	308	635	1491
Zagęszczenie na 1 m <sup>2</sup> Density on 1 m <sup>2</sup>	15,8	20,5	23,8



Rys. 3. Występowanie rosiczki okrągłolistnej (*Drosera rotundifolia*) w latach 1999÷2001

Fig. 3. Appearance area of the common sundew during the research years 1999÷2001

**Tabela 2.** Stałość i współczynniki pokrycia oceniane metodą Braun-Blanqueta dla *Drosera rotundifolia* i gatunków towarzyszących

**Table 2.** Stability and coverage coefficient value according to Braun-Blanquet method for *Drosera rotundifolia* and accompanying species

Rok - Year	1999		2000		2001	
	S	D	S	D	S	D
Gatunek, species						
<i>Drosera rotundifolia</i>	V	252	V	596	V	583
<i>Vaccinium macrocarpon</i>	V	3878	V	2613	V	2247
<i>Molinia caerulea</i>	V	1255	V	859	V	933
<i>Calluna vulgaris</i>	IV	85	IV	775	IV	776
<i>Juncus conglomeratus</i>	IV	98			IV	5
<i>Salix aurita</i>	IV	2			IV	1
<i>Poa palustris</i>	IV	11				
<i>Betula pubescens</i>			I	1	I	1
<i>Pohlia nutans</i>			IV	104	IV	259
<i>Polytrichum commune</i>			I	4		
<i>Hypogymia physodes</i>			V	56	III	50

S – Stałość fitosocjologiczna – Phytosociological stability

D – Współczynnik pokrycia – Coverage coefficient

Natomiast szerokość i długość pasa wzdłuż rowu melioracyjnego, na którym występował omawiany takson zmieniała się w latach badań. W 2000 roku szerokość pasa zmniejszyła się z czterech do trzech metrów, a w 2001 roku ponownie wynosiła 4 m. Długość pasa, na którym rosły rośliny rosiczki zwiększyła się w kolejnych latach badań z 23 do 34 i 36 metrów. Tylko 35 miejsc występowania rosiczki jest wspólne dla lat 1999÷2000 i 70 dla lat 2000÷2001. Rosiczka występowała w głębokich koleinach po ciągniku wzdłuż rowu melioracyjnego na nagim torfie w płatach z dużym udziałem żurawiny wielkoowocowej (*V. macrocarpon*), która utrzymuje się tutaj po zarzuceniu uprawy. Żurawina wielkoowocowa jako naturalny składnik fitocenoz mszarów wysokich ma podobne wymagania do rosiczki.

### Ocena stałości fitosocjologicznej i współczynnika pokrycia rosiczki i gatunków współwystępujących.

Staość fitosocjologiczna (S) rosiczki we wszystkich latach badań wynosiła V, jej współczynnik pokrycia (D) wzrósł w kolejnych latach badań i wynosił odpowiednio 252, 596 i 583 (tab. 2). Żurawina wielkoowocowa (*V. macrocarpon*) miała w badanych latach także stałość V, ale zmniejszał się jej współczynnik pokrycia i wynosił odpowiednio 3878, 2613 i 2247.

Do gatunków występujących wspólnie z rosiczką we wszystkich latach badań należały trzęślica modra (*Molinia caerulea*), której stałość wynosiła V, a współczynnik pokrycia zmniejszał się i wynosił 1255, 859 i 933 oraz wrzos (*Calluna vulgaris*), którego stałość także wynosiła V, natomiast wzrastał jego współczynnik pokrycia i wynosił w kolejnych latach 85, 775 i 766. Rosnąca płatami na podsuszonych torfowiskach i na wrzosowiskach *M.caerulea* opanowuje zdegradowane siedliska mszarne i konkuruje z *C.vulgaris*, gatunkiem wchodzącym na nadmiernie osuszone torfy wysokie. Sit skupiony (*Juncus conglomeratus*) występował w roku 1999 ze stałością IV i współczynnikiem pokrycia 98 a w roku 2001 ze stałością I i znikomym współczynnikiem pokrycia 5. Jest to gatunek siedlisk wilgotnych, ubogich florystycznie zbiorowisk łąk trzęślicowych występujących na kwaśnych i mało zasobnych glebach, wycofujący się z terenów stopniowo osuszających się (Matuszkiewicz 2001). Brak występowania situ skupionego w roku 2000 można wytłumaczyć częściową zmianą miejsc występowania roślin rosiczki w latach badań. Występowanie mchu knotnika zwistego (*Pohlia nutans*) stwierdzono w latach 2000÷2001. Jego stałość w obu latach wynosiła IV. W 2001 roku wzrósł jego współczynnik pokrycia w porównaniu z rokiem 2000 ze 104 do 259, Knotnik zwisty (*P.nutans*) jest gatunkiem prawie kosmopolityczny, pospolity w całej Polsce i występuje często na podłożu kwaśnym. Mech płonnik pospolity (*Polytrichum commune*) występował sporadycznie w 2000 roku. *P.commune* występuje na wilgotnych i kwaśnych łąkach oraz torfowiskach. Na uwagę zasługuje listkowaty porost pustułka pęcherzykowata (*Hypogymnia physodes*), którego występowanie stwierdzono w roku 2000 (S=V, D=56) i 2001 (S=III, D=50). Gatunek ten wskazuje na osuszenie powierzchni torfu. Do gatunków występujących sporadycznie należały: w roku 1999 wiechlina błotna (*Poa palustris*), w roku 1999 i 2001 wierzba uszata (*Salix aurita* juv.), a w latach 2000-2001 brzoza omszona (*Betula pubescens* juv.).

### Analizy glebowe.

Badania gleby (tab. 3) wykazały, że zarówno odczyn gleby jak i wilgotność spełniały wymagania rosiczki. Odczyn podłoża wykazuje niewielkie zróżnicowanie i wahał się w zakresie pH od 3,3 do 3,5. Wilgotność badanych próbek wahała się w granicach od 72,30% do 82,67%, co związane jest z wysokim

poziomem wody w opaskowym rowie melioracyjnym. Odległość między lustrem wody a powierzchnią plantacji oscylowała między 20 a 29 cm. Popielności podłoża wahała się od 20,47 do 28,38 %. Popielność jest niska i wskazuje, że procesy mineralizacji torfu nie są zbytnio zaawansowane. Według Ellenberga i in. (1992) rosiczka jest wskaźnikiem gleb mokrych, ubogich w powietrze i silnie zakwaszonych.

Nr próby Sample number	pH	Wilgotność w % Humidity %	Popielność w % Soil ashes %
1	3,5	79,52	21,71
2	3,4	72,3	20,51
3	3,3	82,67	23,55
4	3,4	76,32	23,83
5	3,3	74,2	28,38
6	3,4	73,26	20,47

**Tabela 3.** Właściwości podłoża  
**Table 3.** Soil properties

## 5. Podsumowanie

W kolejnych latach badań populacja badanego taksonu *Drosera rotundifolia* była większa od populacji roku poprzedniego. W latach badań 1999-2001 populacja ta zwiększyła swoją frekwencję z 742 roślin do 1445 i do 2247 osobników. Znacząco zwiększyła się liczba roślin kwitnących – z 308 w roku 1999 do 635 w roku 2000 i do 1491 w 2001 roku. Wzrosło także zagęszczenie roślin na 1 m<sup>2</sup> z 15,8 do 20,5 i do 23,8. Dla każdego roku badań jest to zdecydowanie większa frekwencja ogólna, liczba okazów kwitnących i zagęszczenie roślin rosiczki na powierzchni 1 m<sup>2</sup> w porównaniu do 1998 roku (Ratuszniak i Sobisz 1999). Wskazuje to na istniejące tu korzystne warunki dla badanego taksonu.

Zwiększył się także zasięg występowania *D.rotundifolia* w kolejnych latach z 47m<sup>2</sup> do 71 m<sup>2</sup> i do 124m<sup>2</sup>, przy czym miejsca występowania w roku 1999 nie zawsze pokrywały się z miejscami występowania w roku 2000. Podobna sytuacja miała miejsce gdy porównywano lata 2000 i 2001. Typ rozkładu osobników na powierzchni zajmowanej przez *D.rotundifolia* jest skupiskowy.

Liczba gatunków współwystępujących z *Drosera rotundifolia* jest niewielka. Introdukowana z Ameryki Północnej żurawina wielkoowocowa nie zmniejszyła swojego zasięgu występowania w latach badań, natomiast zmniejsz-

szało się jej zagęszczenie. Gatunki rodzime występujące na badanym terenie, to gatunki kolonizujące osuszone torfowiska wysokie.

Powrót rosiczki na zdegradowane przez działania człowieka siedlisko torfowiska wysokiego i zwiększenie powierzchni zasiedlania wskazuje na warunki ekologiczne sprzyjające występowaniu tego gatunku, przywiązanego do fitocenoz mszarnych. Można zakładać że stanowisko to będzie istnieć, jeśli nie zostaną podjęte jakieś nowe działania uprawowe. Obecnie głównym zagrożeniem tego stanowiska jest powolne, ale sukcesywne osuszanie się terenu.

W literaturze są liczne wzmianki odnośnie zagrożenia wyginięciem *Drosera rotundifolia*. Brak jest jednak wieloletnich obserwacji ilościowych nad tym taksonem w kontekście przemian siedliskowych, dlatego planuje się kontynuację badań w latach następnych na tym stanowisku.

Dotychczasowe obserwacje pozwalają ponadto stwierdzić, że dokładne liczenie osobników badanego taksonu lepiej pokazuje zmiany ilościowe zachodzące na powierzchniach badawczych niż stosowanie wyłącznie skali Braun-Blanqueta.

## Literatura

1. **Bochiński J., Zawadzki J.:** Nowy podział terytorialny. Przewodnik encyklopedyczny. Świat książki. Warszawa, 371÷392, 1999.
2. **Dziennik Ustaw.:** Nr 27, Poz.134, 1983.
3. **Ellenberg H., Weber H.E., Duell R., Wirth V., Werner W., Paulissen D.:** Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Gottingen, 1÷174, 1992.
4. **Kondracki J.:** Geografia Polski. Mezoregiony fizyczno-geograficzne. PWN Warszawa, s.33, 1994.
5. **Matuszkiewicz W.:** Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa, 293÷308, 2001.
6. **Myślińska E.:** Laboratoryjne badania gruntów. PWN Warszawa, 213÷214, 1998.
7. **Pawłowski B.:** Skład i budowa zbiorowisk roślinnych oraz metody ich badania. /W:/ Szafer W., Zarzycki K.(red.) Szata roślinna Polski, I, PWN. Warszawa, 237÷279, 1972.
8. **Plackowski R.:** Wieloletnie badania nad *Drosera intermedia* Hayne w okolicy Dąbrowy Górniczej. Materiały sympozjum i obrad sekcji 51 Zjazdu Polskiego Towarzystwa Botanicznego Gdańsk, s. 394, 1998.
9. **Podbielkowski Z., Podbielkowska M.:** Przystosowania roślin do środowiska. Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne Warszawa, 360÷375, 1992.
10. **Ratuszniak I., Sobisz Z.:** Stanowisko rosiczki okrągłolistnej *Drosera rotundifolia* w okolicy Parsęcka. Chrońmy Przyrodę Ojczystą. R. LV 9550, nr 6. Kraków, 90÷93, 1999.
11. **Szafer W.:** Podstawy geobotanicznego podziału Polski. /W:/ Szafer W., Zarzycki K. (red.) Szata roślinna Polski, II, PWN Warszawa, 9÷15, 1972.
12. **Żukowski W., Jackowiak B.:** Ginące i zagrożone rośliny naczyniowe Pomorza Zachodniego i Wielkopolski. Prace Zakładu Taksonomii Roślin UAM w Poznaniu, 3, Bogucki, Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 1995.

## Research On *Drosera rotundifolia* Population Of The Cranberry *Vaccinium macrocarpon* Plantation In Vicinity Of Parsęcko

### Abstract

Common sundew (*Drosera rotundifolia* L.) is considered to be a rare species and is therefore fully protected by law in Poland. In western Pomerania it also is an endangered taxon.

In 1998 a site of common sundew was discovered on the eroded highmoor peatbog "Great Swamp" by the Radacz Lake, in the vicinity of Parsęcko, which at present is under horticultural cultivation. The sundew appeared in patches with a major share of cranberry (*Vaccinium macrocarpon* Aiton.), which has persisted there after its cultivation was abandoned.

During the years 1999 – 2001 research in order to determine the whole plants number of the investigated population, the number of specimens in full bloom and the changes in the sundew's population density was conducted. For *Drosera rotundifolia* and its accompanying species the stability (S) and the coverage coefficient (D) was determined. The phytosociological relevé's were taken by the commonly used Braun-Blanquet method.

In 1997, 47 phytosociological relevé's were taken, containing in the total 742 plants, 308 of which were blooming. Average plants density on 1 m<sup>2</sup> was 15.8. A year later, in 2000, 71 phytosociological relevé's were taken, containing in the total 1445 plants of *Drosera rotundifolia*, 635 of which were blooming. Average plants density on 1 m<sup>2</sup> was 20.5. Two years later, in 2001, 124 phytosociological relevé's were taken, containing in the total 2954 plants of *Drosera rotundifolia*, 1491 of which were blooming.

Other accompanying species included: blue moor grass (*Molinia caerulea*), common heather (*Calluna vulgaris*), as well as *Juncus conglomeratus*, *Pohlia nutans* and the lichen *Hypogymnia physodes*. Among sporadically appearing species were: *Poa palustris*, *Salix aurita*, *Betula pubescens* and *Polytrichum commune*.

The appearance of common sundew in this site manifests a spontaneous return of the species to the degraded habitat.



# Składowiska przeterminowanych środków ochrony roślin na terenie województwa podlaskiego

*Iwona Skoczko*  
*Politechnika Białostocka*

## 1. Wstęp

Szczególną rolę w kształtowaniu zagrożeń ekologicznych odgrywają odpady niebezpieczne. Zgodnie z art. 3.1 pkt. 2 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 roku o odpadach [9], za odpady niebezpieczne uznano te, które ze względu na swoje pochodzenie, skład chemiczny, biologiczny, inne właściwości i okoliczności stanowią zagrożenie dla zdrowia i ludzi albo środowiska. Do odpadów niebezpiecznych zalicza się również przeterminowane środki ochrony roślin. Odpady niebezpieczne są to szczególnego rodzaju odpady przemysłowe, komunalne oraz powstające w trakcie zwalczania skutków nadzwyczajnych zagrożeń środowiska, które zawierają w swoim składzie substancje mogące powodować poważne zagrożenie środowiska. Są to osady i szlamy z mokrych technologii chemicznych i hutniczych oraz odpady petrochemiczne, garbarskie, lakiernicze, odpady z przemysłu farmaceutycznego i przeterminowane środki ochrony roślin. Odpady niebezpieczne stanowią obecnie około 3,5% masy odpadów przemysłowych ogółem. Każdego roku notuje się znaczny wzrost ich masy, co wiąże się zarówno ze wzrostem gospodarczym, jak i zastosowaniem doskonalszych metod inwentaryzacji.

Źródłem szczególnie niebezpiecznych odpadów są tzw. mogilniki, czyli miejsca, w których na początku lat 70-tych umieszczano przeterminowane lub wycofane ze stosowania środki ochrony roślin. Składowiska przeterminowanych i nieprzydatnych środków ochrony roślin stanowią największe zagrożenie środowiska naturalnego, jakie przyniosła chemizacja rolnictwa w Polsce. Budowa mogilników nie tylko nie rozwiązała problemu składowania zbędnych środków ochrony roślin, lecz wręcz go spotęgowała. Niskie ceny środków,

centralna ich dystrybucja, nie uwzględniająca lokalnych potrzeb oraz brak elastyczności w gospodarce środkami ochrony roślin doprowadziły do ciągłego gromadzenia się przeterminowanych i nieprzydatnych rolniczo preparatów. Po wypełnieniu mogilników nieraz kontynuowano ich składowanie tuż obok w miejscach do tego nie przygotowanych i nie odpowiadających podstawowym warunkom bezpieczeństwa. Z biegiem czasu narosło zagrożenie zarówno ze strony niewłaściwych miejsc składowania, jak i samych mogilników. Błędy w konstrukcji, nie zawsze właściwe materiały budowlane ulegające korozji oraz długotrwała erozja, doprowadziły do rozszczelniania niektórych mogilników i emisji składowanych środków do środowiska.

Szacuje się, że łączna ilość substancji trujących złożonych w tych mogilnikach wynosi około 10 tys. ton różnego rodzaju środków, w tym:

- Chemikalia – około 165 ton,
  - Trucizny – około 25 ton,
  - Środki szkodliwe – około 40 ton,
- Środki ochrony roślin – około 2360 ton i około 2800m<sup>3</sup>,
- Chemikalia, łącznie ze środkami ochrony roślin – około 500 ton,
- Opakowania – około 130 ton i około 140.000 szt. i około 1200 m<sup>3</sup>.

Podane wartości są przybliżone, z uwagi na brak pełnej dokumentacji mogilników. Szacuje się, że jeszcze blisko 800 „nieoficjalnych” dołów gromadzi co najmniej 12 tys. ton substancji niebezpiecznych. Nie podejmowano próby dokładnego określenia ilości i składu „zawartości” wszystkich mogilników [1].

Najważniejsza jest jednak nie ilość trucizn, ale to, jak zostały zabezpieczone. Z dotychczasowych pobieżnych i wrywkowych kontroli wynika, że najgorzej jest na wschodzie Polski, w dawnym województwie białostockim.

W latach 1998÷1999 organy Inspekcji przeprowadziły 108 kontroli omawianych obiektów, zakończonych wydaniem zarządzeń pokontrolnych. Dotyczyły one m.in.: uporządkowania terenu mogilników (wykoszenie traw, uzupełnienie ogrodzenia i oznakowania), wykonania ekspertyzy technicznej ich szczelności oraz przeprowadzenia badań wód gruntowych z piezometrów. Dotychczasowe prace wykazują konieczność sukcesywnej likwidacji wszystkich mogilników. W pierwszej kolejności powinny ulec unieszkodliwieniu mogilniki zlokalizowane nad zbiornikami wód podziemnych i w pobliżu jakichkolwiek wód powierzchniowych, jak również pól uprawnych. Ze zgromadzonych przez PIOŚ danych wynika, że ponad sto z oficjalnie zarejestrowanych znajduje się w odległości mniejszej niż 1 km od ujęć wody pitnej, 75 - w pobliżu rzek i jezior, a 138 niedaleko od zabudowy mieszkaniowej. Powstały one w latach 60 i 70., kiedy zaczęto masowo wycofywać szkodliwe pestycydy - głównie DDT (1973 rok), jako składowiska tymczasowe, prowizoryczne, bez wcześniejszego rozeznania warunków hydrogeologicznych, bez badań podłoża geologicznego.

Połowa z nich nie ma jakiejkolwiek dokumentacji. Dziś nie da się nawet powiedzieć, co jeszcze zawierają poza przeterminowanymi środkami ochrony roślin. Najgorzej jest w byłym województwie szczecińskim, gdzie większość składowisk znajduje się na terenach zagrożonych i nawiedzanych przez powódzie (dane Instytutu Ochrony Roślin w Poznaniu). W byłym województwie gdańskim, ze względu na niebezpieczeństwo katastrofy ekologicznej, mają zostać zlikwidowane toksyczne zbiorniki pod Wejherowem. Inspektorat zajął się składowiskami, ponieważ nikt ich nie pilnuje, a stan techniczny obiektów może doprowadzić do katastrofy ekologicznej. Na przykład w okolicach Cieszyna składowiska zawierające metale ciężkie nie mają dna. W byłym województwie kieleckim pestycydy leżą niejednokrotnie w odsłoniętych dołach ziemnych nie przysypanych nawet ziemią [8].



**Fot. 1.** Odsłonięte pestycydy w mogilniku w Miławce, pow. kielecki  
**Photo 1.** Exposed pesticides in burial in Miławka, Kielce district

W 1999 roku organy Inspekcji przeprowadziły aktualizację rejestru mogilników. Na dzień 31.12.1999 r., w kraju zlokalizowanych było 251 mogilników. Tabela poniżej przedstawia liczbę mogilników w poszczególnych województwach [7].

**Tabela 1.** Liczba mogilników w poszczególnych województwach stan na dzień 31.12.1999r.**Table 1.** Number of burials in individual provinces in December 1999

Lp.	Województwo	Mogilniki zlokalizowane nad głównymi zbiornikami wód podziemnych		Mogilniki pozostałe	
		Doly ziemne	Obiekty budowlane	Doly ziemne	Obiekty budowlane
			6		3
1.	Kujawsko-Pomorskie		3	1	16
2.	Lubelskie		12		1
3.	Lubuskie				3
4.	Łódzkie	5	5		16 (+2)
5.	Małopolskie	1	3	5	3
6.	Mazowieckie	2	5		5
7.	Opolskie		3		1
8.	Podkarpackie	9	6	5 (+1)	4
9.	Podlaskie		3		5 (+1)
10.	Pomorskie		1		6
11.	Śląskie	2	4		5
12.	Świętokrzyskie	1	3	8	5
13.	Warmińsko-Mazurskie		7		9
14.	Wielkopolskie		12	2	13
15.	Zachodniopomorskie		10		28
	<b>R a z e m</b>	<b>20</b>	<b>83</b>	<b>21 (+1)</b>	<b>123 (+3)</b>

Liczby w nawiasach - brak danych dotyczących rodzaju mogilnika

Nubers in brackets – no data concerning type of burial

## 2. Działania na rzecz likwidacji przeterminowanych środków ochrony roślin na Podlasiu

O długo niedostrzeganym problemie po raz pierwszy szerzej wspomniano w 1992 roku w raporcie Instytutu Ochrony Roślin w Poznaniu p.t. „Produkcja i dystrybucja środków ochrony roślin w Polsce” (rozdział p.t. „Ochrona roślin a ochrona środowiska”), który stał się podstawą do dalszych szczegółowych badań i programów. Wśród nich należy wymienić w pierwszej 512 ————— Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska

kolejności opracowanie wykonane przez międzyresortowy zespół ekspertów ramach pomocy PHARE p.t. „Zebranie danych wyjściowych dotyczących problemu usuwania nieprzydatnych pestycydów i pustych opakowań” oraz inwentaryzację miejsc składowania nieprzydatnych środków ochrony roślin, dokonaną przez pracowników Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska na terenie całego kraju. W sierpniu 1995 roku zakończony został przygotowany pod auspicjami Instytutu Ochrony Roślin w Poznaniu przy udziale ekspertów Państwowego Instytutu Geologicznego w Warszawie, sfinansowany przez Narodowy Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej program p.t. „Analiza identyfikacji zagrożeń będąca opracowaniem koncepcji prac na lata 1996÷2000 oraz wniosków wdrożeniowych w zakresie obiektów poddanych ekspertyzom i ewentualnej likwidacji - mogilniki przeterminowanych środków ochrony roślin”. Celem programu było opracowanie metody oceny zagrożenia ludności oraz środowiska stwarzanego przez mogilniki jak też przedstawienie koncepcji rzeczowo-finansowej rozwiązania problemu nieprzydatnych środków ochrony roślin w Polsce. Koncepcja ta jest już stopniowo realizowana.

Gospodarka odpadami pestycydowymi wymaga uregulowania na terenie całego kraju. Dlatego też Urząd Wojewódzki w Białymstoku podjął kroki mające na celu rozwiązanie tego problemu i rozpiął konkurs na projekt „Inwentaryzacji i likwidacji nieprzydatnych środków ochrony roślin z mogilników i magazynów znajdujących się na terenie województwa podlaskiego”. Projekt finansowany był z funduszu PHARE, Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz funduszy GIOŚ i Urzędu Wojewódzkiego w Białymstoku. Projekt stał się pilotowym rozwiązaniem do późniejszego powielenia w innych województwach, tym bardziej, że proces integracji Polski z krajami Unii Europejskiej wymaga usunięcia odpadów pestycydowych, oczyszczenia najbardziej skażonej gleby i rozwiązania problemu opakowań po wykorzystanych środkach ochrony roślin. Głównym celem projektu jest zlikwidowanie nieprzydatnych środków ochrony roślin znajdujących się na terenie woj. podlaskiego oraz organizacja gospodarki opakowaniami po środkach ochrony roślin wraz z ich likwidacją. Osiągnięty cel w wydatny sposób polepszy stan środowiska i bezpieczeństwo ludzi zamieszkujących tereny przyległe do składowisk i magazynów.

Prace przygotowawcze do opracowania krajowego programu likwidacji mogilników pozwoliły na sformułowanie następujących zasad:

- Program powinien być realizowany w układach regionalnych, przy czym za optymalną terytorialną jednostkę należy uznać województwo, a w przypadkach szczególnego nagromadzenia mogilników na określonym terenie ewentualnie przyszły powiat. Scentralizowany program (ogólnokrajowy) ma znacznie mniejsze szanse na skuteczną realizację niż zdecentralizowane działania poszczególnych wojewodów.

- Program powinien być koordynowany. Koordynację mogą zapewnić dotychczas organizowane narady dyrektorów wydziałów ochrony środowiska urzędów wojewódzkich przy udziale Ministerstwa Środowiska, Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi oraz Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.
- Program powinien być kontrolowany. Kontrolę przestrzegania prawa w procesie likwidacji mogilników powinna zapewnić Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska [6].

Usunięcie odpadów pestycydowych z tego terenu jest priorytetowym zadaniem proekologicznym.

Przy planowaniu prac związanych z likwidacją poszczególnych mogilników należy uwzględniać także przeterminowane substancje znajdujące się:

- w magazynach firm zajmujących się obrotem tymi środkami – około 100 ton,
- bezpośrednio u rolników – około 50 ton.

Sumaryczna ilość przeterminowanych środków ochrony roślin i innych różnego rodzaju chemikaliów nieprzydatnych do wykorzystania, szacowana jest obecnie na około 320 ton w samym województwie podlaskim. Jest to ilość zmuszająca do poważnego traktowania problemu likwidacji tych środków. W odniesieniu do mogilników mogą mieć zastosowanie następujące sposoby likwidacji lub zmniejszenia ich zagrożenia:

- przeniesienie zawartości mogilników na odpowiednio przygotowane składowiska;
- wydobywanie zawartości mogilników, uszczelnienie dotychczasowych betonowych komór i ponowne umieszczenie chemikaliów w istniejących, ale bezpiecznych dla środowiska komorach;
- wydobywanie zawartości mogilników, segregacja chemikaliów, utylizacja termiczna niektórych partii i bezpieczne dla ludzi i środowiska składowanie pozostałości (posegregowanej, w opisanych pojemnikach lub na wydzielonych kwaterach składowiska);
- wydobywanie i przewiezienie zawartości za granicę do zniszczenia lub utylizacji.

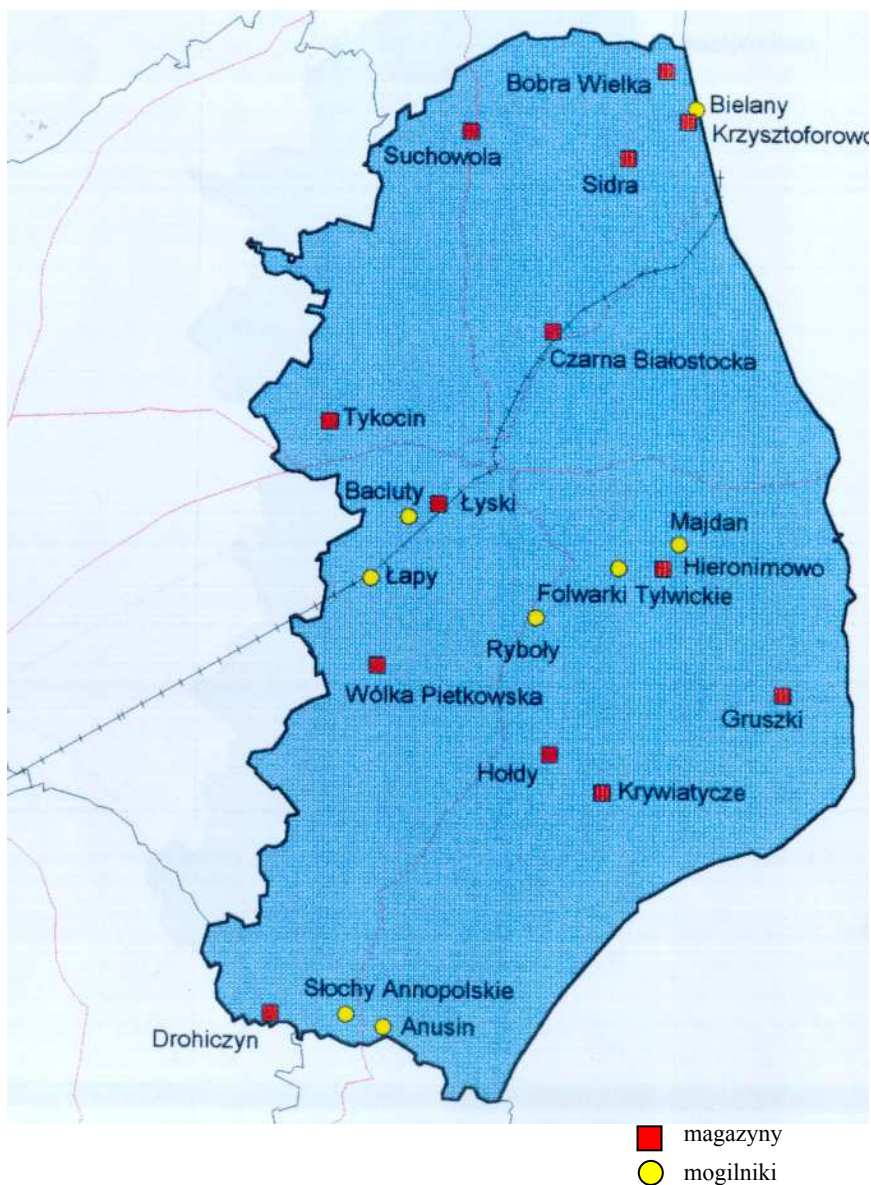
Każda z przedstawionych metod ma swoje wady i zalety oraz istotne ograniczenia. Należy przyjąć, że każdy mogilnik musi być analizowany indywidualnie, zarówno w aspekcie składowanego w nim materiału, jak i sposobu postępowania z tą zawartością. Oddzielnym problemem jest rekultywacja terenu wokół istniejącego mogilnika skażonego w wyniku emisji zanieczyszczeń zgromadzonych w mogilniku. Skala problemu nie jest obecnie do końca rozpoznana [1].

Poważna część specjalistów ze środowiska naukowego skłania się do wniosku, iż optymalną metodą skutecznego rozwiązania sprawy mogilników jest spalenie ich zawartości. Spalanie jest najdroższą, lecz jedyną w pełni skuteczną metodą likwidacji odpadów pestycydowych. Koszty spalania środków ochrony roślin kształtują się na poziomie 1200÷2000 USD za tonę. Spalanie w plazmie jest na ogół o 50% droższe. Wyprażanie skażonej gleby kosztuje od 150 do 250 USD za tonę. Dla porównania oczyszczanie metodami biologicznymi kosztuje 15÷35 USD za tonę gleby, lecz trwa kilka lat i wymaga ciągłego nadzoru w trakcie procesu i nie wszystkie substancje biologicznie czynne ulegają biodegradacji. Choć eksperci zgadzają się co do tego, że najlepsze do spalania odpadów byłyby instalacje stacjonarne z pełną infrastrukturą, to jednak biorąc pod uwagę lokalizację przestrzenną mogilników i mając na względzie problemy związane z transportem ich zawartości, rozpatrywana jest możliwość zakupu dla potrzeb procesu likwidacji mogilników półmobilnej, wysokotemperaturowej spalarni odpadów niebezpiecznych. Koszt zakupu tej spalarni ocenia się na około 1,6 mln ECU [1].

### **3. Województwo podlaskie**

Nieprzydatne środki ochrony roślin i opakowania po nich stanowią bardzo istotny problem również w województwie podlaskim, zajmującym obszar 20180 km<sup>2</sup>. Białystok jest przykładem miasta, które rozwija się w zgodzie ze środowiskiem naturalnym. Około 32% jego powierzchni zajmują tereny zielone. Parki, skwery (94% terenów zielonych) i 1400 ha lasów, które znajdują się w granicach miasta, tworzą specyficzny, zdrowy mikroklimat. W granicach miasta znajduje się również kompleks stawów, wykorzystywany w celach rekreacyjnych. Stawy stanowią miejsce wylęgu około 210 gatunków ptaków. W mieście znajdują się też dwa rezerваты przyrody, które zajmują łączną powierzchnię stu sześciu hektarów. Z punktu widzenia ochrony środowiska należy zatem do najczystszych regionów Polski.

Według aktualnie posiadanych danych na terenie województwa podlaskiego znajduje się 10 mogilników (z czego 3 poddano likwidacji), w których umieszczono około 190 ton nieprzydatnych środków ochrony roślin (rys.1). W dotychczas zidentyfikowanych trzynastu magazynach zgromadzono również nieprzydatne środki ochrony roślin w ilości około 27 ton. (bez uwzględnienia opakowań po środkach ochrony roślin). Wykazy zamieszczone w tabelach 2 i 3 dotyczą dawnego województwa białostockiego. Obecne województwo podlaskie oprócz terenu dawnego województwa białostockiego obejmuje dawne województwa łomżyńskie i suwalskie [6].



**Rys. 1.** Rozmieszczenie mogilników i magazynów na terenie byłego województwa białostockiego

**Fig. 1.** Spacing of burials and stores in the area of former Białystok province

Źródło: opracowanie własne na podst. mapy administracyjnej Polski



**Tabela 2.** Wykaz mogilników w byłym województwie białostockim**Table 2.** List of burials in former Białystok province

Lp	Miejscowość	Gmina	Właściciel terenu	Opiekun mogilnika	Rodzaj mogilnika	Odległość od ujęć wody	Masa Środków	Opakowania
1	Anusin	Siemiatycze	UG Siemiatycze	Były WZSR-ZG Bielsk Podlaski (teren prywatny)	bunkier wojskowy	1500m – rz. Bug 700 m – studnie kopane	34 000 kg	-
2	Majdan	Michałowó	Lasy Państwowe Nadleśnictwo Żednia	brak opiekuna	Kręgi studzienne (3 zbiorniki)	300 m – studnie kopane	-	300 kg
3	Folwarki Tylwickie	Zabłudów	Agencja Własności Rolnej Skarbu Państwa-dzierżawa RSOP „Witamina”	RSOP „Witamina”	Kręgi studzienne (3 zbiorniki)	1000 m – studnia wiercona na terenie sadu 800 m – studnie kopane Folwarki Tylwickie	10 kg „Sanepid”	500 kg
4	Bielany	Nowy Dwór	Koleje Państwowe	GS „SCh” Nowy Dwór w likwidacji	Schron kolejowy	100 m – studnie kopane	1000 kg	-
5	Ryboły	Zabłudów	-	Rolniczy Kombinat „Agro-drób” Ryboły	Kręgi studzienne (1 zbiornik)	50 m – studnia głębinowa	-	100 kg
6	Łapy	Łapy	GS „SCh” Łapy	GS „SCh” Łapy	Kręgi studzienne	150 m – studnia głębinowa 200 m – studnia kopana	900 kg	-
7	Baciuty	Turośń Kościelna	RSOP Białystok	RSOP Białystok	Kręgi studzienne (3 zbiorniki)	3500 m – z. Narew	-	1000 kg
<b>Sumaryczna masa środków</b>							<b>około 35910kg</b>	<b>około 5900kg</b>

**Tabela 3.** Wykaz magazynów do składowania nieprzydatnych pestycydów i opakowań w byłym województwie białostockim  
**Table 3.** List of stores for useless pesticides and packaging in former Białystok province

Lp.	Miejscowość	Gmina	Właściciel	Rodzaj magazynu	Odległość od ujęć wody	Masa środków (kg)	Opakowania
1.	Hieronimowo	Michałowó	Gospodarstwo Rolne p. Stanisław Szczepańczyk	szopa drewniana	-	2800 kg	beczki, 3 butelki
2.	Krzysztoforowo	Sidra	Gospodarstwo Rolne p. Andrzej Chociej	murowany wolnostojący	200 m	64 kg	butelki 132 szt.
3.	Sidra	Sidra	GS „SCh” Sidra	murowany zaplecze sklepu	500 m	76 kg	-
4.	Dobra Wielka	Nowy Dwór	Gospodarstwo Rolne Krzysztof Kalenik	murowany	300 m	-	pojemnik 34 szt. butelki 54 szt. beczki 6
5.	Drohiczyn	Drohiczyn	GS „SCh” Drohiczyn	murowany	500 m	150 kg	-
6.	Suchowola	Suchowola	SKR Suchowola	ogrodzenie z siatki	300 m	-	beczki 12 szt.
7.	Krywiatycze	Orla	RSP Krywiatycze	Murowany	50 m	20 kg	-
8.	Tykocin	Tykocin	GS „SCh” Tykocin	murowany	300 m	350 kg	-
9.	Czarna Białostocka	Czarna Białostocka	Nadleśnictwo Czarna Białostocka	murowany	50 m	1 150 kg	pojemniki 20 szt.
10.	Gruszki	Narewka	Nadleśnictwo Browśk	murowany	300 m	15 kg	-
11.	Hołdy	Bielsk Podlaski	Nadleśnictwo Bielsk Podlaski	murowany	500 m	348 kg	-
12.	Wólka Pietkowska	Wyszki	Gospodarstwo Rolne p. Zygmunt Zamojski	Drewniany wgłębiony	-	1 200 kg	-
13.	Łyski	Choroszcz	II Urząd Skarbowy Białystok	murowany cz. garażowa	100 m	1000 kg	stłuczki
<i>Sumaryczna masa środków</i>						<i>7173 kg</i>	

## **4. Zlikwidowane mogilniki**

W województwie podlaskim, w rejonie miejscowości Zbójna, Anusin i Słochy Annopolskie, przeprowadzono ocenę oddziaływania na środowisko gruntowo-wodne wielopunktowych składowisk przeterminowanych środków ochrony roślin [3,4,5].

### **4.1. Zbójna**

W starych bunkrach w rejonie Zbójnej (gmina Zbójna, powiat łomżyński) zostały zdeponowane nieprzydatne środki ochrony roślin. Bunkry będące obiektami militarnymi, przeznaczonymi na odparcie ataków z ładu i z powietrza, nie mają w dostatecznie szczelny sposób zabezpieczonego podłoża, które nie dopuszczałoby do migracji chemikaliów do gruntu i wód. Bunkry często wyposażone były nawet we własne studnie. Substancje chemiczne wypływające z takiego bunkra, po przedostaniu się do wód gruntowych ulegają rozcieńczeniu i powolnemu przepływowi. Woda przesącza się przez piasek, a wraz z nią przepływają rozpuszczone pestycydy. Trafiają one następnie do źródeł poboru wody tj., studni oraz do strumieni i rzek. Składowisko pestycydów w rejonie Zbójnej nie ma charakteru punktowego, lecz rozproszony tzn. zlokalizowane jest w 11 poniemieckich bunkrach (9 bunkrów o kubaturze około 8,0 m<sup>3</sup>, 2 bunkry o kubaturze około 20,0 m<sup>3</sup>) rozrzuconych w prostokącie obejmującym teren około 0,5 x 1 km (zajmowana powierzchnia terenu około 250000 m<sup>2</sup>). Oszacowano zawartość środków ochrony roślin w mniejszych dziewięciu bunkrach na około 4000 kg w każdym, a w dwóch większych na około 10000 kg w każdym. Dla żadnego nie ma jednak szczegółowego wykazu składowanych materiałów. Brak jest tablic ostrzegawczo-informacyjnych. Wejścia do bunkrów są zabezpieczone, a same bunkry w ramach prac zabezpieczających wykonanych w 1993 roku przez Nadleśnictwo Nowogród, zostały dodatkowo zabezpieczone gruntem. Miejsca składowania pestycydów ogranicza się do wnętrza bunkra - ze względu na fakt braku dostępu do bunkrów (są one zamurowane i zasypane gruntem) dokładna ilość składowanych pestycydów nie mogła zostać szczegółowo określona, ponieważ brak jest danych o asortymencie i stanie przechowywanych środków. Większość bunkrów jest całkowicie porośnięta roślinnością stąd ich znalezienie jest bardzo trudne. W niektórych przypadkach widoczne są kawałki murów, w innych brak zewnętrznych śladów. Przy jednym z obiektów widoczne są wyraźne ślady prób otwarcia obiektu. Teren jest trudno dostępny, gdyż wcześniej użytkowane drogi dostawczo-transportowe porosły drzewami. Przy temperaturze około 24°C można wyczuć rozchodzący się charakterystyczny odór pestycydów, w szczególności przy mogilnikach położonych po północnej stronie drogi do Łomży.

Stwierdzono, że w chwili obecnej nie zauważono dalece zaawansowanej degradacji środowiska w rejonie mogiłników. Jednak sam fakt nagromadzenia dużej ilości substancji toksycznych w jednym rejonie w wielu nieprzystosowanych do tego celu miejscach oraz stwierdzone wycieki pestycydów do wód gruntowych stanowią już duże zagrożenie dla środowiska naturalnego i okolicznych mieszkańców w miejscowościach Zbójna i Dębniaki. Dlatego mogiłnik został poddany likwidacji [5].

#### 4.2. Anusin

Składowisko przeterminowanych środków ochrony roślin zlokalizowane w miejscowości Anusin w gminie Siemiatycze, powiat Siemiatycze. Mogiłnik położone jest w odległości około 3 km od rzeki Bug na granicy Obszaru Chronionego Doliny Bugu.

W wyniku przeprowadzonego rozpoznania stwierdzono, że mogiłnik przeterminowanych środków ochrony roślin znajduje się w sowieckim dwupoziomym bunkrze betonowym z czasów II wojny światowej (fot. 2). Cała konstrukcja znajduje się na powierzchni ziemi. Wymiary bunkra wynoszą 5,0 x 10,5 m, wysokość około 5,0 m, kubatura około 630 m<sup>3</sup>. Na jednej ze ścian bunkra widnieje napis: „Mogielnik przeterminowanych środków ochrony roślin” oraz znaki ostrzegające w postaci trupich czaszek. Wejście do bunkra jest w chwili obecnej zamurowane.

Teren wokół bunkra porośnięty jest kilkudziesięcioletnim lasem sosnowym. Sam bunkier usytuowany jest na lokalnych wyniesieniach wydmowych.

W bunkrze, wypełnionym w 100%, zostały zdeponowane wymieszane przeterminowane środki ochrony roślin (34000 kg) i inne chemikalia (19 kg). Na początku składowania środki umieszczone były w workach foliowych. Worki umieszczano jeden na drugim zamurując kolejne komory bunkra.

Składowisko w Anusinie położone jest na utworach piaszczystych, co powoduje przemywanie przez wody roztopowe oraz opadowe, ale tylko wtedy, kiedy przenikną do bunkra. Jednakże budowa geologiczna podłoża jest wyjątkowo niekorzystna pod kątem lokowania składowiska odpadów niebezpiecznych. Zanieczyszczenia, które przedostaną się do gruntu szybko w nim migrują.

Wstępnie można oszacować zanieczyszczenie środowiska naturalnego wokół mogiłnika na podstawie danych geofizycznych i atmogeochemicznych. Wskazują na to że z bunkra, do środowiska gruntowo-wodnego przeniknęły zdeponowane w nim chemikalia. Obszar pod bunkrem i w jego najbliższym otoczeniu jest zanieczyszczony. Zanieczyszczenia rozplývają się w tych dwóch kierunkach, na stosunkowo niewielką odległość przede wszystkim pionowo w dół.

W związku z tym, że budowa geologiczna w rejonie mogiłnika w Anusinie jest wyjątkowo niesprzyjająca do lokalizacja tego typu obiektu, a składo-

wisko jest nieuszczelne, konieczne okazało się usunięcie zdeponowanych w bunkrze chemikaliów. Ponadto, należy dodatkowo wykonać analizy stopnia zanieczyszczenia komór bunkra i zdecydować, czy sama konstrukcja może pozostać, czy musi być rozebrana, a gruz powinien być zdeponowany na specjalnym składowisku [3].



**Fot. 2.** Mogilnik w rejonie miejscowości Anusin  
**Photo 2.** Burial in the vicinity of Anusin

### **4.3. Słochy Annapolskie**

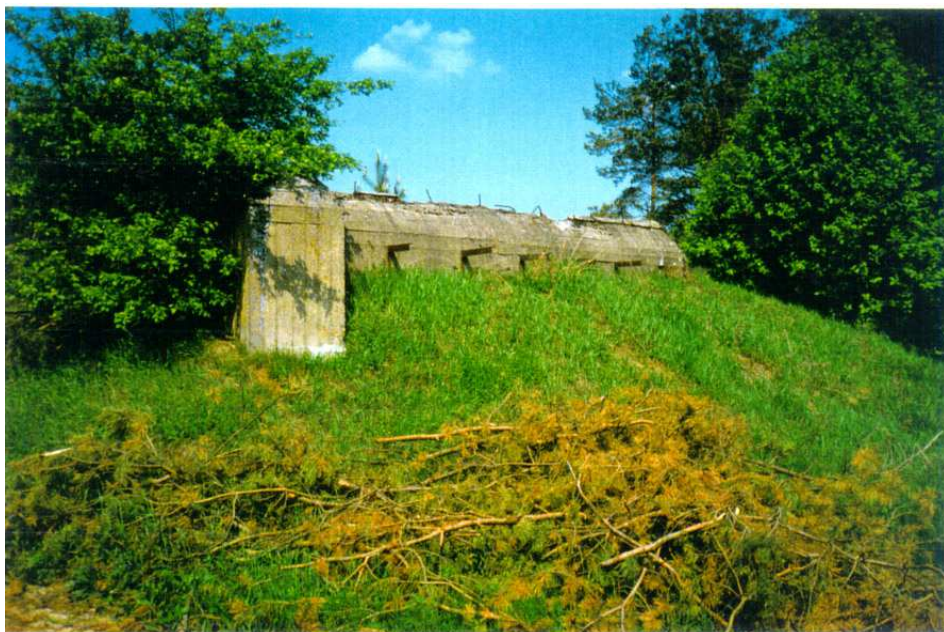
Składowisko przeterminowanych środków ochrony roślin zlokalizowane w miejscowości Słochy Annapolskie w gminie Siemiatycze, powiat Siemiatycze, woj. podlaskie znajdowało się w odległości około 3 km od rzeki Bug. Omawiany obszar należy do zlewni Bugu.

W wyniku przeprowadzonego rozpoznania stwierdzono, że składowisko przeterminowanych środków ochrony roślin umieszczone było w sowieckim bunkrze betonowym z II wojny światowej. Wymiary bunkra wynoszą 7,0 x 7,5 m. Wysokość obiektu nie jest znana ze względu na to, że jest on częściowo zasypany ziemią. Zakładając wysokość bunkra na około 4,0 m, całkowita kubatura wyliczona na podstawie zewnętrznych wymiarów wynosi około 210 m<sup>3</sup>. Można przypuszczać, że wewnętrzna kubatura bunkra może wynosić około 100 m<sup>3</sup>. W obiekcie tym złożone może być więc kilkadziesiąt ton różnego rodzaju prze-  
*Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska* ————— 521

terminowanych środków ochrony roślin i opakowań po nich, lecz brak jest jakiegokolwiek dokumentacji. Bunkier nie był zabezpieczony.

Teren wokół bunkra porośnięty jest kilkudziesięcioletnim lasem sosnowym. Sam bunkier usytuowany jest na lokalnych wyniesieniach wydmych. W pobliżu mogilnika znajduje się skarpa i dość znaczne obniżenie terenu.

Wykonane prace badawcze wykazały, że składowisko w Słochach Annapolskich zlokalizowane jest na piaskach wydmych, które nie stanowią dobrej warstwy zabezpieczającej przed przenikaniem zanieczyszczeń do pierwszego, użytkowego poziomu wodonośnego. Wszystkie wykonane badania geofizyczne, atmogeochemiczne i laboratoryjne w jednoznaczny sposób wskazały, że z mogilnika w Słochach Annapolskich emitował do środowiska naturalnego zdeponowane w nim chemikalia. Wody pierwszego poziomu wodonośnego zostały zanieczyszczone. W tej sytuacji konieczne okazało się jak najszybsze usunięcie przeterminowanych środków ochrony roślin zdeponowanych w tym mogilniku i przeprowadzenie rekultywacji gruntu. Ponadto należy dodatkowo wykonać analizę stopnia zanieczyszczenia betonu bunkra w celu określenia, czy należy go rozebrać i jak należy potraktować beton z rozbiórki [4].



**Fot. 3.** Mogilnik w rejonie miejscowości Słochy Annapolskie

**Photo 3.** Burial in the vicinity of Słochy Annapolskie

## 5. Podsumowanie

Sumaryczna ilość znajdujących się w Polsce przeterminowanych środków ochrony roślin i różnego rodzaju innych chemikaliów nieprzydatnych do wykorzystania, szacowana jest na około 60.000 ton. Pracownicy resortu środowiska twierdzą, że najlepszym w tej chwili rozwiązaniem byłaby budowa nowoczesnych składowisk, w których umieszczono by zawartość istniejących obecnie mogilników. Byłoby to tańsze niż ich utylizacja, tym bardziej, że w Polsce nie ma specjalistycznych urządzeń. Obecnie mogilniki są praktycznie bezpieczne, mimo że podlegają aż trzem resortom: rolnictwa, zdrowia i ochrony środowiska. Jest to dylemat zmuszający do poważnego traktowania problemu likwidacji przeterminowanych pestycydów lub zmniejszenia ich zagrożenia poprzez:

- przeniesienie zawartości mogilników na odpowiednio przygotowane składowiska;
- wydobywanie zawartości mogilników, uszczelnienie dotychczasowych betonowych komór i ponowne umieszczenie chemikaliów w istniejących, ale bezpiecznych dla środowiska komorach;
- wydobywanie zawartości mogilników, segregacja chemikaliów, utylizacja termiczna niektórych partii i bezpieczne dla ludzi i środowiska składowanie pozostałości (posegregowanej, w opisanych pojemnikach lub na wydzielonych kwaterach składowiska);
- wydobywanie i przewiezienie zawartości za granicę do zniszczenia lub utylizacji.

Każda z przedstawionych metod ma swoje wady i zalety oraz istotne ograniczenia. Należy przyjąć, że każdy mogilnik musi być analizowany indywidualnie, zarówno w aspekcie składowanego w nim materiału, jak i sposobu postępowania z zawartością. Oddzielnym problemem jest rekultywacja terenu wokół istniejącego mogilnika skażonego w wyniku emisji zanieczyszczeń zgromadzonych w mogilniku. Skala problemu nie jest obecnie do końca rozpoznana [1,8].

Wprowadzone ustawą o odpadach nowe mechanizmy prawne takie jak: uzyskiwanie zezwoleń na prowadzenie działalności, w wyniku której powstają odpady, obowiązek ewidencji odpadów zarówno przez ich wytwórcę jak i odbiorcę oraz wprowadzenie preferencji dla technologii wykorzystujących odpady jako surowce wtórne są kolejnym krokiem do ograniczenia ilości odpadów w środowisku. Zwiększą one skuteczność kontroli przestrzegania prawa w zakresie gospodarki odpadami oraz umożliwią utworzenie rynku specjalistycznych firm zajmujących się wykorzystywaniem lub unieszkodliwianiem odpadów, w tym również odpadów niebezpiecznych. Powinno to w krótkim okresie

doprowadzić do zmniejszenia ilości wytwarzanych odpadów oraz zwiększyć stopień ich wykorzystania.

Niemiecki raport zatytułowany „Niebezpieczne środki ochrony roślin - niebezpieczna spuścizna” zawiera akapit, który powinien przyświecać wszystkim zainteresowanym likwidacją tej spuścizny w Polsce: *„Toksyczne odpady i przeterminowane środki ochrony roślin nie pojawiły się nagle. Nie są one wynikiem błędu popełnionego przez jedną osobę czy instytucję, która można wskazać palcem. Tak więc jedynym logicznym rozwiązaniem, które doprowadzi do ich likwidacji, jest współpraca wszystkich zainteresowanych stron: producentów i dystrybutorów środków ochrony roślin, rządów, organizacji pozarządowych i nauki. Powinny one czuć się współodpowiedzialnymi za rozwiązanie zaistniałego problemu i wyciągnąć wnioski z błędów popełnionych w przeszłości.”* [2].

## Literatura

1. Informacja dotycząca odpadów niebezpiecznych ze szczególnym uwzględnieniem mogilników. Materiał dla Sejmowej Komisji Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa, 1998.
2. Raport nt. :Niebezpieczne środki ochrony roślin – niebezpieczna spuścizna”, Ochrona roślin, 10/2000.
3. Ocena wpływu składowiska przeterminowanych środków ochrony roślin w Anusinie. Wyk. PIG, Warszawa, 2000.
4. Ocena wpływu składowiska przeterminowanych środków ochrony roślin w Słochach Annopolskich. Wyk. PIG, Warszawa, 2000.
5. Ocena oddziaływania na środowiska gruntowo-wodne wielopunktowego składowiska zawierającego nieprzydatne środki ochrony roślin zlokalizowane w bunkrach w miejscowości Zbójna. Wyk. IOR, Sosnicowice, 2000.
6. Projekt „Gospodarka odpadami pestycydowymi oraz likwidacja nieprzydatnych środków ochrony roślin z mogilników i magazynów znajdujących się na terenie województwa podlaskiego. Wyk. przez IOR, Sosnicowice, 1999.
7. [www.pios.gov.pl/gios/dokumenty/raport/raport04/raport04.html](http://www.pios.gov.pl/gios/dokumenty/raport/raport04/raport04.html)
8. [www.pios.gov.pl/raport/1web/r2a.htm#2.4.2.3](http://www.pios.gov.pl/raport/1web/r2a.htm#2.4.2.3)
9. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 roku o odpadach (Dz. U. Z 2001 r. Nr 62, poz. 628).



## **Waste Plant Protection Chemicals Dumping Sites In The Area Of Podlaskie Province**

### **Abstract**

For many years minimization of the amount of produced waste and their rational management belong, in the developed countries, to the most important directions of the environment protection, because of threat of all parts of the environment: air, water and earth's surface. Threats to the environment are present practically in all phases of waste management: starting from their generation and collection, through transportation, recycling and neutralization, and finishing with their final disposal. Issues of waste management are included within the priority tasks in Poland. New act on waste, accepted after a few years of discussions in April 2001, is a next stage in full ordering of administration and supervision issues of waste management. This act introduced new classification of waste based on the European Catalogue of Waste as well as on the European Waste Classification. Also this act improved in a high degree method of collecting data concerning waste management by imposing obligation of keeping records by units generating and receiving waste.

Poland keeps high position among European countries taking into consideration amount of generated and disposed waste. Total amount of waste plant protecting chemicals and different kinds of useless waste chemicals is estimated in Poland to amount to about 60 000 tons.

Especially dangerous ecological bomb are waste plant protecting chemicals dumping sites – burials. There are 330 officially registered (in December 2001) burials in Poland. One third of those burials are just simple holes in the ground with no protection. That is why the Environmental Inspectorate pays special attention to the controlling of burials, which are serious threat for the environment. In the case of leakage from a burial, disposed there waste plant protecting chemicals and other hazardous chemicals may cause serious contamination of ground and water environment as well as they can cause threat to the underground waters.

Currently burials are practically ownerless in Poland. Employees in the department of environment say, that the best solution in this moment is the construction of new modern burials, in which content of the old, existing burials would be disposed. It would be much cheaper than their utilization, all the more, that there are no specialist devices for that in Poland.

# Adsorption Of Acid Dyes On Active Carbon

*Anna M. Anielak*  
*Technical University of Koszalin*  
*Poland*

*Domingos J. Maluarte*  
*Programa Nacional Saneamento a Baixo Custo*  
*Mozambique*

## 1. Introduction

Mechanical, physico-chemical, chemical and biological methods are used for treatment of post-dyeing wastewaters [1,2,3,4,5]. Each of the above methods allows for reduction of substances' concentration contained in the wastewaters [19÷25]. Many years of practical experience in municipal wastewater treatment plants indicates that the post-dyeing wastewaters do not change their colour, or that the change of colour is negligent after biological treatment. However, some research work has indicated [6,8] that there are admissible concentrations of dyes at which biological treatment of wastewaters can be successfully applied. Therefore, it is necessary to partly or fully remove dyes from wastewaters before they can be delivered to the biological treatment plant. This can be achieved through application of simple physico-chemical methods.

Effectiveness of physico-chemical methods varies and depends on the type of dyes being eliminated [9,10,11,12,13]. Each dye is, in most cases, a complex organic compound. It has chinoid and functional groups which give it either electropositive or electronegative nature depending on pH of the solution. Total elimination of dyes from their wastewaters can be achieved by application of coagulation together with sorption [14,15]. The coagulation should be performed through addition of two reagents in a specifically determined proportioning sequence. The dyes from the solution are precipitated together with a sediment which is a product of a reaction between the reagents (coagulants) supplied to the solution, therefore, this process is more a co-precipitation than coagulation.

The author [7,14,15], having done extensive research work, noted that there is a correlation between the dyes co-precipitation and adsorption process and their chemical structure and adsorbent surface potential. It was shown that dyes are precipitated with coagulants due to formation of dye hydroxo-complexes which can form a real solution or precipitate in the form of easily sedimentating deposit. Addition of calcium hydroxide, at the second stage, to the solution increases pH therefore, increases precipitability of the sediment (e.g. ferric hydroxide) on which adsorption or co-precipitation of dyes (or their complexes) can proceed. The author has tested a considerable group of dyes selected in random [17,14,15]. However, huge amount of dyes being manufactured worldwide makes further research work necessary. In particular, it seems advisable to check the assumption that acid dyes can easily be sorbed on electronegative surface of active carbon due to their chemical composition and tendency to colour fibres in acid reaction.

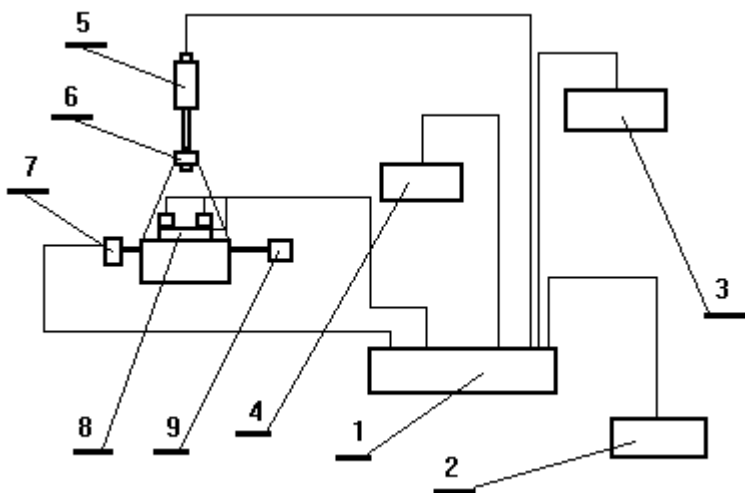
## **2. Experimental**

The process of sorption was statistically tested assuming presupposed dye concentration, pH and varying time of contact between the sorbate and adsorbent (0÷300 seconds). The concentration of dyes was being changed from 250 to 1.25 mg/dm<sup>3</sup>. The dye containing solution was mechanically agitated and the impeller velocity was approx. 60 r.p.m. After given time of adsorption the sample was being filtered through a medium hardness filter and the filtrate thus obtained was being analysed.

The resultant factors were as follows: transmittance (percent value of light transmission) at wavelength  $\lambda=410, 530$  and  $610\text{nm}$  and concentration of the dye remaining in the solution, mg/dm<sup>3</sup>.

The amount of the dye remaining after sorption was being determined for respective dyes from reference curves indicating variability of transmittance as a function of dye concentration.

The electrokinetic potential is a factor determining indirectly the adsorbent surface potential. Hence its value depending on pH, dye type and concentration was being measured. These tests were performed on a zetametre with application of the parabola method which is based on measurement of electrophoretic mobility at nine depth levels of the testing cell. At least fifteen measurements for moving active carbon particles were performed at each level. The total amount of measurements making one result of the electrokinetic potential was around 135. The block diagram of the zetametre used for testing  $\zeta$  potential has been shown in Figure 1.



**Fig. 1.** Zetameter block diagram: 1 - microcomputer, 2 - keyboard, 3 - monitor, 4 - printer, 5 - camera, 6 - microscope, 7 - stepper motor, 8 - casing for the cell containing electrodes and temperature sensor, 9 - microscope power supply

**Rys. 1.** Schemat blokowy zetametru: 1 - mikrokomputer, 2 - klawiatura, 3 - monitor, 4 - drukarka, 5 - kamera, 6 - mikroskop, 7 - silnik krokowy, 8 - obudowa celki z elektrodami i czujnikiem temperatury, 9 - zasilacz mikroskopu

### 3. The characteristic of the sorbent and dyes used for testing

The sorbent used for testing was active carbon O-3. This product is made of high quality, selected, vegetable material.

The sorbent had the following properties [16]:

- discolouration force MB (milligramme number) 270-370 mg,
- degree of adsorption LM (methylene number) at least 14 ml,
- maximum moisture content 8%,
- pH=7,
- dust particle size,
- filtration ability – very good.

Tests indicated that active carbon 0-3 had a negative electrokinetic potential within pH scope 1.2÷13.1; see Figure 2, Table 1. It can be concluded therefrom that sorbent surface has an excess of negative charge and shows affinity to a positive charge. The graphic relationship between  $\zeta$  potential and pH shown in Figure 1 can be described with a straight line equation:

$$\zeta = -0.83\text{pH} - 11.68 \quad (1)$$

**Table 1.** Testing effect of pH on active carbon  $\zeta$  potential at concentration  $c=0.5 \text{ mg/dm}^3$   
**Tabela 1.** Badania wpływu pH na potencjał  $\zeta$  węgla aktywnego przy stężeniu  $c=0,5 \text{ mg/dm}^3$

pH	Temperature	Current intensity E	Electrophoretic mobility $R_{ef}$	$\zeta$	$\zeta_{av}$
	K	V/cm	$\frac{\mu m \times cm}{V \times s}$	mV	mV
1.20	303.95	7.80	-10.52	-112.24	-112.26
	303.10	7.80	-10.40	-112.19	
	303.10	7.80	-10.65	-112.36	
2.5	308.80	13.86	-1.50	-16.11	-17.62
	300.60	13.86	-1.47	-18.15	
	299.90	13.86	-1.50	-18.60	
3.10	298.20	13.87	-0.87	-11.57	-11.44
	297.30	13.87	-0.87	-11.41	
	296.10	13.87	-0.84	-11.33	
4.40	294.10	13.87	-0.97	-13.53	-11.91
	295.10	13.87	-0.89	-12.22	
	294.60	13.87	-0.94	-12.99	
5.40	297.10	13.87	-1.19	-15.72	-15.59
	296.40	13.87	-1.15	-15.62	
	294.50	13.87	-1.11	-15.43	
6.30	292.70	13.87	-1.07	-15.38	-15.56
	293.40	13.87	-1.10	-15.59	
	293.60	13.87	-1.11	-15.72	
7.05	293.10	13.87	-1.24	-17.13	-17.39
	293.40	13.87	-1.21	-17.98	
	292.70	13.87	-1.16	-17.66	
8.40	292.70	13.87	-1.25	-18.00	-18.54
	292.90	13.87	-1.31	-18.75	
	293.20	13.87	-1.38	-19.60	
	293.10	13.87	-1.32	-18.87	
9.20	292.90	13.87	-1.39	-19.95	-19.90
	293.20	13.87	-1.56	-19.98	
	292.90	13.87	-1.47	-19.76	
10.30	293.90	13.87	-1.32	-18.54	-19.31
	293.50	13.87	-1.47	-20.78	
	293.20	13.87	-1.31	-18.61	

11.20	296.70	13.87	-1.22	-17.27	-17.66
	296.40	13.87	-1.28	-17.75	
	294.30	13.87	-1.24	-17.96	
12.10	295.10	13.86	-1.48	-20.25	-22.01
	295.40	13.86	-1.46	-20.12	
	295.00	13.86	-1.70	-23.39	
	294.30	13.86	-1.74	-24.29	

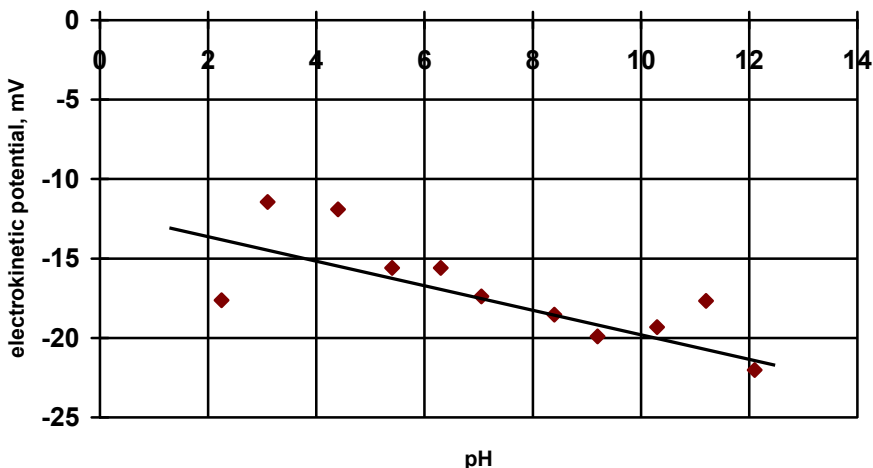


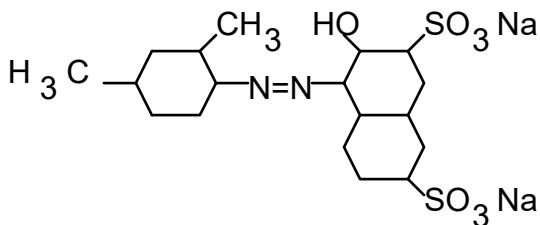
Fig. 2. The influence of the solution reaction on the O-3 activated carbon electrokinetic potential value

Rys. 2. Wpływ odczynu roztworu na wartość potencjału elektrokinetycznego węgla aktywnego O-3

The following dyes were tested: Acid Red FBL, Acid Scarlet D, Acid Marine Blue N, Acid Alizarine Green G, Acid Ponceau 2RL, Acid Blue R. The mentioned dyes are used for colouring wool and they feature average light fastness and show the highest affinity to protein fibres in acid solutions [17,18].

Acid dyes have chromophore and auxochrome groups which feature either electronegative or electropositive character depending on pH of the solution. Having analysed chemical composition of the exemplary Acid Ponceau 2RL (1) one can see that the dye has two negative sulfo groups which dissociate in a wide pH range (both acid and alkaline reaction) and one hydroxyl group dissociating in alkaline reaction. The remaining groups ionise in

acid medium (with excess of protons), showing electronegative character. Location of the negative groups on one side of the molecule and the positive ones on the other side, characterises that molecule as a dipole.



(1)

*Acid Ponceau 2RL*

### 3. Results and discussion

The tests have been carried out in two stages. Firstly, influence of selected factors on the process of adsorption has been tested and this was followed by testing effect of solution concentration and pH on electrophoretic mobility and  $\phi$  potential of the sorbent. Reference curves indicating variations in transmittance depending on dye concentration in the solution have been prepared before commencement of the tests. The curves were necessary for determination of amount of dye remaining in the solution after a given process. It has been assumed that in the adsorption process no substances migrate from the adsorbent to the solution and the value of transmittance depends on the quantity of dye in the solution; this value varies due to dye adsorption on adsorbent surface.

The analysis of the results of sorption process of Acid Red FBL on active carbon O-3, as showed in Figures 3 and 4, indicates that in the first 50 seconds active carbon adsorbs a considerable amount of the dye and concentration thereof in the solution is close to the adsorption equilibrium condition. Such relationship has been obtained for all the tested initial concentrations of the dye, i.e.  $c=125; 25; 12.5; 2.5; 1.25 \text{ mg/dm}^3$ . The pH of the solution has some significance here; the lower the pH, the less amount of the dye gets adsorbed. For example, if the initial concentration of the dye was  $c=25 \text{ mg/dm}^3$ , the transmittance for wavelength  $\kappa=550 \text{ nm}$  after 60 seconds of sorption time increased at  $\text{pH}=5.1$  up to 84.8% and at  $\text{pH}=7.8$  up to 23.7% (i.e. 61.1% less). Such significant difference in transmittance cannot arise from pH effect on colour of Acid Red FBL. The difference in transmittance observed is, therefore, the result of change of affinity of the dye to adsorbent surface.

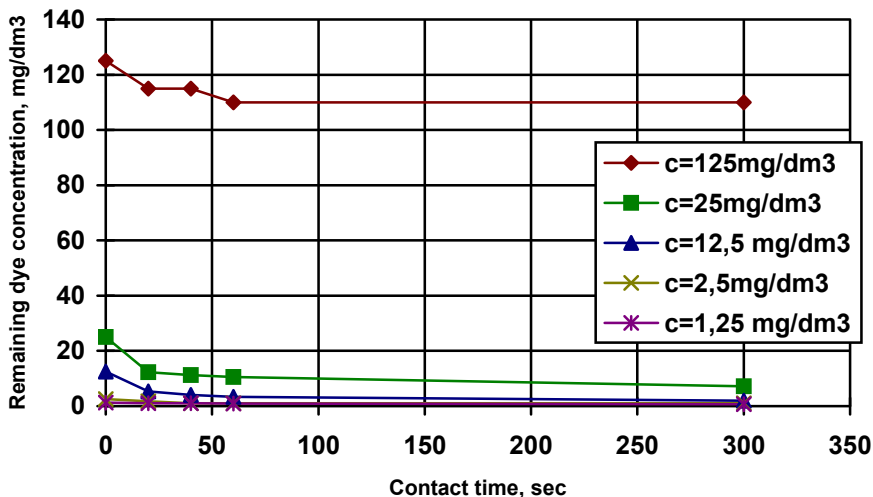


Fig. 3. Effect of adsorption time and initial concentration  $c$  of Acid Red FBL on amount of the dye remaining in the solution  $\text{pH}=6.5$

Rys. 3. Wpływ czasu adsorpcji i początkowego stężenia Czerwieni Kwasowej FBL  $c$  na ilość pozostałego barwnika w roztworze  $\text{pH}=6,5$

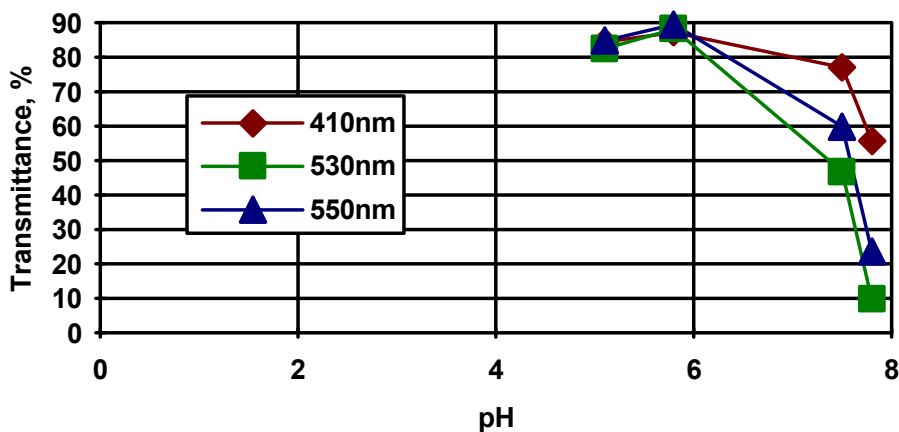


Fig. 4. Effect of Acid Red FBL  $\text{pH}$ , concentration  $25 \text{ mg/dm}^3$  on dye sorption on active carbon O-3

Rys. 4. Wpływ  $\text{pH}$  Czerwieni Kwasowej FBL, stężenie  $25 \text{ mg/dm}^3$  na sorpcję barwnika na węglu aktywnym O-3



Similar relationships have been obtained for other tested dyes. Adsorption of Acid Marine Blue GGR (see Figures 5 and 6) also proceeded quickly and after 50 seconds a condition close to the adsorption equilibrium was reached. The best adsorption results, for all wavelengths under studies (410, 530, 550, 610nm), were obtained for  $\text{pH} < 7.1$ .

Adsorption of Acid Scarlet (see Figure 7 and 8) on active carbon was the most effective during approx. 50 seconds. The effect of pH on sorption is quite significant; the difference in transmittance for  $\lambda = 550$  nm with pH changing from 4.2 to 7.1 was almost 60%.

Comparable relationships were obtained for Acid Ponceau 2RL (see Figures 9 and 10). For all the tested initial concentrations of the dye (125; 25; 12.5; 2.5; 1.25  $\text{mg}/\text{dm}^3$ ) a condition close to absorption equilibrium has been reached just after 50 seconds. Once the adsorption process was being carried out in acid reaction ( $\text{pH} = 4.2$ ), transmittance for all the tested wavelength reaching approx. 90% was observed. As soon as pH of the solution was elevated up to 7.5, adsorption of the dye on active carbon clearly has decreased and for wavelength equal to 550 nm it was merely 46.6%. In the case of Acid Blue the effect of pH on transmittance was considerably lower (see Figure 12). Having changed pH from 4.1 up to 7 ( $\lambda = 550$  nm) transmittance has changed by 15%. The optimum period for sorption of Acid Blue was 50 seconds (see Figure 11). Similar results of adsorption for Acid Alizarin Green R on active carbon have been observed (see Figures 13 and 14).

Summing up, the tests performed showed that factors like contact time and initial concentration of the dye influence the process of acid dyes sorption on active carbon O-3. As contact time increases, so does the amount of dye on sorbent. Considerable amount of the dye adsorbs just after 50 seconds and the equilibrium amount of given dye is closely dependent on the initial concentration. The higher the initial concentration, the more of the dye gets adsorbed.

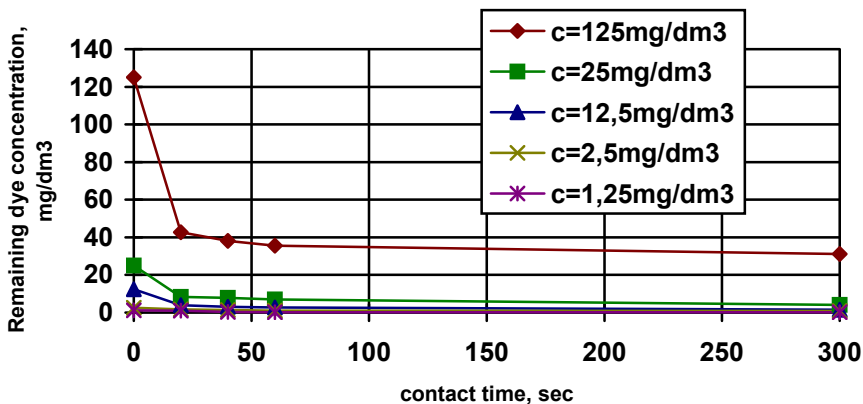


Fig. 5. Effect of adsorption time and initial concentration  $c$  of Acid Marine Blue GGR on amount of the dye remaining in the solution pH=6.5

Rys. 5. Wpływ czasu adsorpcji i początkowego stężenia Kwasowego Błękitu Morskiego GGR  $c$  na ilość pozostałego barwnika w roztworze pH=6,5

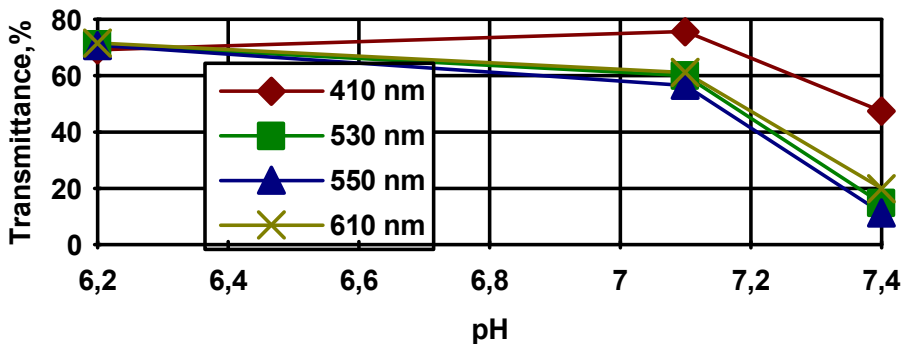


Fig. 6. Effect of Acid Marine Blue GGR pH of concentration  $25 \text{ mg/dm}^3$  on dye sorption on active carbon O-3

Rys. 6. Wpływ pH Kwasowego Błękitu Morskiego GGR, stężenie  $25 \text{ mg/dm}^3$  na sorpcję barwnika na węglu aktywnym O-3

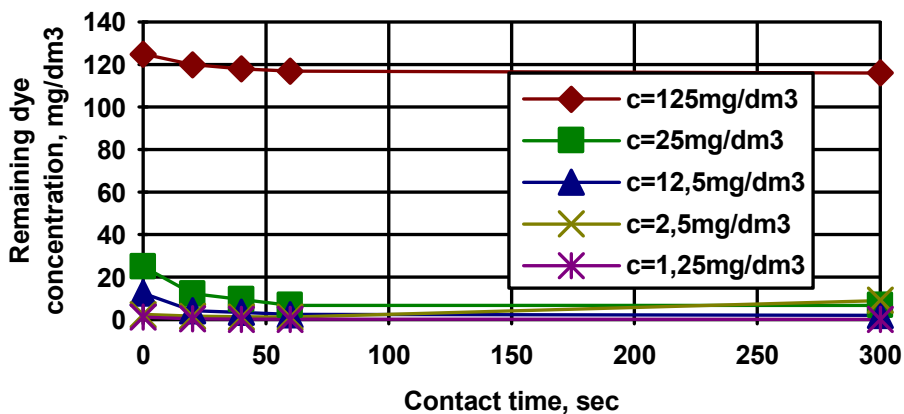


Fig. 7. Effect of adsorption time and initial concentration  $c$  of Acid Scarlet on amount of the dye remaining in the solution pH=6.5

Rys. 7. Wpływ czasu adsorpcji i początkowego stężenia Szkarłatu Kwasowego  $c$  na ilość pozostałego barwnika w roztworze pH=6,5

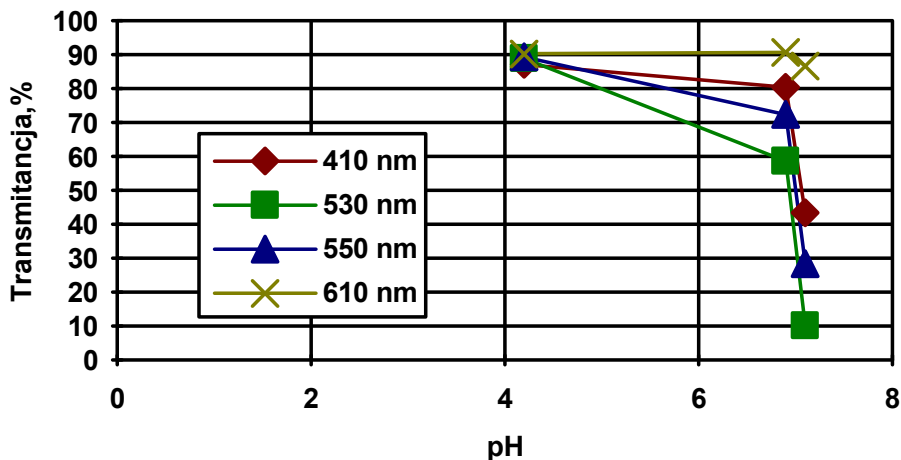


Fig. 8. Effect of Acid Scarlet pH of concentration  $25 \text{ mg/dm}^3$  on dye sorption on active carbon O-3

Rys. 8. Wpływ pH Szkarłatu Kwasowego, stężenie  $25 \text{ mg/dm}^3$  na sorpcję barwnika na węglu aktywnym O-3

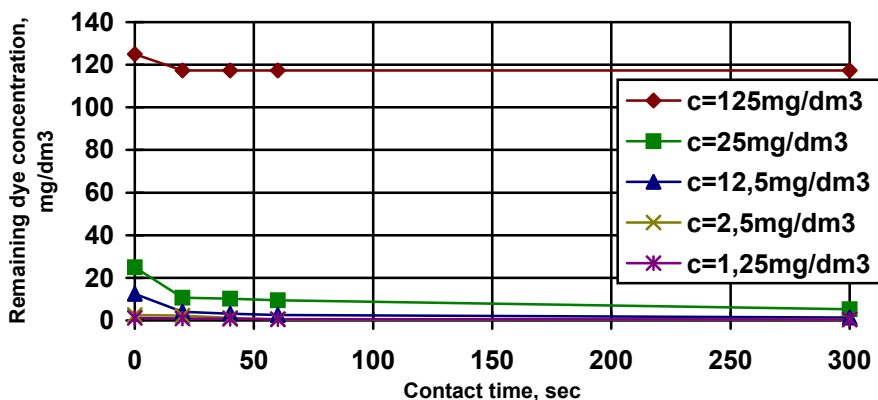


Fig. 9. Effect of adsorption time and initial concentration  $c$  of Acid Ponceau 2RL on amount of the dye remaining in the solution pH=6.5

Rys. 9. Wpływ czasu adsorpcji i początkowego stężenia Pąsu Kwasowego 2RL  $c$  na ilość pozostałego barwnika w roztworze pH=6,5

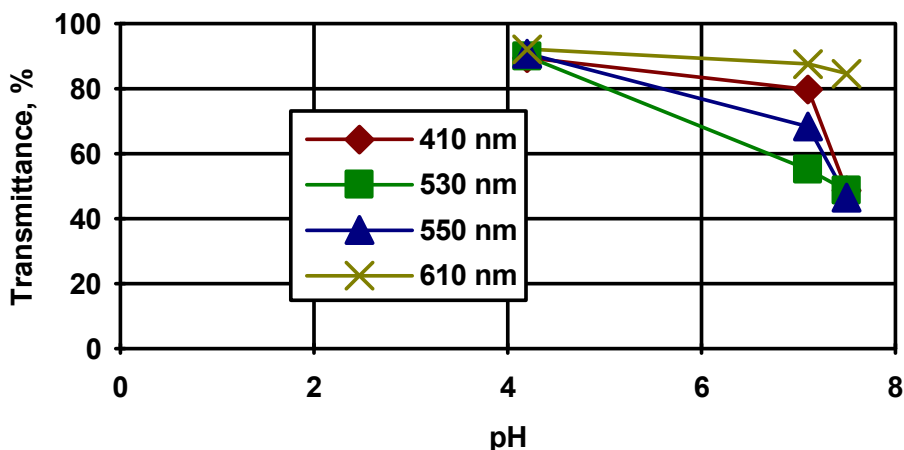


Fig. 10. Effect of Acid Ponceau 2RL pH of concentration 25 mg/dm<sup>3</sup> on dye sorption on active carbon O-3

Rys. 10. Wpływ pH Pąsu Kwasowego 2RL, stężenie 25 mg/dm<sup>3</sup> na sorpcję barwnika na węglu aktywnym O-3

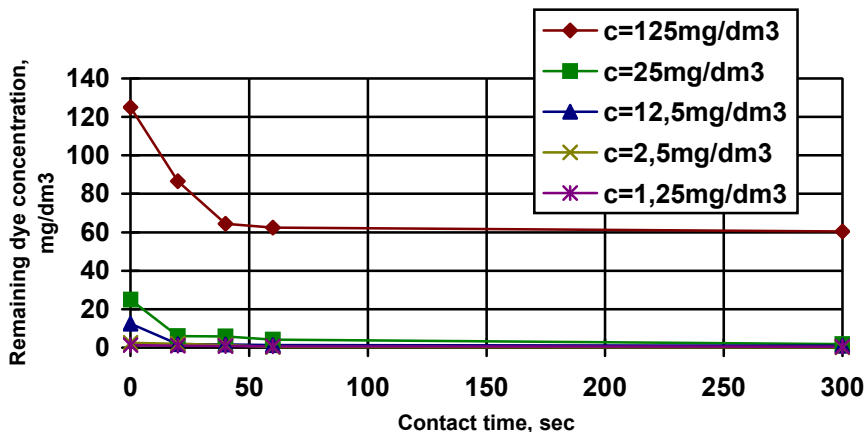


Fig. 11. Effect of adsorption time and initial concentration  $c$  of Acid Blue on amount of the dye remaining in the solution pH=6.5

Rys. 11. Wpływ czasu adsorpcji i początkowego stężenia Błękitu Kwasowego  $c$  na ilość pozostałego barwnika w roztworze pH=6,5

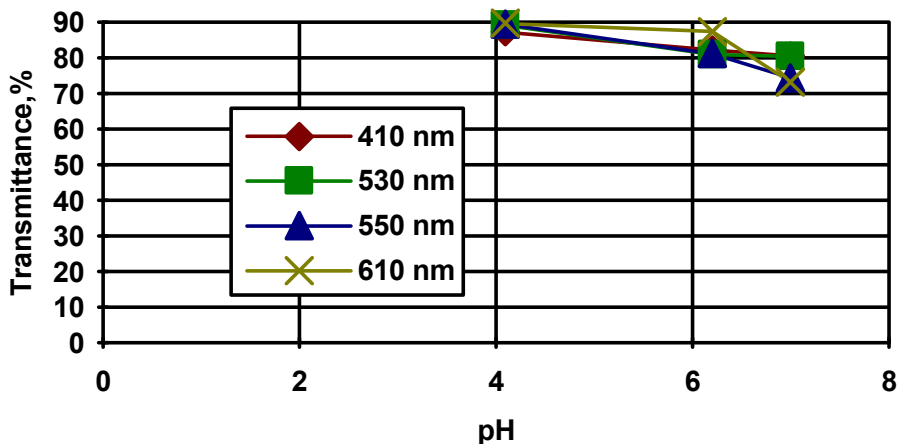


Fig. 12. Effect of Acid Blue pH of concentration  $25 \text{ mg/dm}^3$  on dye sorption on active carbon O-3

Rys. 12. Wpływ pH Błękitu Kwasowego, stężenie  $25 \text{ mg/dm}^3$  na sorpcję barwnika na węglu aktywnym O-3

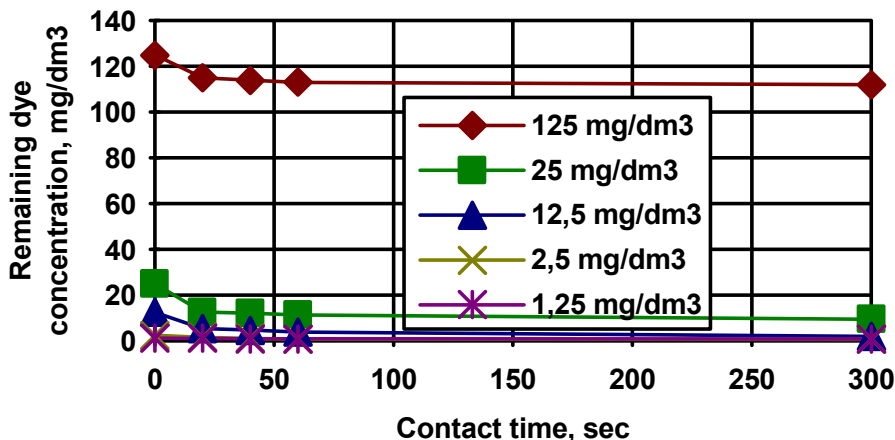


Fig. 13. Effect of adsorption time and initial concentration  $c$  of Acid Alizarin Green R on amount of the dye remaining in the solution pH=6.5

Rys. 13. Wpływ czasu adsorpcji i początkowego stężenia Kwasowej Zielni Alizarynowej  $c$  na ilość pozostałego barwnika w roztworze pH=6,5

The tests showed that acid dyes get sorbed best at  $\text{pH} < 7$ . Acid Red FBL was least sorbed at  $\text{pH} = 7$ , Acid Marine Blue at  $\text{pH} 7-8$ , Alizarin Green at  $\text{pH} = 7.5$  and Acid Ponceau 2RL at  $\text{pH} = 7.45$ . Similar relationships have been obtained for Acid Blue R. This phenomenon is closely connected with the stereo-structure of acid dyes which are applied for fibre colouring in acid dyeing solution. The results of our tests confirm relationship between the dye structure and sorbent surface potential. Adsorption of dyes on active carbon can only be effected through positive functional groups which get activated in environment with excess of protons. For example, in the case of Acid Ponceau, which has a dipole type structure, adsorption occurs due to attachment of the positive functional groups to the negative-charged sorbent surface. On the other hand, the negative sulfo functional groups will be directed outside the sorbent-dye complex surface giving it an electronegative character. This was confirmed by tests of active carbon electrokinetic potential following sorption of Acid Ponceau 2RL (see Table 2). The electrokinetic potential was negative and its absolute value was higher than that for the active carbon electrokinetic potential in distilled water, i.e. before dye sorption.

**Table 2.** Active carbon electrokinetic potential in presence of Acid Ponceau 2RL  
**Tabela 2.** Potencjał elektrokinetyczny węgla aktywnego w obecności Paśu Kwasowego 2RL

Concentration	pH	Temperature K	Current intensity	Electrophoretic mobility	$\zeta$	$\zeta_{sav}$	$\zeta$ from equation (1)
125	4.2	290.7	13.86	-0.95	-14.31	-13.08	-15.17
		291.7	13.86	-0.93	-13.64		
		291.9	13.86	-0.90	-13.09		
125	7.05	293.2	13.87	-1.27	-17.11	-17.18	-17.53
		292.6	13.86	-1.12	-17.24		
25	7.45	292.2	13.96	-1.33	-19.34	-18.83	-17.86
		292.6	13.87	-1.28	-18.50		
		292.3	13.87	-1.29	-18.65		
25	7.50	292.1	13.86	-1.33	-19.41	-18.81	
		292.6	13.86	-1.28	-18.49		
		292.6	13.87	-1.29	-18.52		
125	7.20	293.0	13.87	-1.33	-19.01	-18.55	-17.66
		293.1	13.86	-1.30	-18.30		
		293.0	13.87	-1.28	-18.52		

#### 4. Conclusions

The following conclusions can be drawn from tests of acid dyes sorption on active carbon O-3 and from the analysis of the results obtained:

- Active carbon electrokinetic potential is negative in wide scope of pH variations thus indicating that the surface potential of active carbon is also negative.
- The relationship between active carbon O-3 electrokinetic potential and pH is linear and can be presented in the form of an equation as follows:  $\zeta = -0.83 \text{ pH} - 11.68 \text{ [mV]}$ .
- Acid dyes get adsorbed on the negative surface of active carbon.
- Acid dyes are best adsorbed on active carbon O-3 in acid reaction, i.e. in presence of excess of protons.
- Adsorption of acid dyes is strictly dependent on dyes chemical structures composition and adsorbent surface potential.

## References

1. **Alekseev E.V.A. Pavlinova I.I.:** Issledovanija kompleksnoj shemy očistki stočnyh vod predprijatij trikotažnoj promyšlennosti. Mežvuzovskij sbornik naučnyh trudov. Moskva 1984.
2. **Alvaro A. Bertranou, V. Armando:** Evaluacion de alternativas de control de la contaminacion industrial; caso de la cuenca de Rio Reconquista. Instituto Nacional de Ciencia y Technica Hidrias (Buenos Aires, Argentina). Ingenieria Sanitaria; (4): 79-90, 1980.
3. **Amadeu F.da Rocha, Luca Sercio Joao:** Utilizacao de carvoes activados nacionals no tratamento de aguas residuais. (Porto Alegre, Brasil) Revista DAE; 44 (136): 57-62, 1984.
4. **Anielak A., Piecuch T.:** Varsuche zur Reinigung der Farbereiablufe von Textiliefabriken. 20 Diskussionstagnung Mechanische Flüssigkeitsabtrennung Magdeburg, 1983.
5. **Anielak A.M.:** Disposal of textile industry wastewaters. Environment Protection Engineering, 3÷4/96
6. **Heukelelian M., Rand M.:** SEW Ind.Wastes 27.1040.1955.
7. **Anielak A.M.:** Odbarwianie ścieków pofarbiarskich w procesie współstrącania i sorpcji. Monografie 50. WSiInż. w Koszalinie 1995.
8. **Anielak A.:** Biodegradacja i wpływ wybranych barwników na pracę osadu czynnego. Monografie 49. WSiInż. w Koszalinie 1993.
9. **Bredereck K., Schumacher Ch.:** Structure reactivity Correlations of Azo Reactive Dyes Based on H-acid. II. Dye Degradation by Hypochlorite. Dyes and Pigments 21, 45÷66, 1993.
10. **Bergk K.H., Jurkschat J.,Schwieger W.:** Adsorption von Farbstoffen. Acta hydrochim.hydrobiol., Berlin 14, 5, 449÷570, 1986.
11. **Corteze B. Drioli E. Z.:** Ultrafiltrazione nel trattamento degli gcariche dell industria conciaria /58-67/ "Cucio, pelli, materiali concianti " Napoli, Vol 52.N 6. 1976.
12. **Davis R.J., Gainer G.O'Neal, Wu I-W.:** Photocatalytic decolorization of wastewater dyes. Water Environment Research, January/February, 1994.
13. **Koraïem A.I.M., Girgis M.M.,Khalil Z.H., Abu El -Hand R.M.:** Electronic Absorption Spectral Studies on New Dimethine Cyanine Dyes. Dyes and Pigments 15, 89÷105, 1991
14. **Anielak A.M.:** Coagulation and coprecipitation of dyes. Environment Protection Engineering. 3÷4/96
15. **Anielak A.M.:** Environment Science Research. Volume 51. Plenum Press, New York and London, 1996.
16. Węgle aktywne. Katalog. Węglpochodne. Przedsiębiorstwo Zbytu Produktów Węglpochodnych. Biuro Wydawnicze „Chemia”, Warszawa 1974.
17. Barwniki kwasowe do wełny 17/77. Tablice wybarwień i trwałości Ciech/literatura biblioteki ZPB "Boruta" – praca wykonana pod kierunkiem **J. Żabowskiego.**



18. Norma BN - 76/6041-14. Barwniki kwasowe.
19. **Djatlova T.V., Krasnoperov M.A.:** Usoveršenstvovanie usrednitel'nyh sooruzenij dlja stočnyh vod predpriyatij legkoj promyšlenosti. Effektivnye processy i apparaty dlja očistki stočnyh vod predpriyatij legkoj promyšlenosti. Mežvuzovskij sbornik naučnyh trudov. MISI. Moskva, 1984.
20. **Grigoriev A.B., Trunova N.A.:** Kompleksnaja shema očistki stočnyh vod krasil' nootdeločnyh priedpriyatij hlopcatobumažnoj promyšlenosti s celú' povtornogo ispol'zovanija ih v tehnologii proizvodstva. Effektivnye processy i apparaty dlja očistki stočnyh vod predpriyatij legkoj promyšlenosti. Mežvuzovskij sbornik naučnyh trudov. MISI. Moskva, 1984.
21. **Krasnoborod'ko I.G.:** Racionalnaja shema kanalizovanija i lokalnoj očistki stočnyh vod krasil'no - otdeločnyh fabrik. Tekstilnaja promyšlenost'. Nr 11. Leningrad, 1974.
22. **Krasnoborod'ko I.G.:** Razrabotka metodov obescevečivania stočnyh vod krasil'no-otdeločnyh proizvodstv predpriyatij tekstilnoj i trikotažnoj promyšlenosti Avtor.kand.teh.n.Leningrad, 1974.
23. **Laskov Ū.M. i dr.:** O vozmožnosti očistki stočnyh vod tekstil'nyh predpriyatij flotacej s obrabotkoj flotoilama. Fizyko-him. očistka promyšlennyh stočnyh vod Tp. VNII. VODGEO – Moskva, 1982.
24. **Laskov Ū.M., Alekseev E.V., Simonov A.V.:** Novye konstruktivnye ewenija flotacionnoj očistki stočnyh vod. Mežvuzovskij sbornik naučnyh trudov. Ū.M. MISI im. V.V. Kujbyševa. Moskva, 1984.
25. **Laskov Ū.M., Fedorovskaja T.G., Xmanov G.N.:** Očistka stočnyh vod predpriyatij koževennoj i mehovoij promyšlenosti. Legkaja i piqevaja promyšlennost', Moskva, 1984.

## Adsorpcja barwników kwasowych na węglu aktywnym

### Streszczenie

Zbadano sorpcję na węglu aktywnym wybranej grupy barwników kwasowych. Mechanizm adsorpcji barwników na powierzchni węgla aktywnego wyjaśniono na podstawie składu chemicznego poszczególnych barwników oraz powierzchniowym potencjale węgla aktywnego.

Autor [7,14,15], po wykonaniu rozległych badań, zauważył, że istnieje korelacja pomiędzy koprecypitacją barwników i procesem adsorpcji a ich strukturą chemiczną i potencjałem powierzchniowym adsorbentu. Pokazano, że barwniki są strącane przez koagulanty poprzez tworzenie hydroxo-kompleksów barwników, które mogą tworzyć prawdziwy roztwór lub sedymentować

w postaci osadu łatwo opadającego. Dodatek wodorotlenku wapnia, w drugim etapie, do roztworu zwiększa pH a co za tym idzie zwiększa strącalność osadu (np. wodorotlenku żelaza) na którym może zachodzić adsorpcja lub koprecypitacja barwników (lub ich kompleksów). Autor przebadał znaczną grupę losowo wybranych barwników [17,14,15]. Jednakże, ogromna ilość barwników produkowanych na całym świecie powoduje konieczność prowadzenia dalszych badań. Szczególnie wydaje się wskazanym sprawdzenie założenia, że barwniki kwasowe mogą być łatwo sorbowane na elektroujemnej powierzchni węgla aktywnego z powodu ich składu chemicznego i tendencji do barwienia włókien w odczynie kwasowym.

Proces przebadano statystycznie przyjmując założone stężenia barwników, pH i zmienny czas kontaktu sorbatu z adsorbentem (0-300 sekund). Stężenie barwników zmieniano od 250 do 1,25 mg/dm<sup>3</sup>. Roztwór zawierający barwnik wstrząsano mechanicznie przy prędkości około 60 1/min. Po określonym czasie adsorpcji próbkę filtrowano przez filtr o średniej twardości i w ten sposób otrzymany filtrat został poddany analizie.

Czynniki wynikowe były następujące: transmitancja (procentowa wartość transmisji światła) przy długości fali  $\lambda=410, 530$  i  $610\text{nm}$  oraz stężenie barwnika pozostałego w roztworze, mg/dm<sup>3</sup>.

Ilość barwnika pozostałego po procesie sorpcji oznaczano dla poszczególnych barwników z krzywych wzorcowych pokazujących zmienność transmitancji w funkcji stężenia barwnika.

Potencjał elektrokinetyczny jest wskaźnikiem określającym pośrednio potencjał powierzchniowy adsorbentu. w związku z tym zmierzono jego wartość w zależności od pH, typu barwnika i stężenia. Badania te wykonano na zetametrze.

Z badań nad sorpcją barwników kwasowych na węglu aktywnym O-3 oraz analizy otrzymanych wyników można wyciągnąć następujące wnioski:

- Potencjał elektrokinetyczny węgla aktywnego jest ujemny w szerokim zakresie zmian pH co wskazuje, że potencjał powierzchniowy węgla aktywnego jest również ujemny.
- Zależność pomiędzy potencjałem elektrokinetycznym węgla aktywnego O-3 i pH jest linowa i może być przedstawione w formie następującego równania:  $\zeta = -0,83 \text{ pH} - 11,68$  [mV].
- Barwniki kwasowe adsorbują się na ujemnej powierzchni węgla aktywnego.
- Barwniki kwasowe są najlepiej adsorbowane na węglu aktywnym O-3 w odczynie kwaśnym, tj. w obecności nadmiaru protonów.
- Adsorpcja barwników kwasowych ściśle zależy od składu chemicznej struktury barwników i potencjału powierzchniowego adsorbentu.

# Plant extracts in protection of strawberry (*Fragaria vesca* L.) against *Botrytis cinerea* Pers. (Berg.)

Bronisława Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski  
Technical University of Koszalin  
Poland

## 1. Introduction

Strawberry is cultivated in Poland on the area of about 50,000 ha, out of which 80% falls to the variety 'SENGA-SENGANA' (Cianciara 1991). It is a variety of low resistance to the infection with *Botrytis cinerea* Pers. (Berg.) – the fungus causing grey mould. A strong infection of plants caused by the pathogen can result in losses as high as 80%.

The pathogen infects all the plant organs, however the most severe impact on the yield has the infection of flowers and the fruit. Rebandel (1988) has observed that the infection of flowers ranging 1÷5% can reduce the fruit yield by 13÷20%, while flower infection ranging 5÷10% results in the yield drop of 17÷30%. Infection of strawberry flowers goes on very quickly, not only at a heavy rainfall. It is also promoted by a high air moisture level as well as night dews. That is why obtaining strawberry yields of good quality can be secured only by proper protective measures. Spraying with chemicals is very common.

The objective of the study was to determine the usefulness of plant extracts for protection of strawberry against *Botrytis cinerea*, a fungus causing grey mould. Their activity was compared with fungicides recommended for such treatments.

## 2. Materials and methods

The experiments were carried out under laboratory and field conditions. Laboratory experiment included:

- water extracts (macerates, brews) prepared from 13 plant species: *Po-*

*lygonum sachalinense* (F.Smidt), *P.hydropper* (L.), *P.persicaria* (L.), *P.bistorta* (L.), *P.convolvulus* (L.), *P.aviculare* (L.), *Urtica dioica* (L.), *Levisticum officinale* (Koch.), *Allium sativum* (L.), *Pelargonium odoratissimum* (L.), *Humulus lupulus* (L.), *Agropyron repens* (L.), *Heracleum sphondylium* (L.)

- as well as alcohol and acetone extracts from *P.sachalinense*, *P.hydropper*, *P.persicaria*, *P.bistorta*, *P.convolvulus*, *P.aviculare*.

The following chemical preparations were used: SUMILEX 50 WP (procimidone), ROVRAL 50 WP (iprodione), EUPAREN 50 WP (dichlofluanide), RONILAN 50 WP (winclozoline), SADOPLON 75 WP (thiram), THIRAM-GRANUFLO 80 WG (thiram).

The in vitro activity of the preparations against the fungus *Botrytis cinerea* Pers. (Berg.) was assessed in the laboratory by a diffusion in agar-agar (PDA). The evaluation criterion was the size of the zone of retarded growth of the fungal colony. The way of preparation of plant extracts for tests and description of experiments was described in the earlier papers (Sas-Piotrowska et al. 1996, Sas-Piotrowska and Piotrowski 1997). The experiment was carried out in two terms and four replications, six Petri dishes for each preparation.

The field experiment was carried out on a plantation of strawberry cv. 'SENGA-SENGANA' for three years. It was settled as randomised blocks with five replications. A plot had 20 plants in a row system with a distance of 25cm within it and 80cm between the rows. Spraying was done with:

Sadoplone 75 WP → Sumilex 50 WP → Euparen 50 WP

*Polygonum persicaria* (alcohol extract)

*Polygonum hydropper* (alcohol extract)

*Polygonum bistorta* (alcohol extract)

*Polygonum aviculare* (acetone extract)

*Allium sativum* (macerate)

*Levisticum officinale* (macerate)

*Urtica dioica* (brew)

The treatment was performed in three terms recommended by the Institute for Plant Protection in Poznań, i.e. at the moment when about 10% flowers were developed in an inflorescence. Non-sprayed plants were the control.

The fruit were harvested in dependence of the weather (8 – 10 times) in two-days intervals. Weight of healthy fruit (g per plant) as well as the percentage of fruit infected with *B. cinerea* were evaluated each time.

The results of both experiments were analysed statistically by variation analysis and Duncan test at P=95%.

### 3. Results

#### 3.1. Laboratory experiment

The in vitro activity of the preparations against *Botrytis cinerea* was significantly differentiated (Table 1). Sadoplon 75 WP and Thiram-Granuflo 80 WG were the most active fungicides limiting the growth of *B.cinerea*, while Euparen 50 WP was not very active. Out of 38 plant extracts under study only 25 (65.8%) reduced more or less the growth rate of pathogen colony.

Alcohol extracts from *P.persicaria* and *P.bistorta* as well as acetone extract from *P.aviculare* were active to an extent similar to Euparen, while somewhat less active were alcohol extracts from *P.aviculare* and *P.hydripiper*, acetone extract from *P.convolvulus* and a brew from *Urtica dioica*. Activity of the remaining 13 extracts not mentioned in the Table 1 was similar to the control.

It is worth mentioning that the way of plant extracts preparation was very important for their activity. Macerates prepared from polygonum plants, lovage, spear-grass and geranium were more active than the respective brews (Fig. 1). However, in case of nettle, garlic, chops and hogweed brews were better, while substances extracted with alcohol and acetone from polygonum plants were more active than brews (Fig. 2).

#### 3.2. Field experiment

Thermal and moisture conditions of the study period were benevolent for the *B.cinerea* growth.

In the first year rainfall was lower and mean air temperature higher than multi-year mean. Fruit harvest started on 23<sup>rd</sup> June. In the first two terms fruit infection reached about 30%, gradually decreasing to 5%. In the last term 23% of the total fruit number was infected.

In the second year rainfall was much higher than the multi-year mean. Frequent and abundant rainfalls caused a permanent wetting of the plants. Mean month temperature was close to the multi-year mean. The first harvest was done on 19<sup>th</sup> June. Fruit infection was the highest at that time and reached almost 100%. In the following terms the infection degree was decreasing reaching about 33%.

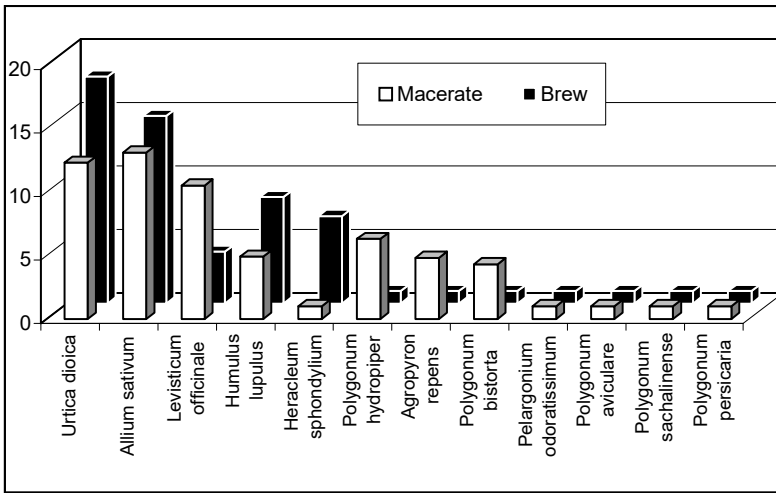
Similarly, in the third year of the study the rainfall sum was higher than the average, while air temperature was a great deal lower. The harvest started on 14<sup>th</sup> June. Infection was evaluated for 11.5% at the beginning, reaching 41% of the collected fruit at the end of harvest.

**Table 1.** Zone of retarded growth of *B.cinerea* as affected by fungicides and plant extracts  
**Tabela 1.** Strefa zahamowania wzrostu *B.cinerea* pod wpływem fungicydów i wyciągów roślinnych

Preparations preparaty	Extracts Ekstrakty	Ø in mm Ø w mm	Duncan's test Test Duncan'a
Sadoplon 75 WP	-	59,5	a
Thiram-Granuflo 80 WG	-	52,9	ab
Sumilex 50 WP	-	45,0	bc
Ronilan 50 WP	-	38,6	cd.
Rovral 50 WP	-	38,1	cde
Euparen 50 WP	-	33,0	def
<i>Polygonum persicaria</i>	Alcohol	27,4	fg
<i>Polygonum aviculare</i>	Acetone	26,0	fgh
<i>Polygonum bistorta</i>	Alcohol	24,9	fgh
<i>Polygonum aviculare</i>	Alcohol	20,0	ghi
<i>Polygonum hydropiper</i>	Alcohol	18,5	ghi
<i>Urtica dioica</i>	Brew	17,9	hi
<i>Polygonum convolvulus</i>	Acetone	17,0	hi
<i>Allium sativum</i>	Macerate	14,8	i
<i>Polygonum bistorta</i>	Acetone	14,6	i
<i>Allium sativum</i>	Brew	13,1	ij
<i>Polygonum persicaria</i>	Acetone	12,5	ij
<i>Urtica dioica</i>	Macerate	12,3	ij
<i>Polygonum convolvulus</i>	Alcohol	12,0	ij
<i>Levisticum officinale</i>	Macerate	10,5	ij
<i>Polygonum hydropiper</i>	Acetone	10,1	ij
<i>Humulus lupulus</i>	Brew	8,4	j
<i>Polygonum sachalinense</i>	Acetone	7,6	j
<i>Heracleum sphondylium</i>	Brew	6,9	j
<i>Polygonum sachalinense</i>	Alcohol	6,8	j
<i>Polygonum hydropiper</i>	Macerate	6,3	j
<i>Polygonum convolvulus</i>	Macerate	5,6	j
<i>Humulus lupulus</i>	Macerate	4,9	j
<i>Agropyron repens</i>	Macerate	4,8	j
<i>Polygonum bistorta</i>	Macerate	4,3	j
<i>Levisticum officinale</i>	Brew	4,1	j
Control*	-	0,0	j

\* – activity of the remaining 13 extracts was on the control level

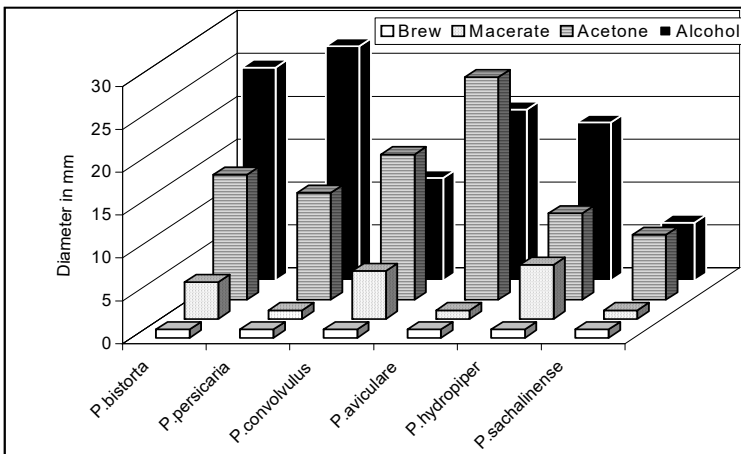
\* – aktywność pozostałych 13 wyciągów na poziomie kontroli



Macerate – macerat; brew - napar

**Fig. 1.** Zone of retarded growth of *Botrytis cinerea* colonies caused by plant macerates and brews (diameter in mm)

**Rys. 1.** Strefa zahamowania wzrostu kolonii *Botrytis cinerea* przez maceraty i napary roślinne (średnica w mm)



brew – napar; macerate – macerat; acetone – aceton; alkohol – alkohol

**Fig. 2.** Zone of retarded growth of *Botrytis cinerea* colonies caused by polygoum plants extracts

**Rys. 2.** Strefa zahamowania wzrostu kolonii *Botrytis cinerea* przez wyciągi z roślin rdestowatych

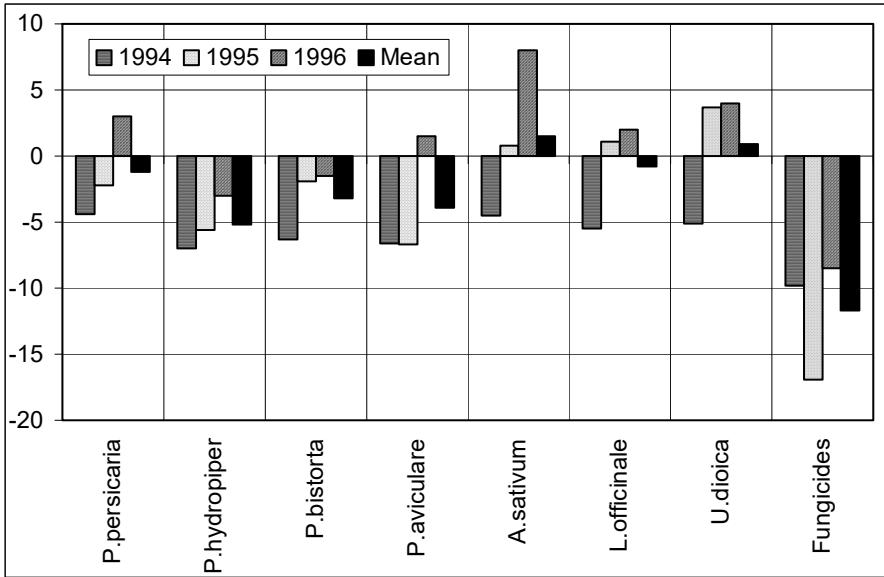


Fig. 3. Number of strawberry fruit infected with *Botrytis cinerea* (deviation from the control [%])

Rys. 3. Liczba owoców truskawki porażonych przez *Botrytis cinerea* (odchylenie od kontroli w %)

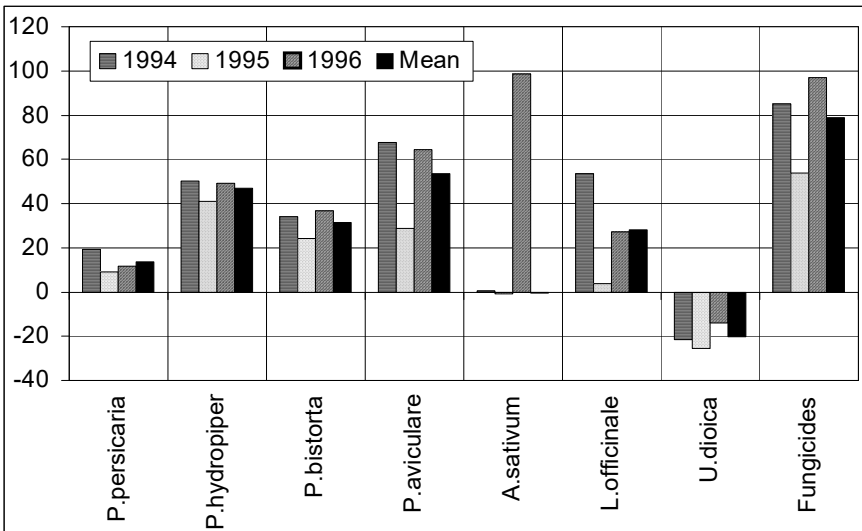


Fig. 4. Yield of healthy strawberry fruit (deviation from the control per plant)

Rys. 4. Plon zdrowych owoców truskawki (odchylenie od kontroli w gramach/roślinę)



The effects of the preparations on fruit health differed a lot. Alternative spraying with Sadoplon 75 WP, Sumilex 50 WP and Euparen 50 WP limited the infection level of fruit the most strongly (Fig. 3). Fruit collected from plants of this combination were the most healthy (Fig. 4). The effectiveness of plant extracts was lower than that of fungicides. Extracts from *P.aviculare*, *P.hydro Piper* and *P.bistorta* limited the number of infected fruit and increased the yield of healthy fruit. Substances contained in the *Urtica dioica* brew promoted infection of the fruit with *B.cinerea*, therefore causing also a drop in the yield of healthy fruit.

#### **4. Discussion**

Fighting diseases and pests of strawberry is one of the most basic treatments on a plantation. Plant protection against the fungus *Botrytis cinerea* is apparently simple because of numerous fungicides on the market recommended in this case. However, considering their phytotoxicity, formation of fungus strains resistant to them, and last but not least environmental issues, a need for alternative solutions for protection of plantations arises.

The results have indicated that Sadoplon 75 WP and Thiram-Granuflo 80 WG were the most effective fungicides. However, this finding is in a discrepancy with the results of in vitro studies reported by Machowicz-Stefaniak (1994). The author has found that Sadoplon 75 WP, Sumilex 50 WP, Euparen 50 WP should be included into a fungicide group of poor anti-fungal activity against *B.cinerea*. The most active ones were Ronilan 50 WP and Rovral 50 WP. According to Meszka and Bielenin (1997) Sumilex 50 WP and Sumico 50 WP are very effective preparations in the protection of strawberry fruit against grey mould.

Considering biological effectiveness of the treatment and limiting the possibility of creation of resistant fungal strains Goszczyński (1994) has recommended the use of mixtures of dicarboxymide preparations with Thiram-Granuflo in the ratio 1 : 2. An important problem is also lowering the rates of chemical preparations, what improves the healthiness of edible fruit (Kaniuczuk 1989) and reduced the concentration of pesticide residues (Makosz and Karpiel 1994), especially those which cumulate easily: dichlofluanide (Euparen 50 WP) and iprodione (Rovral 50 WP).

The facts mentioned above indicate the need for a complex protection of strawberry plantations comprising chemical, mechanical and biological methods (Żurawicz 1994). One of the latter is utilisation of fungicidal properties of plant extracts (Sas-Piotrowska and Piotrowski 1995). Roughly 85% plants excrete to the environment chemical compounds side-affecting other organisms.

Some of them or their synthetic analogues found practical application in plant protection (nicotine, garlic, pyrethroids).

As has been shown in this study, alcohol extracts from *Polygonum persicaria* and *P. bistorta* as well acetone extract from *P. aviculare* limited the in vitro growth of *B. cinerea* most efficiently. On the other hand, in the field study alcohol extracts from *P. bistorta* and *P. hydropiper* were most active. It corroborates with earlier reports on a high fungicidal activity of *P. bistorta* (Sas-Piotrowska and Piotrowski 1995, 1996). This plant contains about 25% hydrolysing (derivatives of gallic acid) and non-hydrolysing (derivatives of pyrocatechine) tannins, a high concentration of free phenolic acids, the compounds considered fungal growth inhibitors. Besides, tannins found in this plant have a disinfective activity destroying various bacterial strains (Ożarówski 1976).

Results of laboratory experiments were somewhat contradictory to those of field experiments. In the in vitro investigations garlic and nettle extracts strongly inhibited the growth of *B. cinerea* colonies, while in the in vivo experiments the same extracts were not very active. Therefore, these findings are in a discrepancy with the data of Schmidtke (1995).

Some effects of the in vitro activity of the extracts (*P. persicaria*, *P. aviculare*, *P. bistorta*) were similar to those of classic fungicides (Euparen 50 WP). Their activity in the field experiments was lower than that of fungicides used alternatively. However, an important factor is that the extracts tested did not contain any assisting substances, such as stabilisers, synergetics, etc., usually added to classic fungicide preparations.

## Literatura

1. **Ciunciara Z.:** Perspektywy rozwoju towarowej produkcji owoców w Polsce. Prace ISK w Skierniewicach 4/12, seria C, 29÷33, 1991.
2. **Goszczyński W.** Problemy ochrony truskawki przed szarą pleśnią. Sad Nowoczesny 5, 7÷9, 1994.
3. **Kaniuczuk Z.:** Możliwość obniżenia dawki Euparenu 50 WP w zwalczaniu szarej pleśni na truskawkach. Post. Nauk Roln., 374, 187÷197, 1989.
4. **Machowicz-Stefaniak Z.:** The Occurrence of Botrytis cinerea Pers. on the Fruit of Grapevine Cultivated Under Covers in Relation to the Fungicidal Effect of Fungicides on this Pathogen. Universitatis M. Curie-Skłodowska AR Lublin, Vol. II, 12, Sectio EEE, 91÷95, 1994.
5. **Makosz E., Karpień R.:** Truskawki bezpieczne dla zdrowia konsumentów. Hasło ogrodnicze 11, 18÷20, 1994.
6. **Meszka B., Bielenin A.:** Zmiany w populacji grzyba Botrytis cinerea po zastosowaniu fungicydów benzimidazolowych, dwukarbowsymidowych oraz ich wpływ na skuteczność ochrony plantacji truskawek. Ogólnopolska Konf. Ochrony Rośl. Sadowniczych ISK Skierniewice, 41÷43, 1997.

7. **Ożarowki A.:** Ziółolecznictwo. PZWL Warszawa, 1976.
8. **Rebandel Z.:** Truskawki i poziomki. PWRiL Warszawa, 1988.
9. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.** Activity of extracts from Polygonaceae plants toward Fusarium species. VI Conf. of the Polish Phytopathol. Society, Skierniewice, „Biological Control of Soil-Borne and Post-Harvest Pathogens”, 149÷153, 1995.
10. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** Możliwość wykorzystania w ochronie roślin grochu (*Pisum sativum* L.) aktywności biologicznej preparatów naturalnie i sztucznie syntetyzowanych. Progress in Plant Protection, Vol. 36, No. 1, 236÷243. 1996.
11. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** Ocena fungicydalnego działania wyciągów roślinnych na patogeny buraka. Biuletyn IHAR 202, 253÷258, 1997.
12. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W., Misiak M.:** The growth and development of potato pathogens on the media with extracts from Polygonaceae plants. 1. Pathogens causing dry leaf-spot disease. Phytopathologia Polonica 11, 103÷109, 1996.
13. **Schmidtke F.:** Domowe sposoby ochrony roślin. Multico W-wa, 65, 1995.
14. **Żurawicz E.:** Truskawki mogą być produkowane metodą integrowaną. Owoce, Warzywa, Kwiaty, 14, 3÷4, 1994.

## **Wyciągi roślinne w ochronie truskawki (*Fragaria vesca* L.) przed *Botrytis cinerea* Pers. (Berg.)**

### **Streszczenie**

Celem badań było określenie przydatności wyciągów (wodnych, acetonowych i alkoholowych) sporządzonych z 13 gatunków roślin do ochrony plantacji truskawki (*Fragaria vesca* L.) przed sprawcą szarej pleśni (*Botrytis cinerea* Pers. (Berg.)). Aktywność *in vitro* i *in vivo* wyciągów roślinnych porównywano z aktywnością fungicydów zalecanych do ochrony tej rośliny.

Wykazano, że aktywność *in vitro* wyciągów z *Polygonum persicaria* (L), *P. aviculare* (L) i *P. bistorta* (L) była porównywalna z aktywnością EUPARENU 50 WP. Skuteczność *in vivo* wyciągów była niższa aniżeli stosowanych przemienne fungicydów Sadoplon, Sumilex i Euparen.

*Niniejszy artykuł ukazał się w całości w języku polskim w Roczniku Ochrony Środowiska Tom 3 Rok 2001. W związku z licznymi zapytaniami ośrodków zagranicznych, do których dociera nasze czasopismo i zainteresowaniem pełną treścią tego artykułu, Redakcja postanowiła wydrukować go ponownie w niniejszym Tomie w języku angielskim.*



## Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego Redaktorzy Działów

1. 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 (49) 3478525 tel. kom. 0603 658 573  
Redaktor działu – technika wodno-mułowa i utylizacja odpadów
2. Z-ca Przewodniczącego *prof. dr hab. inż. Wojciech Piotrowski* – Kierownik Katedry Biologicznych Podstaw Rolnictwa Politechniki Koszalińskiej, ul. Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy (49) 3478301  
Redaktor działu – rolnictwo ekologiczne
3. Sekretarz Naukowy *dr inż. Waldemar Borjaniec* – Katedra Konstrukcji Betonowych Politechniki Koszalińskiej, ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, tel. służbowy (49) 3478583  
Redaktor działu – budownictwo ekologiczne
4. Z-ca Sekretarza Naukowego *dr inż. Lesław Macieik* – Kierownik Miedzykatedralnego Laboratorium Techniki Budowlanej Politechniki Koszalińskiej, ul. Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy (49) 3478337, 3478591  
Redaktor działu – technologia betonów
5. *Prof. dr hab. inż. Anna M. Anielak* – Kierownik Katedry Technologii Wody i Ścieków Politechniki Koszalińskiej ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, tel. służbowy (49) 3478540  
Redaktor działu – technologia wody i ścieków
6. *Dr inż. Zbigniew Cierpisz* – Katedra Sieci i Instalacji Sanitarnych Politechniki Koszalińskiej, ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, tel. służbowy (49) 3478587  
Redaktor działu – sieci i instalacje
7. *Prof. dr hab. Włodzimierz Deluga* – Kierownik Katedry Marketingu i Badań Rynkowych Politechniki Koszalińskiej, ul. Kwiatkowskiego 6e, 75-343 Koszalin tel. służbowy (49) 3439149  
Redaktor działu – ekonomika ochrony środowiska
8. *Prof. dr hab. inż. Józef Falkowski* – Prorektor ds. Rozwoju i Organizacji Politechniki Koszalińskiej, ul. Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy (49) 3478214, 3478520  
Redaktor działu – ochrona obiektów budowlanych

9. *Prof. dr hab. inż. Zdzisław Harabin* – Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN Zabrze, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze tel. prywatny Warszawa (22) 8414478  
Redaktor działu – rekultywacja terenów przemysłowych i ochrona przyrody
10. *Prof. dr hab. inż. Janusz Hauryłkiewicz* – Kierownik Katedry Geotechniki Politechniki Koszalińskiej ul. Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy (49) 3478365  
Redaktor działu – geotechnika i geologia
11. *lek. med. Seweryn Jurgielaniec* – Z-ca Głównego Inspektora Sanitarnego, b. Poseł I, II, III, IV Kadencji Sejmu RP, ul. Długa 38/40, 00-238 Warszawa tel. służbowy (22) 6357014  
Redaktor działu – ochrona zdrowia
12. *Prof. dr hab. inż. Andrzej Mianowski* – Katedra Technologii Chemicznej Węgla i Ropy Naftowej Politechniki Śląskiej, ul. Bolesława Krzywoustego 8, 44-101 Gliwice tel. służbowy (32) 2371818  
Redaktor działu – chemia
13. *Prof. dr hab. inż. Michał Palica* – Instytut Inżynierii Chemicznej i Budowy Aparatury Politechniki Śląskiej, ul. W. Kuczewskiego 7, 44-100 Gliwice, tel. służbowy (32) 2372832  
Redaktor działu – inżynieria i aparatura chemiczna
14. *Prof. dr hab. Janusz Pempkowiak* – Kierownik Zakładu Chemii i Biochemii Morza w Instytucie Oceanologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Powstańców Warszawy 55, 81-712 Sopot, tel. służbowy (58) 5517281  
Redaktor działu – chemia morza, jezior i rzek
15. *Prof. dr hab. inż. Aleksander Szkarowski* – Katedra Sieci i Instalacji Sanitarnych Politechniki Koszalińskiej, ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, tel. służbowy (49) 3478588  
Redaktor działu – energetyka
16. *Prof. dr hab. inż. Mirosław Szklarczyk* – Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Zakład Ochrony Atmosfery, Politechnika Wrocławska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław tel. (71) 3202555  
Redaktor działu – ochrona powietrza, neutralizacja i odpylanie gazów
17. *Prof. dr hab. inż. Tadeusz Hryniewicz* – Kierownik Katedry Elektrochemii i Technologii Powierzchni Politechniki Koszalińskiej, ul. Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy (94) 3478244, e-mail: [thdhr@tu.koszalin.pl](mailto:thdhr@tu.koszalin.pl)  
Redaktor działu – współpraca z zagranicą

**Addresses of Editorial Committee members  
Section's editors**

1. *Professor Tadeusz Piecuch*, Chairman, Head of the Division of Water-Sludge Technology and Waste Utilization Technical University of Koszalin, Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, Tel. +48 94 3478525, mobile 0603 658 573, e-mail: [piecuch@tu.koszalin.pl](mailto:piecuch@tu.koszalin.pl) Editor-in-Chief, Water-Sludge Technology and Waste Utilization
2. *Professor Wojciech Piotrowski*, Vice-Chairman, Head of the Division of Biological Agriculture Fundamentals, Technical University of Koszalin, Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, Tel. +48 94 3478301 Associate Editor, Ecological Agriculture
3. *Dr Waldemar Borjaniec*, Scientific Secretary, Division of Concrete Constructions, Technical University of Koszalin, Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, Tel. +48 94 3478583 Associate Editor, Ecological Constructions
4. *Dr Lesław Macieik*, Scientific Vice-Secretary, Head of Inter-Divisional Laboratory of Construction Technology, Technical University of Koszalin, Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, Tel. +48 94 3478337, 3478591 Associate Editor, Concrete Technology
5. *Professor Anna M. Anielak*, Head of the Division of Water and Sewage Technology, Technical University of Koszalin, Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, Tel. +48 94 3478540 Associate Editor, Water and Sewage Technology
6. *Dr Zbigniew Cierpisz*, Division of Networks and Sanitary Installations, Technical University of Koszalin, Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, Tel. +48 94 3478587 Associate Editor, Water-Pipe Networks and Installations
7. *Professor Włodzimierz Deluga*, Head of the Division of Marketing and Market Research, Technical University of Koszalin, Kwiatkowskiego 6E, 75-620 Koszalin, Tel. +48 94 3439149 Associate Editor, Economics of Environment Protection
8. *Professor Józef Falkowski*, Vice-Rector for Development and Organization, Technical University of Koszalin, Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, Tel. +48 94 3478214, 3478520 Associate Editor, Construction Protection
9. *Professor Zdzisław Harabin*, Institute of Fundamentals of Environmental Engineering, Polish Associate Editor, Post-Industrial Areas Re-

- Academy of Sciences, M. Skłodowskiej-Curie 34,  
41-819 Zabrze, Tel. +48 22 8414478
10. *Professor Janusz Hauryłkiewicz*, Head of the Division of Geotechnics, Technical University of Koszalin, Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, Tel. +48 94 3478365
11. *MD Seweryn Jurgielaniec*, Assistant of the Main Sanitary Inspector, ex MoP of The Sejm of the Republic of Poland, Main Sanitary Inspectorate, Długa 38/40, 00-238 Warszawa, Tel. +48 22 6357014
12. *Professor Andrzej Mianowski*, Division of Coal and Crude Oil Chemical Technology, Silesian University of Technology, Bolesława Krzywoustego 8, 44-101 Gliwice, Tel. +48 32 2371818
13. *Professor Michał Palica*, Institute of Chemical Engineering and Equipment Design, Silesian University of Technology, W. Kuczewskiego 7, 44-101 Gliwice, Tel. +48 32 2372832
14. *Professor Janusz Pempkowiak*, Head of the Division of Maritime Chemistry and Biochemistry, Institute of Oceanology of Polish Academy of Sciences, Powstańców Warszawy 55, 81-712 Sopot, Tel. +48 58 5517281
15. *Professor Aleksander Szkarowski*, Division of Networks and Sanitary Installations, Technical University of Koszalin, Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, Tel. +48 94 3478588
16. *Professor Mirosław Szklarczyk* – Institute Environment Protection Engineering, Division of Atmosphere Protection, Technical University of Wrocław, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, Tel. +48 71 3202555
17. *Professor Tadeusz Hryniewicz*, Head of the Division of Electrochemistry and Surface Technology, Technical University of Koszalin, Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, Tel./Fax: +48 94 3478244, e-mail: [thdhr@tu.koszalin.pl](mailto:thdhr@tu.koszalin.pl)
- cultivation and Nature Protection
- Associate Editor,  
Geotechnics and Geology
- Associate Editor,  
Health Protection
- Associate Editor,  
Minerals Chemistry
- Associate Editor,  
Chemical Engineering and Equipment
- Associate Editor,  
Sea, Lake nad River Chemistry
- Associate Editor,  
Energetics
- Associate Editor,  
Air Protection, Gas Neutralization and De-Dusting
- Associate Editor,  
Surface Electrochemistry,  
Foreign Affairs and International Co-operation



## Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo

Institute for Scientific Information  
Jeffrey Dougherty  
Philadelphia, 3501 Market Street, PA 19104, USA

St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering  
2nd Krasnoarmeiskaya 4  
St. Petersburg, 198005, Russia

Universitaetsbibliothek Hannover und  
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)  
East-European Department/Exchange  
Welfengarten 1 B  
D-30167 Hannover

Biblioteka Narodowa  
02-973 Warszawa, al. Niepodległości 213.

Biblioteka Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk  
41-800 Zabrze, ul. M. Curie Skłodowskiej 34.

Biblioteka Politechniki Białostockiej  
15-251 Białystok, ul. Wiejska 45a.

Biblioteka Politechniki Częstochowskiej  
42-200 Częstochowa, ul. Armii Krajowej 36.

Biblioteka Politechniki Gdańskiej  
80-952 Gdańsk, ul. G. Narutowicza 11/12.

Biblioteka Politechniki Koszalińskiej  
75-620 Koszalin, ul. Raławicka 15/17.

Biblioteka Politechniki Krakowskiej  
30-960 Kraków, ul. Warszawska 24.

Biblioteka Politechniki Lubelskiej  
20-950 Lublin, ul. Bernardyńska 13.

Biblioteka Politechniki Łódzkiej  
90-924 Łódź, ul. ks. I. Skorupki 6/8.

Biblioteka Politechniki Poznańskiej  
60-965 Poznań, pl. M. Skłodowskiej-Curie 5.

Biblioteka Politechniki Szczecińskiej  
70-310 Szczecin, ul. K. Puławskiego 10.

Biblioteka Politechniki Śląskiej  
44-101 Gliwice, ul. Pstrowskiego 2.

Biblioteka Politechniki Śląskiej  
44-101 Katowice, ul. Krasińskiego 8b.

Biblioteka Politechniki Warszawskiej  
00-661 Warszawa, pl. Politechniki 1.

Biblioteka Politechniki Wrocławskiej  
50-370 Wrocław, Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27.

## The list of Institutions – Libraries where this publication has been always passed on

Institute for Scientific Information  
Jeffrey Dougherty  
Philadelphia, 3501 Market Street, PA 19104, USA

St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering  
2nd Krasnoarmeiskaya 4  
St. Petersburg, 198005, Russia

Universitaetsbibliothek Hannover und  
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)  
East-European Department/Exchange  
Welfengarten 1 B  
D-30167 Hannover

Biblioteka Narodowa  
02-973 Warszawa, al. Niepodległości 213.

Biblioteka Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk  
41-800 Zabrze, M. Curie Skłodowskiej 34.

Biblioteka Politechniki Białostockiej  
15-251 Białystok, Wiejska 45a.

Biblioteka Politechniki Częstochowskiej  
42-200 Częstochowa, Armii Krajowej 36.

Biblioteka Politechniki Gdańskiej  
80-952 Gdańsk, G. Narutowicza 11/12.

Biblioteka Politechniki Koszalińskiej  
75-620 Koszalin, Raławicka 15/17.

Biblioteka Politechniki Krakowskiej  
30-960 Kraków, Warszawska 24.

Biblioteka Politechniki Lubelskiej  
20-950 Lublin, Bernardyńska 13.

Biblioteka Politechniki Łódzkiej  
90-924 Łódź, ks. I. Skorupki 6/8.

Biblioteka Politechniki Poznańskiej  
60-965 Poznań, pl. M. Skłodowskiej-Curie 5.

Biblioteka Politechniki Szczecińskiej  
70-310 Szczecin, K. Puławskiego 10.

Biblioteka Politechniki Śląskiej  
44-101 Gliwice, Pstrowskiego 2.

Biblioteka Politechniki Śląskiej  
44-101 Katowice, Krasińskiego 8b.

Biblioteka Politechniki Warszawskiej  
00-661 Warszawa, pl. Politechniki 1.

Biblioteka Politechniki Wrocławskiej  
50-370 Wrocław, Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27.