



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE  
OCHRONY ŚRODOWISKA

---

Rocznik  
Ochrona Środowiska  
Tom 1. Rok 1999

---

Koszalin 1999



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE  
OCHRONY ŚRODOWISKA

---

Rocznik  
Ochrona Środowiska  
Tom 1. Rok 1999

---

Koszalin 1999



ISSN 1506-218X

**Komitet Naukowy – Komitet Redakcyjny**

*Anielak Anna M., Borjaniec Waldemar (Sekretarz Naukowy),  
Cierpisz Zbigniew, Deluga Włodzimierz, Falkowski Józef,  
Harabin Zdzisław, Hauryłkiewicz Janusz, Jurgielaniec Seweryn,  
Macieik Lesław (z-ca Sekretarza Naukowego),  
Mianowski Andrzej, Palica Michał, Pempkowiak Janusz,  
Piecuch Tadeusz (Przewodniczący),  
Piotrowski Wojciech (z-ca Przewodniczącego),  
Rasmus Andrzej, Waluś Jerzy.*

**Redaktor**

*Tadeusz Piecuch*

**Redaktor techniczny**

*Janusz Dąbrowski*

**Tłumaczenia**

*Tomasz Dąbrowski*

Wydawnictwo Środkowo-Pomorskiego  
Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska  
Koszalin tel. (+48)(094) 3427881 w. 357 lub tel. kom. 603658573

---

Nakład 150 egzemplarzy, ark. wyd. 11,41, format B-5  
Druk: INTRO-DRUK, Koszalin



MIDDLE POMERANIAN SCIENTIFIC SOCIETY  
OF THE ENVIRONMENT PROTECTION

---

Annual set  
The Environment Protection  
Volume 1. Year 1999

---

Koszalin 1999

ISSN 1506-218X

**Scientific Committee – Editorial Committee**

*Anielak Anna M., Borjaniec Waldemar (Scientific Secretary),  
Cierpisz Zbigniew, Deluga Włodzimierz, Falkowski Józef, Harabin  
Zdzisław, Hauryłkiewicz Janusz, Jurgielaniec Seweryn,  
Macieik Lesław (vice Scientific Secretary),  
Mianowski Andrzej, Palica Michał, Pempkowiak Janusz,  
Piecuch Tadeusz (Chairman),  
Piotrowski Wojciech (vice Chairman),  
Rasmus Andrzej, Waluś Jerzy.*

**Editor**

*Tadeusz Piecuch*

**Technical editor**

*Janusz Dąbrowski*

**Translations**

*Tomasz Dąbrowski*

Publication of Middle Pomeranian Scientific Society  
Of The Environment Protection  
Koszalin phone (+48)(094) 3427881 ext. 357 or 603658573

---

Editon 150 copies, 11,41 publishing sheets, format B-5  
Printed by: INTRO-DRUK, Koszalin

## Spis treści

1. Andrzej K. Biń: <i>Zastosowanie ozonowania oraz procesów pogłębionego utleniania do uzdatniania wody pitnej i oczyszczania ścieków w Polsce</i>	7
2. Andrzej Koszorek, Andrzej Mianowski: <i>Możliwości i ograniczenia w wykorzystaniu klasycznego procesu koksowania jako metody utylizacji odpadów przemysłowych</i>	27
3. Barbara Kościelnik, Józef Malej, Tadeusz Piecuch, Jacek Piekarski, Grażyna Kościerzyńska – Siekan, Dariusz Chanulak, Henryk Wolski: <i>Badania oraz projekt koncepcyjny technologii podczyszczania ścieków popłucznych z palarni kawy</i>	57
4. Michał Palica, Klaudia Chmiel, Jerzy Waluś: <i>Hydraulika wybranych złóż biologicznie czynnych</i>	85
5. Tadeusz Bohdal, Andrzej Rasmus: <i>Badanie wrzenia w przepływie proekologicznych czynników chłodniczych</i>	123
6. Aleksander Szkarowski: <i>Ocena współczesnych tendencji zanieczyszczenia środowiska naturalnego</i>	137
7. Janusz Hauryłkiewicz: <i>Znaczenie uwzględniania gradientu początkowego w ochronie wód podziemnych</i>	143
8. Barbara Piontek: <i>Koszty środowiskowe w rachunku kosztów funkcjonowania kopalni węgla kamiennego</i>	157
9. Włodzimierz Deluga: <i>Współczesne trendy w motoryzacji ograniczające zagrożenie środowiska</i>	205
10. Franciszek Piontek: <i>Metodyka oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych</i>	215
11. Wiesław Śmietaniński, Marian Grzybowski, Mariola Smuśkiewicz, Henryk Knapczyk: <i>Selektywna zbiórka odpadów i ich zagospodarowanie w gminie</i>	229
<b>Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego</b>	<b>238</b>
<b>Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których jest przekazywane wydawnictwo</b>	<b>240</b>



## Table of contents

1. Andrzej K. Biń: <i>Application of ozonation and advanced oxidation processes for drinking water and wastewater treatment in Poland</i>	7
2. Andrzej Koszorek, Andrzej Mianowski: <i>Possibilities and limitations of usage of classic coking process as a method of industrial waste utilisation</i>	27
3. Barbara Kościelnik, Józef Malej, Tadeusz Piecuch, Jacek Piekarski, Grażyna Kościerzyńska – Siekan, Dariusz Chanulak, Henryk Wolski: <i>Investigation and conception project of post-rinsing sewage from Coffee Roasting Plant pre-treatment technology</i>	57
4. Michał Palica, Klaudia Chmiel, Jerzy Waluś: <i>Hydraulics of selected biologically active beds</i>	85
5. Tadeusz Bohdal, Andrzej Rasmus: <i>The investigation of flow boiling of environment-friendly refrigerants</i>	123
6. Aleksander Szkarowski: <i>Evaluation of contemporary trends of the environment contamination</i>	137
7. Janusz Haurylkiewicz: <i>The significance of taking into account of initial gradient for groundwater protection</i>	143
8. Barbara Piontek: <i>Environmental costs in the calculation of hard coal mine functioning costs</i>	157
9. Włodzimierz Deluga: <i>Contemporary trends in motorization, which limit threads for the environment</i>	205
10. Franciszek Piontek: <i>Methodology of ecological purpose funds spending evaluation</i>	215
11. Wiesław Śmietański, Marian Grzybowski, Mariola Smuśkiewicz, Henryk Knapczyk: <i>Selective wates collection and their management in the commune</i>	229
<b>Contact Adresses of Editorial Committee Members</b>	<b>238</b>
<b>The list of Institutions – Libraries where this publication is passed on</b>	<b>240</b>

# Zastosowanie ozonowania oraz procesów pogłębionego utleniania do uzdatniania wody pitnej i oczyszczania ścieków w Polsce

*Andrzej K. Biń*  
*Politechnika Warszawska*

Recenzent: *Michał Palica*  
*Politechnika Śląska - Gliwice*

## 1. Wstęp

Postępująca degradacja środowiska naturalnego, susze oraz brak możliwości zapewnienia odpowiedniej retencji wody pochodzącej z opadów atmosferycznych są przyczynami względnego niedostatku zasobów wody o odpowiedniej jakości w Polsce. Większość uzdatnianej w Polsce wody jest pozyskiwana w wyniku obróbki wód powierzchniowych, jednak inne źródła wody, takie jak wody podziemne lub ujęcia infiltracyjne coraz częściej są przedmiotem zainteresowania. W przypadku większości krajowych technologii uzdatniania wody surowej stosuje się konwencjonalne metody, w których wyróżnić można następujące etapy (procesy): chlorowanie wstępne, koagulację, sedymentację, filtrację na filtrach piaskowych oraz chlorowanie końcowe (dezynfekcję).

Pierwsze próby wprowadzenia unowocześnionych technologii uzdatniania wody pitnej można datować na rok 1956 w Krakowie, gdzie zastosowano ozon do dezynfekcji wody pobieranej z Wisły. Stwierdzono przy tym, że ozon skutecznie usuwa zapachy oraz poprawia smak. W latach 70. siedem instalacji wodociągowych w Polsce zostało wyposażonych w etap ozonowania. Całkowita wydajność generatorów ozonu w tych instalacjach wynosiła ok. 100 kg/h przy produkcji wody ok. 1 miliona m<sup>3</sup>/d. Wszystkie generatory ozonu zostały dostarczone przez francuską firmę Trailigaz (Gautron, 1994).

W ciągu następnych dwudziestu lat powstały dalsze nowe instalacje ozonowania uzdatnianej wody, które albo stanowiły uzupełnienie w istniejących dotychczas obiektach lub też były projektowane w nowych instalacjach. Zwiększyło to ich liczbę do ok. 20, przy całkowitej wydajności ozonu ponad 250 kg/h i produkcji wody pitnej ok. 1,2 miliona m<sup>3</sup>/d. Praktycznie w każdym przypadku, w miejscu modernizowanego obiektu lub też planowanej nowej

inwestycji wodociągowej, budowane były instalacje w skali pilotowej, umożliwiające określenie optymalnego doboru zabiegów oraz parametrów technologicznych wprowadzanych następnie do projektu docelowego obiektu o skali przemysłowej. Tym samym pozwoliło to na uwzględnienie warunków lokalnych (np. matrycy surowej wody), zależnych od pory roku lub wydarzeń o charakterze losowym, np. wiosennych powodzi.

Największym pod względem zainstalowanej wydajności obiektem stosującym ozonowanie uzdatnianej wody jest Zakład w Goczałkowicach na Śląsku. Przerabia on 600 000 m<sup>3</sup> wody/d, przy całkowitej wydajności ozonatorów wynoszącej 108 kg O<sub>3</sub>/h.

Perspektywa rychłego wstąpienia Polski do Wspólnoty Europejskiej spowodowała wzmoczenie wysiłków związanych z modyfikacjami istniejących w Polsce technologii uzdatniania wody, które pozwolą na stopniowe, ale nieuniknione dostosowanie norm jakości wody do picia do wymagań Unii Europejskiej (Roman, 1999).

## 2. Instalacje uzdatniania wody pitnej

W Warszawie Wodociąg Północny jest wyposażony w etap ozonowania o wydajności 40 kg O<sub>3</sub>/h, uzdatniając 200 000 m<sup>3</sup> wody/d pobieranej z Zalewu Zegrzyńskiego. W latach 1991-93 wodę surową poddawano najpierw chlorowaniu wstępnemu, następnie wstępnemu ozonowaniu stosując dawkę 1-1,25 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>, po czym koagulacji za pomocą siarczanu glinu oraz filtracji w filtrze piaskowym (Misztak, 1994). Na podstawie obserwacji zebranych w tym okresie eksploatacji obiektu można było wyciągnąć następujące wnioski:

- wprowadzanie na początku ciągu technologicznego substancji utleniających do wody zawierającej substancje humusowe o wysokim stężeniu wspomaga flokulację zanieczyszczeń oraz zwiększa efektywność usuwania związków organicznych,
- wstępne chlorowanie, choć efektywne w usuwaniu barwy oraz redukcji ilości fitoplanktonu, prowadziło jednak do ogólnie negatywnych rezultatów: w okresach wysokich temperatur (okres letni) jedynie stosowanie wyższych dawek chloru w etapie wstępnego chlorowania okazało się skuteczne, jednak towarzyszyły temu pojawienie się niedobrego smaku i zapachu oraz wzrost poziomu THM w produkowanej wodzie pitnej, stąd zastąpienie chloru ozonem było w pełni uzasadnione,
- ozonowanie wstępne doprowadziło do większego spadku zawartości związków organicznych (wyrażonych za pomocą absorbancji UV) w porównaniu z poprzednim wariantem (chlorowanie wstępne), natomiast spadek ilości planktonu był niższy,

- jeśli nie stosowano ozonowania wstępnego, stwierdzano nadmierny wzrost ilości fitoplanktonu w produkowanej wodzie po filtracji,
- stwierdzono następnie, że dwuetapowy proces koagulacji (sole Al i Fe) oraz wprowadzanie ozonu do wstępnie uzdatnionej wody okazały się bardziej efektywne w obniżaniu poziomu fitoplanktonu i związków organicznych w produkowanej wodzie, jakkolwiek metoda ta okazała się niewystarczająca w okresach masowych zakwitów w wodzie surowej.

Uznano, że obecne przyjęte rozwiązania technologiczne nie są optymalne, bowiem ozonowanie należy stosować w wodzie wstępnie uzdatnionej, tzn. oczyszczonej od większości zanieczyszczeń organicznych, dzięki czemu można uniknąć powstawania szkodliwych produktów pośrednich ozonowania, a ponadto wtedy proces ozonowania będzie bardziej ekonomiczny z uwagi na możliwość stosowania mniejszych dawek ozonu. Dalsze udoskonalenia technologiczne będą nakierowane na eliminację wstępnego chlorowania, wprowadzenie procesu flotacji rozpuszczonym powietrzem (DAF), filtracji z użyciem granulowanego węgla aktywnego oraz etapu końcowego ozonowania (Kulesza i Ozimiński, 1997). Badania pilotowe wykazały, że wstępna koagulacja oraz proces flotacji rozpuszczonym powietrzem prowadzone w warunkach optymalnej wartości pH (ok. 4,5) prowadzą do uzyskania spadku ChZT o 60-75%, absorbancji UV o 60-70% oraz poziomu fitoplanktonu o 92-98%. Jednak, aby utrzymać tak niski poziom wartości pH, konieczne są wysokie dawki kwasu siarkowego, a następnie korekta wartości pH, co powoduje, że proces staje się nieefektywny. W rezultacie proces DAF nie został dotąd sprawdzony w skali przemysłowej.

Drugi duży zakład uzdatniania wody w Warszawie, Wodociąg Praski, wykorzystuje wodę infiltracyjną pobieraną spod dna Wisły (Koczko i inni, 1997). Obecnie stosowany proces technologiczny składa się z etapu napowietrzania, szybkiej filtracji piaskowej oraz dezynfekcji za pomocą  $\text{ClO}_2$ . Rozpatrywana w przyszłości modernizacja tego zakładu może polegać na wprowadzeniu etapów ozonowania oraz sorpcji GAC. Wstępnie przeprowadzone testy na stacji pilotowej na wodzie pobieranej po etapie szybkiej filtracji wykazały, że w końcowym ozonowaniu wody dawkę ozonu należy ograniczyć do  $2 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ , przy czasach kontaktu od 1 do 12,5 min. Ograniczenie to jest spowodowane powstawaniem bromianów na poziomie  $25 \mu\text{g BrO}_3^-/\text{m}^3$ . Zdecydowano następnie, aby zintensyfikować proces ozonowania zastępując przy generacji ozonu powietrze tlenem, co pozwala zwiększyć początkowe stężenie ozonu w mieszaninie ozon-tlen do  $75 \text{ g O}_3/\text{m}^3$  (w poprzednim przypadku stężenie to wyniosło  $20 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ ). Nie stwierdzono dalszego wzrostu poziomu bromianów. Ponadto zostały potwierdzone korzystne efekty połączonego procesu ozonowa-

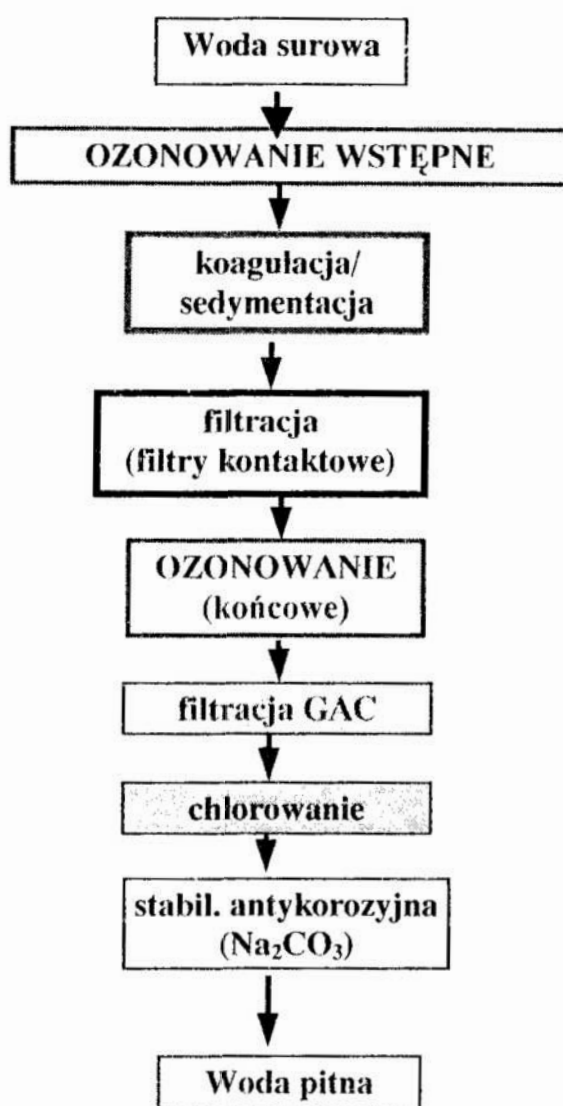


nia i biofiltracji GAC. Końcowy wniosek, jaki można sformułować z tego testu, jest następujący: surowa woda infiltracyjna najpierw powinna być napowietrzana, następnie filtrowana w szybkich filtrach piaskowych przy pozornej szybkości ok. 6 m/h, ozonowana dawką  $2 \text{ g O}_3/\text{m}^3$  przy czasie kontaktu 10 min. i utrzymaniu poziomu ozonu resztkowego  $\leq 0,15 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ , filtrowana w filtrze GAC (czas kontaktu 17 min.) i na końcu dezynfekowana dawką  $0,4 \text{ g ClO}_2/\text{m}^3$  (w okresie letnim  $0,5 \text{ ClO}_2/\text{m}^3$ ). Dalsze modyfikacje polegały na recyrkulacji 50% filtratu odbieranego z filtru GAC przed ozonowaniem i wprowadzaniu nadtlenu wodoru w trakcie ozonowania. Stosowano dawki nadtlenu wodoru 0,5, 5 i  $10 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{m}^3$ . Stwierdzono skokowy wzrost poziomu AOC (asymilowalnego węgla organicznego) w uzdatnianej wodzie. Wyniki testów przeprowadzonych do tej pory wykazały, że użycie nadtlenu wodoru jest mniej efektywne w redukcji zanieczyszczeń organicznych, jak też zaobserwowano wyższe stężenia bromianów (choć poniżej  $25 \mu\text{g BrO}_3^-/\text{m}^3$ ). W efekcie, wyciągnięto wniosek, że w obecnym przypadku nie należy zalecać wprowadzania nadtlenu wodoru do uzdatnianej wody.

Schemat technologiczny zastosowany w Zakładzie „Dzieńkowice” przedstawia rys. 1. Instalacja ta należy do największych w Europie i zaopatruje w wodę pitną aglomerację Górnego Śląska (4 miliony mieszkańców). Projektowano ją pierwotnie na wydajność  $860\,000 \text{ m}^3$  wody/d (Kuś, 1997; Wilmański i Gancarz, 1997). W 1993 r. oddano do użytku pierwszy etap tej inwestycji o wydajności  $345\,000 \text{ m}^3$  wody/d. Instalację wyposażono w etapy ozonowania: wstępnego oraz końcowego o całkowitej wydajności  $72 \text{ kg O}_3/\text{h}$  (rys. 1). Z uwagi na spadek zapotrzebowania na wodę w tym regionie na początku lat 90., wywołanego z jednej strony recesją, a z drugiej wzrostem ceny wody pitnej, dalsza rozbudowa zakładu została zawieszona i porzeczono na zainstalowaniu tylko jednej linii filtrów z węglem aktywnym (20 komór).

Po trzech latach eksploatacji stwierdzono, że filtry węglowe działają bardzo dobrze, zaś ozonowanie wody sprawiło, że złoża węglowe są aktywne biologicznie. Ich biologiczna aktywność rosła w okresach letnich i słabła w zimie. Biologiczna aktywność filtrów węglowych przyczyniła się do przedłużenia o ponad rok ich żywotności przed regeneracją. Zastosowanie koagulacji w widoczny sposób zwiększyło pojemność sorpcyjną filtrów. Dzięki znacznemu spadkowi poziomu TTHM i THMFP jakość produkowanej wody bardzo się poprawiła.

Instalacja uzdatniania w zakładzie w Goczałkowicach została zaprojektowana bardzo podobnie, jak ta w Dzieńkowicach.



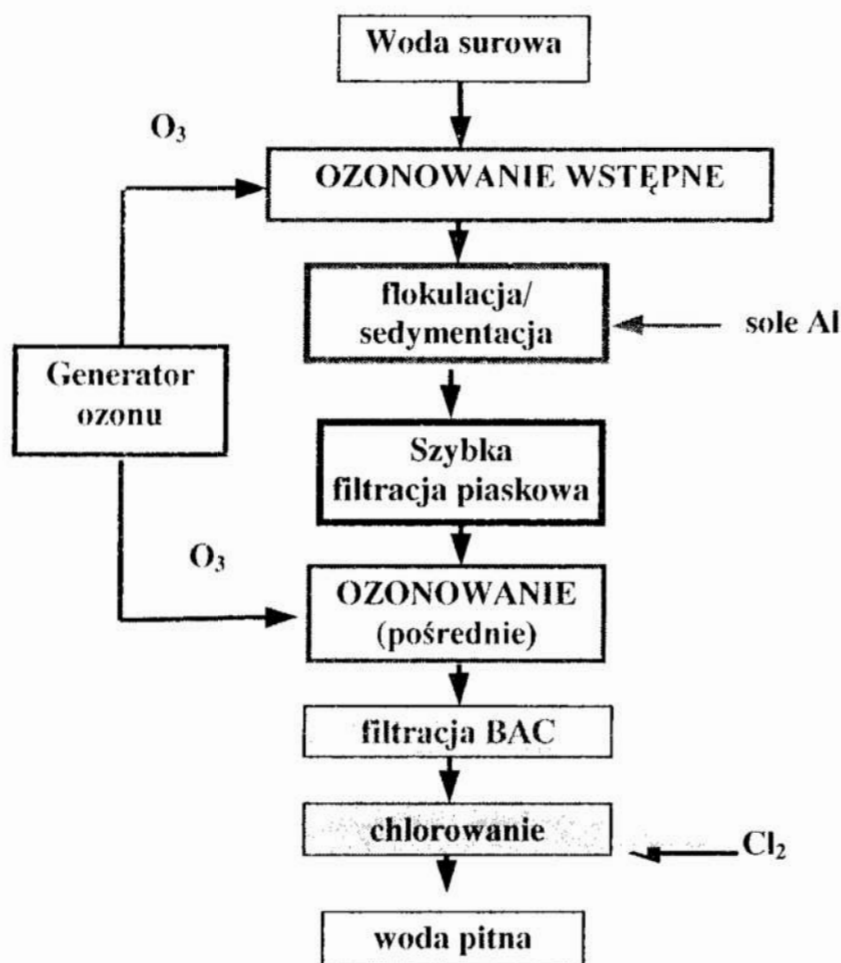
**Rys. 1.** Schemat procesów uzdatniania wody powierzchniowej w Zakładzie „Dzieckowice”  
**Fig. 1.** Scheme of the surface water treatment in the Water Works „Dzieckowice”

Zakład „Straszyn” w rejonie Gdańska przerabia 64000 m<sup>3</sup>/d wody powierzchniowej. Modernizacja tej instalacji przeprowadzona w latach 1993 i 1994 polegała na wprowadzeniu procesów ozonowania i sorpcji na granulowanym węglu aktywnym (Mikołajski i Gielert, 1997). Zmodernizowany proces technologiczny jest podobny do stosowanego w zakładzie „Dzieckowice”. Zainstalowane zostały dwa etapy ozonowania: ozonowanie wstępne dawką od 0,8 do 1,5 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>, przy czasie kontaktu 2 min, oraz ozonowania końcowego dawką od 1,0 do 1,5 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>, przy czasie kontaktu 10 min. Wprowadzenie ozonowania doprowadziło do zdecydowanej poprawy przebiegu procesów w stosowanych w dotychczasowej technologii (koagulacja, sedymentacja, szybka filtracja piaskowa), jak też skutkowało w dalszej poprawie smaku, zapachu i usunięciu

*Śródkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska* ————— 11

związków mutagennych, spadkiem poziomu THM oraz znacznym (4-krotnym) spadkiem dawki chloru niezbędnej do zapewnienia bakteriologicznej stabilności wody rozprowadzanej w sieci.

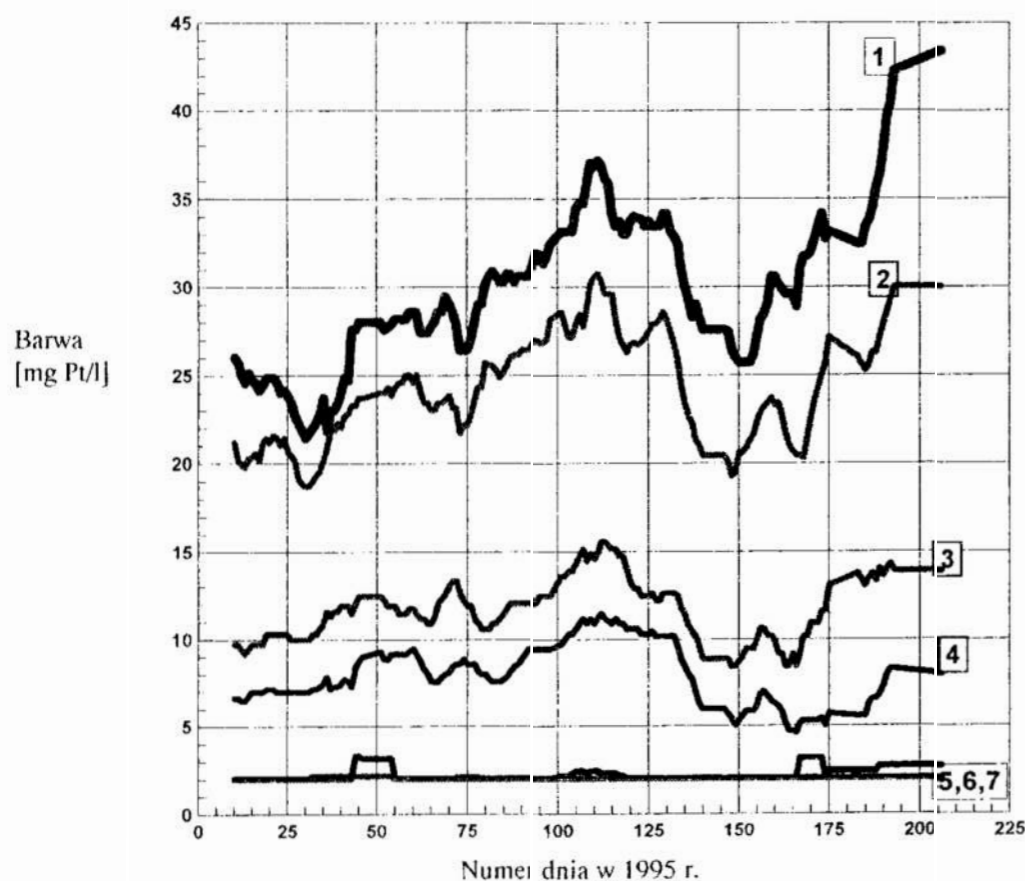
Zakład w Płocku pobiera wodę z Wisły oraz ze źródeł wody podziemnej. Całkowita wydajność tego zakładu wynosi 40000 m<sup>3</sup>/d. Poprzednio stosowano konwencjonalną technologię uzdatniania wody: chlorowanie wstępne, koagulację z użyciem siarczanu glinu oraz aktywnej krzemionki, szybką filtrację piaskową oraz końcową dezynfekcję chlorem.



**Rys. 2.** Instalacja pilotowa do uzdatniania wody powierzchniowej w Wodociągu Płockim  
**Fig. 2.** Pilot plant to treat surface water in the Płock Water Works

Produkowana w ten sposób woda posiadała zadowalającą jakość, jednak, szczególnie w miesiącach zimowych, poziom amoniaku w wodzie mógł stwarzać problemy. Całkowite jego usunięcie wymagało wprowadzania nadmiernych ilości chloru (nawet do 30 g/m<sup>3</sup>) do wody pobieranej na wysokości

Płocka, zawierającej znaczne ilości TOC, co wiązało się ze wzmożonym niebezpieczeństwem powstawania szkodliwych związków kancerogennych, takich jak THM. W latach 1988-89 przeprowadzono wstępne testy mające na celu ulepszenie procesu uzdatniania. Wprowadzono ozonowanie wstępne i pośrednie oraz filtrację GAC. Zastosowane modyfikacje poprawiły znacznie jakość produkowanej wody, chociaż przy niskich temperaturach ( $< 8^{\circ}\text{C}$ ) wyniki nie były zbyt zadowalające. Począwszy od 1992 r. filtr GAC został zastąpiony złożem pracującym w trybie biologicznym (proces Picabiol) – por. rys. 2. Dalsze badania pilotowe prowadzono począwszy od początku 1992 r. do lipca 1995 r. (Wasiak i inni, 1994, Sakowicz, 1997).



Oznaczenia: 1 – woda surowa, 2 – po ozonowaniu wstępnym, 3 – po flokulacji i sedymentacji, 4 – po filtracji piaskowej, 5 – po ozonowaniu pośrednim, 6 – po biofiltracji na węglu aktywnym, 7 – woda pitna po końcowym uzdatnieniu (chlorowaniu)

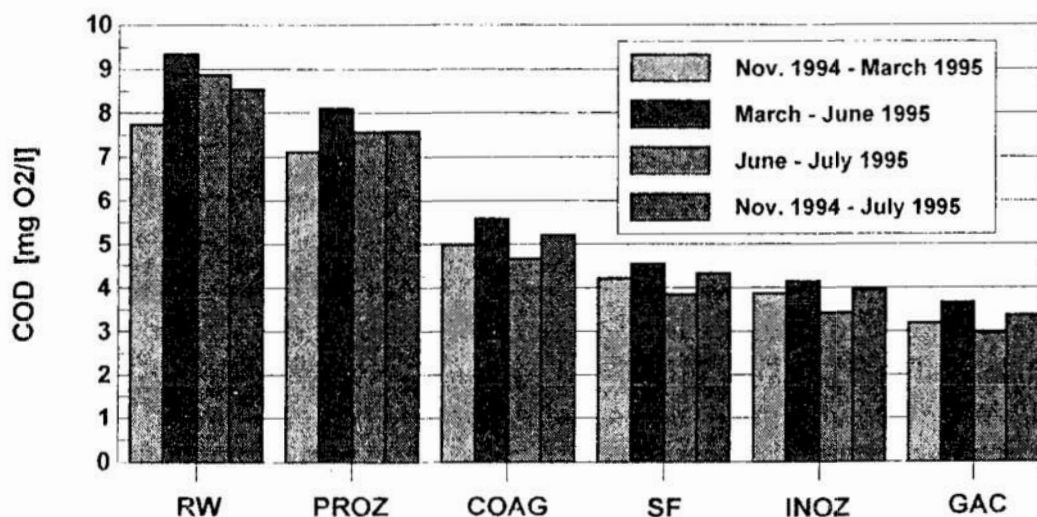
Rys. 3. Zmiana barwy w wodzie uzdatnianej w instalacji pilotowej.

Fig. 3. Colour variations in the water treated in the pilot plant



W etapie ozonowania wstępnej przeciętna dawka ozonu wynosiła 1,6 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>, przy średnim czasie kontaktu 12,5 min, zaś ozonowanie pośrednie prowadzono dawką zmienianą w zakresie od 1,5 do 4,5 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>, przy średnim czasie kontaktu ok. 9 min. Do filtracji w trybie BAC użyto węgla aktywnego PICABIOL® (wysokość złoża 2,5 m, szybkość filtracji 10-15 m/h, średni czas kontaktu ok. 10 min.). Przykładowe dwie serie pomiarowe (zmiany barwy i ChZT po kolejnych etapach procesu uzdatniania) są pokazane na rys. 3 i 4.

Porównanie parametrów wody pitnej otrzymanej w instalacji pilotowej w Zakładzie Płockim z podobnymi z Warszawskiego Wodociągu Północnego (grudzień 1996 r.) zestawiono w Tablicy 1. Ogólnie rzecz biorąc można stwierdzić, że woda otrzymywana w instalacji płockiej zawiera mniej zanieczyszczeń, niż woda produkowana w obiekcie o dużej skali (Warszawski Wodociąg Północny). W przypadku wody uzyskiwanej z instalacji pilotowej w Płocku obserwowano jednak występowanie przejściowych okresów, w których szereg parametrów uzdatnianej wody (pH, azotyny, Mn, ChZT i tlen) było niezadowalające.



Rys. 4. Średnie wartości ChZT w uzdatnianej wodzie w różnych okresach badań.

Fig. 4. Mean values of COD in the treated water during different periods of research

Najwyższe zawartości azotynów w wodzie surowej występowały w okresie letnim. Azotyny usuwano najczęściej z powodzeniem w instalacji pilotowej, jakkolwiek w temperaturach poniżej 6°C pojawiały się one ponownie po etapie biofiltracji. W takich przypadkach, aby całkowicie je wyeliminować, niezbędne jest chlorowanie. Woda surowa zawierała duże ilości związków organicznych. Fakt ten powodował znaczne trudności podczas ich możliwie całkowitego usuwania w stosowanym procesie technologicznym. Stwierdzono,

że ozonowanie i biofiltracja są w tym względzie korzystne, ale uzdatniana woda nadal zawierała zbyt dużo węgla organicznego.

**Tablica 1.** Porównanie parametrów wody pitnej otrzymywanej w stacji pilotowej w Płocku i w Wodociągu Północnym w Warszawie (grudzień 1996r.)

**Table 1.** Comparison of the drinking water parameters obtained in the Płock pilot plant with those in the Warsaw North Water Works (Dec. 1996)

Parametry Wody	Instalacja pilotowa w Płocku			Wodociąg Północny w Warszawie
	Woda surowa	Po biofiltracji	Po chlorowaniu	
Temperatura [°C]	2.0 - 24.9	2.5 - 25.1	4.0 - 25.9	-
Barwa [mg Pt/dm <sup>3</sup> ]	7 - 50	2 - 3.5	2 - 10	maks. 7
pH	7.1 - 8.2	3.6 - 7.0	3.2 - 7.4	maks. 7.7
NH <sub>4</sub> [mg N/ dm <sup>3</sup> ]	0.18 - 0.55	0 - 0.24	0 - 0.1	maks. 0.1
Azotyny [mg N/ dm <sup>3</sup> ]	0 - 0.10	0 - 0.08	0 - 0.07	maks. 0.001
Azotany [mg N/ dm <sup>3</sup> ]	0.1 - 4.0	0.02 - 4.0	0.39 - 4.0	maks. 1.85
Mn [mg Mn/ dm <sup>3</sup> ]	0 - 0.35	0 - 0.10	0 - 0.05	maks. 0.01
Fe [mg Fe/ dm <sup>3</sup> ]	0.005 - 2.12	0 - 0.21	0 - 0.26	maks. 0.08
Al. [mg Al/ dm <sup>3</sup> ]	ca. 0.05	0 - 0.04	0 - 0.10	maks. 0.02
OWO [mg C/ dm <sup>3</sup> ]	9.8 - 24.4	4.6 - 14.3	-	-
ChZT [mg O <sub>2</sub> / dm <sup>3</sup> ]	6 - 13	2.3 - 4.8	2.1 - 4.4	maks. 4.2
BZT [mg O <sub>2</sub> / dm <sup>3</sup> ]	0.48 - 15.8	0.16 - 7.4	-	-
Tlen [mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0.40 - 13.7	1.0 - 14.9	-	-
Nasycenie O <sub>2</sub> [%]	4.4 - 99.3	11.4 - 110	-	-
TTHM [µg/ dm <sup>3</sup> ]	1.25	-	9.6 - 15.5	maks. 35

Procesy ozonowania wstępnego oraz towarzysząca mu flokulacja zapewniały spadek zawartości Fe, Mn,  $\text{NH}_4$ , azotynów, OWO, barwy i ChZT o ok. 20%. Dwa etapy ozonowania doprowadzały do pewnego wzrostu poziomu nasycenia wody tlenem oraz BDOC, co jest korzystne dla procesów biochemicznych zachodzących w filtrze BAC. Przy osiągnięciu właściwych parametrów pracy stacji pilotowej najwięcej uwagi poświęcono sezonowym pogorszeniom się wybranych parametrów wody surowej (poziomy  $\text{NH}_4$  oraz związków organicznych).

W okresie 1995/96 oddana została do użytku w Płocku instalacja w skali przemysłowej o wydajności  $42000 \text{ m}^3$  wody/d oraz ozonu  $12 \text{ kg/h}$ , produkująca wodę pitną o wysokiej jakości, znacznie lepszą od tej, jaką dostarczano mieszkańcom przez modernizację.

Wody powierzchniowe są również jedynym źródłem wody pitnej w Rzeszowie. Ujęcie wody surowej jest zlokalizowane na Wisłocce, która jest typową rzeką górską o zmiennym przepływie oraz zmiennej jakości wody, zależnie od warunków atmosferycznych oraz pory roku. Jest ona ponadto zanieczyszczona ściekami komunalnymi oraz przemysłowymi, zrzucanymi w górze rzeki. Do tej pory stosowany był "klasyczny" proces uzdatniania, oparty na koagulacji solami glinu, sedymentacji, szybkiej filtracji piaskowej oraz końcowej dezynfekcji chlorem. Jakość produkowanej wody jest kiepska, szczególnie w okresach znacznych zanieczyszczeń wody surowej. Począwszy od stycznia 1996 r., na terenie Wodociągu Rzeszowskiego zbudowana została stacja pilotowa. Działała ona do marca 1997 r., a jej celem było przetestowanie najlepszego zmodernizowanego wariantu technologicznego uzdatniania wody dla tego szczególnego przypadku (Możaryn i inni, 1997). Obok wymienionych wcześniej etapów podstawowa koncepcja technologiczna opierała się na wprowadzeniu wstępnego ozonowania, szybkiej filtracji piaskowej oraz antracyto-wo-piaskowej, końcowego ozonowania oraz sorpcji na granulowanym węglu aktywnym (GAC).

Wyniki przeprowadzonego długotrwałego testu wykazały, że ozonowanie (przy całkowitym zapotrzebowaniu na ozon równym ok.  $5 \text{ g O}_3/\text{m}^3$  oraz czasie kontaktu 5 min w przypadku ozonowania wstępnego i 10 min. dla ozonowania końcowego) bardzo pozytywnie wpływa na efektywność układu: koagulacja - sedymentacja - filtracja. Stosowany do tej pory koagulant (siarczan glinu) okazał się nadal przydatny, natomiast użycie flokulantów (syntetyczne anionowe poliakryloamidy) również wyraźnie wpływało na układ sedymentacji i filtracji. Powiązanie końcowego ozonowania z sorpcją GAC doprowadziło do biologicznej aktywności tego ostatniego, co z kolei przyczyniło się do osiągnięcia wysokiej biostabilności oraz jakości produkowanej wody. Pozytywne wyniki testów uzyskane podczas pracy stacji pilotowej umożliwiły podjęcie decyzji

o modernizacji istniejącego zakładu uzdatniania wody i wprowadzenia wymienionych dwóch etapów procesu. Wydajność zakładu w Rzeszowie wynosi 84000 m<sup>3</sup>/d uzdatnianej wody.

W obecnej chwili główną troską zakładów produkujących wodę pitną działających w różnych częściach Polski i wykorzystujących wody powierzchniowe (Warszawa, Górny Śląsk) jest obniżenie ilości organizmów planktonowych – alg (Misztak, 1994; Falkus i Handzlik, 1998). Problem obecności zakwitów może być bardzo kłopotliwy w okresach cieplejszych (letnich). Jest rzeczą znaną, że ich obecność w bardzo negatywny sposób wpływa na jakość produkowanej wody (zły smak i zapach, niepożądana barwa oraz mętność, jak też poziom OWO). W takich przypadkach typowo stosuje się chlor, aby zmniejszyć lub wyeliminować problem zakwitów, jednak wiele mikroorganizmów jest odpornych na działanie chloru. Stosowanie wysokich dawek chloru prowadzi z kolei do pogorszenia smaku produkowanej wody, jak też należy się liczyć z pojawieniem się wysokich wartości THM. W tej sytuacji można użyć ozon zamiast chloru, przy czym ozonowanie wstępne było początkowo oceniane jako pomocne w redukcji problemu alg. Pewne doświadczenia uzyskane na dwóch instalacjach (Wodociąg Północny w Warszawie oraz „Dzieńkowice” na Górnym Śląsku) wskazują, że dawki ozonu 0,8-1 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> prowadziły do zmniejszenia się ilości fitoplanktonu przeciętnie o 20%, przy czym efekt ten zależał od początkowej liczby organizmów w wodzie surowej. Stwierdzono ponadto zróżnicowaną wrażliwość różnych gatunków na ozon. Kombinacja ozonowania wstępnego, koagulacji i ozonowania pośredniego plus sorpcja GAC okazały się stosunkowo efektywne w usuwaniu całej ilości fitoplanktonu oraz mikrozanieczyszczeń z wody.

W Tablicy 2 zestawiona jest lista ważniejszych instalacji wodociągowych w kraju, w których zastosowane jest lub będzie wprowadzone ozonowanie wody.

Pestycydy nie stanowiły do tej pory istotnego problemu w przypadku wody pitnej produkowanej w Polsce. Spośród 27 różnych pestycydów, jakich poziom będzie normalizowany w wodzie pitnej, 12 z nich (najbardziej szkodliwych) zostało już wycofane z użycia, zaś te, które zawierają atrazynę i simazyne, nie będą mogły być stosowane w strefach ochronnych zawartych między ujęciami i źródłami wody (Jankowska, 1998). Powstawanie bromianów w wyniku wprowadzenia etapów ozonowania podczas uzdatniania wody może stanowić przedmiot pewnej troski, co jest odzwierciedleniem problemu, jaki obserwuje się na świecie w związku z ograniczaniem dopuszczalnego poziomu bromianów w wodzie pitnej. Wyniki badań laboratoryjnych dotyczące warunków powstawania bromianów i bromopochodnych związków organicznych w trzech różnych rodzajach nieuzdatnionej lub częściowo uzdatnionej wody



opublikowali Olsińska i Kuś (1997). Dane te są zgodne z innymi publikowanymi informacjami na ten temat (Biń i Możaryn, 1999).

**Tablica 2.** Lista ważniejszych polskich instalacji wodociagowych z etapem ozonowania wody

**Table 2.** List of the major Polish water works which are equipped with ozonation step

Miasto	Zakład	Wydajność wody [m <sup>3</sup> /d]	Wydajność ozonu [kg O <sub>3</sub> /hr]	Rok	Uwagi
Katowice	Goczałkowice	600 000	108	1997	GAC <sup>1)</sup>
Katowice	Dzieńkowice	345 000	72	1992	GAC
Warszawa	Północny	200 000	40	1992	GAC <sup>1)</sup>
		200 000	40	1998	
Katowice	Strumień	60 000	12	1994	
		60 000	12	1998	
Wrocław	Mokry Dwór	200 000	36	1983	
Wrocław	Na Grobli	188 000	16	1974	
Łódź	Sulejów	288 000	24	1975	
Łódź	Pilica	192 000	16	1976	
Kraków	Bielany	72 000	5	1972	
Płock		42 000	10,5	1995	GAC
Gdańsk	Straszyn	64 000	7,5	1994	GAC
Białystok	Wasilków	15 000	2	1996	
Mielec		20 000	3	1995	
Częstochowa	Wierzchowiska	20 000	2	1996	
Toruń		80 000	17	w planie	GAC
Przemysł		38 000	2	w planie	
Katowice	Kozłowa Góra	60 000	14	w planie	
Białystok	Pietrasze	60 000	16	w planie	GAC
Rzeszów	Zwiężczyca	84 000		w planie	GAC

<sup>1)</sup> Będzie wprowadzony.

Warto podkreślić, że obserwuje się rosnące zainteresowanie problematyką, w jaki sposób ozon oraz inne substancje utleniające powinny być stosowane w procesach uzdatniania krajowych wód zanieczyszczonych (np. Biłozor i inni, 1996; Biń, 1998a, b; Łepkowski, 1997; Roman, 1999).

### 3. Baseny pływackie

Począwszy od r. 1990 zbudowano i oddano do użytku lub jest w fazie projektowania szereg basenów pływackich, fontann, kaskad oraz innych obiektów rekreacyjnych, w których woda obiegowa jest uzdatniana ozonem (Biń, 1997a). Technologie uzdatniania wody z użyciem ozonu oferuje szereg firm, np. BWT, (Warszawa) ELIMP (Warszawa), ProMinent (Wrocław), ALBIT (Gdańsk). W Tabelicy 3 podane jest zestawienie danych dla dwóch przykładów basenów pływackich zaprojektowanych i zrealizowanych w latach 90. przez firmę ELIMP. Ostatnio zostały zmodernizowane baseny pływackie „Warszawianka” w Warszawie. Składają się one z trzech obiektów o powierzchni lustra wody 1250 m<sup>2</sup>, 235 m<sup>2</sup> i 115 m<sup>2</sup>, oraz szeregu towarzyszących urządzeń. W wyniku tej modernizacji zostało wprowadzone ozonowanie wody obiegowej, przy czym ozon będzie wytwarzany za pomocą dwóch generatorów o wydajności 480 i 400 g O<sub>3</sub>/h.

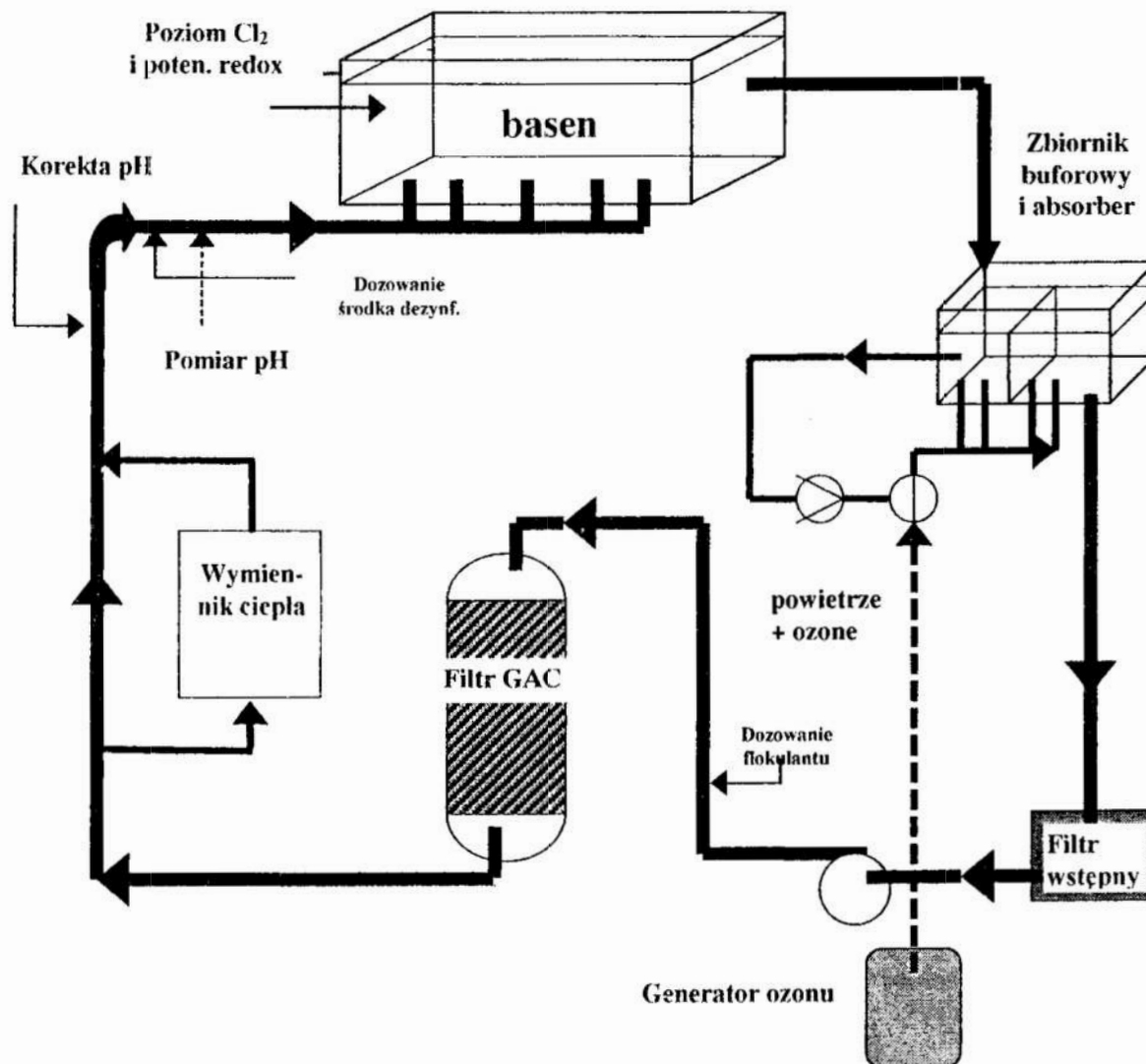
Technologia uzdatniania wody basenowej zastosowana przez firmę ELIMP jest oparta na procesie opracowanym przez firmę ProMinent Dosier-technik GmbH (Heidelberg). Firma ta wypracowała ewolucyjne modyfikacje technologii uzdatniania wody z użyciem ozonu przez wprowadzenie kolejnych uproszczeń zmierzających do zmniejszenia kosztów instalacji. Ostatnią wersję (Ozonfilt<sup>®</sup>) schematycznie przedstawia rys. 3. Można stwierdzić na podstawie tego rysunku, że wersja ta nie różni się zbyt wiele od konwencjonalnego procesu opartego wyłącznie na chlorowaniu wody basenowej. Nowymi elementami są generator ozonu, inżektor oraz zmodyfikowany zbiornik buforowy (przelewowy), który w obecnym przypadku spełnia też rolę zbiornika kontaktowego. Użyty filtr jest filtrem wielowarstwowym, składającym się z warstw piasku kwarcowego, węgla aktywnego oraz krzemionki o odpowiednim uziarnieniu. Tego typu filtr spełnia istotną rolę polegającą na usuwaniu ozonu resztkowego oraz zanieczyszczeń z wody obiegowej przy znacznej szybkości filtracji dochodzących do 40 m/h. Modyfikacja zbiornika przelewowego, polegająca na przeobrażeniu go w części na komorę kontaktową wykonaną z betonu, pozwala na wydłużenie oraz kontrolę czasu kontaktu ozonu z wodą obiegową w dość szerokim zakresie, zależnie od liczby użytkowników basenu.

**Tablica 3.** Przykłady dwóch basenów pływackich z wodą uzdatnianą ozonem (ELIMP - Warszawa)**Table 3.** Examples of two swimming pools with water treated by ozone (ELIMP - Warsaw)

Parametr procesowy	Basen „Perła” Nowiny k/Kielc		Basen Amelinówka k/Kielc	
	Basen rekreacyjny	Basen dla dzieci	Basen rekreacyjny	Mały basen
Pojemność (m <sup>3</sup> )	312	66	210	37
Powierzchnia lustra wody (m <sup>2</sup> )	230	106	175	50
Wydajność cyrkulacji wody (m <sup>3</sup> /h)	90	60	55	25
Okres wymiany wody w basenie (h)	3,5	1,1	3,8	1,5
Wydajność generatora ozonu (g O <sub>3</sub> /h)	160		80	
Dawka ozonu w strumieniu recyrkulowanym (g O <sub>3</sub> /h)	0,8		1,0	
Chlor resztkowy (mg/l)	0,4		0,4	
Czas kontaktu w komorze kontaktowej (min.)	do 10		8	
Szybkość filtracji (m/h)	do 35		33	
Dawka flokulanta (mg/l)	3		3	

Umożliwia to lepsze wykorzystanie ozonu oraz obniżenie kosztów ruchowych w porównaniu do tradycyjnie projektowanych reaktorów zbiornikowych w postaci odrębnych aparatów. Wreszcie, w szeregu przypadków, szczególnie przy modernizacji istniejących obiektów, czynnikiem limitującym może być dostępność powierzchni terenu. W obiektach basenowych, gdzie stosowane jest ozonowanie do uzdatniania wody obiegowej, atmosfera jest w nich wolna od przykrych woni (w tym chloru) i to może stanowić dalszą, ważną zaletę w sytuacji, gdy baseny są zlokalizowane w miejscach gęsto zamieszkałych lub odwiedzanych, np. w centrach handlowych. Szacuje się, że nawet gdy koszty inwestycyjne ozonowej technologii uzdatniania wody basenowej są wyższe, mogą być w znacznym stopniu skompensowane mniejszymi kosztami ruchowymi, bowiem wodę w basenie wymienia się wtedy znacznie rzadziej, żywotność złoża filtru jest znacznie większa, mniejsze jest zapotrzebowanie na chemikalia jak też mniej wody należy uzupełniać, co wiąże się z mniejszymi kosztami pompowania. Jednocześnie jakość wody w basenach z wodą uzdatnianą przez ozonowanie jest bez porównania lepsza, zapewniając wysoki komfort

kąpieli w porównaniu do tej, z jaką ma się do czynienia w basenach z wodą uzdatnianą w tradycyjny sposób (stosując wyłącznie chlor).



Rys. 5. Schemat technologiczny (Ozonfilt®) układu uzdatniania wody basenowej za pomocą ozonu, wersja z przedłużonym czasem kontaktu.

Fig. 5. Technological scheme of the Ozonfilt® system of the swimming pool water treatment; version with the prolonged contact time.

#### 4. Oczyszczanie ścieków

Jak dotąd brak jest praktycznych zastosowań technologicznych ozonu lub procesów pogłębionego utleniania (AOP – *advanced oxidation processes*) w oczyszczaniu ścieków komunalnych lub przemysłowych w Polsce. Sytuacja ta może być spowodowana stosunkowo wysokimi kosztami tego typu proce-

Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska ————— 21

sów, co oznacza brak uwarunkowań o charakterze ekonomicznym do ich wprowadzania. Z drugiej strony można przytoczyć przykłady szeregu publikacji, w których przedstawione zostały wyniki prac prowadzonych w kilku krajowych ośrodkach badawczych nad tą tematyką (Biń, 1998a; Biń i Zieliński, 1998; Ledakowicz i inni, 1997, 1998; Perkowski i inni, 1994a, b; Tosik i Wiktorowski, 1994, 1996, 1997). Prace te dotyczyły odbarwiania ścieków z przemysłu włókienniczego, eliminacji szkodliwych związków w ściekach z przemysłu farmaceutycznego, jak też oczyszczania ścieków w przemyśle chemicznym (degradacja pestycydów oraz aromatycznych nitrozwiązków). Wyniki tych badań były publikowane lub prezentowane na różnych konferencjach i mogą stanowić podstawę do przyszłych wdrożeń w praktyce przemysłowej.

## 5. Wnioski

- W większości dużych stacji uzdatniania, które produkują wodę pitną w najbardziej zaludnionych regionach kraju, stosuje się ozonowanie w procesie technologicznym uzdatniania wody. Aby dostosować się do norm dotyczących wody do picia obowiązujących w krajach Wspólnoty Europejskiej polskie stacje uzdatniania stopniowo modyfikują istniejące do tej pory technologie uzdatniania wody wprowadzając do nich np. filtry GAC oraz w etapie końcowej dezynfekcji dwutlenek chloru zamiast chloru.
- Innym ważnym przykładem stosowania ozonu jest uzdatnianie wody obiegowej w basenach pływackich. Pomimo względnie wysokich kosztów inwestycyjnych instalacji wykorzystującej ozonowanie wody basenowej można zanotować rosnące zainteresowanie bądź modernizacją istniejących już obiektów basenowych, lub budową nowych, opartych na technologii ozonowania. Decydującą bowiem rolę odgrywa tu większy komfort użytkownika basenów, w których stosuje się ten nowoczesny system oczyszczania wody.
- Do tej pory brak jest przykładów wykorzystania ozonu oraz technologii AOP na skalę przemysłową do oczyszczania ścieków. W kilku ośrodkach akademickich i innych badawczych są prowadzone prace nad wdrożeniem w przyszłości tego typu technologii do praktyki przemysłowej, gdyż bez wątpienia można oczekiwać potencjalnego zapotrzebowania na nie do oczyszczania kłopotliwych ścieków, szczególnie przemysłowych. Będzie to jednak zależało w głównej mierze od uwarunkowań ekonomicznych oraz ostrzejszych wymagań związanych z przestrzeganiem norm ochrony środowiska naturalnego.



## Literatura

1. **Bilozor S., Ilecki W., Nawrocki J., Stanisławiak U.**, 1996, „Okresowe zastępowanie ozonowania słabo zanieczyszczonej wody napowietrzaniem drobnopęcherzykowym”, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 5/96, str. 191-196.
2. **Biń A.K.** 1997a: „Ozonowanie wody basenowej”, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 1/97, str. 19-24.
3. **Biń A.K.** 1997b: "Colour removal from textile wastewater using ozone. Mass transfer interpretation", *International Conference on Ozonation and Related Oxidation Processes in Water and Liquid Waste Treatment*, Wasser Berlin 1997, 21-23 April 1997, pp. I.1.1-I.1.12.
4. **Biń A.K.** 1998a: „Zastosowanie ozonu w uzdatnianiu wody pitnej” *Symposium nt.: „Znaczenie procesów jednostkowych w technologii oczyszczania wody i ścieków”*, zbiór wykładów, Koszalin-Ustronie Morskie, 27-30. 0.5. 1998, str. 141-174.
5. **Biń A.K.** 1998b: „Zastosowanie procesów AOP w uzdatnianiu wody”, *Ochrona Środowiska* 1(68)/98, str. 3-6.
6. **Biń A.K., Możaryn W.** 1999: “Problem bromianów – współczesny stan badań oraz modyfikacje technologii uzdatniania wody pitnej”, *Ochrona Środowiska*, 3(74)/99, str. 49-56.
7. **Biń A.K., Zieliński J.**: “Degradation of carbendazim in aqueous solutions by AOP”, *Regional Conference on Ozone Generation and Application to Water and Waste Water Treatment*, Moscow, 26-28 May 1998, pp. 661-675.
8. **Falkus B., Handzlik A.** 1998: „Wpływ wstępnego ozonowania na liczebność planktonu w wodzie ujmowanej dla wodociągu „Dzieńkowice”, *Ochrona Środowiska*, 2(69)/98, str. 41-44.
9. **Gautron J.-C.** 1994: „Ozone experience in Poland”, *Proc. of the Int. Symp. "Application of Ozone in Water and Wastewater Treatment"*, Warsaw, May 26-27, 1994, pp. 71-77.
10. **Jankowska M.** 1998: „Występowanie pestycydów w wodzie naturalnej”, *Ochrona Środowiska*, 1(68)/98, str. 13-16.
11. **Koczko B., Mossakowska A., Pacholec B.** 1997: „Kierunki modernizacji Wodociągu Praskiego w Warszawie”, *Ochrona Środowiska*, 4(67)/97, str. 21-23.
12. **Kulesza M., Ozimiński K.** 1997: „Uzdatnianie wody w procesie flotacji ciśnieniowej na stacji pilotowej (DAF) Wodociągu Północnego”, *Ochrona Środowiska*, 4(67)/97, str. 37-40.
13. **Kuś K.** 1997: „Urządzenia do uzdatniania wody”, *Biul. Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk*, 2/97, str. 1-135.
14. **Ledakowicz S., Perkowski J.** 1997: „Kinetics of ozonation of non-ionic detergent in aqueous solutions”, *Proc. 13th Ozone World Congress*, Kyoto, 26-31 October, 1997, vol. 1, pp. 343-348.
15. **Ledakowicz S., Gębicka L., Perkowski J., Maciejewska R.** 1998: „Kinetics of the decolorisation by Fenton's reagent”, *Ozonation and AOPs in Water Treatment: Applications and Research*, International Regional Conference, Poitiers, 23-25 Sept. 1998.

16. **Łepkowski Z.** 1997: „Umiejscowienie etapu ozonowania w zakładach uzdatniania wody”, *Ochrona Środowiska*, 3(66)/97, str. 29-31.
17. **Mikolajski S., Gielert M.** 1997: „Zmiany jakości wody do picia w okresie funkcjonowania Saur Neptun Gdańsk SA (1992-1996)”, *Ochrona Środowiska*, 4(67)/97, str. 17-20.
18. **Misztak B.** 1994: „Ozonation in drinking water treatment at the Northern Waterworks in 1991-1993”, *Proc. of the Int. Symp. "Application of Ozone in Water and Wastewater Treatment"*, Warsaw, May 26-27, 1994, pp. 78-86.
19. **Możaryn W., Latawiec E., Dydyca L., Pasewicz J., Chmielarz B., Filip S.** 1997: „Koncepcja modernizacji i rozbudowy Zakładu Uzdatniania Wody „Zwiężczyca” w Rzeszowie na podstawie badań pilotowych”, *Ochrona Środowiska*, 4(67)/97, str. 25-26.
20. **Olsińska U., Kuś K.**, 1997: „Produkty uboczne ozonowania wody zawierającej bromki”, *Ochrona Środowiska*, 3(66)/97, str. 33-38.
21. **Perkowski J., Radzyński J., Ledakowicz S.**, 1994a: „Ozonation of aqueous solution of Triton X-100”, *Proc. of the Int. Symp. "Application of Ozone in Water and Wastewater Treatment"*, Warsaw, May 26-27, 1994, pp. 382-391.
22. **Perkowski J., Koss L., Ledakowicz S.** 1994b: „Application of ozone in textile wastewater treatment”, *Proc. of the Int. Symp. "Application of Ozone in Water and Wastewater Treatment"*, Warsaw, May 26-27, 1994, pp. 327-334.
23. **Roman M.** 1999, „Dezynfekcja wody w świetle wytycznych Światowej Organizacji Zdrowia dotyczących jakości wody do picia”, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 6/99, str. 214-218.
24. **Sakowicz, R.** 1997 „Analiza pracy stacji pilotowej do uzdatniania wody pitnej w Wodociągu Płockim”, praca dyplomowa, Wydział Inżynierii Chemicznej i Procesowej Politechniki Warszawskiej.
25. **Tosik R., Wiktorowski S.** 1994: „Improved ozonation for harmful substances removal from pharmaceutical and textile wastewaters”, *Proc. of the Int. Symp. "Application of Ozone in Water and Wastewater Treatment"*, Warsaw, May 26-27, 1994, pp. 367-375.
26. **Tosik R., Wiktorowski S.** 1996: „Detoxication of thiophenol and 5-chloro,2-nitroaniline by ozonation combined with hydrogen peroxide”, *Regional Conference on Ozone, Ultraviolet Light, Advanced Oxidation Processes in Water Treatment*, Amsterdam, 24-26 Sept. 1996, pp. 367-379.
27. **Tosik R., Wiktorowski S.** 1997: „Discoloration of disperse dyes by ozone”, *International Conference on Ozonation and Related Oxidation Processes in Water and Liquid Waste Treatment*, Wasser Berlin 1997, 21-23 April 1997, pp. I.3.1-I.3.13.
28. **Wasiak R., Węgrzyn W., Staniaszek W.** 1994, „Selected results of ozonation and filtration using GAC of the pilot-scale investigations at the Water Treatment Plant in Płock”, *Proc. of the Int. Symp. "Application of Ozone in Water and Wastewater Treatment"*, Warsaw, May 26-27, 1994, pp. 158-175.
29. **Wilmański K., Gancarz J.** 1997: „Efekty eksploatacji technicznych filtrów węglowych w ZPW „Dzieńkowice”, *Ochrona Środowiska*, 4(67)/97, str. 27-31.

## **Application of ozonation and advanced oxidation processes for drinking water and wastewater treatment in Poland**

### **Abstract**

In the paper an attempt has been made to examine the present situation in the Polish water works and to discuss the observed trends which will result in retrofit of the currently existing technologies. Following the numerous examples of the water and wastewater treatment developments taking place mainly in Europe some implementations of these developments have occurred in the number of plants. They were based on ozonation combined with coagulation, slow sand filtration followed by GAC filtration. Depending on the water source (water matrix) different technological solutions are considered and accepted after preliminary long-term tests carried out at a site using a pilot plant installation, equipped with ozonation step(s). Such an approach becomes quite common when a retrofit of an existing water works is considered.

Some research devoted to ozonation and the AOP methods applicable in water and waste water treatment is currently on the way by the Polish research groups (Warsaw, Łódź, Poznań, Lublin). The studies concentrate at the moment on removal of colour, pesticides and selected organic micropollutants from water or waste water in order to optimize the doses of oxidants and process conditions for the given water or waste water sources.

In the most big water treatment plants, which produce drinking water in the most populated regions of the country, ozonation is used during the technological process of water treatment. Polish water treatment plants modify their water treatment technologies introducing for example: GAC filters and chlorine dioxide instead of chlorine.

Important example of ozone use is water treatment in the swimming pools. In spite of high investment costs, there is an increasing interest with modernization of existing swimming pools or building new ones, based on the technology of ozonation.

Until now there is no examples of ozone and AOP technology use for wastewater treatment on the industrial scale. Several academic and research centres work over application of this technology in the future in the industrial practice.





## Możliwości i ograniczenia w wykorzystaniu klasycznego procesu koksowania jako metody utylizacji odpadów przemysłowych

*Andrzej Koszorek, Andrzej Mianowski*  
*Politechnika Śląska w Gliwicach*

Recenzent: *Tadeusz Piecuch*  
*Politechnika Koszalińska*

### 1. Wstęp

W chwili obecnej działa w Polsce 12 koksowni, trzy z nich to samodzielne zakłady, a jeden jest kombinatem, natomiast trzy koksownie są przyhutnicze. W ciągu ostatnich 10 lat ilość produkowanego koksu wyraźnie maleje (Tabela 1). Przewiduje się że w roku 1999 produkcja koksu osiągnie wartość około 9 mln Mg i w ciągu najbliższych lat ustabilizuje się na tym poziomie [1, 2].

**Tabela 1.** Produkcja koksu w Polsce w latach 1987÷1998 wg [2]

**Table 1.** Coke production in Poland in the years 1987÷1998 according to [2]

Rok	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Produkcja koksu, ogółem mln Mg	15,7	16,6	16,3	13,4	11,4	11,0	10,2	11,2	11,7	10,3	10,5	9,7

Aby wyprodukować tę ilość koksu koksownie muszą poddać procesowi koksowania prawie 12 mln Mg węgla. Wykorzystanie tego procesu do utylizacji odpadów przemysłowych poprzez wprowadzenie ich w formie mikrododat-ków (do 1% wagowego) do koksowanych mieszanek węglowych pozwoliło by - teoretycznie - na eliminację do 120 tys. Mg odpadów rocznie. Te rozważania ilościowe, jak również znajomość parametrów procesu koksowania (temperatura ścian komory > 1200°C, redukujące środowisko, duża liczba wydzielających się reaktywnych związków [3, 4]) oraz możliwość doboru odpowiedniego składu mieszanki węglowej skłaniają do poważnego zastanowienia się nad wyko-

rzystaniem omawianego procesu jako alternatywnego sposobu eliminacji odpadów przemysłowych [5, 6].

Należy jednak pamiętać, że w trakcie procesu koksowania (pomimo licznych działań modernizacyjnych [7]) występuje na terenie koksowni z urządzeń technologicznych emisja wielu substancji negatywnie oddziałujących na stan środowiska naturalnego. Do atmosfery przedostają się pyły węglowe i koksowe oraz toksyczne gazy (takie jak: CO, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S, HCN, SO<sub>2</sub>), pary nisko- i wysokowrzących węglowodorów aromatycznych (WWA) [8÷11], a do rzek odprowadzane są wysoko zasolone ścieki koksownicze [12, 13]. Wprowadzenie do koksowanych mieszanek węglowych mikrodotyków pewnych związków chemicznych może powodować znaczące zmiany w składzie wydzielającego się z komory koksowniczej surowego gazu koksowniczego. Mogą też zmienić się w produktach koksowania zawartości między innymi: związków azotu [14], chloru [15, 16] i siarki [17]. W przypadku dodatków nieorganicznych może nastąpić wzrost zawartości popiołu w otrzymywanym koksie. Należy również liczyć się ze zmianami niektórych właściwości otrzymywanych w tych procesach koksów, np. reakcyjności, wytrzymałości mechanicznej, zawartości popiołu, zawartości alkaliów [16]. Dlatego też przed wykorzystaniem procesu koksowania do utylizacji wybranego odpadu należy kompleksowo przeanalizować jakie skutki uboczne może przynieść takie działanie.

## **2. Dotychczasowe próby utylizacji odpadów przemysłowych w procesie koksowania**

Próby dodawania do wsadu węglowego odpadu przemysłowego celem jego utylizacji, przy jednoczesnym wykorzystaniu tego odpadu jako czynnika zmniejszającego zasolenie koksowniczych wód ściekowych przeprowadzono w Zakładach Koksowniczych im. Powstańców Śląskich w Zdzieszowicach (obecnie Zakłady Koksownicze „Zdzieszowice” Sp. z o.o.). Przeprowadzono próby przemysłowe w skali baterii i skrzynkowej oraz zlecono badania w skali laboratoryjnej [18-20]. Próby przemysłowe zostały przeprowadzone w dwóch okresach od lipca do października 1990 i od marca do lipca 1991 roku na bateriach nr1-6 produkujących wówczas koks przemysłowo-opałowy. Wykorzystano w tych próbach odpadowy roztwór poprodukcyjny z Zakładów Tworzyw Sztucznych „Ząbkowice - ERG”. Stosowany w koksowni roztwór odpadowy zawierał przeciętnie około 35% rodanku sodu, około 25% mrówczanu sodu, około 6% substancji redukujących, około 0,5% siarczku sodu i 0,0015% cyjanu sodu. W trakcie trwania tych prób zużyto 1600 Mg roztworu „rodankowego”. Według opinii biegłych rzeczoznawców [21, 22], przy stosowaniu dawki 20 kg roztworu soli na 1 Mg mieszanki węglowej, nastąpiło odsolenie wód

koksowniczych o  $56 \pm 4\%$  i obniżyło się stężenie chlorków w wodzie pogazowej z  $6 \pm 1\text{g/dm}^3$  do  $3 \pm 1\text{g/dm}^3$ . Z uwagi na brak stosownych umów prawnych pomiędzy jednostkami uczestniczącymi w prowadzonych wówczas badaniach zostały one przerwane i nie udało się ich wznowić w późniejszym czasie.

W ostatnim okresie czasu podjęto szereg prób rozwiązania poważnego dla dzisiejszej gospodarki problemu zagospodarowania odpadów tworzyw sztucznych na drodze ich degradacji pirolitycznej. Szczególnym problemem są odpady niesegregowanych tworzyw zawierające w swym składzie chlorowce (głównie chlor). W trakcie spalania takich odpadów wydziela się chlorowódor (lub inne halogenowodorki), a niewłaściwie dobrane parametry procesu mogą powodować powstawanie znacznych ilości dioksyn [23]. Tego typu odpady mogą być utylizowane w procesie koksowania lub energetyce zawodowej po uprzedniej wstępnej obróbce termicznej w ciężkich pozostałościach i/lub olejach karbo- lub petrochemicznych celem uzyskania formy umożliwiającej łatwe ich dozowanie do wsadu lub namiaru węglowego. Badania nad tym zagadnieniem w skali przemysłowej prowadzone są w Instytucie Chemicznej Przeróbki Węgla w Zabrze - Biskupicach (KARBOTERM<sup>®</sup>) oraz na Wydziale Paliw i Energii Akademii Górniczo Hutniczej w Krakowie. Do wsadu węglowego dodaje się je w ilości 5÷10% [24-27].

Powszechnym działaniem w koksowniach jest okresowa utylizacja w komorach koksowniczych produktów ubocznych powstających w procesach oczyszczania surowego gazu koksowniczego np. odpadów powstających w procesie katalitycznego odsiarczania gazu czy też smółek sytnikowych.

### **3. Wpływ wybranych odpadów przemysłowych na zmiany emisji chloru i siarki w procesie koksowania wsadu w węglowego**

W procesie koksowania węgla - w zależności od parametrów tego procesu - w następstwie termicznej przemiany organicznej i nieorganicznej substancji węglowej, zawarty w węglu chlor w ilości 40÷60% [28] i siarka w ilości 30%÷70% [3, 29] uchodzą z komory koksowniczej wraz z surowym gazem koksowniczym. Przeprowadzone na substancjach modelowych doświadczenia w skali laboratoryjnej, jak i w skali przemysłowych prób skrzynkowych, wykazały że dodatek niektórych związków chemicznych w sposób znaczący, choć czasami niejednakowy lub przeciwny, wpływa na emisję siarki i chloru w procesie koksowania [16, 17]. Wśród substancji modelowych zastosowanych jako mikrodotatki największy wpływ na obniżenie emisji chloru i siarki w grupie wodorotlenków wykazał  $\text{Ca(OH)}_2$ . Obniża on emisję (liczoną jako zmianę w stosunku do emisji pierwiastka w procesie koksowania bez dodatku) chloru o 23,3% i siarki o 43%. W dalszej kolejności w szeregu malejącej skuteczności

znajdują się KOH, NaOH,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . Nietypowe zachowanie wykazał  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  który zwiększając emisję chloru o 2,3% zmniejsza emisję siarki o 40%.

Dodatki soli kwasów organicznych w większym stopniu zmniejszają emisję chloru niż siarki, np. mikrododatek mrówczanu wapnia ogranicza emisję chloru o 33,5%, a siarki tylko o 14,1%. Podobne działanie wykazują krzemiany, np. mikrododatek cementu portlandzkiego 35 obniża emisję chloru o 36,5%, a siarki o 7,1%. Dodatki zawierające w swym składzie jony amonowe zwiększają o kilka procent emisję chloru i siarki.

### 3.1. Część eksperymentalna

W celu ustalenia w jaki sposób odpady przemysłowe o różnym składzie wpływają na zmiany emisji chloru i siarki w procesie laboratoryjnego koksovania mieszanek węglowych przeprowadzono serię 18 doświadczeń. Doświadczenia polegały na ogrzewaniu umieszczonej w retorcie Jenknera odpowiednio spreparowanej mieszanki węglowej o masie 1kg i gęstości nasypowej  $1\text{kg}/\text{dm}^3$  od temperatury otoczenia (około  $20^\circ\text{C}$ ) do osiągnięcia temperatury  $1000^\circ\text{C}$  w rdzeniu wsadu. Czas koksovania wynosił 6 godzin. Jako mieszankę wyjściową stosowano mieszanki węgla koksujących typu 35 i 34 (*mieszanka węglowa  $I_i^a$  i  $I_i^b$* : uziarnienie 100% poniżej 3 mm,  $A^d = 7\%$ ,  $V^{\text{daf}} = 30\%$ ,  $W^a = 1,5\%$ ,  $\text{Cl}^d = 0,31\%^a$  i  $\text{Cl}^d = 0,25\%^b$ ,  $S^d = 0,78\%$ ). Do tej mieszanki wprowadzano w kolejnych doświadczeniach w formie mikrododatków (1% wag., w przypadku roztworów wodnych w przeliczeniu na suchą masę) szereg odpadów przemysłowych. Były to:

- roztwór odpadowy z ZTS ERG w Ząbkowicach - zawierał głównie 35% NaSCN i 25% HCOONa,
- około 10-cio% odpadowy ług sodowy z mycia instalacji w Fabryce Farb i Lakierów "POLIFARB" w Cieszynie oraz ten ług z dodatkiem wiórów sosnowych (1:1),
- pyły kominowe z Cementowni "WIEK" w Ogródzieńcu - zawierały ~40% związków wapnia w przeliczeniu na CaO,
- prasowane błoto defekosaturacyjne z Cukrowni "CEREKIEW" w Ciężkowicach Śl. - zawierało ~50% związków wapnia w przeliczeniu na CaO,
- odpad z procesu produkcji aluminium metodą Kwiatkowskiego z Zakładów w Trzebini (zawierał głównie *belit*  $2\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$ )- jako samodzielny dodatek oraz w mieszaninie z CaO (2:1),
- odpadową wodę kwaśną z Wydziału Produkcji Kaprolaktamu Zakładów Azotowych w Tarnowie, zobojętnioną wodorotlenkiem potasu i dziesięciokrotnie zateżoną - zawierała ~35% HCOOK,



— odpadowy roztwór 10-cio% ługu sodowego z procesu przemywania benzolu surowego po rafinacji kwasowej z Zakładów Chemicznych "BLACHOWNIA" S.A. w Blachowni Śląskiej,

— wodę pogazową z Z.K. "KNURÓW" zateżoną do stosunku 10:1 - zawierała około 27 g Cl<sup>-</sup> i 36 g amoniaku całkowitego w 1 dm<sup>3</sup>,

W kolejnych doświadczeniach do koksowanej mieszanki węglowej wprowadzono w formie dodatków mieszaninę dwóch odpadów lub odpadu i substancji modelowej (odpady skojarzone) oraz termolizaty tworzyw sztucznych (mieszana odpadowych tworzyw sztucznych z pakiem ze smoły węglowej). Dodatkami tymi były:

— wiórki z PCW otrzymane z rury kanalizacyjnej firmy "VAVIM" Buk (3 g) wraz z cementem portlandzkim 35 (7 g),

— mieszaninę 1 części prasowanego błota defekosaturacyjnego z Cukrowni "CEREKIEW" z 3 częściami odpadowej wody kwaśnej z Wydziału Kaprolaktamu z Zakładów Azotowych w Tarnowie (zawierała 7% HCOOH) w ilości 60 g,

— odpadową wodę kwaśną z Wydziału Kaprolaktamu z Zakładów Azotowych w Tarnowie (zawierała 7% HCOOH) w ilości 50 cm<sup>3</sup> + KOH w ilości 10 g,

— zateżony (10:1) roztwór wody pogazowej z Z.K. "KNURÓW" w ilości 10 cm<sup>3</sup> + odpadowy roztwór ługu sodowego z procesu przemywania benzolu surowego po rafinacji kwasowej z Zakładów Chemicznych "BLACHOWNIA" w ilości 10 cm<sup>3</sup> + 30 cm<sup>3</sup> H<sub>2</sub>O.

— 5% (50 g) i 10% (100 g) termolizatu (IChPW, Zabrze), otrzymanego w wyniku stopienia 350g paku ze smoły koksowniczej z 650g odpadowych tworzyw sztucznych (50% polietylen, 20% polipropylen, 10% polistyren, 15% politereftalan etylu, 5% polichlorek winylu ),

— 5% termolizatu (Wydział Paliw i Energii Akademii Górniczo-Hutniczej, Kraków), otrzymanego w wyniku wymieszania w podwyższonej temperaturze paku ze smoły koksowniczej z odpadami tekstylnymi i wiórami drzewnymi (nie zawierał PCW).

W wyniku prowadzonych doświadczeń otrzymywano każdorazowo stałą pozostałość w retorcie - koks, emulsję smołowo-wodną z odbieralnika oraz wodę z wodnej płuczki gazowej. Po zakończeniu doświadczenia we wszystkich tych produktach oznaczano zawartość chloru, a w koksie również zawartość siarki. Emisję chloru i siarki w procesie koksowania mieszanki zawierającej określony mikrododatek określano jako umowną emisję względną chloru  $E_{Cl}$  lub siarki  $E_S$  zdefiniowaną odpowiednio wzorami:

$$E_{Cl} = (1 - m_i / m_0) \cdot 100 \quad (1) \text{ i } E_S = (1 - m_{iS} / m_{0S}) \cdot 100 \quad (2) \quad [\%]$$



gdzie:

$m_0$  - wagowa zawartość chloru w koksowanej mieszance węglowej [g].

$m_{0S}$  - wagowa zawartość siarki w koksowanej mieszance węglowej [g].

$m_i$  - masa chloru w koksie otrzymanym w wyniku koksowania bazowej mieszanki węglowej z dodatkiem w *itym* doświadczeniu [g].

$m_{iS}$  - masa siarki w koksie otrzymanym w wyniku koksowania bazowej mieszanki węglowej z dodatkiem w *itym* doświadczeniu [g].

Zmiany emisji chloru lub siarki w procesie koksowania mieszanki węglowej na skutek wprowadzenia do jej składu dodatków/mikrododatków w porównaniu z emisją chloru lub siarki dla mieszanki bazowej koksowanej bez dodatków określano odpowiednio jako względną emisję chloru  $\Delta E_{Cl}$  oraz względną emisję siarki  $\Delta E_S$ :

$$\Delta E_{Cl} = [(m_{Cl} - m_i)/m_{Cl}] \cdot 100 \quad (3) \text{ i } \Delta E_S = [(m_{Si} - m_{iS}) / m_{Si}] \cdot 100 \quad (4) \quad [\%]$$

gdzie:

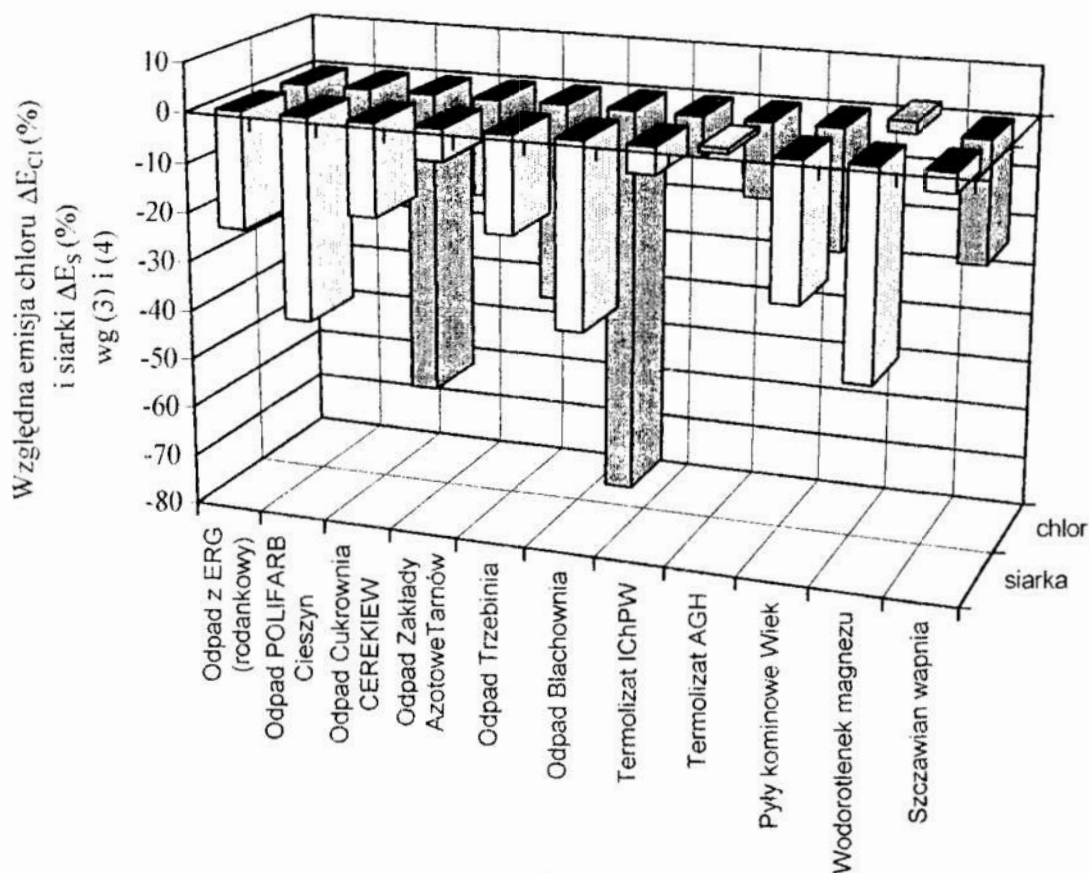
$m_{Cl}$  - masa chloru w koksie otrzymanym w wyniku koksowania mieszanki węglowej bez dodatków [g],

$m_{Si}$  - zawartość siarki w koksie otrzymanym z mieszanki bez dodatków [g],

Wybrane wyniki przeprowadzonych doświadczeń - charakterystyczne dla pewnych grup odpadów - przedstawiono na rys. 1.

### 3.2. Omówienie wyników

Wprowadzenie do koksowanej w skali laboratoryjnej mieszanki węglowej mikrododatku odpadu rodankowego z ZTS "Ząbkowice - ERG" spowodowało zmniejszenie emisji chloru o  $\Delta E_{Cl} = 16,5\%$  i siarki o  $\Delta E_S = -23,8\%$ . Można przypuszczać na podstawie wcześniejszych doświadczeń z substancjami modelowymi że głównym składnikiem redukującym emisje chloru i siarki jest zawarty w odpadzie w ilości około 25% mrówczan sodu.



**Rys. 1.** Zmiany emisji chloru  $\Delta E_{Cl}$  i siarki  $\Delta E_S$  w procesie laboratoryjnego koksowania mieszanek węglowych z wybranymi mikrodotatkami odpadów przemysłowych i substancji wzorcowych

**Fig. 1.** Changes of chlorine emission  $\Delta E_{Cl}$  and sulphur  $\Delta E_S$  during the process of laboratory coking of coal mixtures with selected microadditions of industrial wastes and standard substances

Mikroddatek roztworu odpadowego ługu z fabryki farb spowodował spadek emisji chloru jedynie o  $\Delta E_{Cl} = -7,4\%$  i siarki aż o  $\Delta E_S = -41,0\%$ . Niska skuteczność działania tego dodatku w stosunku do chloru wynika przypuszczalnie z faktu, że większość zawartego w nim sodu była związana w formie soli kwasów organicznych powstałych na skutek zmydlania wymytych z czyszczonych instalacji żywic używanych jako baza w procesie produkcji farb. Natomiast wysoka skuteczność w stosunku do siarki wynika przypuszczalnie z obecności w odpadzie metali ciężkich (składniki sykatyw) tworzących stosunkowo trwałe połączenia siarczkowe. Ciekawy efekt nastąpił po dodaniu do mieszanki węglowej wraz z testowanym odpadem 1% wiórów sosnowych. W tym przypadku emisja chloru spadła o  $\Delta E_{Cl} = 18,6\%$ , a siarki tylko o  $\Delta E_S =$

-24,7%. Zjawisko to można tłumaczyć powstawaniem w warunkach koksowania mieszanki węglowej kwasu szczawiowego, który powoduje rozpad soli sodowych wyższych kwasów tłuszczowych i części siarczków.

Wprowadzony do koksowanej mieszanki węglowej 1%-owy dodatek pyłów kominowych z Cementowni "WIEK" powodował, pomimo zawartych w nim chlorków, spadek emisji chloru o  $\Delta E_{Cl} = 24,6\%$ , a siarki o  $\Delta E_S = -27,5\%$ . Można przypuszczać że powodem tego skutecznego działania były zawarte w pyłe składniki cementu, jak również obecny w nim aktywny tlenek wapnia.

Skutecznym mikrodotadkiem obniżającym emisję chloru o  $\Delta E_{Cl} = -61,9\%$  okazało się błoto defekosaturacyjne z Cukrowni „CEREKIEW”. Duża zawartość w nim aktywnego wodorotlenku wapnia, oraz soli wapniowych niskocząsteczkowych wielokarboksyłowych kwasów organicznych (np. pochodne wapniowe kwasu cytrynowego) powodują tak znaczącą skuteczność tego odpadu. W przypadku siarki odpad ten był o wiele mniej skuteczny, gdyż emisja siarki spadła jedynie o  $\Delta E_S = 18,7\%$ . Jest to wynik zgodny z doświadczeniami na substancjach modelowych.

Zobojętniony wodorotlenkiem potasu i zatężony (10:1) odpad kwaśnej wody z Wydziału Produkcji Kaprolaktamu z Zakładów Azotowych w Tarnowie, który zawierał około 35% mrówczanu potasu obniża emisję chloru w procesie laboratoryjnego koksowania mieszanki węglowej o  $\Delta E_{Cl} = 19,8\%$  i siarki o  $\Delta E_S = -6,3\%$ . Przeszkodą w uzyskaniu lepszej skuteczności tego dodatku jest przypuszczalnie wysoka zawartość w nim azotu organicznego (resztki kaprolaktamu), który, jak wykazały wcześniejsze badania na substancjach modelowych, działa przeciwnie do mrówczanu potasu zwiększając emisję chloru i siarki [16].

Mikrodotadek odpadu z produkcji aluminium metodą Kwiatkowskiego, zawierający głównie belit ( $2CaO \cdot SiO_2$ ) jeden ze składników cementów portlandzkich, potwierdził uzyskaną w badaniach na substancjach modelowych wysoką skuteczność tego typu dodatków w stosunku do związków chloru. Odpad ten obniżał emisję chloru o  $\Delta E_{Cl} = -22,2\%$ , a siarki zaledwie o  $\Delta E_S = -3,5\%$ . Wprowadzenie z tym odpadem dodatkowo do mieszanki węglowej 0,5% tlenku wapnia powoduje obniżenie emisji chloru w procesie laboratoryjnego koksowania o  $\Delta E_{Cl} = -38,9\%$ , a siarki o  $\Delta E_S = -19,7\%$ .

Mikrodotadek odpadowego roztworu ługu sodowego z przemywania benzolu po rafinacji kwasowej z Zakładów Chemicznych "BLACHOWNIA" powoduje obniżenie emisji chloru o  $\Delta E_{Cl} = -77,8\%$  oraz siarki o  $\Delta E_S = -37,3\%$ .

Dodatek zatężonej (10:1) wody pogazowej z Koksowni "KNURÓW" wykazał że cały zawarty w niej wysoki ładunek chlorków pozostaje w koksie nie powodując wzrostu emisji tego pierwiastka w procesie laboratoryjnego

koksowania mieszanki węglowej. Zwiększyła się natomiast emisja związków siarki i to aż o  $\Delta E_S = +26,7\%$ . Doświadczenie to potwierdziło możliwość obniżenia zasolenia koksowniczych wód ściekowych poprzez zateżnienie wody odbieralnikowej i zawracanie jej do wsadu węglowego [30].

Wprowadzenie do koksowanej w skali laboratoryjnej mieszanki węglowej dodatku skojarzonego w postaci wiórek PCW z cementem portlandzkim 35 spowodowało zatrzymanie w koksie całego dodatkowego ładunku chloru wniesionego z polichlorkiem. Jednocześnie spadła całkowita emisja chloru  $E_{Cl}$  z 46,6% do 38,3%. ( $\Delta E_{Cl} = -69,5\%$ ). Względna emisja siarki spadła jedynie o  $\Delta E_S = -7,1\%$ .

Dodatek skojarzony składający się z prasowanego błota defekosaturacyjnego i odpadowej wody kwaśnej z Wydziału Produkcji Kaprolaktamu spowodował obniżenie emisji chloru w procesie laboratoryjnego koksowania tej mieszanki o  $\Delta E_{Cl} = -28,6\%$ , natomiast względna emisja siarki zmalała jedynie o  $\Delta E_S = -3,2\%$ . Również skojarzenie *odpadowej wody kwaśnej* z wodorotlenkiem potasu powoduje w efekcie obniżenie emisji chloru w omawianym procesie o  $\Delta E_{Cl} = -19,8\%$ , a siarki o  $\Delta E_S = 6,3\%$ .

Połączenie zateżonego (10:1) roztworu wody pogazowej z Koksowni "KNURÓW" z odpadowym ługiem po przemywaniu benzolu surowego po rafinacji kwasowej z Zakładów Chemicznych "BLACHOWNIA" S. A. i wprowadzenie tego dodatku skojarzonego do wsadu węglowego przyniosło również pozytywny efekt. Nastąpiło związanie w strukturach powstałego koks dodatkowej ilości chlorków wprowadzonej z zateżoną wodą pogazową, a emisja chloru obniżyła się nieznacznie o około  $\Delta E_{Cl} = -3\%$ , siarki o  $\Delta E_S = -3,9\%$ .

Przyjęta na wstępie koncepcja łączenia odpadów celem ich utylizacji w procesie koksowania wsadu węglowego bez negatywnych następstw związanych ze zwiększoną emisją chloru znalazła pełne potwierdzenie w wynikach przeprowadzonych doświadczeń. Postępowanie takie znacznie poszerza możliwości utylizacji na drodze wprowadzenia do wsadu węglowego trudnych do zagospodarowania odpadów przemysłowych.

Dodatek termolizatu (5%) zawierającego 3,25% polichlorku winylu (IChPW, Zabrze) zwiększa umowną emisję względną chloru  $E_{Cl}$  z 49,8% do 53,1%, a dodatek 10% tego termolizatu zwiększa tę emisję z 52,9 do 54,9%. Natomiast dodatek termolizatu (5%) nie zawierającego chloru (AGH, Kraków) obniża emisję chloru o  $\Delta E_{Cl} = -15,2\%$ . W tym przypadku emisja siarki praktycznie nie ulega zmianie ( $\Delta E_S = +1\%$ ).

Przeprowadzone doświadczenia pozwalają stwierdzić że zmiany w emisji chloru w procesie laboratoryjnego koksowania mieszanki węglowej zależą od składu wprowadzonego termolizatu. Wprowadzony z termolizatem do



mieszanki węglowej chlor tylko w niewielkim stopniu ulega termicznie trwałemu związaniu w strukturze tworzącego się koksu i zwiększa emisję tego pierwiastka w procesie koksowania. Dodatek termolizatów nie zawierających w swym składzie chloru działa korzystnie z punktu widzenia obniżenia emisji chloru w procesie koksowania mieszanki węglowej. Wydaje się że opisana metoda utylizacji odpadowych tworzyw sztucznych w formie termolizatów dodawanych do koksowanego wsadu węglowego jest odpowiednim sposobem ich utylizacji. Należy jednak zwrócić uwagę na mogące się pojawić w procesie koksowania problemy technologiczne wynikające z wprowadzenia do koksowanej mieszanki węglowej dużego ich dodatku. W procesie koksowania następuje rozkład termiczny zawartych w dodatku tworzyw sztucznych. Powstają duże ilości związków nienasyconych (rozkład PP i PE) oraz związków tlenowych np. kwas tereftalowy, glikol (rozkład PET). Dodatkowo tworzące się produkty termicznego rozkładu tworzyw sztucznych mogą reagować ze składnikami surowego gazu koksowniczego. Prowadzi to do istotnych zmian właściwości fizyko-chemicznych powstającej smoły koksowniczej (ze zjawiskiem tym zetknięto się w próbach w skali laboratoryjnej). W celu eliminacji zjawiska zwiększonej emisji chloru w trakcie procesu koksowania mieszanek węglowych zawierających termolizaty z zawartością chloru celowym wydaje się zastosowanie koncepcji dodatków skojarzonych (alkalizacja wsadu). Ogólnie wiadomym jest, że dodatek niektórych tworzyw sztucznych, głównie PP i PE obniża właściwości koksownicze wsadu, co prowadzi do obniżenia parametrów jakościowych koksu.

Analizując uzyskane wyniki można stwierdzić że wprowadzone do koksowanej mieszanki węglowej w formie mikrododatków (do 1% wag.) lub dodatków (powyżej 1% wag.) odpady przemysłowe, w zależności od tego jakie substancje chemiczne zawierają, zmieniają emisję związków chloru i siarki w procesie koksowania. Zmiany te są zgodne z badaniami przeprowadzonymi na substancjach modelowych. Wśród przebadanych mikrododatków/dodatków odpadów przemysłowych i termolizatów, te które obniżają emisję chloru w procesie koksowania w większości przypadków obniżają również emisję siarki w tym procesie (wyjątek stanowią niektóre termolizaty). Odpady zawierające jony amonowe zwiększają emisję chloru i tylko nieznacznie wpływają na zmiany emisji siarki w procesie koksowania mieszanki węglowej. Świadczy to o różnych mechanizmach procesu emisji tych dwóch pierwiastków w omawianym procesie koksowania. Trudne do utylizacji odpady sodowe z procesów technologicznych, jak również odpady stałe zawierające związki wapnia (najlepiej  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), wprowadzone jako mikrododatki ulegają utylizacji w procesie koksowania i jednocześnie obniżają emisję chloru i siarki. Wprowadzenie do procesu koksowania odpadów zawierających chlor lub siarkę wyma-

ga jednocześnie dodania do mieszanki substancji zmniejszających emisję tych pierwiastków w omawianym procesie.

Obniżenie emisji chloru w procesie koksowania związane z utylizacją w komorze koksowniczej odpadu przemysłowego jako składnika koksowanego wsadu węglowego prowadzi do obniżenia zasolenia koksowniczych wód ściekowych. Może prowadzić również do zmniejszenia zawartości związków siarki w gazie koksowniczym. Są to dodatkowe korzyści dla koksowni i ochrony środowiska w jej otoczeniu. Wydaje się że ten dwójaki aspekt działań zostanie w najbliższym czasie wzięty pod uwagę i niektóre substancje odpadowe będą utylizowane w procesie koksowania. Wymaga to jednak szczegółowej analizy składu tych odpadów oraz przeprowadzenia wstępnych prób laboratoryjnych koksowania mieszanki węglowej z mikrodotadkiem wytypowanego do utylizacji odpadu.

#### **4. Trwałość termiczna struktur koksu zawierających chlor w procesie spalania**

Dodanie do koksowanej mieszanki węglowej w formie mikrodotadków lub dotadków odpadów zmniejszających emisję chloru i siarki w procesie koksowania powoduje równocześnie wzrost zawartości tych pierwiastków w otrzymanym koksie. W procesie spalania tak wzbogaconych w chlor i siarkę kokсів może dojść do wtórnej emisji związków omawianych pierwiastków z gazami spalinowymi, czyli reemisji. W przeprowadzonej serii doświadczeń zwrócono szczególną uwagę na zjawisko reemisji chloru w procesie spalania kokсів otrzymanych z mieszanek zawierających w swym składzie mikrodotadki substancji modelowych i odpadów.

##### **4.1. Część doświadczalna**

W celu zbadania możliwości reemisji chloru w procesie spalania kokсів otrzymanych we wcześniejszych doświadczeniach przeprowadzono serię badań w trakcie których spalano wytypowane próbki kokсів w określonych warunkach temperaturowych i dopływu tlenu. Następnie analizowano zawartość chloru w popiołach pozostałych po spalaniu próbek kokсів i obliczano reemisję tego pierwiastka  $E_R$  określoną wzorem:

$$E_R = [1 - (m_A / m_C)] \cdot 100[\%] \quad (5)$$

gdzie:

$m_C$  - zawartość chloru w koksie [g].

$m_A$  - zawartość chloru w popiele powstałym z tego koksu [g].



Przeprowadzono trzy serie doświadczeń. W pierwszej z nich 1 gramowe próbki analityczne koksów umieszczone w porcelanowych naczynkach służących do oznaczania popiołu były spopielaone w piecu mufowym w temperaturze 815°C w czasie dwóch godzin. W następnych dwóch seriach doświadczeń 1 gramową próbkę analityczną badanego koks u umieszczano w porcelanowej łódeczce i wprowadzano do kwarcowej rury do spalań ogrzewanej w przelotowym piecu elektrycznym do temperatury odpowiednio 800°C i 1100°C. Próbki były spalane w strumieniu tlenu, którego natężenie przepływu wynosiło 30 dm<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/godzinę. Czas spalania wynosił 30 minut. Do wylotu rury do spalań podłączono zestaw dwóch płuczek, napełnionych 2 × 50 cm<sup>3</sup> redestylowanej H<sub>2</sub>O, w których absorbowano produkty spalania. Każdorazowo we wszystkich przeprowadzonych doświadczeniach oznaczano zawartość chloru w otrzymanym popiele. Oznaczenie to wykonywano w oparciu o zmodyfikowaną normę PN-75/H-04913 arkusz 19: *Oznaczanie zawartości chloru. Analiza chemiczna koncentratów cynku*. Oznaczenie polegało na ługowaniu z popiołu związków chloru za pomocą 5%-owego roztworu kwasu azotowego i oznaczaniu chloru metodą Volhard'a. Zawartość chloru w wodzie z płuczek oznaczano metodą konduktometryczną.

W doświadczeniach spalania koksów w piecu mufowym w temperaturze 815°C zbadano trwałość połączeń chloru w następujących próbkach koksów: koks otrzymany z mieszanki węglowej bez dodatków, koks otrzymany z dodatkiem 10 g mrówczanu wapnia, koks otrzymany z dodatkiem skojarzonym zawierającym 7 g cementu portlandzkiego 35 i 3 g wiórek PCW, koks otrzymany z dodatkiem 10 g cementu portlandzkiego 35, koks otrzymany z dodatkiem 50 g cementu portlandzkiego 35 i koks otrzymany z dodatkiem 5 g katalizatora EUKAT-1.

Wyniki oznaczeń przedstawiono w tabeli 2.

W doświadczeniach spalania koksów w kwarcowej rurze do spalań w strumieniu tlenu w temperaturach 800°C i 1100°C przeanalizowano trwałość połączeń chloru w następujących próbkach koksów: koks otrzymany z mieszanki węglowej bez dodatków, koks otrzymany z dodatkiem 10 g cementu portlandzkiego 35, koks otrzymany z dodatkiem 10 g mrówczanu wapnia, koks otrzymany z dodatkiem 13 g błota defekosaturacyjnego z Cukrowni "CEREKIEW" oraz koks otrzymany z dodatkiem skojarzonym zawierającym 13 g błota defekosaturacyjnego z Cukrowni "CEREKIEW" i 50 cm<sup>3</sup> kwaśnych wód odpadowych z Wydziału Kaprolaktamu Zakładów Azotowych w Tarnowie.

Zestawienie wyników oznaczeń przedstawiono w tabelach 3 i 4.

**Tabela 2.** Reemisja chloru w procesie spalania wybranych koksów otrzymanych z mieszanek węglowych z dodatkami w piecu muflowym w temperaturze 815°C

**Table 2.** Reemission of chlorine during the process of burning selected cokes obtained from coal mixtures with additions in the muffle furnace in the temperature of 815°C

Lp	RODZAJ I ILOŚĆ DODATKU [masa mieszanki węglowej 1kg] (g lub cm <sup>3</sup> )	Zawartość chloru w mieszance węglowej m <sub>0</sub> (g)	KOKS			POPIÓŁ				E <sub>R</sub> Reemisja chloru w procesie spalania koksu E <sub>R</sub> =[1- (m <sub>A</sub> /m <sub>C</sub> )]·100 (%)
			Uzysk U <sub>C</sub> (g)	Zawartość chloru		Zawartość popiołu w powstałym koksie A <sub>C</sub> (%)	Uzysk popiołu (U <sub>C</sub> :A <sub>C</sub> )/100 (g)	Zawartość chloru		
				C <sub>C</sub> (10 <sup>-2</sup> %)	m <sub>C</sub> (g)			C <sub>A</sub> (10 <sup>-2</sup> %)	m <sub>A</sub> (g)	
1	mieszanka węglowa II <sup>a</sup> + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O	3,13	726	23,0	1,67	8,0	58,1	34,2	0,20	88,0
2	10 g mrówczanu wapnia, (HCOO) <sub>2</sub> Ca + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O		733	31,8	2,33	15,2	111,4	33,9	0,38	83,7
3	7 g cementu portlandzkiego 35 i 3 g wiórek PCW + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O	4,59	738	38,4	2,83	13,0	95,9	36,3	0,35	87,6
4	10 g cementu portlandzkie- go 35 + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O		739	30,8	2,28	12,0	88,7	36,4	0,32	86,0
5	50 g cementu portlandzkie- go 35 + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O	3,13	776	33,4	2,59	18,4	142,8	48,8	0,70	73,0
6	5 g katalizatora spalania EUKAT-1 + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O		732	23,1	1,69	9,6	70,3	40,8	0,29	82,8

**Tabela 3.** Reemisja chloru w procesie spalania wybranych koksów otrzymanych z mieszanek węglowych z dodatkami w kwarcowej rurze do spalań w temperaturze 800°C

**Table 3.** Reemission of chlorine during the process of burning selected cokes obtained from coal mixtures with additions in the quartz pipe in the temperature of 800°C

Lp	RODZAJ I ILOŚĆ DODATKU [masa mieszanki węglowej 1kg (g lub cm <sup>3</sup> )	Zawartość chloru w mieszance węglowej <b>m<sub>0</sub></b> (g)	KOKS [C]		POPIÓL [A]			Zawar- tość chloru w płucz- cc z H <sub>2</sub> O (g)	E <sub>R</sub> Reemisja chloru w procesie spalania koks E <sub>R</sub> =[1- (m <sub>A</sub> /m <sub>C</sub> )]· 100 (%)		
			Uzysk U <sub>C</sub> (g)	Zawartość chloru		Zawartość popiołu w powstałym koksie (800°C) Ac (%)	Uzysk popiołu (U <sub>C</sub> ·Ac)/100 (g)			Zawartość chloru	
				Cc (·10 <sup>-2</sup> %)	mc (g)					Ca (·10 <sup>-2</sup> %)	mA (g)
1	mieszanka węglowa II <sup>a</sup> + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O		726	23,0	1,67	8,0	58,1	34,2	0,20	1,39	88,0
2	10 g mrówczanu wapnia, (HCOO) <sub>2</sub> Ca + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O	3,13	733	31,8	2,33	15,2	111,4	36,4	0,41	1,87	82,4
3	10 g cementu portlandzkie- go 35 + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O		739	30,8	2,28	12,0	88,7	33,9	0,35	1,88	84,6
4	mieszanka węglowa II <sup>b</sup> + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O		729	17,3	1,26	8,8	64,2	27,8	0,18	0,98	85,7
5	13 g błota defekosaturacyj- nego z Cukrowni "CEREKIEW" + 47 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O	2,51	733	27,8	2,04	17,0	124,6	32,9	0,41	1,57	80,0
6	13 g błota defekosaturacyj- nego z Cukrowni "CEREKIEW" i 50 cm <sup>3</sup> kwaśnych wód odpadowych z Wydziału Kaprolaktamu z Zakładów Azotowych w Tarnowie.		733	22,1	1,62	17,3	126,8	28,4	0,36	1,22	78,0

**Tabela 4.** Reemisja chloru w procesie spalania wybranych koksów otrzymanych z mieszanek węglowych z dodatkami w kwarcowej rurze do spalań w temperaturze 1100°C

**Table 4.** Reemission of chlorine during the process of burning selected cokes obtained from coal mixtures with additions in the quartz pipe in the temperature of 1100°C

Lp	RODZAJ I ILOŚĆ DODATKU [masa mieszanki węglowej 1kg] (g lub cm <sup>3</sup> )	Zawartość chloru w mieszance węglowej m <sub>0</sub> (g)	KOKS		POPIÓŁ				Zawar- tość chloru w płucz- ce z H <sub>2</sub> O (g)	E <sub>R</sub> Reemisja chloru w procesie spalania koks E <sub>R</sub> =[1- (m <sub>A</sub> /m <sub>0</sub> )]· 100 (%)	
			Uzysk U <sub>c</sub> (g)	Zawartość chloru		Zawartość popiołu w powstałym koksie (1100°C) Ac (%)	Uzysk popiołu (U <sub>c</sub> ·Ac)/100 (g)	Zawartość chloru			
				C <sub>c</sub> (·10 <sup>-2</sup> %)	m <sub>c</sub> (g)			C <sub>A</sub> (·10 <sup>-2</sup> %)			m <sub>A</sub> (g)
1	mieszanka węglowa II <sup>a</sup> + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O		726	23,0	1,67	7,7	55,9	15,8	0,09	1,49	94,6
2	10 g mrowczanu wapnia, (HCOO) <sub>2</sub> Ca + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O	3,13	733	31,8	2,33	14,4	105,6	18,7	0,20	1,97	91,4
3	10 g cementu portlandzkie- go 35 + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O		739	30,8	2,28	11,3	83,5	23,3	0,19	1,93	91,7
4	mieszanka węglowa II <sup>b</sup> + 50 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O		729	17,3	1,26	8,0	58,3	13,7	0,08	0,99	93,7
5	13 g błota defekosaturacyj- nego z Cukrowni "CEREKIEW" + 47 cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O	2,51	733	27,8	2,04	16,4	120,2	19,1	0,23	1,65	88,7
6	13 g błota defekosaturacyj- nego z Cukrowni "CEREKIEW" i 50 cm <sup>3</sup> kwaśnych wód odpadowych z Wydziału Kaprolaktamu Zakładów Azotowych w Tarnowie.		733	22,1	1,62	16,2	118,7	16,0	0,19	1,24	88,3

## 4.2. Omówienie wyników

Analizując wyniki spalania próbek badanych koksów w piecu mufowym w temperaturze 815°C w ciągu 2 godzin można stwierdzić że dla koksu otrzymanego w procesie laboratoryjnego koksowania mieszanki węglowej (pozostało w nim 53,4% ilości chloru z mieszanki węglowej) reemisji ulega 88% tego pierwiastka. Dla koksu powstałego z mieszanki węglowej z mikrodotadkiem (1%) mrówczanu wapnia (pozostało w nim 74,4% chloru zawartego w mieszance) wtórnej emisji ulega 83,7% chloru zawartego w spalonym koksie. Dodatek 1% cementu portlandzkiego 35 powoduje że w procesie spalania otrzymanego z tej mieszanki koksu reemisji ulega 87,6% zawartego w tym koksie chloru (po procesie koksowania 72,8% chloru zawartego w mieszance pozostawało w utworzonym koksie). Zwiększenie ilości dodanego do mieszanki węglowej cementu portlandzkiego 35 do 5% wag. powoduje że w powstałym koksie pozostaje 82,7% chloru zawartego w mieszance, a w badanym procesie spalania tego koksu reemisji ulega 73% zawartego w nim chloru. W przypadku dodatku skojarzonego zawierającego 0,7% cementu portlandzkiego 35 i 0,3% wiórków PCW wprowadzonego do mieszanki węglowej w wyniku jej laboratoryjnego koksowania w otrzymanym koksie pozostaje 61,7% zawartego w niej chloru. W trakcie spalania tego koksu w piecu mufowym w temperaturze 815°C w ciągu 2 godzin wtórnej emisji ulega 87,6% zawartego w nim chloru. W badanych warunkach spalania z koksu otrzymanego z mieszanki węglowej z dodatkiem 0,5% katalizatora EUKAT-1 reemisji ulega 82,8% zawartego w koksie chloru. Z powyższych danych wynika że dla ustalonych w doświadczeniach warunków spalania badanych koksów (piec mufowy, otwarte porcelanowe naczynka do oznaczania popiołu na których w płaskiej warstwie umieszczano próbki koksu, temperatura wewnątrz pieca 815°C, czas spalania 2 godziny) jedynie dla koksu otrzymanego z mieszanki węglowej, która zawierała 5% cementu portlandzkiego 35 reemisja chloru zmniejszyła się istotnie ( $E_R = 73\%$ ) w porównaniu z wartością uzyskaną dla spalania koksu z mieszanki węglowej bez dodatków ( $E_R = 88,0\%$ ). Mniej znaczące zmniejszenie reemisji uzyskano dla koksów otrzymanych z mieszanek zawierających 1% dodatek mrówczanu wapnia ( $E_R = 83,7\%$ ) i 0,5% dodatek katalizatora spalania EUKAT-1 ( $E_R = 82,8\%$ ).

W przypadku doświadczeń polegających na spalaniu wybranych próbek koksów, otrzymanych w wyniku laboratoryjnego koksowania mieszanek węglowych zawierających w swym składzie dodatki obniżające emisję chloru w procesie koksowania, w rurze kwarcowej grzanej w elektrycznym piecu przelotowym do temperatury 800°C i 1100°C (przy przepływie tlenu 30 dm<sup>3</sup>/godz. w czasie 30 minut) stwierdzono że reemisja chloru z koksu otrzymanego



z mieszanek węglowych bez dodatków wynosi odpowiednio: 800°C:  $E_R = 88,0\%$  oraz 1100°C:  $E_R = 94,6\%$ ,

Wprowadzenie do mieszanki węglowej mikrododatku (1%) mrówczanu wapnia powoduje że w przypadku spalania w omawianych warunkach otrzymanego z niej koksu reemisji w temperaturze procesu 800°C ulega 82,4% chloru, a w temperaturze 1100°C 91,4%. Dla koksu otrzymanego z mikrododatkiem (1%) cementu portlandzkiego 35 reemisja w temperaturze spalania 800°C wynosi 84,6%, a w temperaturze 1100°C wynosi 91,7%. Wprowadzenie do koksowanej w warunkach laboratoryjnych mieszanki węglowej dodatku odpadu przemysłowego w postaci 13 g (1% w przeliczeniu na stan bezwodny) błota defekosaturacyjnego z Cukrowni "CEREKIEW" powoduje że reemisja chloru dla otrzymanego z niej koksu wynosi odpowiednio: 80% dla temperatury spalania 800°C i 88,7% dla temperatury spalania 1100°C. Ten sam dodatek błota defekosaturacyjnego (13 g) w połączeniu z 50 cm<sup>3</sup> odpadowej wody kwaśnej z Wydziału Kaprolaktamu Zakładów Azotowych w Tarnowie powoduje że w trakcie spalania otrzymanego z tej mieszanki koksu reemisji ulega 78,0% chloru dla temperatury spalania 800°C i 88,3% chloru dla temperatury spalania 1100°C.

Wydaje się że w procesie termicznej degradacji struktury koksu jaka zachodzi podczas jego spalania rozkładowi ulegają zawarte w koksie chlorki i podobnie jak w trakcie spalania węgla chlor uwalnia się w formie chlorowodoru. Potwierdzają to wyniki serii doświadczeń spalania koksów w rurze kwarcowej w strumieniu tlenu. W doświadczeniach tych produkty spalania adsorbowano w płuczkach gazowych zawierających wodę i następnie oznaczano w nich chlor. Wyniki oznaczeń wskazują że wydzielający się w procesie spalania koksów chlorowodór absorbował się w wodzie znajdującej się w płuczkach gazowych. Można stwierdzić że w przypadku spalania badanych koksów w temperaturze około 800°C wprowadzone do koksowanych mieszanek węglowych dodatki, powodujące obniżenie emisji chloru w procesie ich laboratoryjnego koksowania, wpływają również zauważalnie na obniżenie reemisji chloru. Największe obniżenie reemisji chloru nastąpiło w przypadku spalania koksu w piecu mufowym w temperaturze 815°C (wtórnej emisji ulega 10% chloru mniej niż w przypadku spalania koksu otrzymanego z mieszanki węglowej bez dodatków) dla koksu otrzymanego z mieszanki węglowej z dodatkiem 5% cementu portlandzkiego 35, oraz dla koksu otrzymanego z mieszanki węglowej z dodatkiem skojarzonym (reemisja spada z 88% do 78%) w przypadku spalania w przepływie tlenu w rurze kwarcowej. Dla temperatur spalania koksów powyżej 1000°C prawie cały zawarty w nich chlor ulega reemisji praktycznie niezależnie od rodzaju dodatków wprowadzonych do mieszanek węglowych z których otrzymano badane koksy (maksymalna procentowa różnica

w reemisji wynosi około 5%). Ta ograniczona termiczna trwałość połączeń chloru występująca w trakcie spalania koksów związana jest z zanikiem w trakcie trwania procesu struktury przestrzennej koksu w wyniku czego związki chloru poddane zostają bezpośredniemu działaniu wysokiej temperatury. Powoduje to ich termiczny rozpad i parowanie.

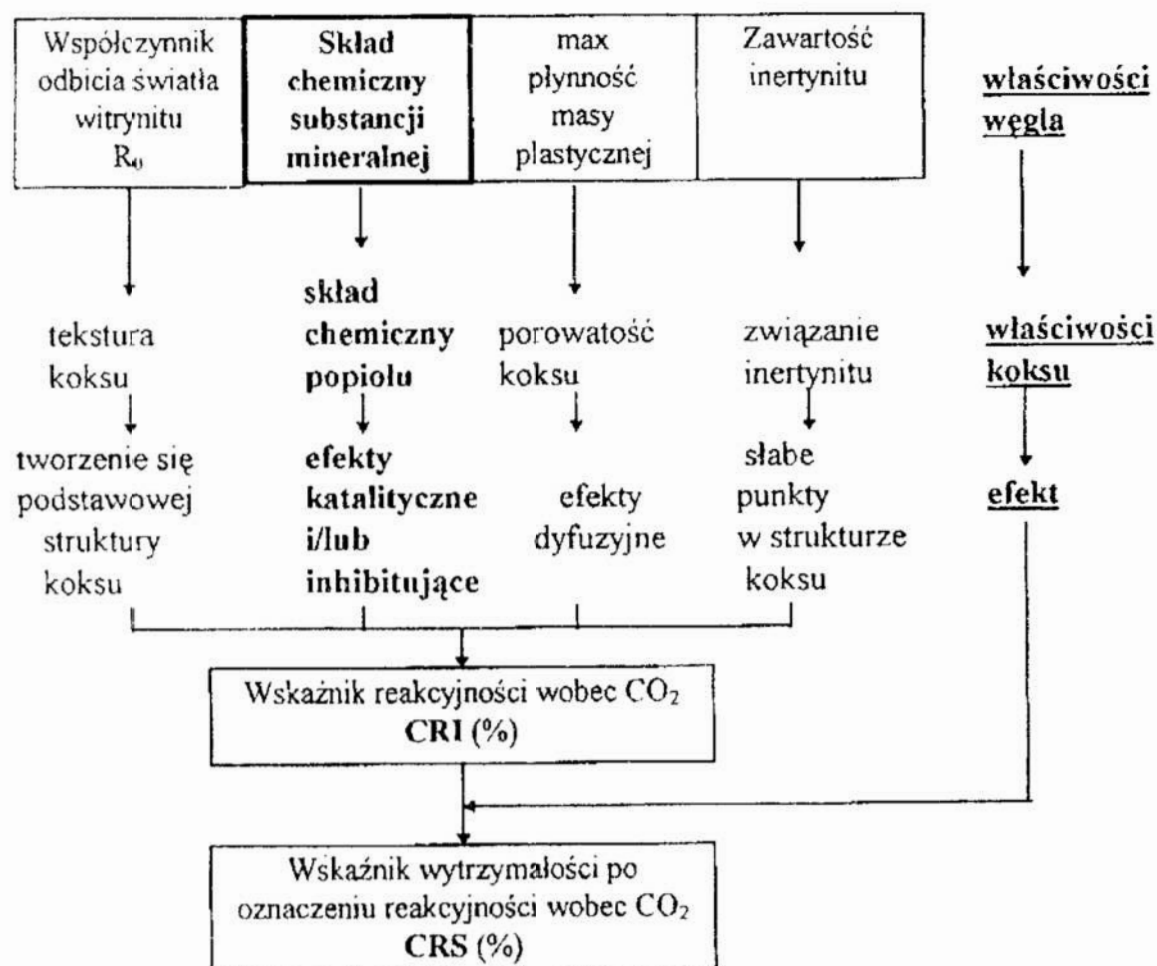
W trakcie spalania koksów zawierających zwiększony ładunek chloru (działanie mikrododatków) ulega on wtórnej emisji (reemisji) w stopniu zależnym od warunków procesu spalania i rodzaju wprowadzonego dodatku. Maksymalny wpływ mikrododatku uwidocznił się w przypadku spalania w piecu mufowym w temperaturze 815°C w czasie 2 godz. koksu otrzymanego z mieszanki zawierającej dodatek 5% cementu portlandzkiego 35. Reemisja spadła w tym przypadku z 88,0% (koks bez dodatków) do 73%. W przypadku spalania koksów w strumieniu tlenu w rurze kwarcowej w temperaturach 800°C i 1100°C wpływ wprowadzonych do koksowanej mieszanki węglowej dodatków na reemisję chloru jest niewielki i nie przekracza 10% wartości reemisji chloru zmierzonej dla koksu bez dodatków. Celowym więc wydaje się spalanie otrzymanych w omawianym procesie koksów w urządzeniach wyposażonych w układy odpylania lub odsiarczania spalin, gdyż w tym przypadku emitujący chlor prawie w całości zostanie usunięty z gazów spalinowych.

## 5. Zmiany niektórych właściwości koksu pod wpływem wprowadzonych do mieszanki węglowej odpadów

Wprowadzenie do mieszanki koksowniczej odpadów zawierających metale alkaliczne może spowodować zwiększenie ich zawartości w substancji mineralnej koksowanego wsadu węglowego co prowadzi do zmiany jej składu. Liczne publikacje podkreślają duży wpływ składu substancji mineralnej koksowanych mieszanek węglowych na wytrzymałość i reakcyjność otrzymanych koksów [31-36]. Przeprowadzone badania wykazały, że zwiększenie zawartości metali alkalicznych w koksie (ich ilość jest pochodną zawartości tych metali w koksowanym węglu) powoduje wzrost jego reakcyjności wobec CO<sub>2</sub> (CRI) [37]. Ponadto dodatek substancji nieorganicznych powoduje wzrost zawartości popiołu w otrzymanych koksach, a tym samym spadek jego wytrzymałości. Takie koksy mogłyby więc nie spełniać wymagań stawianych koksom metalurgicznym ( $A^d < 10\%$ ,  $S_t^{daf} < 0,7\%$ ,  $P^{daf} < 0,025\%$ , zawartość alkaliów (w przeliczeniu na tlenki w popiele)  $< 0,28\%$ , reakcyjność wobec CO<sub>2</sub> CRI = 24%, wytrzymałość po oznaczeniu reakcyjności wobec CO<sub>2</sub> CSR = 70%) [31, 38]. Na rys. 2 przedstawiono schemat zależności pomiędzy właściwościami węgla i otrzymanego z niego koksu.

Szczególnie istotnymi parametrami koksu z punktu widzenia zachowania się go w warunkach procesu wielopieczowego są wielkości CSR i CRI. Oznaczenia

reakcyjności wobec CO<sub>2</sub> (CRI) i wytrzymałości po oznaczeniu reakcyjności wobec CO<sub>2</sub> (CSR) wykazały że wielkości te są zależne od siebie liniowo lecz o przeciwnym trendzie. W przybliżeniu wg [39]  $CSR = (85 \div 100) - (1 \div 1,5) CRI$ .



Rys. 2. Schematyczna zależność właściwości koksu od właściwości koksowanego węgla (opracowano na podstawie [32])

Fig. 2. Schematic dependence of coke quality and quality of coked coal (basing on [32])

Praca przedstawiona przez J. T. Price'a et al. [37] różnicuje wpływ wybranych dodatków mineralnych do wsadu koksowniczego na parametr CRS. Dodatek (1%) takich minerałów jak: apatyt  $Ca_5[(PO_4)_3(F,Cl,OH)]$ , glinokrzemiany (plagioklaz, ortoklaz, muskowit, kaolin), tlenek glinu oraz kwarc utrzymywały na prawie niezmiennym poziomie wartość CRS, a takie minerały jak: piryt, syderyt, hematyt, boksyt, kalcyt, gips, wapień i tlenek magnezu obniżały CRS. Przedstawione zależności wskazują że istnieje wpływ dodatków do mieszanki węglowej na parametry jakościowe otrzymanych kokсів, choć musi on być roz-

patrywany dla każdej substancji indywidualnie. Jest to zagadnienie trudne do rozwiązania gdyż wyniki badań laboratoryjnych wpływu dodatku określonej substancji do koksowanej mieszanki węglowej na parametry jakościowe otrzymanych w tej skali koksów nie pokrywają się z wielkościami oznaczonymi dla koksów otrzymanych z analogicznych wsadów w skali przemysłowej. W wielu przypadkach laboratoryjnego koksowania mieszanek węglowych wykonane dla uzyskanych koksów oznaczenia reakcyjności były 2÷6 razy większe niż dla koksów z tych samych mieszanek otrzymanych w skali przemysłowej [40].

Nie znalazły potwierdzenia obawy związane z możliwością szybszego niszczenia masywu ceramicznego pieców koksowniczych przez wprowadzane wraz z dodatkami większej ilości pierwiastków alkalicznych. Ilość dodawanych dodatków jest najczęściej na poziomie 1% (mikrododatki) i w związku z tym ilość dodatkowych alkaliów nie jest duża [41].

Wprowadzenie do koksowanej mieszanki węglowej mikrododatków odpadów przemysłowych wpływa również na zmiany struktury i właściwości optycznych otrzymywanych z nich koksów. Badania mikroskopowe tych parametrów koksu stanowią podstawę do oceny jego jakości. Struktura koksu jest pochodną składu petrograficznego koksowanej mieszanki węglowej, a właściwości optyczne są odbiciem jego stopnia karbonizacji. Badania mikroskopowe koksów otrzymanych wcześniej w procesie laboratoryjnego koksowania mieszanek węglowych zawierających mikrododatki i dodatki wykazały że tekstura badanych koksów, bardzo różnorodna w obrębie jednej próbki, była podobna dla większości próbek. Pod względem właściwości optycznych obserwowane koksy są anizotropowe z przewagą struktury drobnomozaikowej. Anizotropia optyczna rośnie w kierunku od środka ziarna w kierunku jego powierzchni. Występują również struktury grubomozaikowe, włókniste zaburzone i pojedyncze domeny. Nieliczne wtrącenia mineralne zaobserwowano w próbkach koksów otrzymanych z mieszanek węglowych z dodatkami: cementu portlandzkiego, wodorotlenku żelaza i mrówczanu wapnia. W próbce zawierającej dodatek termolizatu z AG-H w Krakowie zaobserwowano występowanie korzystnej struktury wstęgowej, a dla koksów otrzymanych z mieszanek do których wprowadzono wodorotlenek żelaza oraz odpadowy ług z przemysłu benzolu po rafinacji kwasowej zaobserwowano silną dezintegrację ziaren koksów.

## 6. Zachowanie się związków chloru w procesie wielkopieczowym

Rola chloru w procesie wielkopieczowym nie jest oceniana jednoznacznie, a zachowanie się chloru w procesie wielkopieczowym jest zagadnieniem słabo rozpoznany. Wielkopieczownicy przyjmują, że cały chlor jest wprowadzany do wielkiego pieca wraz z koksem. Przeprowadzone przez nas badania nad zawartością chloru w poszczególnych składnikach naboju wielkopieczowe-  
46 ————— *Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska*



go stosowanego w Hucie „Katowice”, tj.: spieku, pelletach, żużłu konwertorowym, żużłu Si-Mn i koksie wykazały, że wszystkie one zawierają chlor. Przeprowadzone oznaczenia zawartości chloru w próbkach składników naboju wielkopiecowego wykazały (Tabela 5), że zawartość chloru w koksie jest na poziomie ~0,1%. W pozostałych przeanalizowanych składnikach naboju wielkopiecowego zawartość chloru waha się od 0,00n% do 0,0n%. W ewentualnie dodawanym kamieniu wapiennym lub dolomicie nie stwierdzono zawartości chloru. Koks stanowi jednak tylko 1/3 masy naboju wielkopiecowego. Największy udział, prawie 2/3, w masie składników wprowadzanych do wielkiego pieca, posiada spiek. Zawiera on około 0,01% chloru. Wynika stąd, że dla składników i składu naboju wielkopiecowego stosowanych w Hucie „Katowice” z koksem wprowadzane jest do wielkiego pieca około 2/3 chloru, natomiast reszta tj. około 1/3 pochodzi z innych składników stosowanych w naboju wielkopiecowym.

**Tabela 5.** Zawartość chloru w składnikach wsadu wielkopiecowego Huty „Katowice”

**Table 5.** Chlorine content in ingredients of blast-furnace input in „Katowice” Steel Plant

Lp	Nazwa składnika	Udział składnika we wsadzie wielkopiecowym [%]	Zawartość chloru [%]	Udział ładunku chloru we wsadzie wielkopiecowym [%]
1.	Spiek	66,4	0,017	32,5
2.	Koks	23,1	0,098	65,0
3.	Pellety	9,1	0,007	1,8
4.	Żużel konwertorowy	1,1	0,009	0,3
5.	Żużel Si-Mn	0,3	0,044	0,4

Wydzielający się podczas spalania koksu chlorowodór reaguje z tlenkami i węglanami znajdującymi się w naboju wielkopiecowym. W wyższych temperaturach ( $> 1000^{\circ}\text{C}$ ) chlorki alkaliczne parują i są unoszone z gazem wielkopiecowym. Dlatego też chlor wpływa korzystnie na usuwanie alkaliów z wielkiego pieca i istnieją doniesienia literaturowe [42] donoszące o wprowadzaniu wraz z dmuchem do wielkiego pieca dodatku  $\text{CaCl}_2$ . Powoduje to zmniejszenie zawartości alkaliów w wielkim piecu, a tym samym wzrost wydajności procesu. Dodatek chlorków alkalicznych sprzyja również wydalaniu z pieca Zn i Pb, gdyż temperatury parowania chlorków tych metali są niskie ( $\text{ZnCl}_2 / t_w = 732^{\circ}\text{C}$ ,  $\text{PbCl}_2 / t_w = 950^{\circ}\text{C}$ ). Dodatek 2%  $\text{CaCl}_2$  umożliwia zwiększenie ilości wydalonego cynku do 50÷60%, a ołowiu do 75%. Dodatek NaCl



lub  $\text{CaCl}_2$  wpływa również korzystnie na obniżenie zawartości arsenu w wielkim piecu. Z drugiej jednak strony stwierdza się występowanie związków chloru (głównie  $\text{KCl}$ ) w narostach i nalepach w szybie wielkiego pieca. Związki chloru po opuszczeniu wielkiego pieca wraz z gazem koksowniczym są z niego skutecznie usuwane w procesie jego oczyszczania tj. w odpylaczu wstępnym, płuczce wodnej (skruberze) i odpylaczu końcowym.

Wprowadzone do wielkiego pieca wraz z materiałami wsadowymi alkalia, należą do czynników działających wysoce destrukcyjnie na stosowane do jego budowy materiały ceramiczne. Przede wszystkim kumulują się one w górnej części pieca w formie związków tlenowych, które z materiałami glinokrzemianowymi tworzą łatwotopliwe eutektyki, oraz wchodzi w skład tworzących się narostów utrudniających ruch naboju wielkopieczowego w szybie pieca. W dolnych strefach pieca niewielka część z wprowadzonych alkaliów występuje w formie cyjanków lub krzemianów. Związki te są redukowane do par metalu wnikaających w sieć krystaliczną węgla stosowanego w ogniotrwałych materiałach węglowych z których zbudowany jest gar wielkiego pieca. Zjawisko to prowadzi do powstawania naprężeń w masie węglowej i w konsekwencji pękania bloków i kształtek obmurza. Należy jednak pamiętać, że podstawową przyczyną niszczenia obmurza wielkiego pieca jest wysoka temperatura procesu wytopu surówki, a zwiększenie ilości alkaliów w koksie poprzez wprowadzenie do wyjściowej mieszanki koksującej mikrodotyków zawierających metale alkaliczne jest nieznaczne.

## 7. Możliwości i ograniczenia - podsumowanie

Utylizacja odpadów na drodze ich termicznej pirolizy, z uwagi na możliwość hermetyzacji procesu, wydaje się działaniem korzystnym z punktu widzenia ochrony środowiska [43]. Dotyczy to również wykorzystania w tym celu klasycznego procesu koksowania. Warunki prowadzenia procesu przy odpowiednio dobranym składzie mieszanki koksującej umożliwiają bowiem utylizację bardzo uciążliwych i niebezpiecznych dla otoczenia odpadów wodnych roztworów ługów zawierających substancje organiczne i nieorganiczne, niesegregowanych odpadów tworzyw sztucznych. Odpowiednio dobrane odpady przemysłowe mogą prowadzić do zmniejszenia na terenie koksowni niekorzystnej z technologicznego punktu widzenia emisji chloru i siarki w procesie koksowania. W konsekwencji prowadzi to do obniżenia zasolenia koksowniczych wód ściekowych wykorzystywanych w zamkniętym obiegu koksowni, a których nadmiar jest odprowadzany do cieków wodnych. Należy jednak pamiętać że ograniczenie emisji związków chloru i siarki z komory koksowniczej powoduje wzrost ich zawartości w produkowanym koksie. Ponad to z punktu widzenia technologicznego ograniczona jest ilość wody, którą można wprowadzić do

wsadu węglowego wraz z odpadem (zawartość wody w mieszance koksującej nie powinna przekraczać 8% wag.). Ograniczenie to dotyczy również ilość substancji nieorganicznych, których zbyt duży dodatek może powodować ponadnormatywny wzrost zawartości popiołu w produkowanym koksie ( $A_{\text{koksu}}^d \approx 1,3 A_{\text{węgla}}^d$ ).

Wprowadzenie do koksowanej mieszanki węglowej metali alkalicznych z pierwszej grupy układu okresowego ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) powoduje wzrost reakcyjności otrzymanych kokсів. W mniejszym stopniu dotyczy to metali z drugiej grupy układu okresowego ( $\text{Ca}^{2+}$ ). Produkowany koks wielkopiecowy powinien charakteryzować się niskim wskaźnikiem reakcyjności wobec  $\text{CO}_2$  ( $\text{CRI} \leq 28\%$ , optymalnie  $\text{CRI} < 24\%$ ) wysokimi parametrami wytrzymałościowymi po oznaczeniu reakcyjności ( $\text{CSR} > 60\%$ , optymalnie  $\text{CSR} > 70\%$ ), niską zawartością siarki ( $S_i^a \leq 0,7\%$ ) i fosforu ( $P^a \leq 0,025\%$ ) oraz równomiernością kawałkową przy maksymalnym udziale ziaren  $30 \div 60$  mm, a także wskaźnikiem wytrzymałościowym  $M40 \geq 87\%$  i ścieralnością  $M10 \leq 5,5\%$  (z koksu powyżej 60 mm). Powinna go również cechować niska zawartość alkaliów (w popiele  $\text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O} \leq 0,28\%$ ) przy udziale popiołu poniżej 10% [31, 38]. Według najnowszych danych proponuje się nawet:  $\text{CRI} < 20\%$ ,  $\text{CSR} > 70\%$ , zawartość alkaliów w popiele  $\text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O} < 0,2\%$  [44]. Biorąc pod uwagę te czynniki wydaje się, że metoda obniżania emisji chloru polegająca na wprowadzaniu w formie mikrododatku/dodatku do wsadu węglowego substancji powodujących tworzenie się chlorków nielotnych w procesie koksowania mieszanki węglowej nadaje się do wykorzystania przede wszystkim w produkcji kokсів przemysłowo-opałowych, dla których parametry użytkowe nie są tak rygorystycznie narzucone. W związku z tym kolejnym ograniczeniem w możliwości utylizacji odpadów w klasycznym procesie koksowania jest ilość produkowanego koksu dla celów przemysłowo-opałowych. Niestety udział takiego koksu w sumarycznej produkcji koksowni systematycznie spada - z 3 mln Mg w 1994 roku do przewidywanego w 1999 roku 1 mln Mg [2, 45]. Przy założeniu że produkcja ta utrzyma się w następnych latach na tym samym poziomie i że w każdym przypadku będzie wprowadzany do koksowanego wsadu węglowego 1%-owy mikrododatek odpadu, można by utylizować w omawianym procesie około 13 tys. Mg odpadów rocznie.

Kolejnym zagadnieniem, które wiąże się z zagadnieniem utylizacji odpadów w procesie koksowania jest sprawa wtórnej emisji chloru i siarki (reemisji) w trakcie spalania kokсів otrzymanych w wyniku koksowania mieszanek węglowych, zawierających dodatki odpadów, które obniżają emisję chloru (przeważnie także siarki) w omawianym procesie. Wyprodukowane w tym przypadku koksy cechuje zwiększona zawartość chloru, a niejednokrotnie również siar-

ki. W trakcie procesu spalania tych koksów - zależnie od warunków panujących w palenisku i wprowadzonego dodatku - od około 70% do 95% chloru ulega emisji z gazami spalinowymi (reemisja). W warunkach palenisk przemysłowych stosujących procesy odsiarczania i odpylania gazów spalinowych reemitowany chlor zostaje niemal całkowicie zatrzymany wraz z pyłem kominowym lub w procesach odsiarczania wraz z siarką. Stosowanie otrzymanych koksów w warunkach palenisk komunalnych, które charakteryzuje niska temperatura spalania (poniżej 800°C) znaczna część zawartego dodatkowo w koksie chloru - zależnie od wprowadzonego dodatku - pozostanie w popiele.

Prowadzone w ostatnich latach badania w skali laboratoryjnej przyniosły informacje o korzystnym wpływie dodatku CaO do koksowanych mieszanek węglowych na parametry jakościowe otrzymanych z nich koksów. Stwierdzono że niewielki dodatek tlenku wapnia (2÷4%) powoduje wzrost wytrzymałości koksu i zwiększenie grubości ścianek por w jego strukturze. Parametry teksturalne i mechaniczne koksów otrzymanych z mieszanek węgla koksujących i antracytu z dodatkiem 4% wag. CaO były zbliżone do tekstury koksu otrzymanego z mieszanek dobrych węgla koksujących [46, 47]. Jednoznacznie potwierdzony, pozytywny wpływ związków wapnia na proces koksowania i parametry uzyskiwanych koksów pozwolił by na znaczne ilościowo rozszerzenie możliwości utylizacji odpowiednio dobranych odpadów w procesie koksowania (odpady zawierające wapń i odpady skojarzone). Osobnym zagadnieniem do rozstrzygnięcia w tym przypadku pozostaje wpływ dodatkowej ilości chloru i siarki pozostałych w koksie otrzymanym w wyniku koksowania wsadu węglowego zawierającego w swym składzie odpady ograniczające emisję tych pierwiastków w omawianym procesie (negatywne oddziaływanie związków siarki i niejednoznaczne związków chloru). Najmniej kontrowersji budzi dodatek do koksowanej mieszanki węglowej termolizatów. Przeprowadzone próby przemysłowe wykazały że dodatki te nie wpływają znacząco na zmiany parametrów jakościowych otrzymywanych koksów, a przy odpowiednio dobranym składzie nie wpływają na zmiany emisji chloru i siarki w procesie koksowania.

Reasumując należy stwierdzić, że utylizacja odpadów przemysłowych w klasycznym procesie koksowania wymaga dużej rozwagi i każdorazowo tego typu działanie powinno zostać poprzedzone wstępnymi badaniami testowymi (w skali laboratoryjnej i prób skrzynkowych).

## 8. Wnioski

1. Wprowadzone do koksowanej mieszanki węglowej w formie mikrododat-  
ków (do 1% wag.) lub dodatków (powyżej 1% wag.) odpady przemysłowe  
w znaczący sposób mogą zmieniać emisję chloru i siarki w procesie kok-  
sowania. Wśród przebadanych odpadów te które obniżają emisję chloru

w procesie koksowania w większości przypadków obniżają również emisję siarki w tym procesie. Przykładem może być mikrododatek pyłu kominowego z cementowni, dla którego  $\Delta E_{Cl} = 24,6\%$ , a  $\Delta E_S = 27,5\%$ . Zmiany te mogą być różne co do stopnia ograniczania wydzielania się tych pierwiastków w omawianym procesie. Przykładem może być odpadowy ług sodowy z mycia instalacji z fabryki farb dla którego  $\Delta E_{Cl} = 7,4\%$ , a  $\Delta E_S = 41,0\%$  czy błoto defekosaturacyjne z cukrowni, dla którego  $\Delta E_{Cl} = 61,9\%$ , a  $\Delta E_S = -18,7\%$ . Odpady zawierające jony amonowe mogą zwiększać emisję chloru i siarki aktywnie pośrednicząc w procesach związanych z emisją chloru, co jest zgodne z przewidywanym mechanizmem tego zjawiska (omówionym w pracy [16]). Przykładem może być mikrododatek zateżonej 10:1 wody pogazowej z koksowni, który powoduje wzrost emisji siarki o  $\Delta E_S = +26,7\%$ .

2. Możliwe jest wprowadzanie do koksowanego wsadu węglowego, w formie mikrododatku lub dodatku i utylizacja odpadów zawierających chlor pod warunkiem równoczesnego dodatku substancji/odpadów powodujących obniżenie emisji tego pierwiastka w procesie koksowania (dodatki skojarzone). Działanie takie prowadzi również do zmian w emisji siarki w tym procesie.
3. Wśród przetestowanych jako mikrododatku/dodatku największą skuteczność w obniżeniu emisji chloru w procesie koksowania wykazały związki/odpady zawierające wapń (wodorotlenek, sole kwasów organicznych, minerały, odpady przemysłowe). Natomiast testowane substancje zawierające azot lub magnez powodowały wzrost emisji chloru i w związku z tym powinno się unikać wprowadzania ich samodzielnie do wsadu węglowego.
4. W trakcie spalania koksów zawierających zwiększony ładunek chloru (działanie mikrododatku) ulega on wtórnej emisji (reemisji) w stopniu zależnym głównie od warunków procesu spalania, a nie od rodzaju wprowadzonego dodatku.
5. Z uwagi na parametry jakościowe otrzymywanych w omawianej metodzie koksów może być ona stosowana głównie w przypadku koksowni produkujących koks przemysłowo - opałowy. Dla koksowni produkujących koks wielkopieczowy możliwe jest kontrolowane dodawanie do wsadu węglowego  $Ca(OH)_2$  lub odpadów zawierających ten składnik.
6. Wprowadzone wraz ze składnikami wsadu wielkopieczowego do wielkiego pieca związki chloru wydostają się z przestrzeni reakcyjnej wraz z gazem wielkopieczowym i gromadzą się w odpadach powstających w urządzeniach oczyszczających gaz tj. wodach odpadowych i pyłach z odpylaczy. Chlor może przyczyniać się do usuwania alkaliów z przestrzeni wielkiego pieca.



7. Przeprowadzone badania wskazują na konieczność zachowania dużej ostrożności przy wykorzystaniu procesu koksowania jako uniwersalnej metody utylizacji wszelkich odpadów, chociaż bardzo często jest to technologicznie uzasadnione. Postępowanie tego typu każdorazowo powinno być poprzedzone badaniami laboratoryjnymi, które proponuje się w naszych pracach [6, 15-17, 25,48].

## Literatura

1. **Ściażko M.:** Prognoza międzynarodowego rynku koksu, *Karbo* **44** (4), 118-123 (1999).
2. Praca zbiorowa, Biuro Projektów KOKSOPROJEKT Sp.z o.o. Zabrze, dane nie publikowane, (1999).
3. Praca zbiorowa pod redakcją **Zielińskiego H.:** KOKSOWNICTWO, Wydawnictwo "Śląsk", Katowice 1986, (s. 70÷97).
4. **Wasilewski P., Kobel-Najzarek E.:** Chemiczna przeróbka węgla kamiennego, Politechnika Śląska, skrypty uczelniane nr **704** Gliwice 1977, (s. 44÷56).
5. **Mianowski A.:** O możliwości wykorzystania proekologicznych elementów przemysłowego procesu koksowania węgla, Polska Akademia Nauk, Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska, Fundacja im Friedricha Eberta, Ogólnopolska Konferencja Naukowa "Skutki oddziaływania przemysłu koksowniczego na środowisko człowieka", 20÷22 października 1992, Zabrze, materiały konferencyjne (s.231÷240).
6. **Mianowski A., Koszorek A.:** Ekologiczne aspekty stosowania nietypowych mikrododatków w procesie koksowania mieszanki węglowej, *Chemik* **2**, 47-49 (1995).
7. **Tatara. A:** Ochrona środowiska w krajowym koksownictwie - stan obecny i perspektywy, *Karbo - Energochemia - Ekologia* **43** (3), 112 - 117 (1998).
8. **Kapala J., Olczak Cz.:** Emisja zanieczyszczeń pyłowo - gazowych z koksowni o różnym stanie techniczno - eksploatacyjnym, Polska Akademia Nauk, Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska, Fundacja im Friedricha Eberta, Ogólnopolska Konferencja Naukowa "Skutki oddziaływania przemysłu koksowniczego na środowisko człowieka", 20÷22 października 1992, Zabrze, materiały konferencyjne (s. 34÷41).
9. **Wasilewski P., Mianowski A., Morawski R. J., Olczak Cz., Swaryczewski Z.:** Gegenseitige Abhängigkeit der Immission von Benzol Und seiner Homologen des einer Kokerei, *Das Gas und Wasserfach (Gas-Erdgas)*, **128** (8),358-362 (1987).
10. **Wasilewski P., Mianowski A., Swaryczewski Z.:** o imisji - emisji węglowodorów aromatycznych z zakładu koksowniczego, *Koks, Smoła, Gaz*, **34** (6), 142-144 (1989).
11. **Wasilewski P., Mianowski A., Swaryczewski Z.:** Correlation of aromatic hydrocarbons concentrations in imission and emission of the coke plant, *Polish Journal of Applied Chemistry*, **34**, 313-316 (1995).
12. **Wasilewski P., Mianowski A., Olczak Cz., Swaryczewski Z.:** Korelacja stężeń pyłu, substancji smołowych i benzo(α)pirenu w emisji i imisji z baterii pieców zakładów koksowniczych w Zdieszowicach, *Archiwum Ochrony Środowiska* **3-4**,19-30 (1996).



13. **Kapala J.:** Oddziaływanie zakładów koksowniczych na środowisko w świetle wykonanych kompleksowych ocen, *ibid* [8] (s. 306 -314).
14. Yasuo ohtsuka, Wu zhiheng i E. Furimsky; Effect of alkali and alkaline earth metals on nitrogen release during temperature programmed pyrolysis of coal, *Fuel* **76** (14/15), 1361 - 1367 (1997).
15. **Koszorek A., Mianowski A.:** The effect of some additives upon chlorine emission during coking, CUSTNET Second International Conference "Coal Research & Development Through Collaboration in Europe", VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republik, 02 – 04. 09.1996, (s.1/35 – 1/39).
16. **Koszorek A, Mianowski A.:** Emisja związków chloru w procesie koksowania, *Karbo* **44** (6), 209 - 218 (1999).
17. **Koszorek A., Mianowski A.:** Zmiany emisji związków chloru i siarki w procesie koksowania mieszanek węglowych zawierających dodatki substancji odpadowych, *Prace Naukowe Pol. Szczecińskiej* **547** (Instytut Technologii Nieorganicznej 5), 376 - 380 (1998).
18. **Zawistowski J., Łojek M., Dziembała F., Thil H.:** Sprawozdanie z wykonania pracy p. t.: Opracowanie technologii kompleksowego uzdatniania wód pogazowych w celu obniżenia zawartości soli oraz związków organicznych, z wykorzystaniem doświadczeń z wcześniejszych prac wykonanych na zlecenie Z.K. im. Powstańców Śląskich. Część I., Wielobranżowe Przedsiębiorstwo Wdrożeniowo-Produkcyjne "PROCARBO" Spółka z o.o., Bytom, maj 1991.
19. **Bal S., Kostecki M.:** Ocena zastosowania poprodukcyjnych soli rodankowych w badaniach nad odsalaniem wody pogazowej, Zdzieszowice 23.12.1991 (praca nie publikowana).
20. **Buszko R.:** Wyniki prób skrzynkowych w ramach badań zawartości chloru w koksie, Zakłady Koksownicze im. Powstańców Śląskich w Zdzieszowicach, styczeń - luty 1991 rok, (praca nie publikowana).
21. **Kostecki M.:** Zastosowanie poprodukcyjnych soli sodowych, rodankowych i mrówczanowych, w badaniach nad opracowaniem metody odsalania koksowniczych wód pogazowych, w aspekcie ochrony środowiska, Zabrze 19.12.1991 (praca nie publikowana).
22. **Bal S.:** Opinia w sprawie stosowania poprodukcyjnych soli rodankowych w procesie odsalania pogazowych wód koksowniczych, Instytut Ciężkiej Syntezy Organicznej "BLACHOWNIA", Kędzierzyn-Koźle 16.12.1991 rok (praca nie publikowana).
23. **Sokołowski M.:** Dioksyny - ocena zagrożenia środowiska naturalnego oraz metody ich wykrywania, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1994, (s. 5÷50).
24. **Żmuda A., Pusz S., Koszorek A., Minkina M.:** Co-carbonization of the granulated organic wastes blended with a coal mixture, *Acta Montana, Series B, No* **8** (110), 59-66 (1998).
25. **Koszorek A., Mianowski A.:** Wpływ dodatku termolizatów zawierających odpadowe tworzywa sztuczne na bilans chloru w procesie koksowania, Materiały Pokonferencyjne II Kongresu Technologii Chemicznej TECHEM 2, WROCLAW 15 –

18. 09.1997. Politechnika Wroclawska, Wydział Chemiczny, Tom V, 2109 - 2112 (1998).
26. **Sobolewski A., Wasielewski R.:** Utylizacja odpadowych tworzyw sztucznych przez koksowanie, Karbo - Energochemia - Ekologia **43** (9), 313 - 316 (1998).
27. **Wasielewski R., Sobolewski A.:** Utylizacja odpadowych tworzyw sztucznych przez koksowanie, Karbo - Energochemia - Ekologia **43** (11), 347 - 350 (1998).
28. **Kosewska M., Wróbelka K.:** Chlor w gazie koksowniczym na poszczególnych etapach jego oczyszczania, Karbo - Energochemia - Ekologia **40** (11), 294 - 295 (1995).
29. **Grylewicz G.:** Przemiany związków siarki w procesie koksowania węgla, Karbo **44** (4), 132-136 (1999).
30. **Zawistowski J., Łojek M., Dziembała F.:** Patent polski **150 124** pt. Sposób obróbki koksowniczych wód pogazowych, udzielono 28.09.1990.
31. **Heilpern S.:** Problematyka odpowiedniego wykorzystania bazy węglowej w koksownictwie krajowym, Karbo - Energochemia - Ekologia **43** (3), 98 - 102 (1998).
32. **Vander T., Alvarez R., Ferraro M., Fohl J., Hofherr K., Huart J. M., Mattila E., Propson R., Willmers R., Vdvelde B.:** Coke quality improvement possibilities and limitations, 3rd International Cokemaking Congress, Proceedings, Gent, Belgium, 16 - 18 wrzesień, 1996.
33. **Węgiel J., Machowska H., Szrednicka E.:** Reaktywność i struktura kokсів produkowanych w Polsce, Koks, Smoła, Gaz **35** (1), 13 - 16 (1990).
34. **Węgiel J., Machowska H., Szrednicka E.:** Badania wpływu zawartości niektórych substancji mineralnych w węglu kamiennym na reaktywność otrzymanego koksu, Koks, Smoła, Gaz **36** (5), 111 - 114 (1991).
35. **Bujok J.:** Reaktywność paliw stałych jako przykład cechy stymulowanej m. in. własnościami substancji mineralnej, Koks, Smoła, Gaz **31** (4), 63 - 65 (1986).
36. **A. Długosz, C. Czosnek, A. Lepiarz, J. Woś:** Wpływ dodatku związków nieorganicznych na reakcyjność karbonizatów wyprodukowanych w warunkach laboratoryjnych, Karbo-Energochemia-Ekologia **39** (9), 228 - 231 (1994).
37. **Price J. T., Gransden J. F., Khan M. A., Ryan B. D.:** Wpływ wybranych minerałów na własności koksu w wysokiej temperaturze, Drugi Międzynarodowy Kongres Koksownictwa 28 - 30 wrzesień 1992 r., Londyn, Zeszyt 4/12 (tłumaczenie), Własności i zastosowanie koksu, (s. 75÷88).
38. **Leonard D. C., Bonte L., Dufour A., Ferstl A., Raipala K., Schmole P., Schoone E. E., Verduras J. L., Willmers R. R.:** Coke quality requirements of European blast furnace engineers (Joint EBFC - Paper), 3rd International Cokemaking Congress, Proceedings, Gent, Belgium, 16 - 18 wrzesień, 1996.
39. **Mianowski A.:** Reakcyjność koksu w świetle metody genewskiej i Nippon Steel Corporation, Konferencja Naukowo - Badawcza Rozwojowe kierunki branży koksowniczej w kraju SITPH Oddział Karbochemii, Sekcja Laboratoryjna ds. Akredytacji i Standaryzacji, Zakopane 28÷30.10.1998 r.
40. **Węgiel J., Machowska H., Szrednicka E.:** Reaktywność koksu otrzymanego w warunkach laboratoryjnych a reaktywność koksu przemysłowego, Koks, Smoła, Gaz **35** (12), 267 - 269 (1990).

41. **Barskij W. D., Fietyłow O. W., Iwczienko A. Yu., Cigał Ł. M., Rubczieskij W. N., Cziernyszow A. A.:** Wasmożnost ispolzowanija naftiena natrija w ugołnych szichtach dliza koksowanija, *Koks i Chimija* Nr 1, s. 6 - 8 (1991).
42. **Du Plessis G. F. C., Noska T. G.:** *Ironmaking Proceedings* 41, 98-114 (1982).
43. **Piecuch T.:** Termiczna utylizacja odpadów i ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin, *Podręcznik Politechniki Koszalińskiej*, Koszalin 1998, (s.245-284).
44. **Nashan G., Wessiepe K., Winzer G.:** Evaluation of Coking Systems under Technical and Economic Aspects, *Cokemaking*, 10 (2), 30 - 42 (1998).
45. Praca zbiorowa pod redakcją **Taniewskiego M.:** *Technologia chemiczna - surowce*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Skrypt wyd. II (w druku), **Mianowski A.:** *Stałe paliwa kopalne* (1999).
46. **Butuzova L., Duber S., Saranchuk V., Matsenko G., Rouzaud J.-N.:** Improvement of Coking Properties with CaO Additives, w materiałach Konferencji "Coal Structure'96, Third International Symposium, Structure and Reactivity of Carbonaceous Materials Adsorbents Environmental Applications", 21 - 23 wrzesień, 1996, Zakopane Polska, (s.126).
47. **Butuzova L., Duber S., Matsenko G. P., Saranchuk V. I. Rouzaud J.-N.:** Mikrotekstura i mikrostruktura koksov, poluchennykh s dobavkami gidroksida kaltsiya, *Khimija Tverdogo Topliva* Nr 4, 21 - 31 (1997)
48. **Koszorek A., Mianowski A.:** Efektywność utylizacji wybranych odpadów w procesie koksowania, *Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej* Nr 15, Seria Inżynieria Środowiska (1999).

## **Possibilities and limitations of usage of classic coking process as a method of industrial waste utilisation**

### **Abstract**

The paper presents the results of the industrial wastes utilisation during the coking process tests in the laboratory conditions as well as using coking chamber. The paper also presents how wastes added to the coking mixture influence changes of chlorine and sulphur compounds emission from the coking chamber. Also the influence of wastes added to the coal input on the utilitarian parameters of obtained coke is discussed from the point of view of their further usage. The pros and cons of selected wastes utilisation in the Polish coking industry is discussed.

To produce 9 millions of Mg of coke, coking plants have to process almost 12 millions of Mg of coal. This process may be used for industrial wastes utilisation by adding them as a micro additives (up to 1% of weight) to coking coal mixtures. This, theoretically, allows to eliminate up to 120 000 Mg of wastes per year. This quantity considerations as well as parameters of coking

processes (temperature of chamber walls  $> 1200^{\circ}\text{C}$ , reductional environment, big amount of emitted reactive compounds) and possibility of proper coal mixture selection induce to use this process as an alternative way of elimination of industrial wastes.

Industrial wastes added to the coal mixture as micro-additives (up to 1% of weight) or additives (over 1% of weight) may change chlorine and sulphur emission during coking process in significant way. Those changes may be different as for reduction grade of these elements emission in this process. Wastes containing ammonium ions may increase emission of chlorine and sulphur, mediating in processes connected with chlorine emission, which is consistent with predicted mechanism of this phenomenon.

It is possible to utilise wastes containing chlorine as micro-additives or additives to coked coal mixture under one condition: along with wastes substances/wastes decreasing emission of this element in the coking process must be added (associated additives). Such action may also change sulphur emission in this process.

Among tested micro-additives/additives the most effective in decreasing chlorine emission during coking process were compounds/wastes containing calcium. However tested substances, containing nitrogen or magnesium, caused increase of chlorine emission and that is why they should not be added to the coal mixture alone.

During burning cokes containing increased load of chlorine it may be re-emitted in the degree which depends mainly on burning process conditions, but not on the kind of added additive.

Taking into consideration qualitative parameters of obtained cokes in this method, it may be used mainly in coke plants, which produce industrial and fuel coke. Coking plants, which produce blast-furnace coke, may add (under control)  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  or wastes containing this component to the coked mixture.

Chlorine compounds inserted along with blast-furnace components inserted to the blast-furnace, get out from reactional space along with blast-furnace gas and accumulate in the wastes (wastewater's and dust from dust collectors) arising in devices, which clean blast-furnace gases. Chlorine may contribute to alkalines removal from the blast-furnace space.

Conducted research point to necessity of keeping big caution when using coking process as a universal method of utilisation of any kind of wastes, although very often it is justified technologically. Before using coking process for industrial waste utilisation in a full scale, laboratory research should be conducted.



## **Badania oraz projekt koncepcyjny technologii podczyszczania ścieków popłucznych z palarni kawy**

*Barbara Kościelnik,*

*Józef Malej,*

*Tadeusz Piecuch,*

*Jacek Piekarski,*

*Grażyna Kościerzyńska – Siekan*

*Politechnika Koszalińska*

*Dariusz Chanulak*

*STOLREM - Koszalin*

*Henryk Wolski*

*EKOTECHNIKA – Koszalin*

Recenzent: *Andrzej K. Biń*  
*Politechnika Warszawska*

### **1. Wstęp**

Jednym z większych przedsiębiorstw na terenie byłego województwa koszalińskiego, w regionie środkowopomorskim jest Przedsiębiorstwo MK-Cafe, (MK – czytaj Marek Kwaśnicki) zajmujące się produkcją kawy. Produkcja kawy na potrzeby rynku odbywa się w tzw. palarniach kawy. Jedną z takich palarni jest zlokalizowana w miejscowości Skibno koło Koszalina – rys. 1.

W wyniku procesu produkcyjnego zostają odprowadzane ścieki poprodukcyjne bez jakiegokolwiek podczyszczenia na zewnątrz zakładu do rowu ziemnego i dalej na pola (łąki). Ścieki te stanowią popłuczyny pochodzące bezpośrednio z produkcji kawy, a znajdujące się w nich zanieczyszczenia są zanieczyszczeniami organicznymi.

Celem niniejszej pracy jest rozpoznanie możliwości podczyszczania tych ścieków z zastosowaniem procesów fizykochemicznych i w oparciu o wyniki badań zaproponowanie koncepcji podczyszczania tych ścieków dla rzeczywistych warunków pracy instalacji (dotyczy to miejsca i ilości ścieków) w Skibnie, koło Koszalina gmina Sianów.





## 2. Badania ścieku surowego - popłuczyn

Ściek surowy został pobrany dwukrotnie: w marcu 1999 r. (próbą pierwszą) oraz w kwietniu 1999 r. (drugą próbą) i dostarczony natychmiast jako próby: Nr 1 i Nr 2 do laboratorium Katedry Technologii Wody, Ścieków i Odpadów Politechniki Koszalińskiej. Czas rozpoczęcia badań w laboratorium od pobrania próby to około 45 minut.

Wyniki badań tych prób na określenie najważniejszych wskaźników zawiera tabela 1.

**Tabela 1.** Analiza fizykochemiczna ścieków surowych popłuczynnych z Palarni Kawy MK-Cafe – zakład w Skibnie. Próbę pierwszą pobrano 16.03.1999 r, a próbę drugą pobrano 12. 04.1999 r.

**Table 1.** Physico-chemical analysis of raw post-rinsing sewage from Coffee Roasting Plant MK-Cafe – plant in Skibno. The first sample was taken on 16.03.1999 and the second one was taken on 12. 04.1999

Lp.	Parametr - oznaczenie	Jednostka	Próba 1	Próba 2	Śr. arytmetyczna - wartość	Wartość normatywna
1.	pH	bzw.	4,38	4,50	4,44	6,50÷9,0
2.	Zawiesina ogólna, $Z_{og}$	mg/dm <sup>3</sup>	127,3	139	133,1	50
3.	Substancje rozpuszczone, $S_R$	mg/dm <sup>3</sup>	1047,7	765	906,35	2000
4.	Sucha pozostałość $S_P$	mg/dm <sup>3</sup>	1175	904	1039,5	2050
5.	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	4350	3750	4050	150

Analiza wyników oznaczeń zawartych w tabeli 1 wskazuje na przekroczenie dopuszczalnej normy dla odprowadzania ścieków do zbiorników otwartych i wód gruntowych w odniesieniu do wartości pH, zawiesiny ogólnej  $Z_{og}$ , a przede wszystkim dla wskaźnika chemicznego zapotrzebowania tlenu ChZT (oznaczonego metodą dwuchromianową).

Analiza wyników w tabeli 1 wskazuje także, iż dwie próby ścieków surowych, tj. popłuczyn pobranych w różnym terminie, tzn. w marcu i kwietniu (1999 r.), wyraźnie różnią się jakościowo wartością oznaczonych składników, przykładowo; wykładnik stężenia jonów wodorowych pH wynosi od 4,38 (marzec) do 4,5 (kwiecień). Stwierdzono także istotną różnicę składu jakościowego popłuczyn dla wartości substancji rozpuszczonej  $S_R$ , która zmienna jest w zakresie wartości od 1047,7 mg/dm<sup>3</sup> (marzec) do 765,0 mg/dm<sup>3</sup> (kwiecień). Chemiczne zapotrzebowanie tlenu ChZT zmienia się w granicach od około 4350,0 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> do około 3750,0 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>.

W niniejszej publikacji nie dokonywano szczegółowej analizy przyczyn zmienności ww. wartości oznaczeń, a więc analizy surowca oraz procesu produkcyjnego w Palarni Kawy. Wydaje się jednak, że powodem wahań wartości tych zanieczyszczeń, może być różny surowiec użyty do produkcji.

W tabeli 2 przedstawiono dodatkowe oznaczenia wartości niektórych wskaźników ścieków surowych, ale wykonane tylko dla pierwszej pobranej próby (z marca 1999).

Zwraca uwagę fakt, iż wyraźnie jest przekroczony wskaźnik biochemicznego zapotrzebowania tlenu BZT<sub>5</sub> wynoszący 800 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, podczas gdy norma dopuszcza tylko wartość 30 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>.

Przekroczony jest także, w odniesieniu do normy, wyraźnie wskaźnik azotu amonowego N-NH<sub>4</sub> wynoszący 82 mgN/dm<sup>3</sup>, a norma dopuszcza 6 mgN/dm<sup>3</sup>. Przekroczony jest również wskaźnik zawartości fenoli wynoszący 2,59 mg/dm<sup>3</sup>, podczas gdy norma dopuszcza 0,5 mg/dm<sup>3</sup>.

Inne wskaźniki, m.in. chlorki, siarczany, azot ogólny - mieszczą się w granicach stężeń dopuszczalnych, to znaczy w normie. W próbach losowych wykonano oznaczenia na spektrofotometrze na obecność dwóch wysoce szkodliwych jonów metali w tych popłuczynach, tzn. chromu (+6) oraz ołowiu. Nie stwierdzono ich obecności w ściekach przy dokładności oznaczenia do 0,01 mg/dm<sup>3</sup> chromu Cr<sup>+6</sup> oraz do 0,003 mg/dm<sup>3</sup> ołowiu (w granicach czułości urządzenia), co jest wyraźną pozytywną informacją (dot. m.in. zakupywanego do produkcji kawy surowca) dla producenta.

W tabeli 3 przedstawiono wyniki badań procesu sedymentacji dla ścieku surowego, które stanowią ogólną informację dla projektanta osadnika buforowego przejmującego zrzuty popłuczyn i potem eksploatatora tego osadnika.

Na wykresie - rys. 2 przedstawiono graficznie wyniki badań ujęte w tabeli 3.

Wyniki badań zawarte w tabeli 3 i na rys.2 wskazują, iż jest to zawieszona trudno opadająca grawitacyjnie.

**Tabela 2.** Analiza fizykochemiczna ścieków surowych popłucznych z Palarni Kawy MK-Cafe – zakład w Skibnie. Analizy dodatkowe dla pobranej próby pierwszej. Ścieki pobrano 16. 03 1999 r.

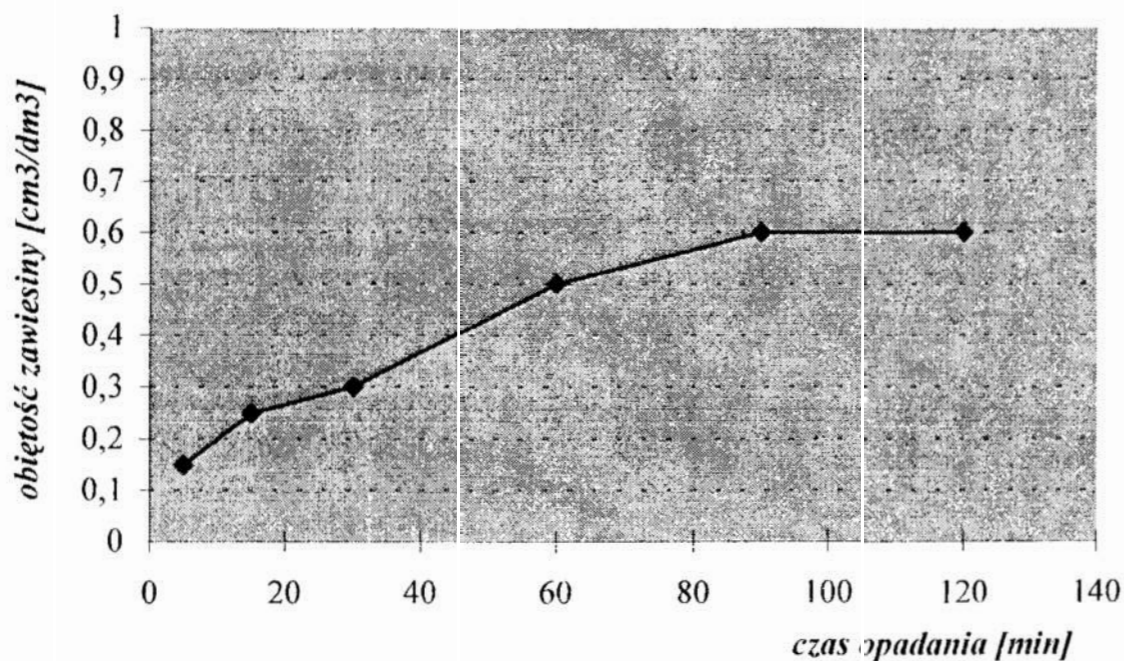
**Table 2.** Physico-chemical analysis of raw post-rinsing sewage from Coffee Roasting Plant MK-Cafe – plant in Skibno. Additional analysis of the first sample. The sample was taken on 16.03.1999

Lp.	Parametr - oznaczenie	Jednostka	Wartość oznaczenia	Wartość normatywna
1.	Pozostałość po prażeniu, P <sub>F</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	169	-
2.	Substancje lotne, S <sub>L</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	1006	-
3.	Sucha pozostałość, S <sub>p</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	1175	2050
4.	Zawiesina mineralna, Z <sub>M</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	5,2	-
5.	Zawiesina lotna, Z <sub>L</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	122,1	-
6.	Zawiesina ogólna	mg/dm <sup>3</sup>	127,3	50,0
7.	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	800	30
8.	Kwasowość mineralna, K <sub>M</sub>	mval/dm <sup>3</sup>	3,5	-
9.	Siarczany jon SO <sub>4</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	24,3	500
10.	Chlorki jon Cl	mg/dm <sup>3</sup>	28,3	1000
11.	Azot amonowy jon N-NH <sub>4</sub>	mgN/dm <sup>3</sup>	82	6,0
12.	Azot ogólny N <sub>og</sub>	mgN/dm <sup>3</sup>	113	30
13.	Zapach	ZAS	zapach kawy	-
14.	Fenole F	mg/dm <sup>3</sup>	2,6	0,5
15.	Fosfor	mg/dm <sup>3</sup>	5,0	5,0
16.	Chrom Cr <sup>+6</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	ilość nieoznaczalna do granicy 0,01 mg/dm <sup>3</sup>	0,2
17.	Ołów Pb	mg/dm <sup>3</sup>	ilość nieoznaczalna do granicy 0,003 mg/dm <sup>3</sup>	0,5

**Tabela 3.** Analiza sedymentacyjna – zawiesina łatwo opadająca w leju Imhoffa. Analiza dodatkowa dla pobranej próby pierwszej pobranej 16.03.1999 r.

**Table 3.** Sedimentation analysis – easily settling suspension in the Imhoff's crater. Additional analysis of the first sample taken on 16.03.1999

Lp.	Czas opadania [min]	Objętość zawiesiny po danym czasie w [cm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup> ]
1.	5	0,15
2.	15	0,25
3.	30	0,3
4.	60	0,5
5.	90	0,6
6.	120	0,6



Rys. 2. Analiza sedymentacyjna  
Fig. 2. Analysis of sedimentation



### **3 Badania procesowe**

#### **3.1. Zakres wstępnych badań**

Przeprowadzone i opisane poniżej badania należy uznać za rozpoznawcze, a wynikające z nich propozycje jako wstępne. Badania rozpoznawcze obejmowały:

- koagulację ścieku surowego przy użyciu tlenku wapnia i bentonitu oraz wodorotlenku wapnia,
- sorpcję na złożach węgla aktywnego (przede wszystkim typu  $W_A$  1-4), wraz z próbą określenia wysycania się kolumny sorpcyjnej,
- filtrację grawitacyjną osadu pokoagulacyjnego na złożu piaskowym.

#### **3.2. Metodyka oraz ogólny opis i analiza wyników badań**

Badania procesowe rozpoznawcze nad możliwością podczyszczenia ścieku surowego wykonano (próba pierwsza z marca 1999 r.) na węglu aktywnym o trzech różnych uziarnieniach:

- typ  $W_A$  1-4 mm,
- typ  $W_A$  4-8 mm,
- typ  $W_A$  8-20 mm.

Wysokość kolumny sorpcyjnej wynosiła 0,5 m, zaś średnica 0,043 m. Poddano sorpcji jednorazowo porcję ścieku surowego w ilości 350 ml. Wyniki oznaczeń cluatu przedstawia tabela 4.

Stwierdzono, że przy drobniejszej frakcji węgla aktywnego (dłuższym czasie kontaktu ścieków ze sorbentem) uzyskano lepsze wyniki. Najlepsze rezultaty uzyskano przy zastosowaniu węgla aktywnego typu  $W_A$  1-4 - i dlatego ten właśnie sorbent był potem używany do dalszych badań rozpoznawczych procesowych.

Biorąc pod uwagę wartości wskaźników zanieczyszczeń ścieku surowego pierwszej pobranej próby (marzec 1999) zawarte w tabeli 1 i porównując je z wartościami tych wskaźników po przepływie przez kolumnę sorpcyjną o wysokości 0,5 m zbudowaną z węgla aktywnego - można zauważyć, iż wartość pH z około 4,38 w ścieku surowym podwyższyła się i osiągnęła normę, bowiem wyniosła 6,65 (tabela 4). Także zanotowano wyraźną poprawę wskaźnika zawiesiny ogólnej, która w ścieku surowym wynosiła  $127,3 \text{ mg/dm}^3$  (tabela 1), a po przejściu przez kolumnę sorpcyjną jw. wynosiła tylko  $27,6 \text{ mg/dm}^3$  (tabela 4).

Wyraźnej poprawie uległ wskaźnik chemicznego zapotrzebowanie tlenu ChZT, który w ścieku surowym wynosił około  $4350 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$  (tabela 1), a po przejściu przez kolumnę sorpcyjną jw. zmalał do wartości  $1550 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ . Pomimo bardzo wysokiej obniżki ChZT, nie osiągnięto normatywnej wartości tego wskaźnika, która wynosi poniżej  $150 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ .

**Tabela 4.** Próba rozpoznawcza możliwości podczyszczania ścieku surowego z Palarni Kawy MK-Cafe – zakład w Skibnie – w procesie sorpcji na złożach węgla aktywnego. Badania wykonano na próbce pierwszej ścieku surowego pobranego 16.03.1999 r. Wysokość kolumny sorpcyjnej 0,5 m

**Table 4.** Test for the raw sewage from Coffee Roasting Plant – Skibno Plant pre-treatment during sorption on activated carbon beds. Research was done on the first sample of raw sewage taken on 16.03.1999. Sorptional column height 0.5 m

Lp.	Parametr – oznaczenie	Jednostka	Złoże węgla aktywnego $W_{\Lambda} 1\div 4$	Złoże węgla aktywnego $W_{\Lambda} 4\div 8$	Złoże węgla aktywnego $W_{\Lambda} 8\div 20$	Wartość normatywna
1.	pH	bzw.	6,6	5,2	4,9	6,5÷9,0
2.	Zawiesina ogólna, Zog	mg/dm <sup>3</sup>	27,6	38,9	83,6	50,0
3.	Substancje rozpuszczone, $S_R$	mg/dm <sup>3</sup>	1080,4	1093,1	1095,4	2000
4.	ChZT $C_r$	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	1550	3150	4250	150
5.	BZT <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	700	740	800	30

W niewielkim stopniu obniżyła się wartość wskaźnika pięciodobowego biochemicznego zapotrzebowania tlenu BZT<sub>5</sub>, która w ściekach surowych wynosiła 800 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> (tabela 2), a po przejściu przez kolumnę sorpcyjną jej wartość zmalała do wartości 700 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> (tabela 4).

Eluat z kolumny sorpcyjnej o wysokości 0,5 m (zbudowanej z węgla aktywnego typu  $W_{\Lambda} 1-4$ ) poddano procesowi sedymentacji w tzw. leju Imhoffa - wyniki przedstawia tabela 5.

Wyniki badań zawarte w tablicy 5 to także ogólna informacja, która może być wykorzystana dla zaprojektowania osadnika buforowego dla eluatu posorpcyjnego, a potem ta informacja może być przydatna dla eksploatatora tegoż osadnika.

**Tabela 5.** Analiza sedymentacyjna – zawiesina łatwo opadająca w leju Imhoffa. Analiza dodatkowa dla odcieku (z dnia 16.03.1999 r.) z procesu rozpoznawczego możliwości podczyszczania ścieku w procesie sorpcji na złożu węgla aktywnego typu  $W_A$  1-4 o wysokości 0,5 m

**Table 5.** Sedimentation analysis – easily settling suspension in the Imhoff's crater. Additional analysis of the outflow (from 16.03.1999) from pre-treatment during sorption on activated carbon  $W_A$  1-4, bed 0.5 m of height

Lp.	Czas opadania [min]	Objętość zawiesiny po danym czasie [ $cm^3 dm^3$ ]
1.	5	0,05
2.	15	0,05
3.	30	0,1
4.	60	0,15
5.	90	0,2
6.	120	0,2

Następnie wykonano badania procesowe koagulacji z równoczesnym zastosowaniem dwóch reagentów (umownie w dalszej części artykułu nazywanych koagulantami), tzn. tlenku wapnia CaO oraz bentonitu (bentonit należy do grupy minerałów ilastych będących uwodnionymi glinokrzemianami zawierającymi sód, wapń i potas - czasami zwanymi potocznie gliną) [1]. Dozowano w /w reagenty w trzech seriach prób tj.

- 2  $g/dm^3$  tlenku wapnia i 6  $g/dm^3$  bentonitu,
- 4  $g/dm^3$  tlenku wapnia i 6  $g/dm^3$  bentonitu,
- 6  $g/dm^3$  tlenku wapnia i 6  $g/dm^3$  bentonitu,

a wyniki oznaczeń przedstawiono w tabeli 6.

Analiza wyników wskazuje, że najlepsze parametry cieczy nadosadowej wśród w /w trzech serii doświadczeń w porównaniu do norm daje seria pierwsza (dawki 2  $g/dm^3$  tlenku wapnia i 6  $g/dm^3$  bentonitu). Niemniej jednak w żadnym przypadku nie osiągnięto wartości normatywnych wskaźników. Dlatego proces koagulacji można traktować wyłącznie jako pierwszy stopień ewentualnego przyszłego układu technologicznego podczyszczania ścieków Palarni Kawy MK Cafe and Tea w Skibnie.

**Tabela 6.** Próba rozpoznawcza możliwości zastosowania procesu koagulacji do podczyszczenia ścieku surowego popłuczynowego z Palarni Kawy MK-Cafe – zakład w Skibnie. Badania wykonano na próbie drugiej ścieku surowego pobranej 12.04.1999 r. Oznaczenia parametrów po procesie koagulacji wykonano dla wody nadosadowej

**Table 6.** Test of coagulation usage possibility for pre-treatment of post-rinsing raw sewage from Coffee Roasting Plant – Skibno Plant. Research was done on the second sample of raw sewage taken on 12.04 1999. Parameters in the over sediment water were determined after coagulation

Lp.	Parametr - oznaczenie	Jednostka	Ściek surowy	Dawki koagulantów: tlenek wapnia i bentonit			Wartość normatywna
				2 g/dm <sup>3</sup> i 6 g/dm <sup>3</sup>	4 g/dm <sup>3</sup> i 6 g/dm <sup>3</sup>	6 g/dm <sup>3</sup> i 6 g/dm <sup>3</sup>	
1.	pH	Bzw.	4,50	10,57	10,82	10,92	6,0÷9,5
2	Zawiesina ogólna, Zog	mg/dm <sup>3</sup>	139	54	141	128	50
3.	Substancje rozpuszczone, SR	mg/dm <sup>3</sup>	765	2710	3233	3497	2000
4.	Sucha pozostałość Sp	mg/dm <sup>3</sup>	904	2764	3,74	3625	2050
5.	ChZT Cr	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	3750	3140	3100	2980	150

Dodatkowo wykonano badania procesu koagulacji ścieku surowego, także na próbie drugiej, tzn. pobranej w kwietniu 1999 r., przy zastosowaniu jako koagulantu wodorotlenku wapnia. Podjęcie tej próby wynikało z zaobserwowanego w kolejnych badaniach faktu, iż osad pokoagulacyjny z zastosowaniem jako koagulantu także bentonitu, bardzo wolno filtruje (około 12 godzin) przez filtracyjne złożo piaskowe o wysokości 0,5 m. bowiem tworzący się na złożu piaskowym osad pokoagulacyjny zawierający bentonit blokuje przepływ, (bentonit wykazuje bardzo silne własności hydrofilne [2]).

Wyniki analiz cieczy nadosadowej po koagulacji ścieków przy pomocy  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  przedstawiono w tabeli 7.

W kolejnym etapie badań procesowych przeprowadzono próby podczyszczania ścieku surowego w układzie technologicznym procesowym; koagulacja – sorpcja [3]. Jako koagulant zastosowano tlenek wapnia ( $2 \text{ g/dm}^3$ ) i bentonit [4] ( $6 \text{ g/dm}^3$ ), a następnie ciecz nadosadową poddano sorpcji w kolumnie zawierającej węgiel aktywny typu  $\text{W}_\Lambda 1-4$ , ale o wysokości większej, tj. 1,2 m. Wyniki badań eluatu po koagulacji i sorpcji przedstawia tabela 8.

Analiza wyników, przedstawionych w tabeli 8 wskazuje, iż osiągnięto wartości normatywne dla wskaźników odczynu pH, zawiesiny ogólnej  $Z_{\text{og}}$  oraz substancji rozpuszczonej  $S_R$ . Wartości wskaźnika chemicznego zapotrzebowania tlenu ChZT przewyższały poziom stężeń dopuszczalnych w normie. Wskaźnik ten został obniżony z wartości około  $3750 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$  ścieku surowym do około  $760 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$  w eluacie po kolumnie sorpcyjnej, lecz i tak znacznie przekracza on dopuszczalne stężenie  $150 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$  podane w normie. Można przypuszczać, że zwiększając wysokość kolumny sorpcyjnej (szacunkowo prognozując do około 1,5 m), będzie można obniżyć wielkość ChZT, zapewniając końcowe stężenie tego wskaźnika zbliżone do poziomu normatywnego. Określenie niezbędnej wysokości złoża w kolumnie sorpcyjnej oraz określenie żywotności pracy takiego złoża na skutek obniżania się chłonności sorpcyjnej w czasie wymaga oczywiście dodatkowych badań – najlepiej w skali ćwierc-technicznej i takie badania będą przeprowadzone we wspomnianej skali po wybudowaniu instalacji. Orientacyjnie, dla oszacowania kosztów eksploatacyjnych, na podstawie dotychczasowych badań laboratoryjnych przyjęto wymianę sorbenta jeden raz w miesiącu.



**Tabela 7.** Próba rozpoznawcza możliwości zastosowania procesu koagulacji do podczyszczenia ścieku surowego poplucznego z Palarni Kawy MK-Cafe –zakład w Skibnie. Badania wykonano na próbie drugiej ścieku surowego, pobranego 12.04.1999 r dla koagulantu wodorotlenku wapnia o dawce 6 g/ dm<sup>3</sup>. Oznaczenia parametrów wykonano po procesie koagulacji dla wody nadosadowej

**Table 7.** Test of coagulation usage possibility for pre-treatment of post-rinsing raw sewage from Coffee Roasting Plant – Skibno Plant. Test was done on the second sample of raw sewage taken on 12.04 1999, using 6 g/dm<sup>3</sup> of calcium hydroxide as a coagulant. Parameters in the over sediment water were determined after coagulation

Lp.	Parametr – oznaczenie	Jednostka	Koagulant – wodorotlenek wapnia, dawka 6 g/dm <sup>3</sup>	Wartość normatywna
1.	pH	Bzw.	11,54	6,00÷9,50
2.	Zawiesina ogólna, Zog	mg/dm <sup>3</sup>	146	50
3.	Substancje rozpuszczone, S <sub>R</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	3892	2000
4.	Sucha pozostałość S <sub>p</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	4038	2050
5.	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	5670	150

**Tabela 8.** Próba rozpoznawcza możliwości zastosowania procesu koagulacji i sorpcji do podczyszczenia ścieku surowego popłucznego z Palarni Kawy MK-Cafe zakład w Skibnie. Badania wykonano na próbie drugiej ścieku surowego, pobranego 12.04.1999 r.

**Table 8.** Test of coagulation and sorption usage possibility for pre-treatment of post-rinsing raw sewage from Coffee Roasting Plant – Skibno Plant. Test was done on the second sample of raw sewage taken on 12.04 1999

Lp.	Parametr - oznaczenie	Jednostka	Ściek surowy	Woda nadosadowa po koagulacji tlenkiem wapnia i bentonitem w dawkach 2 g/dm <sup>3</sup> i 6 g/dm <sup>3</sup>	Eluat (odciek) po kolumnie sorpcyjnej o wysokości 1,2 m z węglem aktywnym WA1-4	Wartość normatywna
1.	pH	bzw.	4,50	10,57	8,25	6,00÷9,50
2.	Zawiesina ogólna, Z <sub>og</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	139	54	14	50
3.	Substancje rozpuszczone, S <sub>R</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	765	2710,0	1049	2000
4.	Sucha pozostałość, S <sub>p</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	904	2764	1063	2050
5.	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	3750	3100	760	150
6.	BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	200	nie oznaczano	Nie oznaczano	30
7.	Ekstrakt eterowy E <sub>g</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	108	nie oznaczano	Nie oznaczano	50

W tabeli 9 przedstawiono wyniki badań filtratu ze złoża piaskowego, na które to złożo wprowadzono osad pokoagulacyjny. Badania wykazały, że filtrat nie spełnia norm odprowadzania ścieków do wód otwartych i do ziemi - lecz co ważne, (a to było celem tych badań filtracji) uzyskano odwodnienie osadu pokoagulacyjnego.

Tak więc, filtrat powinien być ponownie zawrócony do procesu koagulacji, łącznie ze ściekiem surowym (popłuczyny) z produkcji.

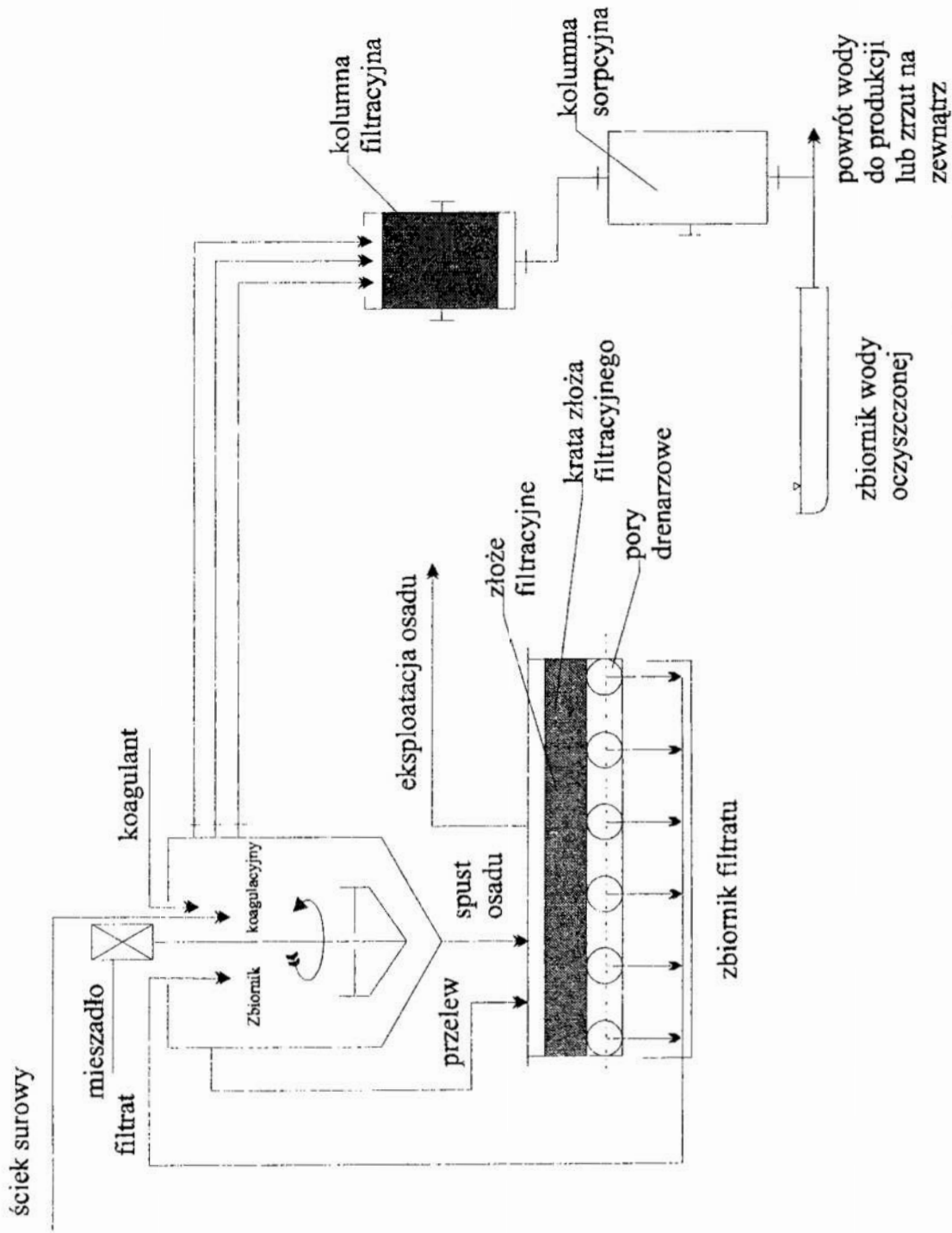
W tabeli 10 pokazano rozpoznawcze wyniki badań nad efektywnością działania kolumny sorpcyjnej o wysokości 1,2 m. Po przejściu przez kolumnę określonej ilości ścieku, kolumnę trzeba albo wymienić albo regenerować. Węgiel aktywny można więc regenerować [5, 6] ale to wymagałoby odrębnych badań; po określonej liczbie regeneracji traci on własności sorpcyjne i staje się odpadem [7]. Zużyty sorbent można jednak zbywać jako surowiec energetyczny i w tej sprawie istnieje rozwiązanie problemu tzw. techniczno-organizacyjne.

Analiza wyników przedstawionych w tabeli 10 wskazuje, że pozytywny efekt podczyszczania ścieku skierowanego na kolumnę sorpcyjną otrzymuje się dla wskaźników odczynu pH, zawiesiny ogólnej  $Z_{og}$  oraz najwyraźniej (mimo nie osiągnięcia normy) dla chemicznego zapotrzebowania tlenu ChZT. Dla każdej kolejnej porcji efekt podczyszczania jest gorszy. Nie zawsze jednak zastosowanie danego sorbenta powoduje poprawę wszystkich wskaźników. Przykładowo, po przejściu przez kolumnę porcji ścieku, wskaźnik substancji rozpuszczonej uległ minimalnemu pogorszeniu, gdyż w ścieku nadanym (surowym) wynosił około  $765 \text{ mg/dm}^3$ , zaś w eluacie wartość wskaźnika wzrosła do  $790 \text{ mg/dm}^3$ . Wartość ta jest znacznie poniżej normy.

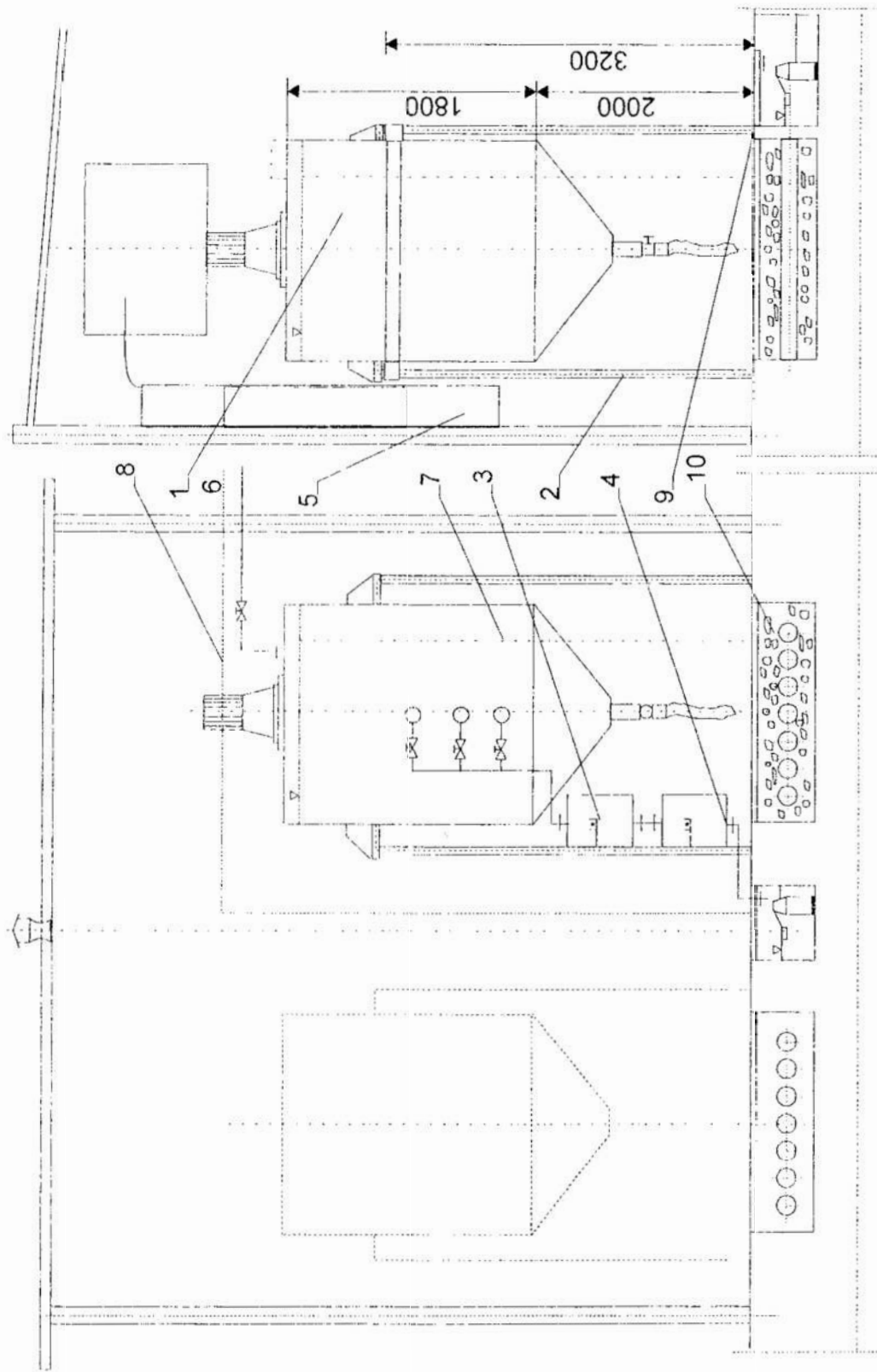
Powyższe badania można poszerzyć o zmianę wysokości złoża kolumny sorpcyjnej (np. do wysokości  $h=1,5 \text{ m}$ ), zwiększając jednocześnie ilość punktów pomiarowych (tj. porcji, po których przejściu przez kolumnę jest badany eluat), a także poszerzyć o jeszcze kilka innych równie ważnych wskaźników (parametrów) zanieczyszczeń (np. siarczany, chlorki itp.).

### 3.3. Wstępna koncepcja podczyszczania ścieków surowych - popłuczyn

Biorąc pod uwagę ogólne rozpoznanie jakościowe ścieków surowych (popłuczyn) oraz ogólne możliwości procesowe ich podczyszczenia, proponuje się zastosować do badań optymalizacyjnych i korekcyjnych, następujący prosty układ technologiczny (rys. 2) będący instalacją pilotującą w skali ćwierćtechnicznej.



**Rys. 3.** Schemat technologiczny podczyszczalni ścieków surowych z Palarni kawy MK-Cafe w Skibnie  
**Fig. 3.** Technological diagram of the raw sewage pre-treatment plant in the Coffee Roasting Plant MK-Cafe in Skibno



**Rys. 4.** Zbiornik koagulacyjny: 1 – zbiornik, 2 – konstrukcja wsporcza, 3 – filtr żwirowy, 4 – kolumna sorpcyjna, 5 – drabina, 6 – dopływ, 7 – przelew, 8 – powrót do oczyszczalni ścieków, 9 – obieg filtru, 10 – złożo filtracyjne

**Fig. 4.** Coagulation tank: 1 - tank, 2 - support construction, 3 - gravel filter, 4 - sorptional column, 5 - ladder, 6 - inflow, 7 - overflow, 8 - return to sewage treatment plant, 9 - filter bypass, 10 - filtration bed



**Tabela 9.** Próba rozpoznawcza możliwości zastosowania procesu filtracji grawitacyjnej na złożu piaskowym o grubości 0,5 m – dla odprowadzenia osadu pokoagulacyjnego. Oznaczenia parametrów filtratu dokonano 12.04.1999 r.  
**Table 9.** Test of gravitational filtration performed in sand bed 0.5 m high, to check a possible use piping off post-coagulation sediment Parameters were determined on 12.04.1999

Lp.	Parametr – oznaczenie	Jednostka	Nadano na złożo osad pokoagulacyjny, gdy stosowano dawki 2 g/dm <sup>3</sup> tlenku wapnia i 6 g/dm <sup>3</sup> bentonitu	Nadano na złożo osad pokoagulacyjny, gdy stosowano jako koagulant tylko wodorotlenek wapnia o dawce 6 g/dm <sup>3</sup>	Wartość normatywna
1.	PH	bzw.	10,66	11,23	6,00÷9,50
2.	Zawiesina ogólna. Zog	mg/dm <sup>3</sup>	171	nie oznaczono	50
3.	Substancje rozpuszczone, S <sub>R</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	2526	nie oznaczono	2000
4.	Sucha pozostałość, S <sub>P</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	2697	nie oznaczono	2050
5.	ChZT <sub>Cr</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	2377	5830	150

**Tabela 10.** Badania rozpoznawcze obniżenia chłonności sorpcyjnej węgla aktywnego typu W<sub>A</sub> 1-4 w trakcie pracy kolumny o wysokości 1,2 m. Nadawano porcję ścieku surowego z pobranej próby drugiej próby surowego, pobranego 12.04.1999r. Objętość jednej porcji 350 ml. Oznaczenia wykonano na próbach eluatu

**Table 10.** Test of reducing sorptional capacity of the activated carbon W<sub>A</sub> 1-4 when working in the column 1.2 m high. The portion of the sewage was from the sample taken on 12.04 1999. Single liquid portion volume was 350 ml. Parameters were determined in the outflow

Lp.	Parametr – oznaczenie	Jednostka	Ściek surowy	Eluat po przejściu przez kolumnę porcji 1	Eluat po przejściu przez kolumnę porcji 7	Eluat po przejściu przez kolumnę porcji 15	Wartość normatywna
1.	pH	bzw.	4,50	6,78	5,37	4,98	6,00÷9,50
2.	Zawiesina ogólna, Z <sub>og</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	139	21	29	73	50
3.	Substancje rozpuszczone, S <sub>R</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	765	790	846	1230	2000
4.	Sucha pozostałość, S <sub>p</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	904	811	875	1303	2050
5.	ChZT cr	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	5/50	1070	1080	2100	150

Ścieki surowe (popłuczyny) wprowadza się do zbiornika koagulacyjnego - rys. 3. Zbiornik ten musi mieć zainstalowane wolnoobrotowe mieszadło z falownikiem do zmiany częstości obrotowej od 1 do 50 obr./min. Pojemność robocza zbiornika powinna wynosić  $3,5 \text{ m}^3$ , co pozwoli odebrać jeden zrzut ścieków po pełnym cyklu płukania (tych cykli jest 4 na dobę, co oznacza  $4 \times 3,5 \text{ m}^3 = 14,0 \text{ m}^3$  ścieków). Zatem pojemność konstrukcyjna jednego zbiornika powinna wynosić w granicach do  $5 \text{ m}^3$  (rezerwa na menisk przy mieszaniu). Zbiornik powinien posiadać kilka poziomów tzw. przelewowych do dekantacji cieczy nadosadowej, tak aby odebrać około 90% objętości cieczy znajdującej się w zbiorniku koagulacyjnym. Dla przejęcia pełnego dobowego odpływu ścieków potrzebne są takie 4 zbiorniki.

Zdekantowana ciecz nadosadowa będzie podawana na kolumnę sorpcyjną - rys. 4, o wysokości  $h=1,5 \text{ m}$ . Ustalenie wielkości powierzchni kolumny sorpcyjnej będzie wymagało dodatkowych badań (na razie - w przypadku wdrożenia układu pilotowego ćwierć-technicznego - proponuje się około  $1,5 \text{ m}^2$  powierzchni kolumny).

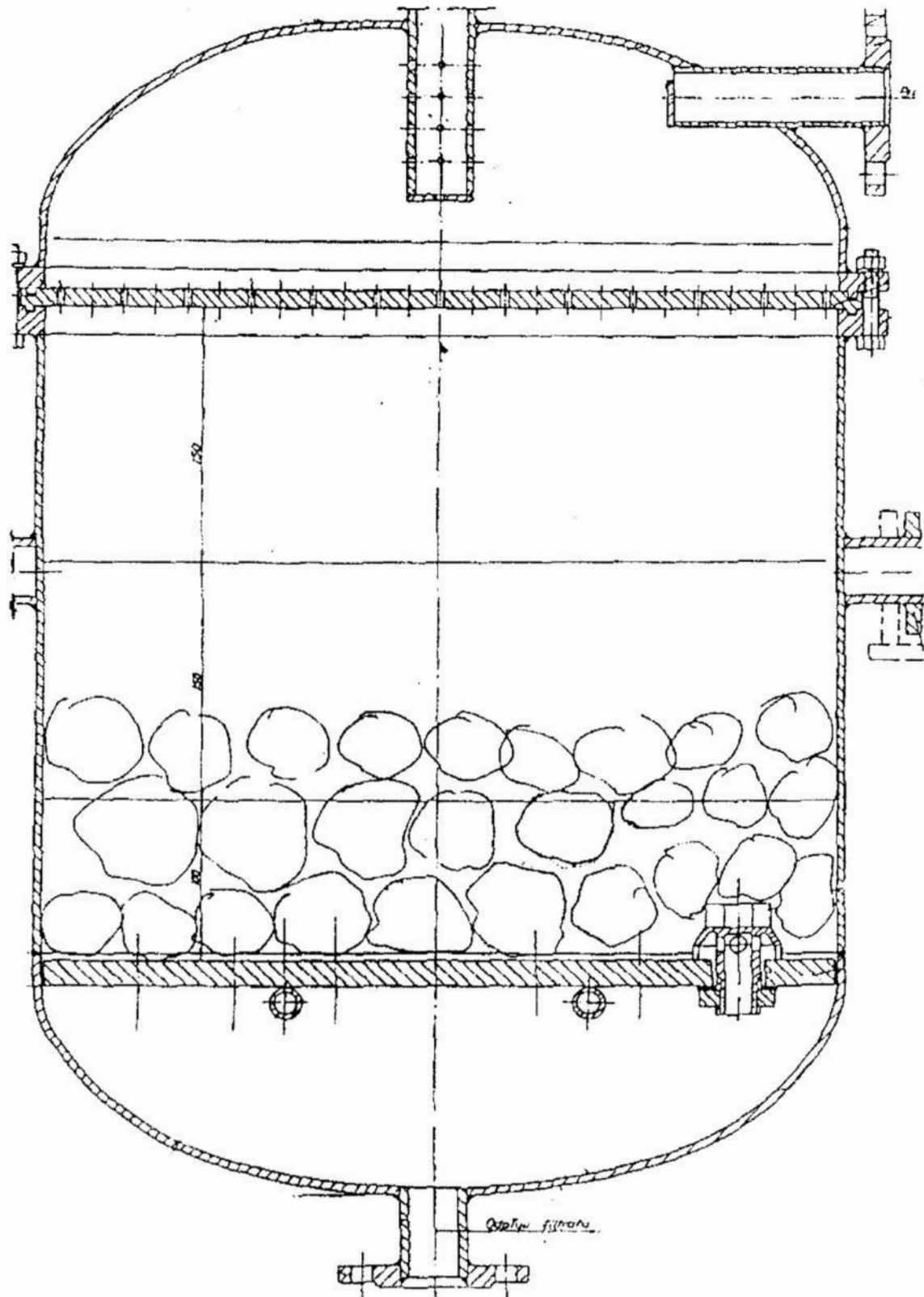
Osad pokoagulacyjny ze zbiornika może być wprowadzany na filtr piaskowy - rys. 5 o powierzchni rzędu  $4 \text{ m}^2/\text{zrzut}$ , czyli około  $16 \text{ m}^2$  na cztery dobowe zrzuty w pełnej skali. Cztery poletka będą pracowały przemiennie. Odsączenie pierwszej porcji zrzutu, tj.  $3,5 \text{ m}^3$ , wymagać będzie około 12 godzin ze stopniowym wydłużeniem tego czasu, w miarę blokowania filtracji na złożu przez osad pokoagulacyjny. W takim układzie możliwe jest wydłużanie czasu filtracji do 24 godzin.

Filtr piaskowy musi być okresowo wymieniany. Jest to pewien wtórny odpad nadający się do zagospodarowania przyrodniczego; to także konieczny do rozwiązania problem techniczno-organizacyjny załadunku, transportu i rozładunku.

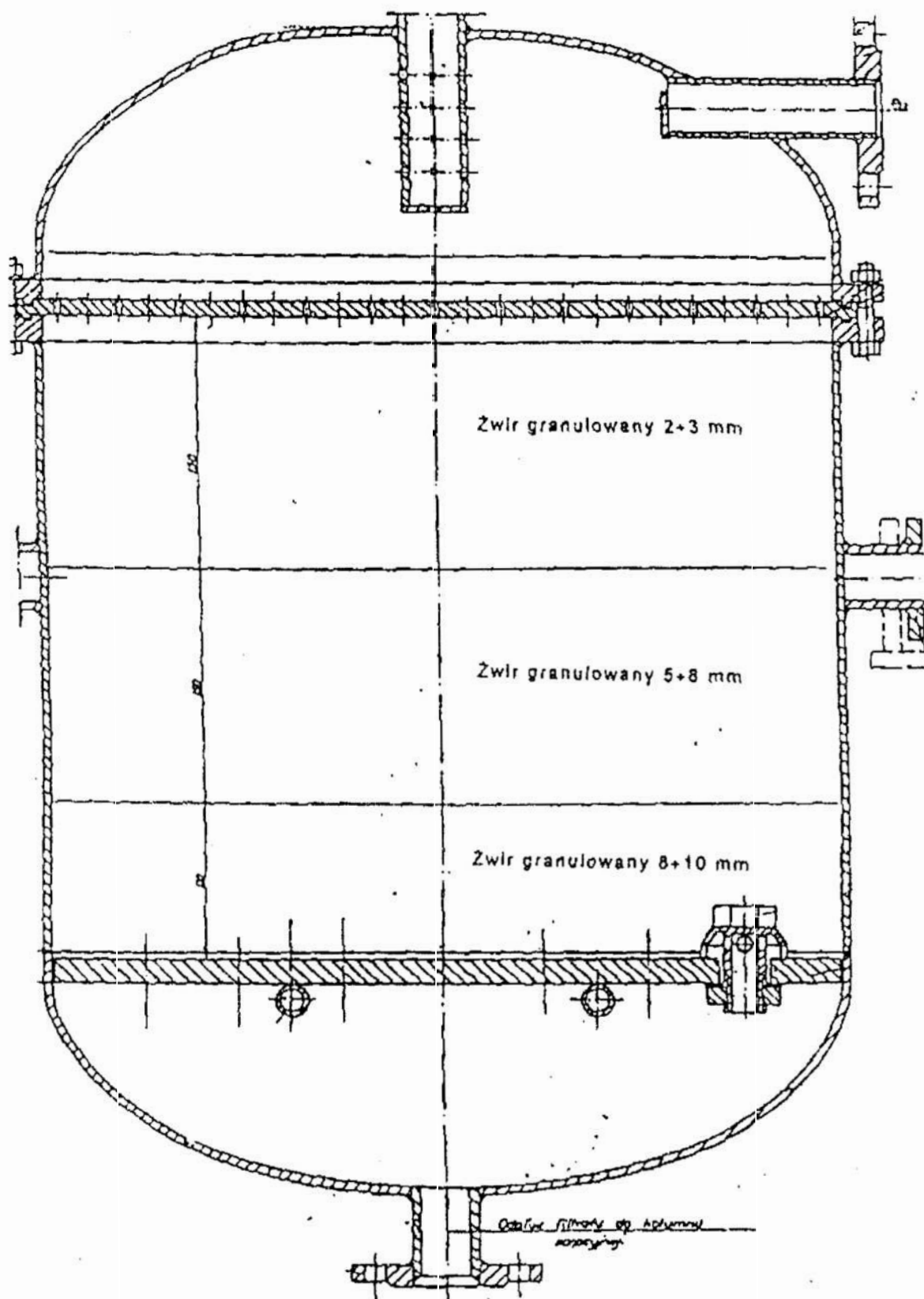
W miejsce filtra piaskowego można rozważyć wprowadzenie np. wirówki sedymentacyjnej, ale wariant ten wymaga dalszych badań testujących. Wirówki to bardzo dobre ale i bardzo drogie urządzenia [8].

Wtórny odpadem będzie zużyty sorbent, o czym powyżej wspomniano (punkt 3.2.). Przyjmuje się możliwość jego kilkakrotnej regeneracji (ściek poregeneracyjny odprowadzany do koagulacji), a potem zużyty sorbent może być przekazany do składu węglowego. Ściek oczyszczony, jako eluat po procesie sorpcji, jest jeszcze dezynfekowany kwasem nadoctowym i ewentualnie wraca do produkcji jako woda technologiczna lub jest odprowadzony na zewnątrz.

Podana powyżej propozycja jest jedną z wielu, które można zastosować po badaniach uzupełniających, procesowych (m.in. ewentualnie procesy biotechnologiczne, które wymagają jednak ciągłości dopływu ścieków).



**Rys. 5.** Kolumna sorpcyjna wykonana w Przedsiębiorstwie EKO-TECHNIKA Koszalin  
**Fig. 5.** Sorptional column made by EKO-TECHNIKA Company in Koszalin



Rys. 6. Filtr grawitacyjny wykonany w Przedsiębiorstwie EKO-TECHNIKA Koszalin  
Fig. 6. Gravitational filter made by EKO-TECHNIKA Company in Koszalin



#### 4. Analiza techniczno-ekonomiczna

Projektowana podczyszczalnia ścieków z Palarni Kawy zlokalizowana jest na terenie działki nr 237/1 i 239/1 w Skibnie - Zakład Palarnia Kawy MK CAFE & TEA, na przedłużeniu pomieszczenia wytwornicy pary, w południowo-wschodniej części zakładu.

W czasie produkcji, w ciągu doby w Palarni Kawy w Skibnie następują 4 zrzuty ścieków popłucznych o objętości 3,5 m<sup>3</sup> ścieków na jeden zrzut. Schemat recepturalny programu technologicznego podczyszczania ścieków jest następujący:

- spust ścieków popłucznych z produkcji do zbiornika koagulacyjnego o pojemności 5 m<sup>3</sup>,
- proces koagulacji ścieków w zbiorniku po dodaniu przygotowanego koagulantu i uruchomienie mieszadła,
- laminarna homogenizacja zrzutu ścieków,
- odpływ zdekantowanej cieczy - popłuczyn do filtra żwirowego,
- odpływ filtratu do kolumny sorpcyjnej,
- odpływ oczyszczonych ścieków - wody z kolumny sorpcyjnej do ponownych zastosowań na hali produkcyjnej,
- spust osadu pokoagulacyjnego na filtr piaskowy,
- powrót filtratu z drenażu filtra piaskowego do zbiornika koagulacyjnego,
- zebranie osadu pokoagulacyjnego z filtra piaskowego i wywóz do stosowania jako nawóz organiczny.

Badania, które będą prowadzone przez Katedrę Technologii Wody, Ścieków i Odpadów Politechniki Koszalińskiej na zbudowanym układzie technologicznym, mają dać odpowiedź na zasadnicze pytanie o czas trwania poszczególnych etapów tj. koagulacji, filtracji oraz sorpcji.

Ze względu na sąsiedztwo i okresowość pracy układu technologicznego podczyszczania ścieków do obsługi instalacji technologicznej może być przeszkolony personel nadzoru kotłowni parowej. Pracownik podczyszczalni ścieków wykonuje:

- nadzór nad spływem ścieków surowych do zbiornika koagulacyjnego,
- obsługę mieszadła z regulatorem obrotów,
- dawkowanie koagulantu do zbiornika,
- kolejne odprowadzanie poziomej cieczy zdekantowanej z zbiornika do filtra żwirowego i kolumny sorpcyjnej,
- opróżnianie zbiornika koagulacyjnego z osadu pokoagulacyjnego na filtr piaskowy z drenażem,
- wywóz osadu pokoagulacyjnego z filtru na zewnątrz jako nawozu naturalnego.

Budynek podczyszczalni ścieków – rys. 6, będzie miał lekką konstrukcję o wymiarach w osi 7x6 m. Wymiar 6m jest wymiarem osi budynku wytwornicy pary. Wysokość min. budynku  $h=5,2$  m. Dach jednospadowy z wywietrznikami grawitacyjnymi. Podłoga będzie wykonana na poziomie podłogi pomieszczenia wytwornicy pary. Ścianę łączącą pomieszczenia należy zdemontować, tak aby ciepło z hali wytwornicy pary swobodnie przechodziło do pomieszczenia podczyszczalni ścieków.

Koszt części budowlanej inwestycji łącznie z podatkiem VAT wyniesie 66.835 zł, 26 gr., co dla tego typu szacunkowych prognoz można zaokrąglić do 67.000 zł. Filtr grawitacyjny będzie miał powierzchnię  $3,5 \times 3,5 \text{ m}^2$  przy grubości filtra 0,5 m dla jednego układu. W warstwie filtra zostaną poprowadzone rury drenażowe, których wyloty będą odprowadzały infiltrowaną z osadu ciecz do koryta filtratu, a następnie do studzienki i stamtąd pompą do zbiornika koagulacyjnego. Filtr będzie umiejscowiony wewnątrz hali technologicznej – przy założeniu budowy hali z rozsuwanym dachem.

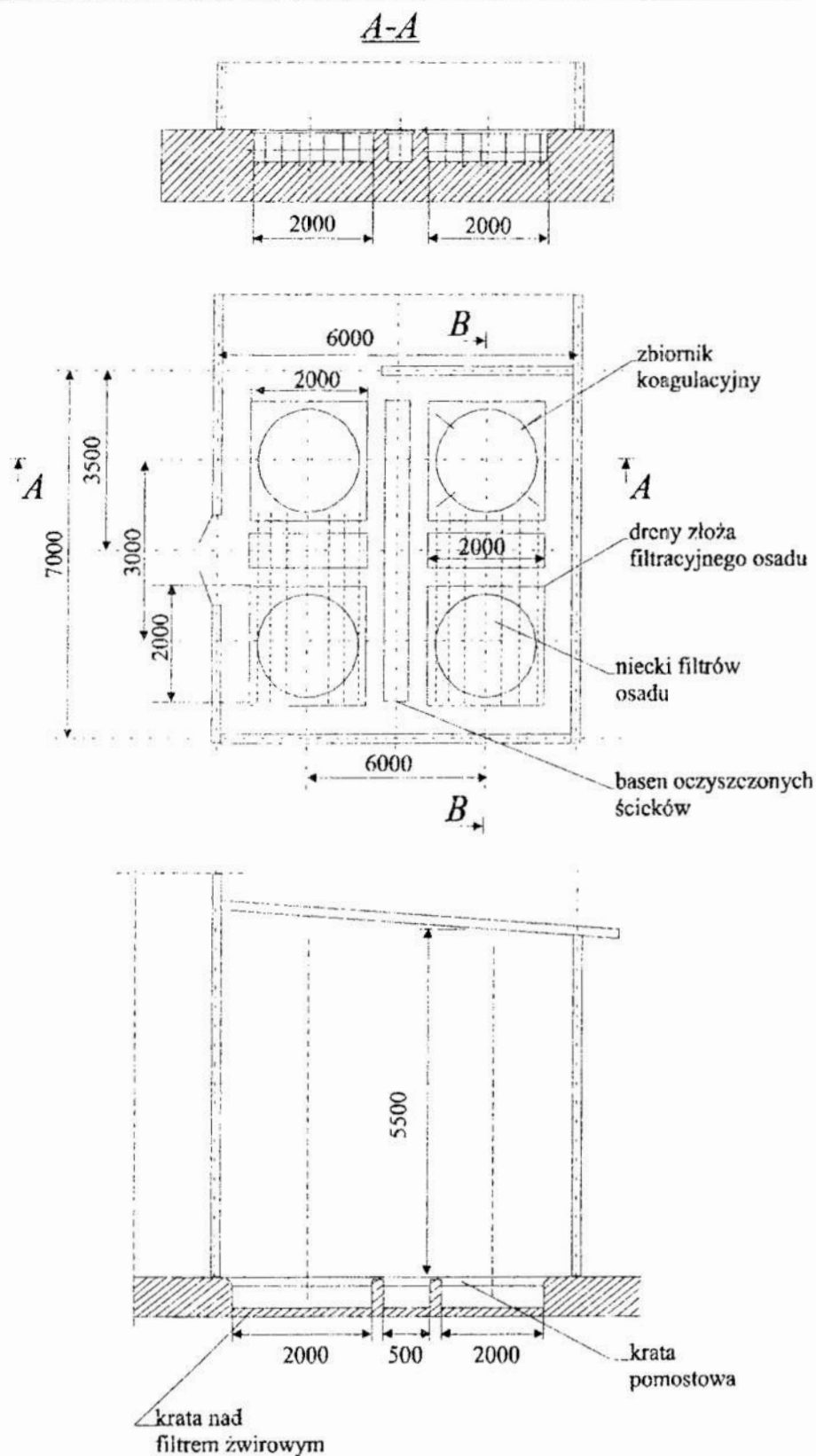
Ustalono, że zbiornik do procesu koagulacji będzie miał wysokość części walcowej  $h_{\text{walca}} = 1,8\text{m}$  przy średnicy  $d = 1,8\text{m}$ , oraz wysokości części stożkowej  $h_{\text{stożka}} = 0,5\text{m}$ . Wylot ze zbiornika, a więc wylot z części stożkowej będzie na wysokości około 1,5m nad poziomem filtra grawitacyjnego tak, aby obsługa miała swobodny dostęp do zaworu na wylewie, przy czym przewód odprowadzający wylew będzie elastyczny po to, aby wylew był rozprowadzany proporcjonalnie po całej powierzchni filtra grawitacyjnego.

Zbiornik koagulacyjny będzie posiadał podwieszoną drabinę, aby po przyjęciu zrzutu ścieków obsługa mogła wlać do zbiornika, wcześniej przygotowany o stosownym stężeniu, koagulant. Zbiornik koagulacyjny będzie miał pojemność  $5 \text{ m}^3$ , co oznacza, że jest w stanie przyjąć jeden zrzut ścieków o objętości  $3,5 \text{ m}^3$ , a następnie umożliwić jego w miarę laminarną homogenizację przy założeniu utworzenia parabolicznego menisku.

Zaproponowano wysokość kolumny sorpcyjnej  $h = 1,5\text{m}$  przy jej średnicy  $d = 0,5\text{m}$ . Odciek z kolumny sorpcyjnej będzie wprowadzany do zbiornika wody podczyszczonej, z którego pompą woda zostanie ewentualnie zwracana do produkcji. To by oznaczało, że obieg jest obiegiem zamkniętym.

Koszt wykonania części instalacyjnej wyniesie około 42.500 zł wg cen za pierwsze półrocze 1999 roku.

Powyższe dane techniczne i koszt inwestycyjny pozwoliły na oszacowanie poszczególnych składników kosztów eksploatacyjnych i na wyliczenie jednostkowego kosztu oczyszczania ścieków.



Rys. 7. Hala podczyszczalni ścieków Palarni Kawy MK-Cafe w Skibnie  
 Fig. 7. Sewage pre-treatment hall in the Coffee Roasting Plant MK-Cafe in Skibno

## 5. Wnioski

Z przeprowadzonych badań oraz szacunkowej analizy techniczno-ekonomicznej można przedstawić wnioski ogólne:

- Ścieki poprodukcyjne tzw. popłuczyny pochodzące ze Palarni Kawy MK-Cafe and Tea w Skibnie nie spełniają warunków norm dla ścieków, które mogą być odprowadzane do zbiorników otwartych i do ziemi.
- Proponuje się budowę instalacji doświadczalnej pilotującej oczyszczanie popłuczyn (ścieków) bezpośrednio w Palarni Kawy w Skibnie.
- Koszt inwestycyjny części budowlanej oraz części mechanicznej wraz z montażem szacuje się na około 109.500 zł – w cenach za 1-sze półrocze 1999 roku. Można przewidywać, że w przypadku realizacji wyżej wymienionej inwestycji w 2000 roku koszt zwiększy się o około 10%.
- Prognozuje się, iż koszt jednostkowy podczyszczania ścieków popłucznych wyniesie dla Spalarni Kawy w Skibnie około 16,5 zł/m<sup>3</sup> – w cenach wyliczonych za pierwsze półrocze 1999 roku.

## Literatura

1. **Kozioł J.:** Sorpcja wybranych metali ciężkich na minerałach ilastych. AGH, praca doktorska, Kraków 1991.
2. **Stępkowska G. T.:** Własności fizyko-chemiczne minerałów ilowych. Praca zbiorowa, Problemy fizyko-chemii i dynamiki gruntów. PAN, Wrocław 1973.
3. **Malej J.:** Zastosowanie minerałów ilastych w procesie oczyszczania ścieków. Międzynarodowe Konferencje N- T. „Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej, Kołobrzeg 1995.
4. **Żabowski J.:** Badania nad oczyszczaniem ścieków promieniotwórczych na krajowych glinach i bentonitach. Zeszyty Naukowe M.G.K. Nr 16, Warszawa 1966.
5. **Anielak A. M.:** Chemiczne i fizyko-chemiczne oczyszczanie ścieków. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 1998.
6. **Anielak A. M.:** Coagulation and Coprecipitation of dyes. Environment Protection Engineering 3/4 (1996).
7. **Piecuch T., Dąbrowski T., Dąbrowski J., Kościelnik B., Kościerzyńska - Siekan G.:** Utylizacja szlamowych i pyłowych odpadów przemysłowych. Badania Statutowe BS – 504.01.68 – praca biegnie od 1995 roku. Politechnika Koszalińska.
8. **Piecuch T.:** Technika hydroszlamowa. Wydawnictwo Politechnika Koszalińska. wydanie II, rok 1999.

## **Investigation and conception project of post-rinsing sewage from Coffee Roasting Plant pre-treatment technology**

### **Abstract**

One of the biggest companies in the former Koszalin Province, in the Middle Pomerania region is MK-Cafe Company, which produces coffee. Coffee production is placed in so called coffee roasting plants. One of such plants is situated in Skibno place, near Koszalin.

During the production of coffee sewage is arising, which not treated are discharged out of the plant, to a ditch and next to fields (meadows). The sewage are straight from the coffee production process and contain only organic contaminants. In the production process, during one day there are 4 dumps of post-rinsing sewage (3,5 m<sup>3</sup> of volume each) in the Coffee Roasting Plant in Skibno.

The paper presents preliminary results of research on pre-treatment possibility of sewage from the Coffee Roasting Plant. The sewage is characterised by a low reaction, high dissolved substances content and a very high COD<sub>Cr</sub>. The sewage does not fulfil the standards for the sewage, which are discharged to waters and ground.

The preliminary research included:

- the sorption process on the sorptional column made up of granulated active carbon,
- filtration on a sand bed,
- coagulation process with lime and bentonite.

Basing on the obtained results of research, the project of experimental – pilot installation, which will be tested in the real conditions in the Coffee Roasting Plant, has been presented.

The research and technical-economical analysis allow to draw the following conclusions:

- The construction of pilot installation for sewage treatment on the terrain of the Coffee Roasting Plant is proposed.
- Investment cost of building and mechanical parts along with assembly is about 109.500 zł (according to prices in the first half of the year 1999). The costs may rise about 10%, if the pilot installation will be constructed in the year 2000.



- It is expected that unit cost of sewage pre-treatment will be (for the Coffee roasting Plant in Skibno) about 16,5 zł per m<sup>3</sup> – according to prices in the first half of the year 1999.

The cost of making the instalational part amounts to about 42.500 zł according to prices in the first half of the year 1999.

Technical data given and investment cost allowed to estimate individual exploitation costs components and to calculate unit cost of sewage treatment.

Taking into consideration general quality diagnosis of raw sewage (post-rinsing) and general process possibilities of their pre-treatment a simple technological system, which is a pilot installation in a quarter scale, for optimisation and corrective research, which consists of the following unit processes:

- coagulation process in coagulation tank,
  - laminar homogenisation of swage dump,
  - outflow of decanted liquid to gravel filter,
  - outflow of filtrate to the sorptional column,
  - outflow of cleaned sewage from sorptional column back to use in the production hall,
  - release of post coagulation sludge on the sand filter,
  - return of the filtrate from sand filter drainage back to the coagulation tank,
- collecting of post coagulation sludge from the sand filter and removal for the use as an organic fertiliser.

The research, which will be conducted by Division of Water, Sewage and Waste Technology of Technical University of Koszalin, on created technological installation, will give an answer to the fundamental question: how long will last individual stages, that is: coagulation, filtration and sorption.

The aim of this work was diagnosis of this sewage pre-treatment technology using physico-chemical processes and basing on obtained results, proposal of this sewage pre-treatment conception for the real installation work conditions (it concerns the place and the amount of sewage) in Skibno, near Koszalin, Sianów Commune.

This sewage are straight from coffee production, and contaminants it includes are organic.

The proposal given is one of many others, which may be used after supplement research, process (among others biotechnological processes, but which require continuity of sewage inflow).



## Hydraulika wybranych złóż biologicznie czynnych

*Michał Palica*  
*Politechnika Śląska w Gliwicach*

*Klaudia Chmiel, Jerzy Waluś*  
*OBR „Barowent” Katowice*

Recenzent: *Tadeusz Piecuch*  
*Politechnika Koszalińska*

### 1. Cel i zakres badań

W pracy przedstawiono wyniki własnych badań oporów przepływu przez następujące złoża naturalne:

- torf kwaśny
- kora z drzew liściastych
- złożo poprodukcyjne z hodowli pieczarek
- słoma pszeniczna
- zręby drzewne
- ziemia kompostowa
- wrzos.

Badania te prowadzono w zakresie liniowej prędkości gazu liczonej na pusty przekrój kolumny  $w \approx 0.052 \div 0.18$  m/s.

Kolumna o przekroju kołowym ( $F = 0.024$  m<sup>2</sup>) wypełniona była złożem o wysokości  $H = 0.43 \div 0.46$  m, spoczywającym na ruszcie zabezpieczonym siatką od dołu i warstwą gąbki poliuretanowej od góry, zaś przepływ gazu odbywał się od dołu do góry. Jako medium robocze używano powietrza o stabilizowanej temperaturze ( $t = 30^\circ\text{C}$ ) i wilgotności względnej ( $\varphi = 70\%$ ), regulowanych komputerowo. Wielkościami mierzonymi były objętościowe natężenie przepływu powietrza wilgotnego i spadek ciśnienia na złożu.

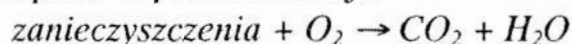
Celem pracy było określenie funkcji  $\Delta P = f(w)$  w stosowanym w badaniach zakresie zmienności  $w$  i porównanie wyników z dostępnymi danymi.

## 2. Wprowadzenie

Złoża biologicznie czynne są coraz powszechniej używane w dezodoryzacji. Wynika to głównie z ich dostępności i relatywnie niskiej ceny, jak również z dobrej na ogół skuteczności dla wielu odorantów, m.in. węglowodorów alifatycznych, aromatycznych, związków zawierających tlen, alkoholi, eterów, aldehydów, ketonów, kwasów organicznych, estrów, fenoli, związków zawierających siarkę lub azot, związków heterocyklicznych, pochodnych nitrowych, chlorowcopochodnych i innych [1].

Bakterie heterotroficzne znajdujące się na takich złożach mają zdolność przyswajania szeregu zanieczyszczeń występujących w gazach.

W największym uproszczeniu proces biologicznego rozkładu związków organicznych można opisać w postaci reakcji:



Szklarczyk ([2]) podaje (na podstawie obszernych studiów literaturo-  
wych) czynniki środowiskowe wpływające na aktywność bakterii biorących udział w procesie rozkładu zanieczyszczeń:

- dostępność pokarmu
- wilgotność złoża
- promieniowanie
- ciśnienie osmotyczne
- odczyn
- temperatura
- szkodliwe substancje chemiczne.

O skali problemu świadczy przy tym, że w oparciu o oceny Branżowych Komisji EWG wysokość inwestycji w zakresie biologicznej ochrony powietrza w Europie Zachodniej przekroczyła w 1994 r. 1 mld DEM, a w r. 2000 nakłady te mają by 11-krotnie wyższe, co potwierdza potencjał rozwojowy metod biologicznych, służących do oczyszczania gazów. Pewne działania w tej dziedzinie zostały podjęte również w Polsce [3,4,5]. Z analizy tych danych wynika, że inne metody, które były dotąd chętnie stosowane (absorpcja, chemisorpcja, metoda Kurmeiera, dopalania, adsorpcja czy ozonowanie) obecnie używane są rzadziej, a wynika to ze względów ekonomicznych. Np. Kozłowska [6] podaje, że użycie biofiltrów jest kilkakrotnie tańsze, niż innych metod unieszkodliwiania zapachowego odorantów. Dlatego w OBR „BAROWENT” prowadzone są badania dotyczące wykorzystania złóż biologicznie czynnych do usuwania wybranych związków złowonnych.

Złoża takie można określić jako porowate, podobnie jak złoża nieruchome reaktorów katalitycznych, kolumny wypełnione czy osady filtracyjne.

Użycie takich złóż wymaga znajomości ich hydrauliki, czyli równań opisujących opory przepływu w funkcji liniowej prędkości gazu (zwykle liczonej na niewypełniony przekrój aparatu). Ze względu na różne własności złóż (porowatość, jednostkową powierzchnię rozwiniętą, kształt i wielkość cząstek tworzących złożę) można oczekiwać, że dla każdego z nich będzie obowiązywać indywidualne równanie na  $\Delta P$ . Dlatego konieczne są w tym przypadku badania hydrauliki i odpowiedni ich opis.

### 3. Przegląd sposobów opisu hydrauliki złóż porowatych

#### 3.1. Równanie ogólne

Dokładny opis parametrów wpływających na opory przepływu przez złoża nieruchome podaje Mokrosz [7]. Z jego wyprowadzenia, dla złóż biologicznie czynnych, traktowanych jako niezraszane, można podać ogólną funkcję na spadek ciśnienia w funkcji prędkości gazu

$$Eu = C \cdot Re^A \quad (1)$$

gdzie:

$$Eu = \frac{\Delta P}{\rho \cdot w^2} \quad (2)$$

$$Re = \frac{\rho \cdot w \cdot d_e}{\eta} \quad (3)$$

W liczbie  $Re$  występuje  $d_e$  - średnica ekwiwalentna wypełnienia, związana z porowatością i jednostkową powierzchnią wypełnienia

$$d_e = \frac{4 \cdot \varepsilon}{a} \quad (4)$$

Pomiarowe wyznaczenie  $\varepsilon$  d a złóż biologicznych stanowi odrębny problem badawczy. W przypadku złóż o regularnym i powtarzalnym kształcie wyznaczenie  $d_e$  lub  $a$  jest możliwe na bazie wymiarów geometrycznych. Dla złóż biologicznie czynnych, składających się z elementów o różnej granulacji i kształcie, określenie  $d_e$  wymaga żmudnych badań statystycznych dla każdego złoża, co nie zawsze jest możliwe, dlatego atrakcyjne stają się wówczas inne ujęcia, omijające wyznaczenia  $d_e$ .

#### 3.2. Równanie Żaworonkowa

Równanie Żaworonkowa ([8]), obowiązujące dla złóż regularnych, wprowadza do zależności  $\Delta P = f(w)$  współczynnik oporu  $f$

$$\Delta P = \frac{2 \cdot f}{\varepsilon^2} \cdot \frac{g_0^2}{\rho} \cdot \frac{H}{d_e} = \frac{2 \cdot f \cdot \rho \cdot w^2 \cdot H}{\varepsilon^2 \cdot d_e} \quad (5)$$



gdzie dla

$$Re_L = \frac{w \cdot \rho \cdot d_e}{\varepsilon \cdot \eta} \quad (6)$$

przy  $Re_z < 50$

$$f = \frac{100}{Re_z} \quad (7)$$

$50 \leq Re_z \leq 7000$

$$f = \frac{3.8}{Re_L^{0.2}} \quad (8)$$

$Re_z > 7000$

$$f = \frac{C}{Re_L^{0.375}} \quad (9)$$

Określenie zakresu ważności zależności (7), (8) i (9) wymaga znajomości  $d_e$ , a więc występuje ten sam problem, co w przypadku ogólnego ujęcia oporów przepływu.

Przy opracowywaniu wyników można wprawdzie założyć zakres na  $Re_z$ , wyniki pomiarowej funkcji  $\Delta P = f(w)$  opracować dla tak założonego zakresu i rozwinąć szczegółową funkcję (5) ze względu na  $d_e$ . Jeśli by wartości  $d_e$  wyznaczone w oparciu o pomiary  $\Delta P = f(w)$  byłyby stałe, oznaczałoby to, że zakres  $Re_z$  został założony poprawnie. Jednak nakładanie się na wyliczone wartości  $d_e$  błędów pomiarowych może spowodować znaczący rozrzut  $d_e$  i fałszywą ocenę zakresu obowiązywania odpowiedniego wzoru na  $f$ .

### 3.3. Ujęcie Levy

Leva [8] proponuje następujące ujęcie oporów przepływu przez złożę porowate:

$$\Delta P = \alpha \cdot \frac{g_0^2}{\rho} \cdot H \quad (10)$$

obowiązujące w przypadku, gdy nie trzeba uwzględniać tzw. efektu ściany, a zakres  $w$  odpowiada przepływowi burzliwemu, który na ogół spotyka się w instalacjach przemysłowych.

Dla

$$g_0 = w \cdot \rho \quad (11)$$

uzyskuje się zależność

$$\Delta P = \alpha \cdot \rho \cdot H \cdot w^2 \quad (12)$$

którą można wykorzystać bezpośrednio do korelowania wyników doświadczeń.

### 3.4. Ujęcie Erguna

Ergun [9] proponuje, by w jednym równaniu ująć opory przepływu pochodzące od członu laminarnego i burzliwego, przy wykorzystaniu wyznaczonego doświadczalnie współczynnika oporów przepływu przez złożę porowate w postaci:

$$f_p = \frac{150}{Re_p} + 1.75 \quad (13)$$

gdzie:

$$Re_p = \frac{w \cdot \rho \cdot d_e}{(1 - \varepsilon) \cdot \eta} \quad (14)$$

Dla niskich  $Re_p$  ( $Re_p < 1$ )

$$f_p = \frac{150}{Re_p} \quad (15)$$

dla wysokich  $Re_p$  ( $Re_p > 10^4$ )

$$f_p = 1.75 \quad (16)$$

W zakresie  $1 < Re_p < 10^4$  obowiązuje zależność (13).

Podstawiając (13) do wzoru na  $\Delta P$  można wyznaczyć jednostkowe opory przepływu:

$$\frac{\Delta P}{H} = 150 \cdot \frac{(1 - \varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \cdot \frac{w \cdot \eta}{d_e^2} + 1.75 \cdot \frac{1 - \varepsilon}{\varepsilon^3} \cdot \frac{\rho \cdot w^2}{d_e} \quad (17)$$

Ze wzoru tego wynika, że spadek ciśnienia wskutek tarcia jest proporcjonalny do członu  $\frac{(1 - \varepsilon)^2}{\varepsilon^3}$ , zaś wskutek burzliwości do członu  $\frac{(1 - \varepsilon)}{\varepsilon^3}$ . Również w tym ujęciu niezbędna jest do opisu  $\Delta P$  znajomość  $d_e$ .

### 3.5. Ujęcie oporów przepływu przy użyciu pojęcia przepuszczalności

Carman [10] wprowadza w członie laminarnym zależności (17) pojęcie przepuszczalności  $B_0$  w postaci:

$$\frac{\Delta P}{H} = \frac{k \cdot (1 - \varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \cdot S_0^2 \cdot \eta \cdot w = \frac{\eta \cdot w}{B_0} \quad (18)$$

$$B_0 = \frac{1}{k \cdot S_0^2} \cdot \frac{\varepsilon^3}{(1 - \varepsilon)^2} \quad (19)$$

ujmującej równocześnie indywidualne dla każdego wypełnienia stałe  $k$  i  $S_0$ .

Dla wypełnień włóknistych, do których można w przybliżeniu aproksymować złoża naturalne

$$B_0 = \frac{d_e^2}{16 \cdot k} \cdot \frac{\varepsilon^3}{(1-\varepsilon)^2} \quad (20)$$

przy czym  $k$  zależy również od porowatości złóż.

Zestawienie literaturowych wartości  $k$  dla różnych  $\varepsilon$  wg wielu autorów podano w tablicy 2 pracy [11].

#### 4. Inne ujęcia oporów przepływu

Podobne do Carmana ujęcie proponuje Brown i współautorzy ([12]), przy czym wymagane jest obliczenie  $d_e$  dla cząstek o różnej średnicy wg wzoru

$$d_e = \sqrt{\frac{\sum_i u_i \cdot d_i}{\sum_i u_i \cdot d_i^3}} \quad (21)$$

$d_i$  - średnica cząstek dla każdej frakcji

$u_i$  - udział masowy poszczególnych frakcji

zaś stała  $k$  w zależności (18) może być nieco inna od tej, którą przewiduje Carman.

Najbardziej precyzyjne ujęcie oporów przepływu laminarnego proponuje Brauer ([13]):

$$\frac{\Delta P}{H} = 18 \cdot \varphi_\varepsilon \cdot \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \cdot \frac{\eta \cdot w}{d_e^2} = \psi \cdot \text{Re}_p \cdot \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \cdot \frac{\eta \cdot w}{d_e^2} \quad (22)$$

gdzie:

$$\varphi_\varepsilon = \frac{k}{2}$$

Teoretyczna funkcja Brauera na  $\varphi_\varepsilon$  obowiązująca w całym zakresie  $\varepsilon$  ma postać:

$$\varphi_\varepsilon = \frac{\varepsilon^3}{1-\varepsilon} \cdot \frac{1 + \frac{2}{3} \cdot (1-\varepsilon)^{5/3}}{1 - \frac{3}{2} \cdot (1-\varepsilon)^{1/3} + \frac{3}{2} \cdot (1-\varepsilon)^{5/3} - (1-\varepsilon)^2} \quad (23)$$

Empiryczna zależność współczynnika oporów przepływu  $\psi$  obowiązująca w przepływie burzliwym ma wg Brauera [13] postać:

$$\psi = \frac{160}{\text{Re}_p} + \frac{3.1}{\text{Re}_p^{0.1}} \quad (24)$$

zaś dla przepływu laminarnego

$$\psi = \frac{18 \cdot \varphi_\varepsilon}{\text{Re}_p} \quad (25)$$

Brauer proponuje inaczej obliczać średnicę zastępczą cząstki:

$$d_e = \frac{1}{\left(\frac{V_{e1}}{V_e}\right) \cdot d_{e1}^{-1} + \left(\frac{V_{e2}}{V_e}\right) \cdot d_{e2}^{-1} + \dots + \left(\frac{V_{en}}{V_e}\right) \cdot d_{en}^{-1}} \quad (26)$$

gdzie:

$\frac{V_{en}}{V_e}$  - udział objętościowy poszczególnych frakcji

$d_{en}$  - średnica ziaren każdej frakcji.

Do oryginalnych ujęć oporów przepływu przez złożę porowate przy przepływie laminarnym należą również ujęcia Żaworonkowa [14], Kasatkina [15] i Ramma [16], Serwińskiego [17] oraz Brötza [18], obowiązujące dla przepływu laminarnego. Dają one nieznaczne różnice w stałych  $k$  w zależnościach na  $\Delta P/H$ . Znaczące odstępstwa (wyższe wartości  $\Delta P/H$ ) przewidują jedynie zależności podane przez Chiltona i Colburna ([19]), a cytowana przez Hoblera ([8]). Ciekawe podejście do problemu przepływu laminarnego przez złożę porowate proponuje również Piecuch [20] w oparciu głównie o [9,10,12]

Z zamieszczonego przeglądu różnych ujęć hydrauliki złóż porowatych wynika, że istnieje możliwość opisu oporów przepływu uwzględniająca obydwa człony (laminarny i burzliwy) i omijająca wyznaczanie średnicy ekwiwalentnej. Jest to ujęcie Erguna [9], w którym wykorzystane jest pojęcie przepuszczalności, wprowadzone przez Carmana [10].

Zgodnie z [10] można zależność (19) użyć w równaniu Erguna (17), uzyskując

$$\frac{\Delta P}{H} = k \cdot S_0^2 \cdot \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \cdot \eta \cdot w + \frac{1.75}{\sqrt{150}} \cdot \sqrt{k \cdot S_0^2} \cdot \frac{1}{(1-\varepsilon)} \cdot \left( \sqrt{\frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3}} \right)^2 \cdot \rho \cdot w^2 \quad (27)$$

Ponieważ

$$B_0 = \frac{1}{k \cdot S_0^2} \cdot \frac{\varepsilon^3}{(1-\varepsilon)^2} \quad (19a)$$

po wprowadzeniu (19a) do (27) i rozwikłaniu tej zależności ze względu na  $B_0$

$$B_0 - \frac{1.75}{\sqrt{150}} \cdot \frac{1}{\sqrt{\varepsilon^3}} \cdot \rho \cdot w^2 \cdot \frac{H}{\Delta P} \cdot \sqrt{B_0} - \frac{\eta \cdot H \cdot w}{\Delta P} = 0 \quad (28)$$

Oznaczając

$$B_0 = Y^2 \quad (29)$$

uzyskuje się równanie kwadratowe ze względu na  $Y$ .

Dla realnej wartości  $Y$  jego rozwiązaniem jest wyrażenie:

$$Y = \sqrt{B_0} = \frac{1}{2} \cdot \left( \frac{1.75}{\sqrt{150}} \cdot \frac{\rho \cdot w^2}{\sqrt{\varepsilon^3}} \cdot \frac{H}{\Delta P} + \sqrt{\frac{1.75^2}{150} \cdot \frac{\rho^2 \cdot w^4 \cdot H^2}{\varepsilon^3 \cdot \Delta P^2} + 4 \cdot \frac{w \cdot \eta \cdot H}{\Delta P}} \right) \quad (30)$$

W równaniu tym można przeanalizować dwa człony: burzliwy, odpowiadający wyrażeniu  $\frac{1.75}{\sqrt{150}} \cdot \frac{1}{\sqrt{\varepsilon^3}} \cdot \frac{\rho \cdot w^2 \cdot H}{\Delta P}$  i laminarny, opisany jako  $\frac{4 \cdot \eta \cdot w \cdot H}{\Delta P}$ .

Liczbowe wartości tych członów zależą od prędkości  $w$ . Dla niskich  $w$  człon burzliwy można pominąć, dla wysokich  $w$  można zaniechać człon laminarny. Istnieje jednak obszar, w którym obydwie człony są współmierne.

Drugim możliwym do przyjęcia sposobem opisu hydrauliki złożeń jest zależność Leva'y w postaci

$$\frac{\Delta P}{H} = \alpha \cdot \rho \cdot w^2 \quad (31)$$

Jej zaletą jest prostota i łatwość opisu w oparciu o dane pomiarowe, ale opiera się ona na założeniu, że zakres przepływu odpowiada zakresowi burzliwemu.

Formalnie równość wzoru Erguna (przy pominięciu członu laminarnego) i Leva'y sprowadza się do opisu  $\alpha$  jako

$$\alpha = \frac{1.75}{4\sqrt{k}} \cdot \frac{1}{\varepsilon^{3/2}} \cdot \frac{1}{\sqrt{B_0}} \quad (32)$$

a więc empiryczna wartość  $\alpha$  wg Leva'y jest szczególnym przypadkiem zależności Erguna w zakresie przepływu burzliwego. Dla wypełnień włóknistych zależność (32) przybiera formę ( $k = 9.375$ ):

$$\alpha = \frac{1.75}{\sqrt{150}} \cdot \frac{1}{\varepsilon^{3/2}} \cdot \frac{1}{\sqrt{B_0}} \quad (33)$$

Jak widać z zamieszczonego przeglądu ujęć oporów przepływu przez złoże porowate istnieją dwa sposoby opisu hydrauliki złożeń:

- ujęcie ścisłe Erguna, które w oparciu o pojęcie przepuszczalności, wprowadzone przez Carmana, pozwala ominąć operowanie średnicą ekwiwalentną  $d_e$  i obowiązuje w całym zakresie zmienności  $w$ ,
- ujęcie Leva'y, w którym wszystkie współczynniki liczbowe zawarte są w wielkości  $\alpha$ , ale które dotyczy jedynie zakresu burzliwego.

Problemem pojawiającym się w formalnym porównaniu wzoru Erguna i Leva'y dla przepływu burzliwego wg (31) jest przyjęcie  $k$ . Wynika stąd, że jeśli dane pomiarowe można wyrównać w układzie współrzędnych

$$\frac{\Delta P}{\rho \cdot H} = f(w^2) \quad (34)$$



to korzystniej jest stosować prostszy wzór Leva'y, niż złożoną zależność Erguna. W niniejszej publikacji dane pomiarowe opracowano obydwoma sposobami, przy czym w przypadku korzystania z pojęcia przepuszczalności, zależność na opory przepływu przyjmuje formę:

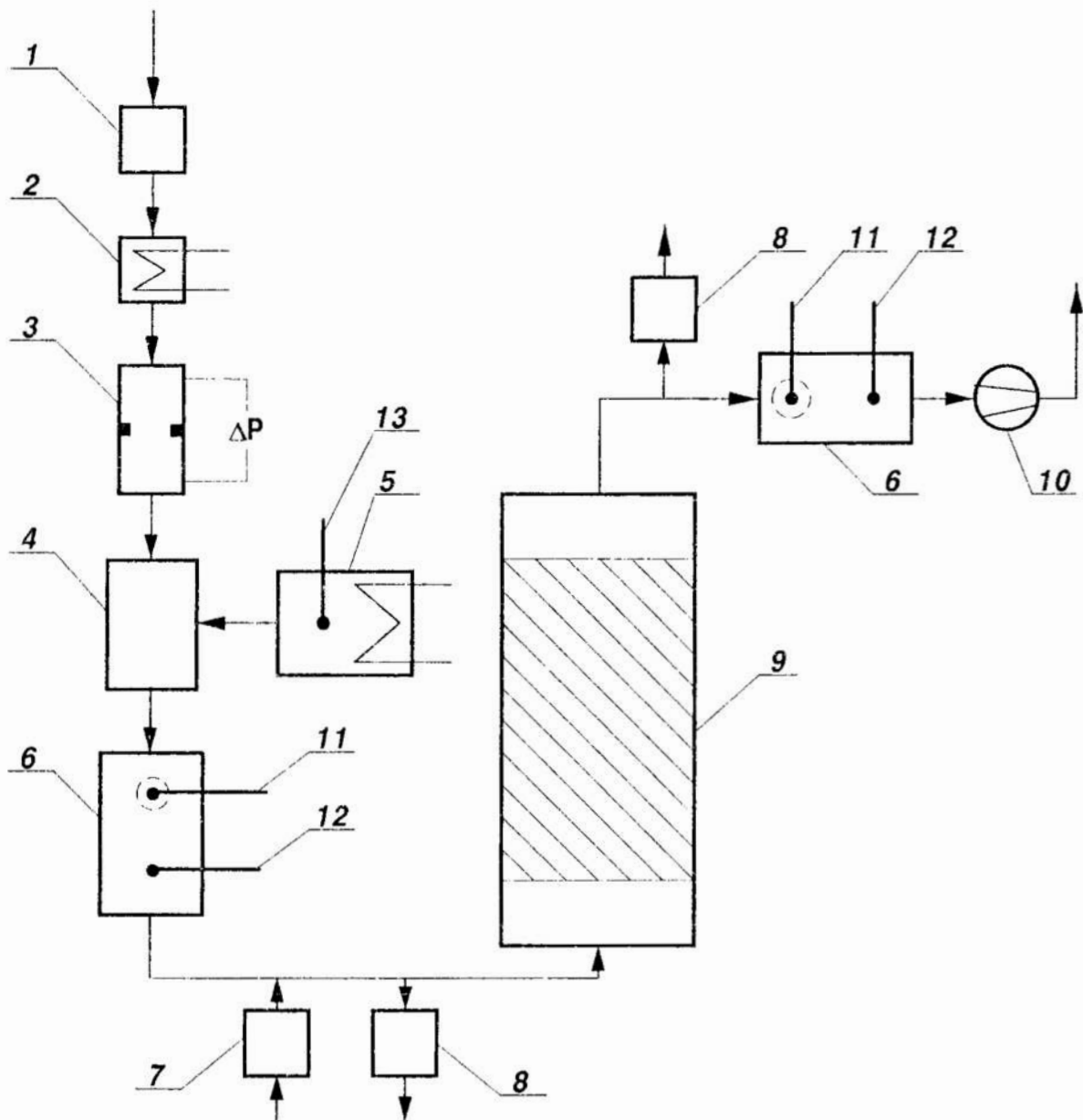
$$\frac{\Delta P}{H \cdot \rho} = \frac{\eta \cdot w}{\rho \cdot B_0} + \frac{1.75 \cdot w^2}{\sqrt{150 \cdot \varepsilon^3 \cdot B_0}} \quad (35)$$

## 5. Instalacja doświadczalna

Instalacja doświadczalna składa się z kolumny z badanym złożem, układu podawania powietrza wraz z systemami regulacyjno-pomiarowymi oraz układu dozowania odorantu. Schemat instalacji pokazano na rys. 1.

Powietrze pobierane do instalacji przepływa przez filtr z węglem aktywnym 1 i elektryczną nagrzewnicę 2, gdzie jest wstępnie podgrzewane do żądanej temperatury, nastawianej za pomocą regulatora temperatury. Za nagrzewnicą znajduje się kryza pomiarowa 3, gdzie za pomocą mikromanometru różnicowego jest mierzony spadek ciśnienia i przeliczany na przepływ gazu. Ilość przepływającego powietrza jest obliczana z uwzględnieniem jego temperatury i ciśnienia mierzonego manometrem barometrycznym umieszczonym również na wejściu do kryzy. Dodatkowym zadaniem manometru barometrycznego jest pomiar ciśnienia atmosferycznego, co jest ważne na początku pomiaru, kiedy przepływ jest wyłączony i ciśnienie wewnątrz aparatury jest równe ciśnieniu zewnętrznemu. Charakterystykę kryzy wprowadzono do programu sterującego. Na podstawie pomiaru różnicy ciśnień na kryzie, wielkości zmierzonego ciśnienia wejściowego oraz temperatury, układ sterujący przelicza przepływ na warunki normalne.

Ogrzane powietrze jest wprowadzane do mieszalnika 4, do którego jest doprowadzana para wodna z odparownika ogrzewanego za pomocą grzałki 5. Parametry gazów po komorze mieszania, tzn. temperatura i wilgotność powietrza nawilżonego parą wodną, są wprowadzane do układu pomiarowo-sterującego, wykonanego w postaci komory pomiarowej 6, w której znajdują się dwa termometry - suchy 12 i mokry 11. Jako termometry są stosowane czujniki Pt-100 z tym, że termometr mokry posiada czujnik owinięty bibułą, której koniec znajduje się w naczyniu z wodą destylowaną (naczynie z wodą umieszczone jest w tej samej komorze pomiarowej 6, aby uniknąć błędu spowodowanego różnicą temperatur *gaz-otoczenie*). Pomiarów wilgotności dokonywano przy użyciu termometrów 11 i 12, korzystając z zapisanych w programie sterowania tablic psychrometrycznych. Na podstawie danych pomiarowych program komputerowy steruje pracą całej instalacji.



**Rys. 1.** Schemat instalacji doświadczalnej

1 - filtr węglowy, 2 - nagrzewnica powietrza, 3 - układ pomiaru ilości powietrza, 4 - mieszalnik gazów, 5 - dozownik pary, 6 - komora pomiarowa, 7 - generator odorów, 8 - układ poboru prób, 9 - skruber ze złożem, 10 - dmuchawa z płynną regulacją wydajności, 11 - termometr mokry, 12 - termometr suchy, 13 - termometr

**Fig. 1.** Scheme of the experimental set-up

1-coal filter, 2-air heater, 3-air capacity measurement system, 4-mixer of gases, 5-vapour dispenser, 6-measuring cell, 7-odour generation system, 8-withdrawal of samples, 9-scrubber with packed bed, 10-valve-regulated blower, 11-wet-bulb thermometer, 12-dry-bulb thermometer, 13-thermometer

Do odpowiednio nawilżonego i ogrzanego powietrza jest dozowany odorant w ściśle określonej ilości z układu generacji 7. Tak przygotowane powietrze przepływa w skruberze 9 przez warstwę wypełnienia czynnego, w której zachodzi proces dezodoryzacji. Na wyjściu z kolumny znajduje się druga komora pomiarowa 6, również zawierająca termometr suchy 12 i mokry 11. W oparciu o dane z tych czujników jest obliczana temperatura i wilgotność wyjściowa. Opuszczające układ powietrze jest zasysane przez dmuchawę 10 i kierowane do atmosfery. Próbki gazu do oznaczeń zawartości odoru są pobierane przed i za skruberem 8 przez układ poboru prób i analizowane metodą chromatografii gazowej.

W omawianych badaniach hydrauliki złóż biofiltracyjnych dozowanie odorantu (trietyloaminy, butanolu, merkaptanu) miało znaczenie drugorzędne. Istotne jest usytuowanie punktów pomiaru spadku ciśnienia na badanych złożach. W wyniku analizy możliwości aparaturowych zdecydowano, by znajdowały się one bezpośrednio przed wlotem gazu do biofiltru i w króćcu wylotowym po biofiltrze. Część badań wykonano dla czystego powietrza, natomiast badania kontrolne dla powietrza zawierającego odoranty potwierdziły, że rezultaty badań hydrauliki dla powietrza czystego i zanieczyszczonego przy określonych  $w$  są praktycznie takie same.

## 6. Wyniki pomiarów i obliczeń

Wyniki pomiarów  $\Delta P$  dla zadanych  $w$  zestawiono w tablicach 1÷7. Wartości  $w$  wyznaczano jako ([20])

$$w = \frac{V}{F} \quad (36)$$

lub z bezpośredniego pomiaru prędkości anemometrem na otwartym rurociągu wlotowym do instalacji. Prędkość tą przeliczano następnie na prędkość w pustej kolumnie.

Ponieważ w zależnościach Erguna, Carmana i Leva'y występuje  $\rho$ , uściślono wyliczanie gęstości powietrza, traktując je jako wilgotne. Korzystano w tym celu ze wzorów [21]

$$\rho = \frac{1+Y}{22.4 \cdot \left( \frac{1}{M_{H_2O}} + \frac{1}{M_{pow}} \right) \cdot \frac{T}{273}} \quad (37)$$

$$Y = 0.622 \cdot \frac{\varphi \cdot (p_{H_2O})_s}{P - (p_{H_2O})_s} \quad (38)$$

$$\varphi = \frac{P_{H_2O}}{(P_{H_2O})_s} \quad (39)$$

$$P = P_b - P_{st} \quad (40)$$

gdzie:

$P_{st}$  odpowiada podciśnieniu przed kolumną.

Dynamiczny współczynnik lepkości powietrza wilgotnego wyznaczano jako [22]

$$\eta = \frac{\varphi_{H_2O} \cdot \eta_{H_2O} \cdot \sqrt{M_{H_2O} \cdot T_{krH_2O}} + \varphi_{pow} \cdot \eta_{pow} \cdot \sqrt{M_{pow} \cdot T_{krpow}}}{\varphi_{H_2O} \cdot \sqrt{M_{H_2O} \cdot T_{krH_2O}} + \varphi_{pow} \cdot \sqrt{M_{pow} \cdot T_{krpow}}} \quad (41)$$

korzystając z tablicowych wartości  $\sqrt{M_{H_2O} \cdot T_{krH_2O}}$ ,  $\sqrt{M_{pow} \cdot T_{krpow}}$ ,  $\eta_{H_2O}$  i  $\eta_{pow}$  w temperaturze 30°C.

W tablicach 1÷7 zamieszczono ponadto następujące dane:

$$\frac{\Delta P_{zm}}{H \cdot \rho}, \frac{\Delta P_L}{H \cdot \rho} \text{ (przy czym } \Delta P_L \text{ dotyczy wzoru Leva'y), } \frac{\Delta P_{B_{wir}}}{H \cdot \rho} \text{ (} \Delta P_{B_{wir}} \text{ wyzna-}$$

czono dla  $B_{0\ sr}$ ) oraz  $\frac{\Delta P_{B_0}}{H \cdot \rho}$ , gdzie  $\Delta P_{B_0}$  oparto o skorygowaną wartość przepuszczalności:

$$B_0 = B_{0\ sr} + \Delta B_0 \quad (42)$$

$$\Delta B_0 = a \cdot w + b \quad (43)$$

Wartości współczynników liczbowych  $a$  i  $b$  dla poszczególnych ziół znajdują się w tabelicy 8.

Dane pomiarowe wskazują, że poprawka  $\Delta B_0$  zmienia się liniowo z prędkością  $w$  w zakresie zmienności  $w$  stosowanym w badaniach.

Stwierdzono, że użycie w obliczeniach  $\Delta P$  wartości  $B_{0\ sr}$  daje dobrą zgodność pomiarów i obliczeń dla średnich prędkości użytych w pomiarach. Zgodność ta maleje dla skrajnych  $w$  stosowanych w kolumnie. Wprowadzenie poprawki  $\Delta B_0$  nie ma wprawdzie uzasadnienia teoretycznego, ale praktycznie w pełni uzgadnia wyniki pomiarów i obliczeń.

**Tabela 1.** Wyniki pomiarów i obliczeń hydrauliki dla torfu

**Table 1.** Experimental and calculated results of hydraulics for acid peat

Lp. No.	$w$ [m/s]	$\frac{\Delta P_{zm}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_L}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_{air}}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_0}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]
1	0.0533	470.8	420.9	531.1	414.5
2	0.0819	642.2	741.4	836.1	732.3
3	0.0643	528.4	527.9	647.6	527.6
4	0.0727	624.2	623.5	739.2	623.1
5	0.0860	720.7	798.4	885.7	789.4
6	0.0993	914.2	1002.4	1037.9	980.7
7	0.1044	1010.1	1087.8	1095.4	1059.2
8	0.1006	1168.3	1023.4	1061.0	1008.3
9	0.1157	1366.3	1293.5	1240.5	1265.3
10	0.1270	1566.1	1520.3	1380.7	1489.7
11	0.1413	1688.1	1837.6	1557.4	1812.8
12	0.1434	1933.1	1887.1	1597.5	1881.3
13	0.1618	2281.9	2351.5	1842.0	2417.0
14	0.1659	2432.4	2462.6	1907.9	2569.1
15	0.1638	2390.9	2405.3	1879.2	2497.0
16	0.1597	2285.1	2295.7	1819.6	2357.1
17	0.1577	2243.4	2243.2	1792.1	2293.2
18	0.1546	2196.5	2163.1	1744.8	2191.6
19	0.1434	1895.2	1887.1	1599.1	1883.1
20	0.1321	1682.6	1629.6	1441.1	1596.5
21	0.1229	1564.1	1435.6	1330.3	1405.9
22	0.1126	1382.9	1235.0	1203.0	1208.9
23	0.1085	1186.3	1160.0	1148.1	1131.6
24	0.0952	1049.2	936.4	995.1	923.1
25	0.0911	891.8	873.4	942.1	858.4
26	0.0809	700.0	727.7	827.1	721.3
27	0.0717	527.7	611.3	724.3	608.0
28	0.0563	470.4	448.8	562.1	444.0
29	0.0717	546.3	611.3	723.8	607.6
30	0.0881	797.4	827.7	909.4	817.6
31	0.1126	1148.5	1235.0	1195.3	1201.2
32	0.1300	1583.4	1584.1	1413.3	1548.6



**Tabela 2.** Wyniki pomiarów i obliczeń hydrauliki dla kory z drzew liściastych  
**Table 2.** Experimental and calculated results of hydraulics for bark from deciduous trees

Lp. No.	w [m/s]	$\frac{\Delta P_{zm}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_l}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_{wir}}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_0}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]
1	0.0676	473.0	516.6	523.8	464.9
2	0.0819	494.8	618.8	640.9	587.8
3	0.0727	454.6	550.8	565.7	508.0
4	0.0870	570.0	660.0	685.0	635.7
5	0.0963	609.0	740.5	762.6	723.2
6	0.0983	647.6	759.4	780.4	743.7
7	0.1024	745.1	798.6	818.4	787.6
8	0.1075	804.2	849.6	863.9	841.7
9	0.1126	882.9	903.1	910.4	898.0
10	0.1229	1021.4	1018.6	1004.3	1016.3
11	0.1249	1042.0	1042.2	1023.5	1041.0
12	0.1341	1145.6	1155.8	1113.9	1159.7
13	0.1444	1269.1	1292.4	1214.8	1299.3
14	0.1556	1488.0	1452.5	1347.8	1485.4
15	0.1823	1674.2	1882.3	1607.2	1909.3
16	0.1597	1504.9	1514.1	1381.5	1539.6
17	0.1577	1454.4	1483.9	1347.5	1493.5
18	0.1423	1284.9	1263.8	1190.9	1266.6
19	0.1372	1242.3	1195.8	1140.5	1197.0
20	0.1331	1160.8	1143.0	1099.0	1141.3
21	0.1229	1116.9	1018.6	1003.1	1015.1
22	0.1126	996.3	903.1	907.8	895.5
23	0.1024	914.5	798.6	814.9	784.2
24	0.0717	662.2	543.8	556.5	498.6
25	0.0819	776.2	618.8	641.9	588.7
26	0.1382	1189.7	1209.0	1129.2	1188.2
27	0.1618	1651.1	1546.3	1385.1	1552.5
28	0.1434	1358.3	1278.7	1194.6	1274.3
29	0.0922	589.5	703.7	728.0	683.7
30	0.1024	744.6	798.6	817.5	786.7
31	0.1126	1058.1	903.1	913.7	901.3
32	0.1178	1098.0	960.2	959.8	959.0

**Tabela 3.** Wyniki pomiarów i obliczeń hydrauliki dla złoźa pieczarkowego  
**Table 3.** Experimental and calculated results of hydraulics for processed material in mushroom production

Lp. No.	$w$ [m/s]	$\frac{\Delta P_{zm}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_L}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_{\text{air}}}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_0}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]
1	0.0707	979.2	900.3	1022.1	920.9
2	0.0799	1060.5	1051.1	1165.9	1078.9
3	0.0881	1198.0	1200.7	1292.5	1225.5
4	0.0983	1418.2	1408.3	1459.2	1427.3
5	0.1116	1657.7	1712.0	1672.5	1705.8
6	0.1157	1800.2	1813.4	1744.8	1803.3
7	0.1208	1998.8	1944.6	1828.3	1921.5
8	0.1249	2147.2	2054.2	1908.1	2032.9
9	0.1311	2357.5	2226.8	2013.6	2190.8
10	0.1301	2345.9	2198.4	1992.5	2160.4
11	0.1280	2063.2	2139.5	1949.3	2098.6
12	0.1116	1694.7	1712.0	1669.4	1702.6
13	0.1024	1573.1	1497.8	1520.8	1506.6
14	0.0881	1254.0	1200.7	1289.4	1222.5
15	0.1044	1476.1	1542.8	1551.5	1546.7
16	0.0911	1273.4	1260.8	1335.7	1278.3
17	0.0717	1114.3	916.1	1038.1	938.1
18	0.0686	901.0	869.3	989.3	886.2
19	0.0666	783.2	839.1	953.8	849.5
20	0.0696	880.3	884.6	1001.5	899.8
21	0.0737	1036.4	948.5	1066.5	969.5
22	0.0891	1118.6	1220.6	1304.0	1240.2
23	0.1085	1533.6	1637.8	1612.8	1628.7
24	0.1208	1697.0	1944.6	1815.1	1907.6
25	0.1249	1877.4	2054.2	1886.3	2009.7
26	0.1300	1981.7	2195.6	1976.9	2142.8
27	0.1331	2165.9	2284.3	2036.0	2230.4
28	0.1434	2583.1	2594.1	2231.0	2533.7
29	0.1597	3413.6	3131.5	2515.6	3032.9

**Tabela 4.** Wyniki pomiarów i obliczeń hydrauliki dla słomy pszenicznej

**Table 4.** Experimental and calculated results of hydraulics for wheaten straw

Lp. No.	w [m/s]	$\frac{\Delta P_{zm}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_L}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_{0ir}}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_0}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]
1	0.0563	1123.0	1320.8	1038.7	1207.6
2	0.0512	1103.6	1278.3	942.8	1117.4
3	0.0717	1373.5	1472.6	1330.2	1463.4
4	0.0758	1623.4	1519.3	1409.9	1529.1
5	0.0655	1334.4	1407.5	1213.6	1364.4
6	0.0829	1608.9	1607.0	1552.2	1642.9
7	0.0901	1748.7	1702.8	2097.7	2168.2
8	0.0963	1940.6	1791.3	1891.6	1916.6
9	0.1024	1948.6	1885.5	1945.1	1932.7
10	0.1044	2026.6	1917.4	1985.1	1960.2
11	0.1106	2138.8	2020.3	2130.1	2063.4
12	0.1147	2199.0	2091.6	2213.4	2117.6
13	0.1300	2430.1	2380.7	2543.5	2326.2
14	0.1321	2453.1	2423.2	2591.1	2355.5
15	0.1638	2923.3	3147.4	4306.2	3588.6
16	0.1536	2767.6	2897.4	3093.8	2650.1
17	0.1526	2746.6	2873.8	3059.2	2627.5
18	0.1403	2609.7	2595.6	2788.2	2476.7
19	0.1249	2354.5	2280.3	2446.3	2270.6
20	0.1126	2036.8	2054.8	2161.2	2080.8
21	0.1055	1972.8	1935.2	2013.0	1980.9
22	0.1024	1846.9	1885.5	1936.4	1924.0
23	0.0993	1669.2	1837.2	1868.7	1875.1
24	0.0819	1610.2	1594.0	1534.8	1630.1
25	0.0655	1410.1	1407.5	1212.7	1363.4
26	0.0614	1331.3	1367.3	1132.6	1292.4
27	0.0512	1177.0	1278.3	939.3	1113.2
28	0.0522	1177.2	1286.4	958.5	1131.6
29	0.0696	1468.1	1450.2	1290.6	1430.1
30	0.0819	1685.4	1594.0	1532.6	1627.8
31	0.0983	1828.0	1821.9	1858.1	1870.4
32	0.1106	2133.6	2020.3	2121.7	2055.3
33	0.1126	2215.4	2054.8	2167.5	2086.9
34	0.1188	2421.2	2165.5	2306.6	2179.8
35	0.1280	2293.3	2340.8	2504.3	2303.6
36	0.1423	2615.2	2639.3	2831.4	2501.1

**Tabela 5.** Wyniki pomiarów i obliczeń hydrauliki dla zrębów drzewnych  
**Table 5.** Experimental and calculated results of hydraulics for tree chips

Lp. No.	$w$ [m/s]	$\frac{\Delta P_{zm}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_L}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_{air}}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_0}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]
1	0.0891	230.1	300.4	300.0	323.8
2	0.0942	249.9	317.1	319.5	343.6
3	0.0860	229.9	290.8	288.5	312.2
4	0.0973	250.3	327.6	331.1	355.3
5	0.1075	308.4	365.0	369.1	393.1
6	0.1239	388.0	432.7	433.8	456.7
7	0.1208	369.5	419.2	423.8	447.2
8	0.1331	450.0	475.0	474.6	496.5
9	0.1321	449.9	470.2	470.6	492.7
10	0.1352	508.8	485.0	482.9	504.5
11	0.1495	530.5	557.7	541.8	560.5
12	0.1556	591.8	590.9	569.2	586.4
13	0.1556	571.6	590.9	568.5	585.7
14	0.1382	509.0	499.7	494.8	515.8
15	0.1300	488.8	460.4	462.3	484.7
16	0.1249	485.8	437.2	438.7	461.6
17	0.1198	485.4	414.9	419.0	442.4
18	0.1126	426.1	385.0	390.6	414.5
19	0.1106	405.4	377.1	381.3	405.2
20	0.0840	306.9	284.6	281.8	305.3
21	0.0973	346.2	327.6	330.7	354.9
22	0.0748	267.3	258.4	247.6	270.2
23	0.0543	229.0	211.3	177.3	196.5
24	0.0512	247.8	205.5	166.6	185.0
25	0.0717	267.6	250.4	237.4	259.6
26	0.0819	307.2	278.5	275.0	298.4
27	0.0881	307.4	297.1	297.1	321.0
28	0.1024	328.1	345.9	351.0	375.2
29	0.1075	394.1	365.0	371.8	396.0
30	0.1229	407.7	428.3	430.5	453.5
31	0.1147	446.2	393.6	399.4	423.3
32	0.1311	507.4	465.5	465.2	487.4
33	0.1403	509.2	510.1	503.2	523.8
34	0.1485	569.7	552.4	537.7	556.6

**Tabela 6.** Wyniki pomiarów i obliczeń hydrauliki dla ziemi kompostowej  
**Table 6.** Experimental and calculated results of hydraulics for vegetable soil

Lp. No.	$w$ [m/s]	$\frac{\Delta P_{zm}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_L}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_{0ur}}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_0}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]
1	0.0563	1706.2	1742.9	1670.8	1598.5
2	0.0696	1821.9	2056.6	2050.5	1990.5
3	0.0727	1879.7	2138.4	2170.7	2114.4
4	0.0717	1918.7	2110.8	2141.7	2083.7
5	0.0768	2228.4	2253.1	2306.9	2257.2
6	0.0819	2402.0	2405.1	2467.3	2428.0
7	0.0911	2615.4	2703.7	2757.4	2741.6
8	0.0973	2870.3	2920.2	2958.5	2961.9
9	0.1004	3085.2	3035.6	3062.8	3077.2
10	0.1075	3617.9	3311.8	3307.0	3349.5
11	0.1126	3943.5	3521.9	3493.2	3558.7
12	0.1290	4491.3	4263.3	4082.1	4238.3
13	0.1485	5015.8	5275.9	4774.8	5072.5
14	0.1494	5058.9	5326.1	4810.3	5115.7
15	0.1280	4565.4	4215.2	4071.4	4222.3
16	0.1229	4104.9	3975.8	3889.9	4010.2
17	0.1147	3552.4	3611.2	3583.6	3659.7
18	0.1126	3305.0	3521.9	3492.1	3557.7
19	0.1004	2844.5	3035.6	3077.2	3091.7
20	0.0870	2486.7	2567.0	2639.1	2611.9
21	0.0758	2249.7	2224.0	2279.3	2227.7
22	0.0707	1976.4	2083.7	2111.8	2052.3
23	0.0614	1898.0	1855.7	1828.5	1759.1
24	0.0594	1839.8	1809.4	1764.6	1693.8
25	0.0717	2280.7	2110.8	2143.1	2085.1
26	0.0840	2747.1	2468.8	2533.2	2498.5
27	0.0963	3098.5	2883.3	2924.7	2924.8
28	0.1024	3201.3	3111.5	3127.0	3148.8
29	0.1126	3420.7	3521.9	3491.6	3557.1
30	0.1229	3810.7	3975.8	3888.1	4008.4



Tabela 7. Wyniki pomiarów i obliczeń hydrauliki dla wrzosu

Table 7. Experimental and calculated results of hydraulics for heather

Lp. No.	w [m/s]	$\frac{\Delta P_{zm}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_L}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_{wir}}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]	$\frac{\Delta P_{B_0}}{H \cdot \rho}$ [m/s <sup>2</sup> ]
1	0.0666	133.0	123.7	129.8	120.8
2	0.0696	133.7	128.9	137.2	128.3
3	0.0840	153.2	156.3	167.3	159.9
4	0.1178	210.7	241.1	239.0	240.9
5	0.1403	269.4	313.2	289.8	303.0
6	0.1321	288.8	285.5	271.9	280.5
7	0.1536	309.0	361.8	321.0	343.2
8	0.1085	248.9	214.9	218.7	217.2
9	0.1065	248.5	209.6	214.1	211.9
10	0.1126	229.7	226.2	227.6	227.5
11	0.1618	411.3	393.9	346.9	376.0
12	0.1597	411.5	385.5	342.3	369.7
13	0.1116	249.1	223.4	225.7	225.3
14	0.0993	190.8	191.2	198.4	194.2
15	0.0819	170.8	152.0	160.8	153.2
16	0.0778	151.6	143.9	152.1	144.0
17	0.0666	132.4	123.7	128.9	119.9
18	0.0614	113.3	115.6	118.4	109.4
19	0.0625	113.4	117.1	120.5	111.5
20	0.0819	132.8	152.0	160.7	153.1
21	0.0932	152.4	176.5	185.0	179.3
22	0.1096	172.1	217.9	220.8	219.7
23	0.1137	210.7	229.3	230.1	230.5
24	0.1126	210.7	226.2	227.8	227.7
25	0.1249	289.6	262.5	257.3	262.4
26	0.1362	310.2	299.1	284.0	294.9
27	0.1475	330.9	339.0	311.1	329.2
28	0.1546	370.8	365.6	328.5	351.8
29	0.1597	411.6	385.5	342.3	369.8

**Tabela 8.** Zestawienie współczynników kierunkowych zależności  $\Delta B_0 = f(w)$  wg (43) dla poszczególnych złóż

**Table 8.** Compilation of slope coefficients in the relationship  $\Delta B_0=f(w)$  according to (43) and for the beds tested

Rodzaj złoża Type of the bed	Wsp. kierunkowe prostej $\Delta B_0=f(w)$ Coeff. in the linear corr. $\Delta B_0=f(w)$		$B_{0\text{śr}} \cdot 10^9$ [m <sup>2</sup> ]
	$a \cdot 10^8$ [s·m]	$b \cdot 10^9$ [m <sup>2</sup> ]	
Torf kwaśny Acid peat	-2.312	2.580	4,699
Kora z drzew liściastych Bark from deciduous trees	-1.508	1.782	5.921
Złoże po produkcji pieczarek Material in mushroom production	-1.206	1.081	3.210
Słoma pszeniczna Wheaten straw	0.765	-0.768	2.400
Zręby drzewne Tree chips	0.944	1.897	13.966
Ziemia kompostowa Vegetable soil	-0.174	0.168	1.526
Wrzos Heather	-3.902	4.402	23.801

## 7. Analiza wyników badań i wnioski

Porównanie wartości  $\frac{\Delta P_{zm}}{H \cdot \rho}$ ,  $\frac{\Delta P_L}{H \cdot \rho}$ ,  $\frac{\Delta P_{B_{\text{wir}}}}{H \cdot \rho}$  i  $\frac{\Delta P_{B_0}}{H \cdot \rho}$  dla poszczególnych złóż znajduje się na rys. 2÷8, przy czym punkty na wykresach 2÷8 dotyczą wielkości opartych o pomiar  $\Delta P_{zm}$ .

Jak widać z tych wykresów, zgodność  $\Delta P_{zm}$ ,  $\Delta P_L$  i  $\Delta P_{B_0}$  jest bardzo dobra, odchyłki  $\Delta P_{zm}$  mieszczą się w granicach błędów fizycznych pomiarów. Natomiast w przypadku  $\Delta P_{B_{\text{wir}}}$ , zwłaszcza na dolnym i górnym skraju przedziału zmienności w użytego w badaniach, błąd funkcji  $\frac{\Delta P_{B_0}}{H \cdot \rho}$  staje się już

istotny. Oznacza to, że stosowanie poprawki  $\Delta B_0$  jest niezbędne, choć jak wspomniano wcześniej, nie znaleziono przekonującego argumentu fizycznego, że w trakcie zmiany prędkości przepływu gazu przez złożę może zmieniać się jego przepuszczalność.

Wyznaczenie dla badanych złóż  $B_{0, sr}$  upoważnia również do oszacowania liczbowej wartości średnicy ekwiwalentnej  $d_e$ .

Otóż zgodnie z [23]

$$d_e = \sqrt{\frac{16 \cdot B_0 \cdot k \cdot (1 - \varepsilon)^2}{\varepsilon^3}} \quad (44)$$

Stała  $k$  zależy głównie od struktury złoża i porowatości. Przyjmując zgodnie z tabl. 2 [11]  $k = 4.7 \div 12.3$  można oszacować  $d_e$  dla poszczególnych złóż.

Dla torfu, który składa się głównie z dość regularnych cząstek, można założyć  $k = 4.7$ . Wówczas  $d_e = 0.9684 \cdot 10^{-3}$  m. Dla podłoża po produkcji pieczarek, które tworzy w przybliżeniu strukturę włóknistą,  $k \approx 12.0$  i  $d_e = 0.2882 \cdot 10^{-3}$  m. Odpowiadające tym  $d_e$  liczby  $Re_p$  dla prędkości  $w = 0.10$  m/s wynoszą odpowiednio:

dla torfu

$$Re_p = \frac{w \cdot \rho \cdot d_e}{(1 - \varepsilon) \cdot \eta} = \frac{0.10 \cdot 1.155 \cdot 0.0009684}{(1 - 0.4719) \cdot 0.0000312} = 6.8$$

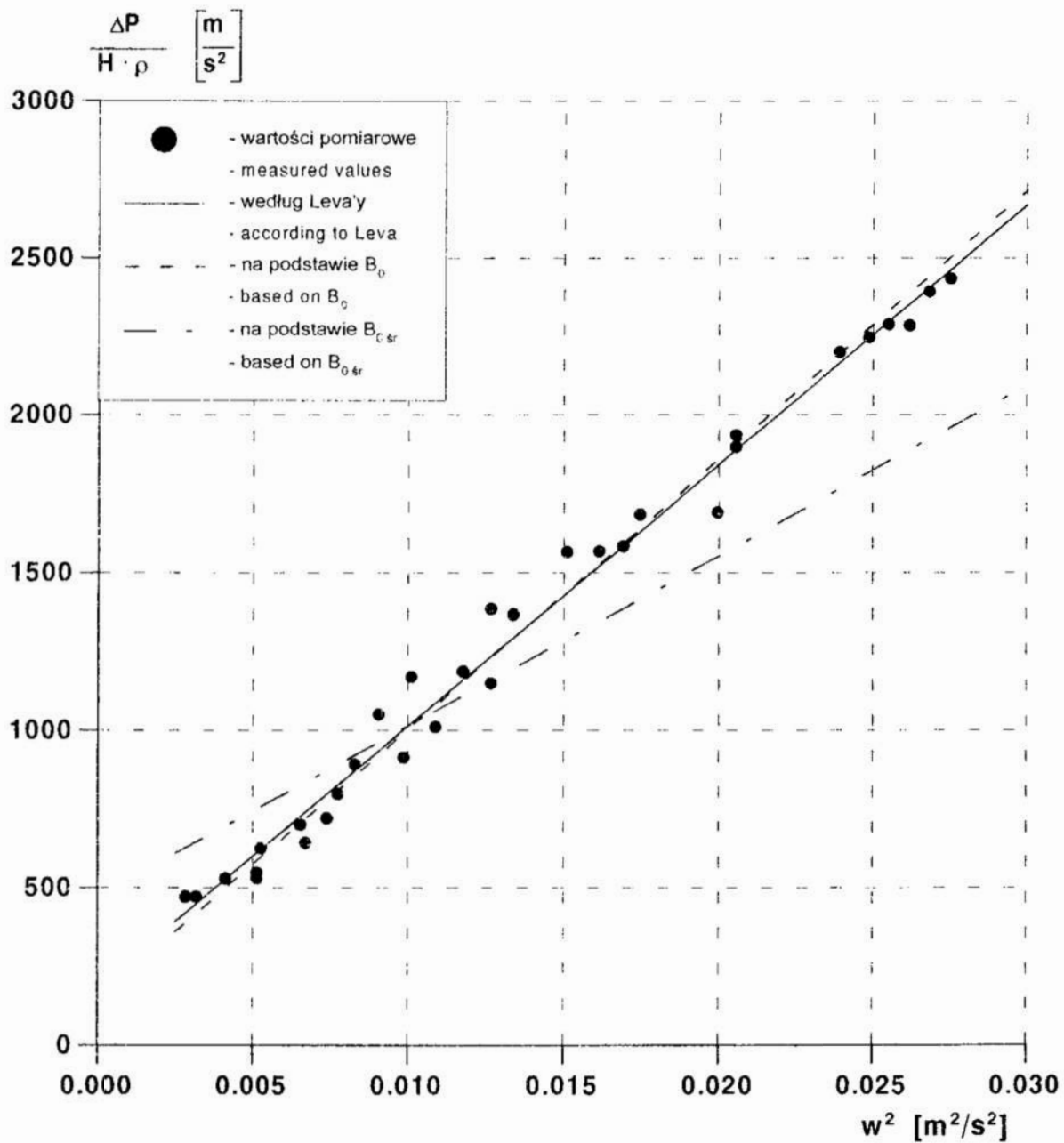
dla podłoża pieczarkowego

$$Re_p = \frac{0.10 \cdot 1.155 \cdot 0.0002882}{(1 - 0.7578) \cdot 0.0000312} = 4.4$$

Zmiana reżimu przepływu z laminarnego na przejściowy zachodzi przy  $Re_p \approx 1$ . Wynika stąd, że dla niższych  $w$  należy oczekiwać przepływu laminarnego, co znajduje potwierdzenie w obliczeniach  $B_0$  i  $\frac{\Delta P}{H \cdot \rho}$ , kiedy to człon la-

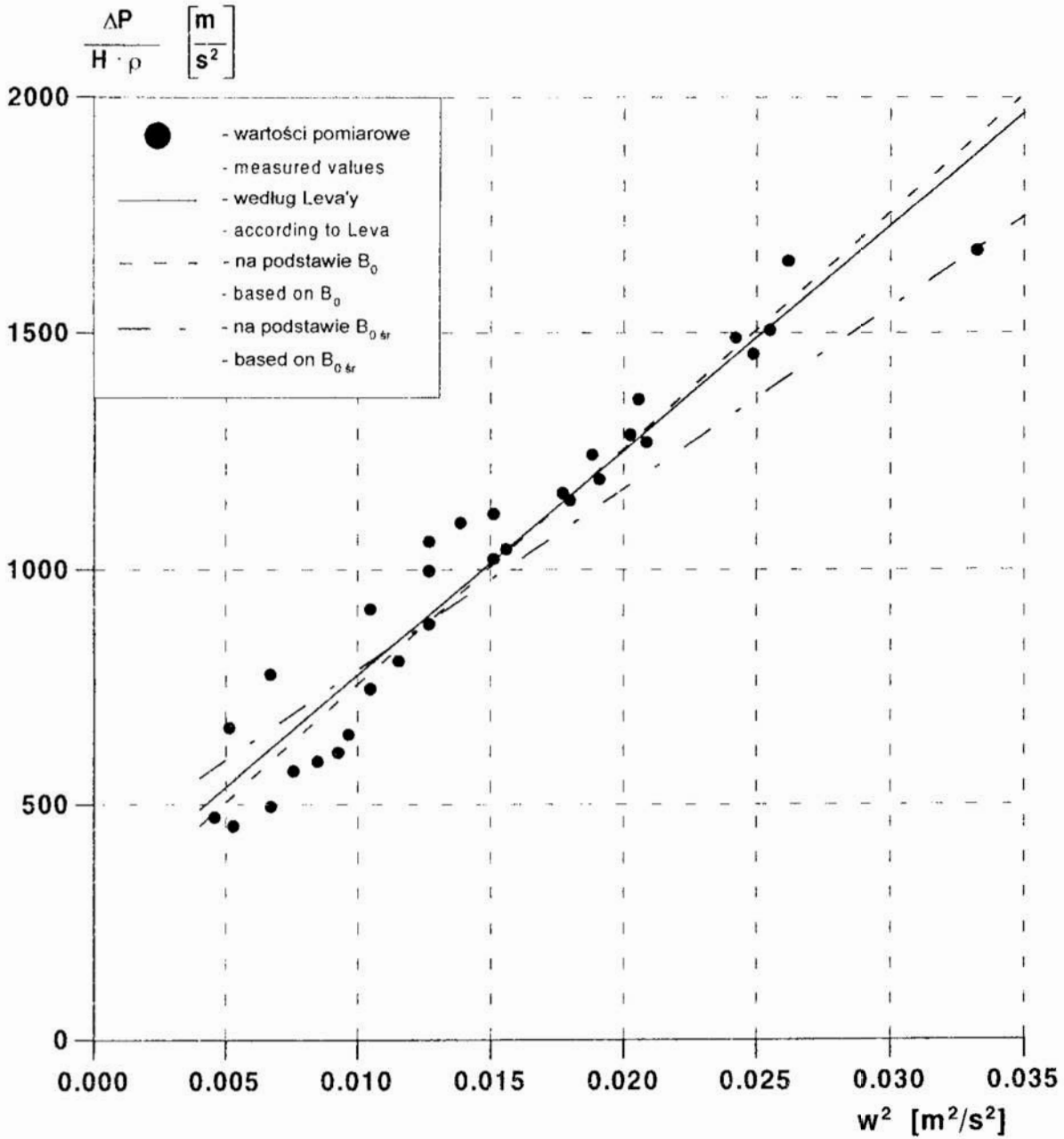
minarny ma dominujące znaczenie. Tym bardziej ciekawe staje się spostrzeżenie, że bardzo dobrą zgodność danych doświadczalnych i obliczonych uzyskuje się przy użyciu wzoru Leva'y, który dobrze oddaje rzeczywiste opory przepływu dla  $w > 0.05$  m/s. Rozstrzygnięcie wątpliwości o dominującej roli członu laminarnego lub burzliwego mogą dać jedynie dalsze badania prowadzone dla znacznie szerszego zakresu zmienności  $w$ , niż przedstawione w niniejszej pracy.

Interesujące jest też porównanie przebadanych złóż biologicznie czynnych ze względu na opory przepływu. Zamieszczono je na rys. 9. Jak z niego wynika, poszczególne złoża mają różne charakterystyki hydrauliczne, największe relatywnie opory ma nawilżona ziemia kompostowa, najmniejsze, zgodnie z oczekiwaniem, wrzos i zręby drzewne. Należy tu jednak wyraźnie zaznaczyć, że charakterystyki te obowiązują dla użytego w badaniach sposobu preparowania tych złóż, a więc wstępnego nawilżenia i stopnia ubicia. Niemniej, dane te pozwalają przewidzieć, jakich należy spodziewać się oporów przepływu w biologicznej kolumnie dezodoryzacyjnej.



Rys. 2. Zależność  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  dla torfu kwaśnego

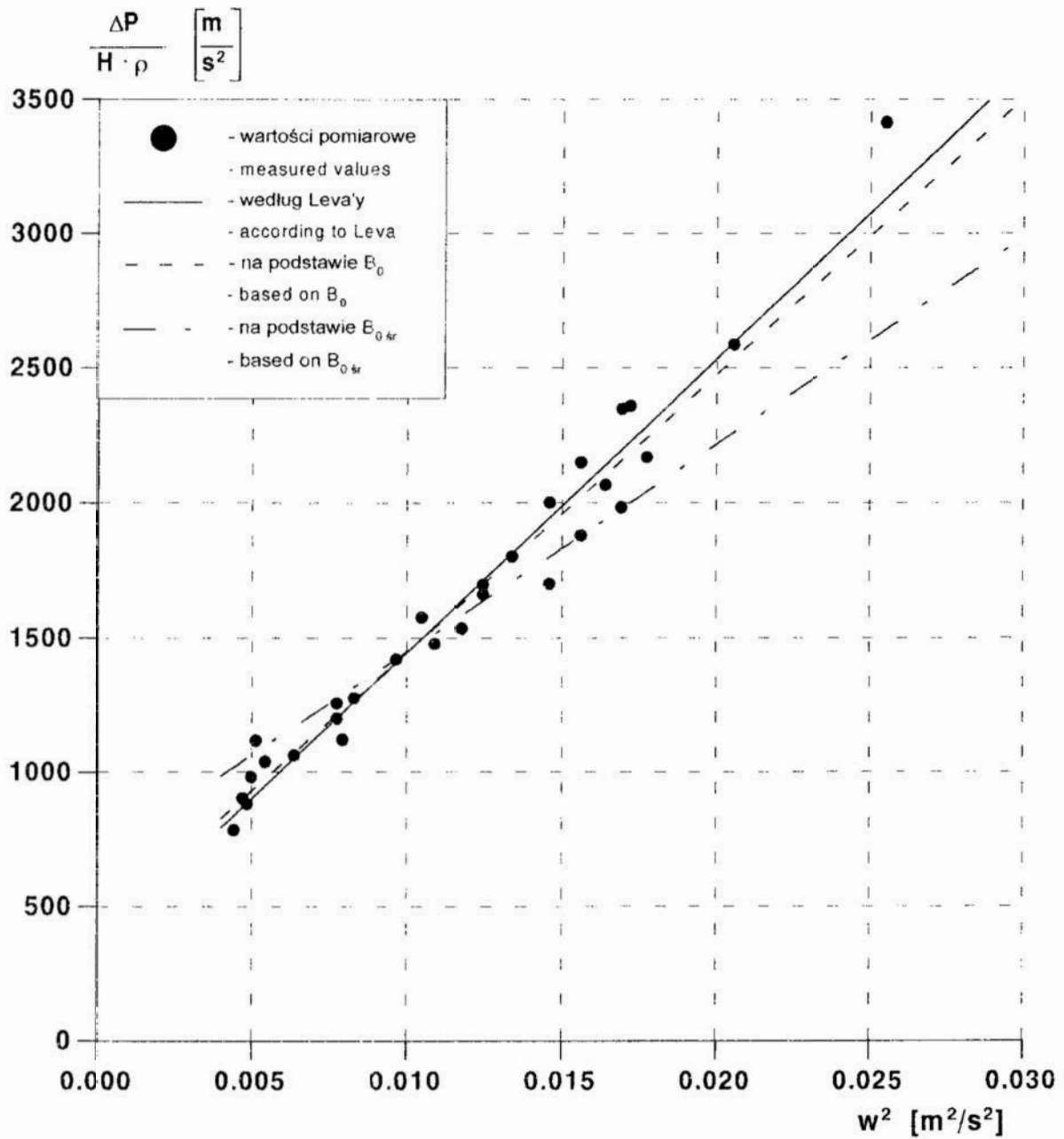
Fig. 2. Plot of  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  for acid peat



Rys. 3. Zależność  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  dla kory z drzew liściastych

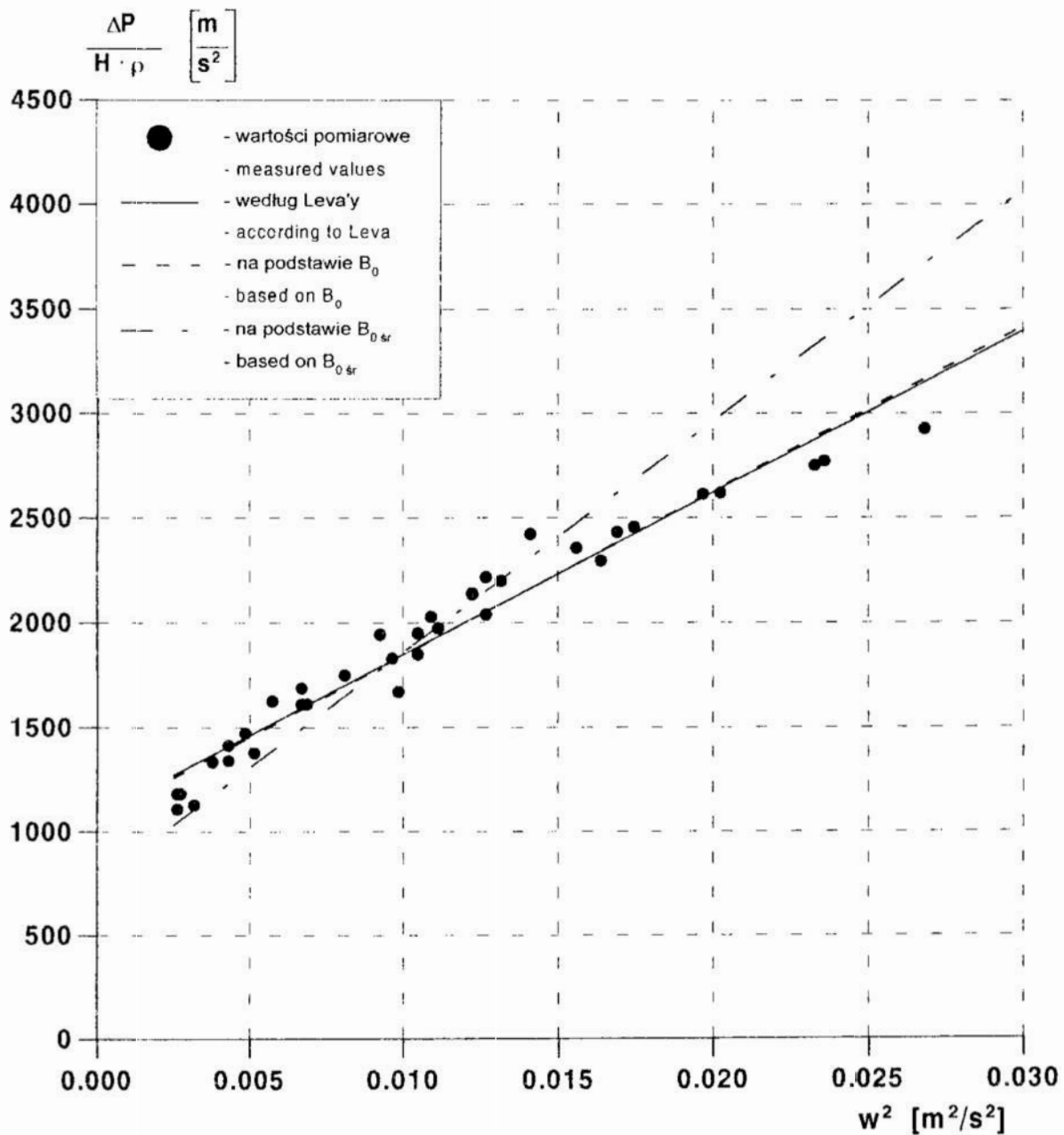
Fig. 3. Plot of  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  for bark from deciduous trees





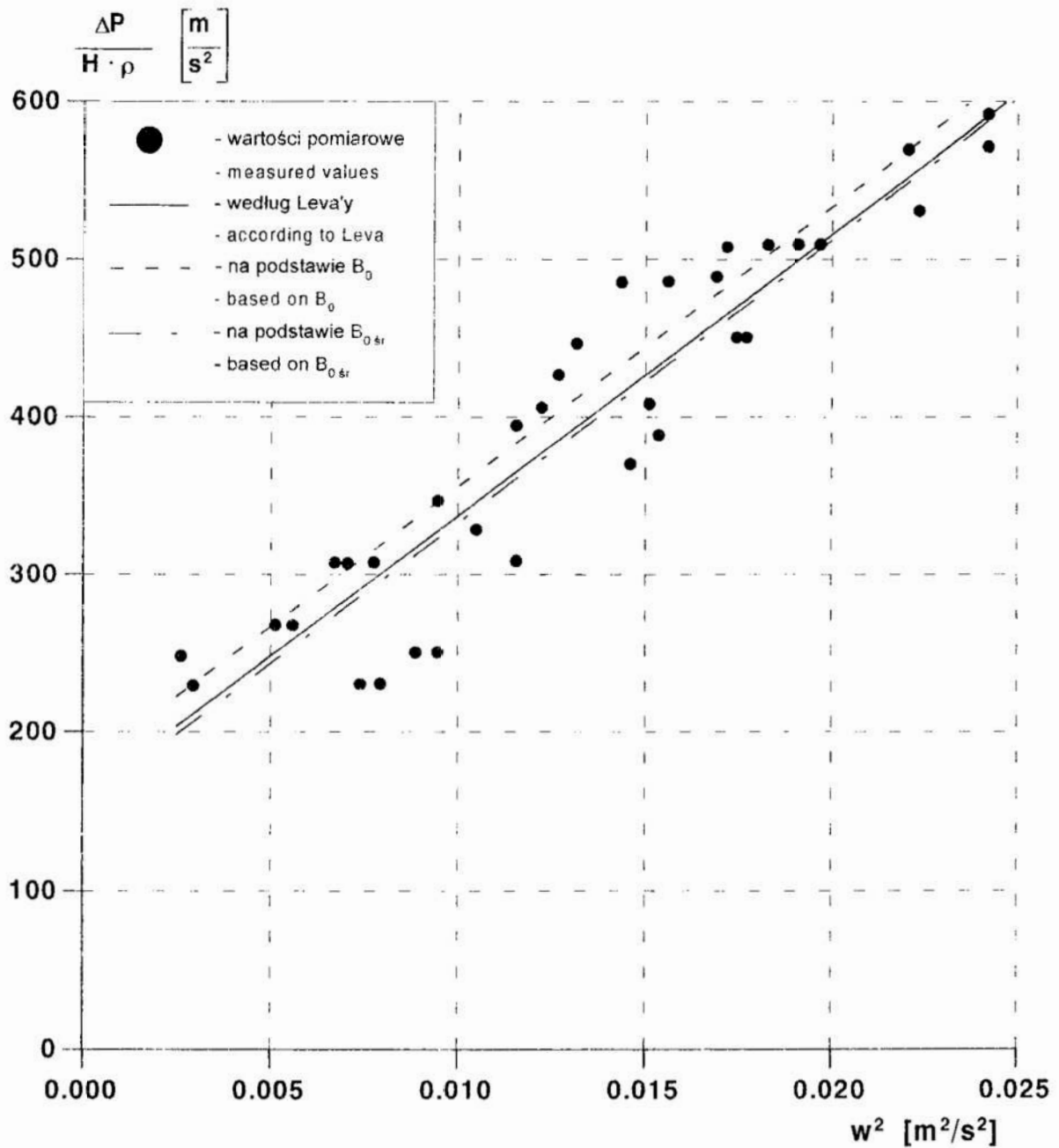
Rys. 4. Zależność  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  dla złoża po produkcji pieczarek

Fig. 4. Plot of  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  for processed material in mushroom production



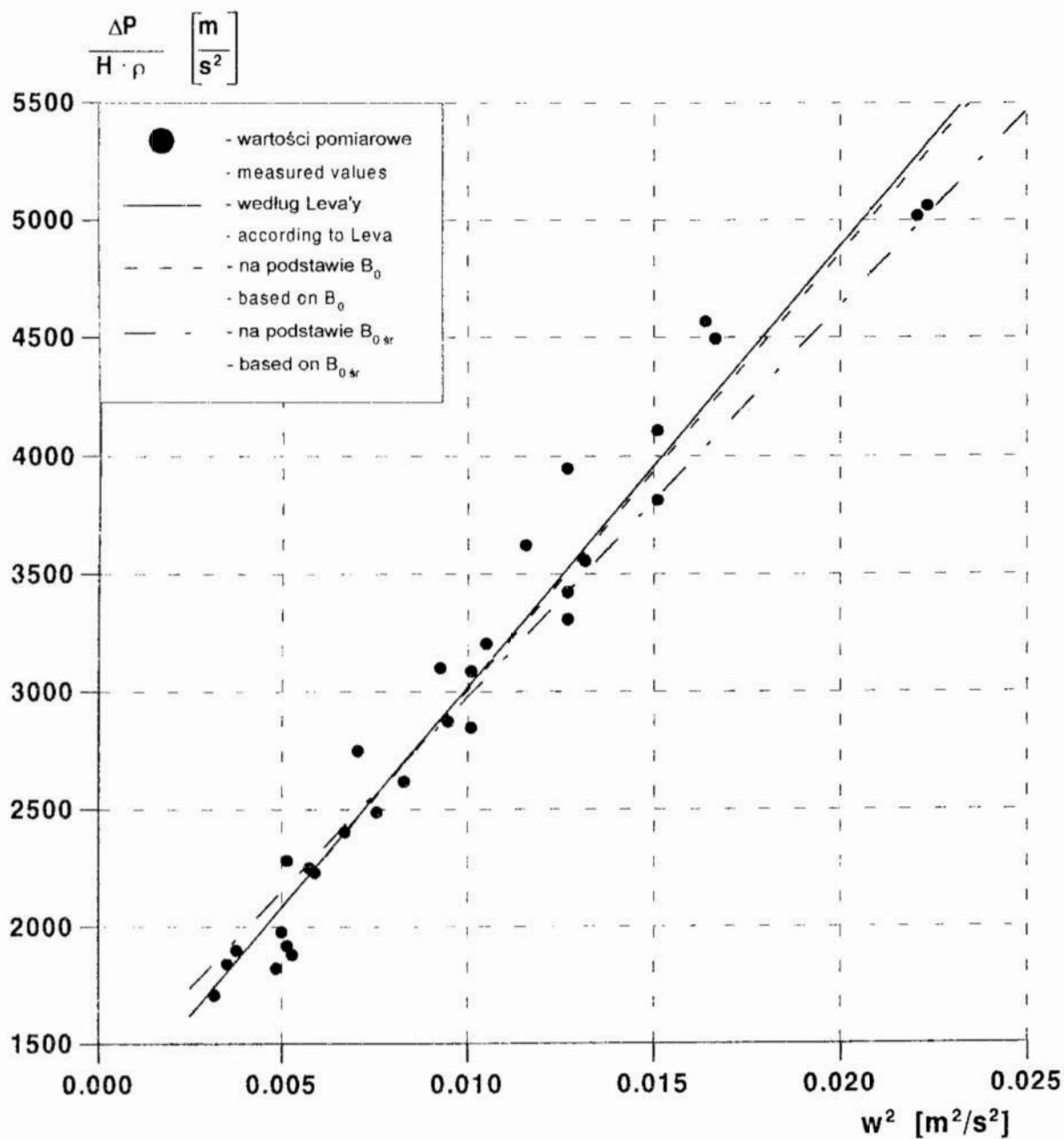
Rys. 5. Zależność  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  dla słomy pszenicznej

Fig. 5. Plot of  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  for wheaten straw

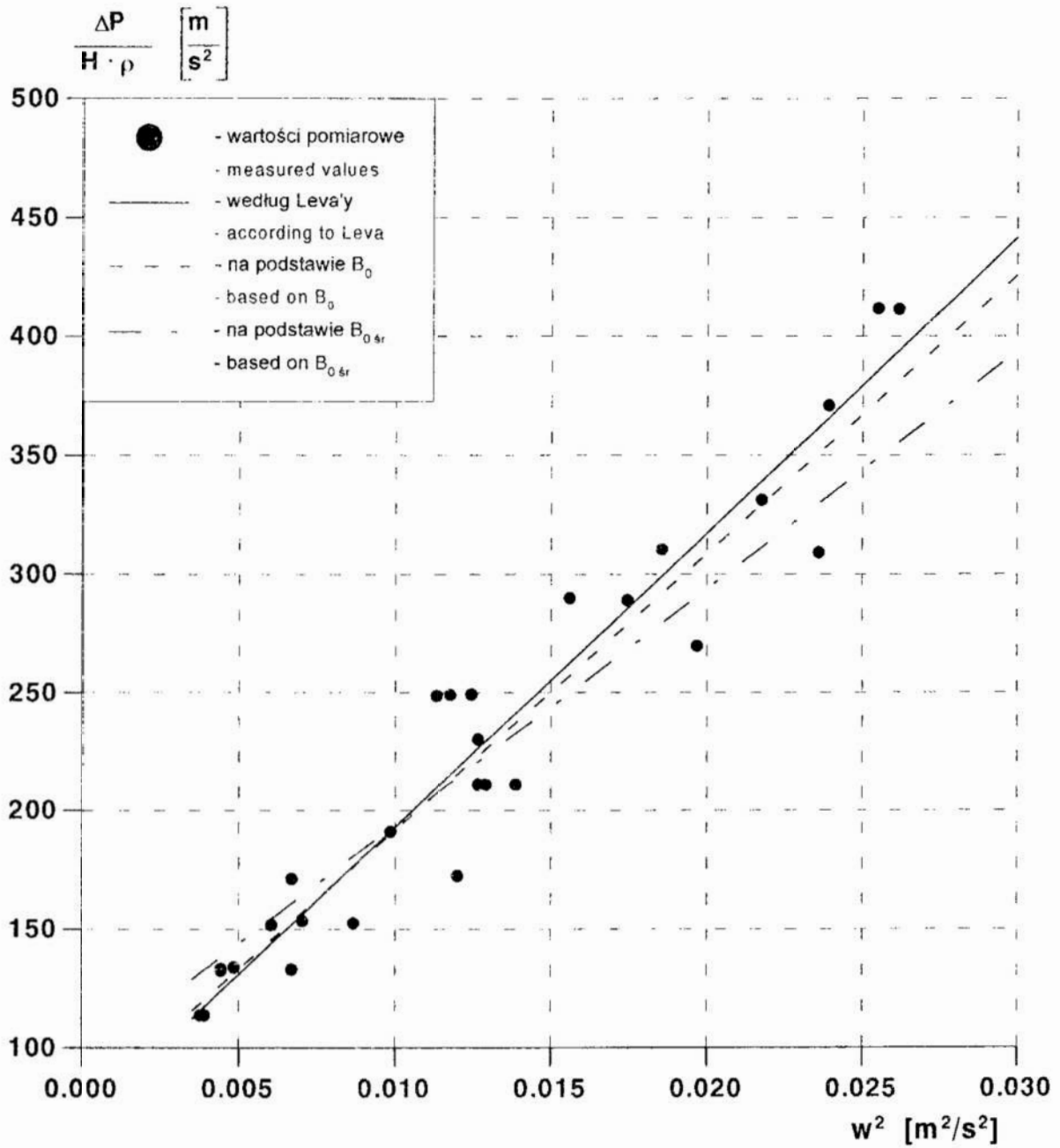


Rys. 6. Zależność  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  dla zrębów drzewnych

Fig. 6. Plot of  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  for tree chips



Rys. 7. Zależność  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  dla ziemi kompostowej  
 Fig. 7. Plot of  $\Delta P / (H \cdot \rho) = f(w^2)$  for vegetable soil



Rys. 8. Zależność  $\Delta P/(H \cdot \rho) = f(w^2)$  dla wrzosu  
 Fig. 8. Plot of  $\Delta P/(H \cdot \rho) = f(w^2)$  for heather



Generalnie można stwierdzić, że dla przebadanych 7 złóż w zakresie  $w = 0.052 \pm 0.18$  m/s użycie prostej formuły Leva'y pozwala obliczyć z dobrą dokładnością opory przepływu przez te złoża. Posłużenie się przepuszczalnością niepomiernie komplikuje takie obliczenia, a przede wszystkim wymaga znajomości poprawki  $\Delta B_\theta$ .

W celach praktycznych można zatem wykorzystać określone w niniejszej pracy stałe  $\alpha$  i  $\beta$  w poprawionym wzorze Leva'y dla poszczególnych złóż, zestawione w tabelicy 9, przy czym wzór ten ma postać:

$$\frac{\Delta P_L}{H \cdot \rho} = \alpha \cdot w^2 + \beta \quad (45)$$

Na podstawie wyników badań oraz ich dyskusji można sformułować następujące wnioski:

1. Do opisu spadku ciśnienia w funkcji prędkości gazu (liczonej na pusty przekrój kolumny) bardzo dobrze nadaje się wzór Leva'y, bazujący na eksperymentalnie wyznaczonych stałych  $\alpha$  i  $\beta$  zestawionych dla 7 przebadanych złóż w tabeli 9 i obowiązujący w zakresie  $w = 0.052 \pm 0.18$  m/s.
2. Istnieją przesłanki, że zależności te można ekstrapolować w kierunku wyższych prędkości gazu.
3. Użycie w opisie hydrauliki złóż pojęcia przepuszczalności pozwala również z dobrą zgodnością z wynikami doświadczalnymi wyliczyć  $\Delta P$  pod warunkiem, że uwzględną się poprawkę  $\Delta B_\theta$  opisaną wzorem (43). Wprowadzenie takiej poprawki nie ma jednak uzasadnienia fizycznego.
4. Zależność Erguna, bazująca na wprowadzonej przez Carmana przepuszczalności  $B_{\theta, sr}$  (wraz z poprawką  $\Delta B_\theta$ ) jest w stosunku do wzoru Leva'y znacznie bardziej złożona, a zwiększenia precyzji opisu niewielkie.
5. Wyliczone z  $B_{\theta, sr}$  średnice ekwiwalentne  $d_e$  są stosunkowo niskie (rzędu  $10^3 \pm 10^4$  m) i mają znaczenie czysto umowne. Wyliczone na bazie  $d_e$  wartości  $Re_p$  wskazują, że dla przebadanych złóż występował przepływ przejściowy.
6. Eksperymentalne współczynniki  $\alpha$  i  $\beta$  we wzorze Leva'y pozwalają przewidzieć opory przepływu przez złoża z torfu kwaśnego, rozdrobnionej kory z drzew liściastych, słomy, przepracowanego złoża po produkcji pieczarek, zrębów drzewnych, ziemi kompostowej i wrzosu w zakresie prędkości  $w = 0.052 \pm 0.18$  m/s, a więc dobrać urządzenie przetłaczające w tym zakresie  $w$ .

**Tabela 9.** Zestawienie wartości stałych  $\alpha$  i  $\beta$  w poprawionym wzorze Leva'y, (45) współczynników regresji oraz porowatości  $\varepsilon$  dla poszczególnych złóż.

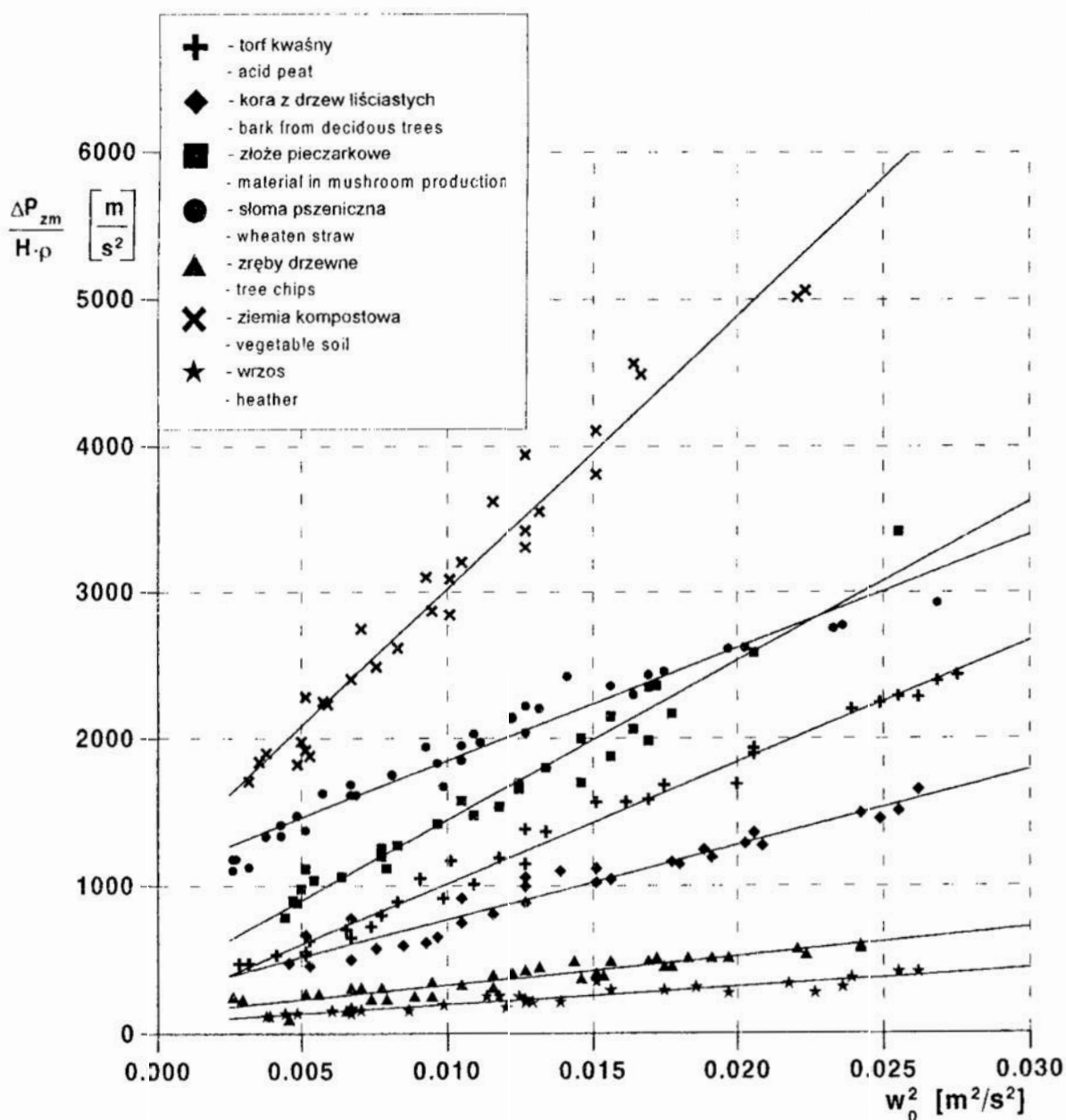
**Table 9.** Compilation of constants  $a$  and  $b$  in the improved Leva's equation (45), regression coefficients and porosity  $e$  for the beds tested.

Rodzaj złoża Type of the bed	$\alpha \cdot 10^{-4}$ [1/m]	$\beta \cdot 10^{-2}$ [m/s <sup>2</sup> ]	R [%]	$\varepsilon$ [m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ]
Torf kwaśny Acid peat	8.270	1.864	98.69	0.4719
Kora z drzew liściastych Bark from deciduous trees	4.764	2.990	93.08	0.6562
Złoże po produkcji pieczarek Material in mushroom production	10.878	3.572	96.24	0.7578
Słoma pszeniczna Wheaten straw	7.721	10.759	95.32	0.9306
Zręby drzewne Tree chips	1.785	1.587	87.93	0.6822
Ziemia kompostowa Vegetable soil	18.713	11.494	96.19	0.6287
Wrzos Heather	1.242	0.687	93.49	0.9336

7. Autorzy pracy sądzą, że badania prowadzone w szerszym zakresie  $w$ , niż przedstawione w artykule, pozwoliłyby wyjaśnić wątpliwości związane ze zmienną przepuszczalnością złóż, niezbędną (poprzez poprawkę  $\Delta B_0$ ) w uzgodnieniu danych pomiarowych z obliczonymi.

8. Porównanie wyników badań autorów z danymi pracy [24] wskazuje, że we własnych zależnościach ujęto opory przepływu w zakresie przejściowym, zaś w [24] zakres laminarny przepływu. Wskazują na to przebiegi charakterystyk  $\Delta P = f(w)$  - prostoliniowe w układzie  $\Delta P = f(w)$  w [24] i prostoliniowe

$$\frac{\Delta P}{\rho \cdot H} = f(w^2) \text{ w badaniach własnych.}$$



Rys. 9. Zależność  $\Delta P_{zm}/(H \cdot \rho) = f(w^2)$  dla poszczególnych złóż

Fig. 9. Plot of  $\Delta P_{zm}/(H \cdot \rho) = f(w^2)$  for the beds tested

### Literatura

1. Syrek B.: Biologiczne oczyszczanie gazów z wykorzystaniem materiałów pochodzenia organicznego, Ochr. Pow. i Probl. Odp., 4, (1995)
2. Szklarczyk M.: Biologiczne oczyszczanie gazów odlotowych, Wyd. Pol. Wrocław, Wrocław 1991

3. **Maćkowiak J.:** Biologiczna metoda usuwania formaldehydu z gazów odlotowych w biofiltrze, *Przemysł Drzewny*, 8, (1991)
4. **Szklarczyk M.:** Rozkład formaldehydu przez materiały aktywne biologicznie, *Ochr. Pow. i Probl. Odp.*, 3, (1992)
5. **Szklarczyk M., Rutkowski J.D.:** Metody dezodoryzacji gazów odlotowych z zakładów przetwórstwa odpadów zwierzęcych, *Mat. Konf. „Odours Control Measurement Regulations”*, Świnoujście 1993
6. **Kozłowska B.:** Integrated air quality control for industrial and commercial sectors, 5<sup>th</sup> International Symposium, Międzyzdroje, *Mat. Symp.*, 319 (1997)
7. **Mokrosz W.:** Badania procesu absorpcji SO<sub>2</sub> w absorberach alkalicznych z wykorzystaniem współprądowego aparatu z wypełnieniem komórkowym, *Praca doktorska*, Pol. Śl., Gliwice 1996 (praca niepublikowana)
8. **Hobler T.:** Dyfuzyjny ruch masy i absorbery, WNT, Warszawa 1978
9. **Ergun S.:** *Chem. Eng. Progr.*, 48, 89 (1952)
10. **Carman P.C.:** *Flow of gases through porous media*, Butterworths Sc. Public., London 1956
11. **Palica M.:** *Inż. Chem.*, 4, 757 (1973)
12. **Brown G.G. i wsp.:** *Operacje jednostkowe*, tłum. z jęz. ang., WNT, Warszawa 1960
13. **Brauer H.:** *Grundlagen der Einphasen - und Mehrphasen Strömungen*, Verlag Säuerländer, Frankfurt am Main, 1971
14. **Żaworonkow M.N.:** *Gidrawliczeskije osnovy skrubbernego processa i ciepłopieredacza w skrubberach*, Izd. Sow. Nauka, Moskwa 1944
15. **Kasatkin A.G.:** *Osnownyje processy i aparaty chemiczeskoj technologii (Izd.4)*, G.N.T.I.Ch., Moskwa 1948
16. **Ramm W.M.:** *Absorbicija gazow*, Izd. Chimija, Moskwa 1966
17. **Serwiński M.:** *Elementy inżynierii chemicznej*, PWN, Warszawa 1962
18. **Brötz W.:** *Podstawy inżynierii reakcji chemicznych*, tłum. z jęz. niem., WNT, Warszawa 1964
19. **Chilton T.H., Colburn A.P.:** *Trans. Am. Inst. Chem. Engrs.*, 16, 178 (1931)
20. **Piecuch T.:** *Zesz. Nauk. Wydz. Budow. i Inż. Środ.*, Seria Inż. Środ., 14, 87 (1999)
21. **Palica M., Tatoj P., Waluś J., Wilczek A.:** Badania oporów przepływu i skuteczności dezodoryzacji trójetyloaminy na wybranych złożach naturalnych, Cz. I: Wprowadzenie i instalacja doświadczalna, *Ochr. Pow. i Probl. Odp.*, 5, 173 (1997)
22. **Strumillo Cz.:** *Podstawy teorii i techniki suszenia*, WNT, Warszawa 1974
23. **Hobler T.:** *Ruch ciepła i wymienniki*, WNT, Warszawa 1968
24. **Kawik M.:** *Badania hydrauliki wybranych złóż biologicznych*, Praca dypl. mag. pod kierunkiem M. Palicy, OBR „BAROWENT”, Katowice 1998 (praca do użytku wewnętrznego)
25. **Kawalec-Pietrenko B., Świsłowski M., Chachulski B.:** *Inż. i Ap. Chem.*, 6, 8 (1998)

## Hydraulics of selected biologically active beds

### Abstract

The own experimental results dealing with pressure drop have been discussed for the following beds of biological origin: acid peat, crumbled bark from deciduous trees, processed material in mushroom production, wheaten straw, tree chips, vegetable soil and heather. The biofilter bed formed the the main part in of the experimental set up. The air with stabilised temperature (30°C) and relative humidity ( $\varphi=70\%$ ) flowed through the bed. A range of the linear superficial air velocity was equal to  $w=0.051\div 0.102$  m/s, and corresponded to the velocities most frequently used in industrial devices. A simple approach of Leva as well as the one of Ergun and Carman in which a concept of permeability was introduced, have been employed in elaboration of experimental data. The both methods enabled one to avoid determination of the equivalent diameter  $d_e$  - essential while using the overall relationship and the Leva's, Favoronkov's, Brown'a et al., Brauer's, Kasatkin's, Ramm's, Serwiński's, Brötz's and Chilton and Colburn's equations. On the basis of the own experimental data, values of  $\alpha$  and  $\beta$  from the given below Leva's equation (see Tab.9) have been calculated

$$\frac{\Delta P}{H\rho} = \alpha w_0^2 + \beta$$

A very good agreement between the experimental and calculated data has been confirmed.

In the case when a concept of permeability  $B_o$  was used, a little variation of the following function was discovered

$$B_o = f(w)$$

This variation has been treated using the equation

$$B_o = B_{o, sr} + aw + b$$

Values of  $B_{o, sr}$ ,  $a$  and  $b$  are gathered in a Tab.8, while pressure drop can be calculated as

$$\frac{\Delta P}{H\rho} = \frac{\eta w}{\rho B_o} + \frac{1.75w^2}{\sqrt{150\varepsilon^3 B_o}}$$

Compatibility between the experimental and calculated data while using the Leva's, Ergun's and Carman's equations (with  $B_o$  and  $B_{o, sr}$ ) are shown in Figs. 2÷8. A compilation of  $\frac{\Delta P_{zm}}{H\rho} = f(w^2)$  for the beds tested is presented in

Fig.9.



It has been stated that the hydraulic characteristics for acid peat, crumbled bark from deciduous trees, processed material in mushroom production, wheaten straw and vegetable soil were very similar. On the other hand, tree chips manifested a slightly higher whereas the bed made of heather the lowest pressure drop.

The relationships given enable one to predict the elementary pressure drop across beds for established velocity taken from the range  $w=0.051\div 0.102$  m/s, and therefore to select appropriate compression of the air feeding device.

### SPIS SYMBOLI I OZNACZEŃ LIST OF SYMBOLS

$B_0$	- przepuszczalność w zależności Carmana (17), $m^2$
$B_o$	- permeability in the Carman's relationship (17), $m^2$
$\Delta B_0$	- poprawka przy obliczaniu przepuszczalności, $m^2$
$\Delta B_o$	- correction factor in the calculation of permeability, $m^2$
$C$	- stała w ogólnym równaniu (1) na spadek ciśnienia na złożu
$C$	- constant in the overall equation (1) for pressure drop across the bed
$F$	- przekrój kolumny, $m^2$
$F$	- area of the column cross-section, $m^2$
$H$	- wysokość złoża, m
$H$	- bed height, m
$M$	- masa molowa, kg/kmol
$M$	- molar mass, kg/kmol
$P$	- ciśnienie, Pa
$P$	- pressure, Pa
$\Delta P$	- spadek ciśnienia na złożu, Pa
$\Delta P$	- pressure drop across the bed, Pa
$S_0$	- indywidualna stała dla każdego wypełnienia, 1/m
$S_o$	- specific constant for beds, 1/m
$T$	- temperatura, K
$T$	- temperature, K
$V_{en}/V_e$	- udział objętościowy poszczególnych frakcji
$V_{en}/V_e$	- volume fraction
$Y$	- stosunek masowy pary wodnej w powietrzu, kg $H_2O$ /kg pow. suchego
$Y$	- mass ratio of vapour in air, kg $H_2O$ /kg dry air
$Y$	- wielkość pomocnicza, m
$Y$	- auxiliary factor, m
$a$	- jednostkowa powierzchnia wypełnienia, $m^2/m^3$
$a$	- specific surface of the packing, $m^2/m^3$

- a - współczynnik w korelacji liniowej  $\Delta B_0 = f(w)$ , s·m  
a - coefficient in the linear correlation  $\Delta B_0 = f(w)$ , m·s  
b - współczynnik w korelacji liniowej  $\Delta B_0 = f(w)$ , m<sup>2</sup>  
b - coefficient in the linear correlation  $\Delta B_0 = f(w)$ , m<sup>2</sup>  
d - średnica cząstki złoża, m  
d - diameter of the particle in beds, m  
f - współczynnik oporu w równaniu Żaworonkowa (5)  
f - drag coefficient in the Žavoronkov's equation (5)  
f<sub>p</sub> - współczynnik oporu w ujęciu oporów przepływu Erguna  
f<sub>p</sub> - drag coefficient according to the Ergun's approach  
g<sub>0</sub> - gęstość zraszania, kg/(m<sup>2</sup>·s)  
g<sub>0</sub> - wetting density, kg/(m<sup>2</sup>·s)  
k - indywidualna stała dla każdego wypełnienia  
k - specific constant of beds  
p - ciśnienie cząstkowe, Pa  
p - partial pressure, Pa  
t - temperatura powietrza, °C  
t - air temperature, °C  
u - udział masowy cząstek w frakcji, kg/kg  
u - mass concentration of particles in the fraction, kg/kg  
w - prędkość gazu, liczona na pusty przekrój kolumny, m/s  
w - superficial gas velocity, m/s  
α - współczynnik we wzorze Leva'y (10), 1/m  
a - coefficient in the Leva's equation (10), 1/m  
α - współczynnik we wzorze Leva'y (31), 1/m  
a - coefficient in the Leva's equation (31), 1/m  
α - stała w poprawionym wzorze Leva'y (45), 1/m  
a - coefficient in the corrected Leva's equation (45), 1/m  
β - stała w poprawionym wzorze Leva'y (45), m/s<sup>2</sup>  
β - coefficient in the corrected Leva's equation (45), m/s<sup>2</sup>  
ε - porowatość złoża, m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>  
e - porosity of the bed, m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>  
η - współczynnik lepkości dynamicznej gazu, Pa·s  
h - dynamic viscosity of gas, Pa·s  
φ<sub>H<sub>2</sub>O</sub> - udział objętościowy pary w powietrzu wilgotnym  
φ<sub>H<sub>2</sub>O</sub> - volume fraction of vapour in wet air  
φ<sub>pow</sub> - udział objętościowy powietrza w powietrzu wilgotnym  
φ<sub>pow</sub> - volume fraction of air in wet air

$\varphi$	- wilgotność powietrza, %
$\varphi$	- air humidity, %
$\varphi_e$	- współczynnik w zależności Brauera (22)
$\varphi_e$	- coefficient in the Brauer's equation (22)
$\rho$	- gęstość gazu, $\text{kg/m}^3$
$r$	- gas density, $\text{kg/m}^3$
$\psi$	- współczynnik oporów przepływu wg Brauera
$\psi$	- drag coefficient according to Brauer

## INDEKSY

## INDEXES

$B_{0\text{śr}}$	- dotyczy wartości obliczonych na bazie $B_{0\text{śr}}$
$B_{0\text{śr}}$	- refers to values calculated on the basis of $B_{0\text{śr}}$
$B_0$	- dotyczy wartości opartych o skorygowaną wartość przepuszczalności
$B_0$	- refers to values based on corrected permeability
$H_2O$	- dotyczy wody
$H_2O$	- refers to water
L	- dotyczy ujęcia Leva'y
L	- refers to the Leva's approach
Ż	- odnosi się do Żaworonkowa
Ż	- refers to the Žavoronkov's approach
b	- oznacza barometryczne
b	- refers to barometric
e	- dotyczy wartości ekwiwalentnej
e	- refers to the equivalent value
i	- dotyczy kolejnej frakcji
i	- refers to the subsequent fraction
kr	- dotyczy stanu krytycznego
kr	- refers to the critical state
n	- dotyczy kolejnej frakcji
n	- refers to the subsequent fraction
pow	- dotyczy powietrza
pow	- refers to air
s	- dotyczy stanu nasycenia
s	- refers to sturation
st	- oznacza statyczne
st	- refers to static
śr	- dotyczy wartości średniej
śr	- refers to the average value

zm - dotyczy wartości zmierzonej  
zm - refers to the measurement value

### MODUŁY PODOBIENSTWA SIMILARITY MODULES

Eu - liczba Eulera,  $Eu = \frac{\Delta P}{\rho \cdot w^2}$

Eu - Euler number,  $Eu = \frac{\Delta P}{\rho w^2}$

Re - liczba Reynoldsa,  $Re = \frac{\rho \cdot w \cdot d_e}{\eta}$

Re - Reynolds number,  $Re = \frac{\rho w d_e}{\eta}$

Re<sub>Z</sub> - liczba Reynoldsa w ujęciu oporów przepływu Żaworonkowa,

$$Re_L = \frac{w \cdot \rho \cdot d_e}{\varepsilon \cdot \eta}$$

Re<sub>Z</sub> - Reynolds number according to Żaworonkov,  $Re_Z = \frac{w \rho d_e}{\varepsilon \eta}$

Re<sub>p</sub> - liczba Reynoldsa w ujęciu oporów przepływu Erguna,

$$Re_p = \frac{w \cdot \rho \cdot d_e}{(1 - \varepsilon) \cdot \eta}$$

Re<sub>p</sub> - Reynolds number according to Ergun,  $Re_Z = \frac{w \rho d_e}{(1 - \varepsilon) \eta}$





## Badanie wrzenia w przepływie proekologicznych czynników chłodniczych

*Tadeusz Bohdal, Andrzej Rasmus*  
*Politechnika Koszalińska*

Recenzent: *Krzysztof Wilk*  
*Politechnika Śląska*

### 1. Wstęp

Wprowadzone na przełomie lat 40-tych i 50-tych XX wieku czynniki chłodnicze chlorowcopochodne, zwane freonami, spowodowały poważne zmiany w technice chłodniczej. Wyparły one bowiem na trwale używane wówczas czynniki, takie jak chlorek metylu  $\text{CH}_3\text{Cl}$  i dwutlenek siarki  $\text{SO}_2$ , ograniczając skutecznie zastosowanie amoniaku  $\text{NH}_3$  do urządzeń lądowych o dużych mocach (z czasem wyeliminowano całkowicie amoniak z okrętowych urządzeń chłodniczych). Freon R12 zaczęto stosować powszechnie w urządzeniach o małej i średniej mocy cieplnej, zaś freon R22, w dużych urządzeniach (jako substytut amoniaku). Do układów niskotemperaturowych wprowadzono mieszaninę azeotropową, jako freon R502 oraz freony R13 i R13B1. W układach chłodniczych ze sprężarkami odśrodkowymi znalazły miejsce freony R11 i R21. Przeprowadzono poważnie zaawansowane prace nad zastosowaniem freonu R21 w siłowniach parowych dwuczynnikowych  $\text{H}_2\text{O}$ -R21, zwanych binarnymi. Praktycznie wykorzystywano również inne rodzaje freonów, jak na przykład R142, w odniesieniu do sprężarkowych obiegów pomp ciepła.

Rok 1974 należy uznać jako początek końca, bardzo dobrze zapowiadającej się ery freonów w technice chłodniczej. W tym właśnie roku, amerykańscy uczeni Sherwood Rowland i Mario Molina sformułowali hipotezę o niszczeniu warstwy ozonowej przez chlorowcopochodne węglowodory grupy CFC i HCFC, w szczególności chlorofluorokarbony CFC (w tym freony R11 i R12). Stwierdzono, że chlor zawarty w cząsteczkach chlorofluorokarbonów i hydrochlorofluorokarbonów HCFC (w tym R22) jest katalizatorem w reakcjach niszczenia ozonu i odpowiada za powstawanie tak zwanej „dziury ozonowej”. Określono między innymi, że pojedynczy atom chloru przyczynia się do zniszczenia około 100000 cząstek ozonu.

To spowodowało lawinowe uruchomienie prawnych, proekologicznych działań międzynarodowych. Konwencja Wiedeńska z dnia 22.03.1985 roku wydała decyzję o ochronie stratosferycznej warstwy ozonowej (weszła w życie 22.09.1988 roku; w Polsce obowiązuje od 11.10.1990 r.). Szczególnie znany jest Protokół Montrealski z 16.09.1987 roku, z decyzjami o zasięgu międzynarodowym w zakresie redukcji czynników grupy CFC (postanowienia weszły w życie 1.01.1989 roku). Wszystkie następne konferencje i spotkania międzynarodowe miały na celu zmniejszenie wielkości produkcji różnych rodzajów freonów, terminów ich częściowego i całkowitego wyeliminowania, jak również ograniczeń w eksporcie i imporcie innych substancji zubożających warstwę ozonową. Tym celom służyły, między innymi: Konferencja w Helsinkach-1989r, Spotkanie Londyńskie-1990, Konferencja w Kopenhadze-1990 i wiele następnych.

Na podstawie podjętych decyzji ratyfikowanych przez państwa-strony Protokołu Montrealskiego, chlorofluorokarbon-freon R12 został już praktycznie wyeliminowany z zastosowań w nowo projektowanych urządzeniach chłodniczych (w istniejących-poważnie ograniczony). Z wejściem Polski do Wspólnoty Europejskiej, realnie od 2000 roku, liczyć się należy z ograniczeniem produkcji dużych urządzeń pracujących na freonie R22. Wśród zamienników freonu R12 największą popularność zdobywa obecnie czynnik R134a, freon R22 zastępuje się czynnikiem R404a, zaś R502 wypierany jest przez czynnik R507.

Powszechnie uznawane w literaturze światowej korelacje dotyczące obliczania współczynników przejmowania ciepła i oporów przepływu są na ogół zweryfikowane eksperymentalnie dla dotychczas stosowanych czynników chlorowcopochodnych, ewentualnie dla amoniaku lub wody. Dlatego zachodzi uzasadniona konieczność prowadzenia badań dla nowych, ekologicznych czynników [2,8,10,11].

Celem prezentowanych badań podstawowych dla nowych proekologicznych czynników chłodniczych było uzyskanie danych, dotyczących wymiany ciepła i oporów przepływu podczas wrzenia pęcherzykowego w przepływie, w zakresie wrzenia rozwiniętego w kanałach rurowych poziomych oraz pionowych.

## 2. Stanowisko pomiarowe

Do badań eksperymentalnych wykorzystano stanowisko pomiarowe będące na wyposażeniu Laboratorium Zakładu Termomechaniki i Chłodnictwa Politechniki Koszalińskiej, którego szczegółowy opis zawierają prace [3,4,5]. Schemat stanowiska pomiarowego przedstawiono na rys 1.

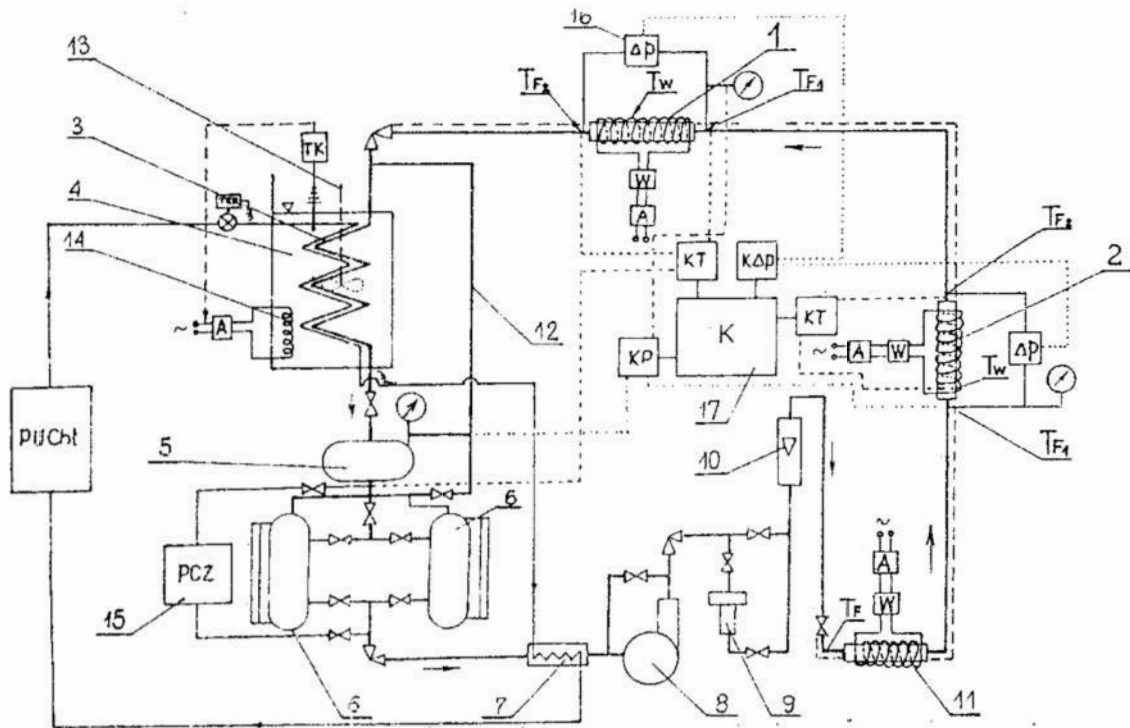
Stanowisko pomiarowe składało się z następujących zasadniczych elementów:

1. układu badawczego zawierającego odcinki pomiarowe wraz z oprzyrządowaniem,
2. układu zasilania instalacji czynnikiem chłodniczym,
3. instalacji energetycznej,
4. instalacji wody chłodzącej,
5. aparatury kontrolno-pomiarowej, współpracującej z komputerowym systemem rejestracji i przetwarzania danych.

Układ badawczy stanowiły dwa odcinki pomiarowe z oprzyrządowaniem. Odcinki pomiarowe wykonano w postaci poziomego i pionowego kanału prostego, o przekroju kołowym i średnicy wewnętrznej 13 mm. Kanały wykonane z miedzi, o długości 0,6 m każdy ogrzewano elektrycznie.

Stację zasilania wyposażono w następujące elementy: skraplacz czynnika chłodniczego 3, zbiornik czynnika chłodzącego skraplacz 4, zbiornik czynnika chłodniczego 5, zbiorniki pomiarowe 6, dochładzacz 7, pompę 8, filtr 9, rotametr 10, wstępny podgrzewacz czynnika chłodniczego 11. Przepływ czynnika chłodniczego w obiegu zapewniała pompa zębata. Maksymalne objętościowe natężenie przepływu czynnika chłodniczego wynosiło 440 l/h ( $122 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{h}$ ). Strumień masy czynnika przepływającego przez układ badawczy był regulowany przez dławienie na stronie tłocznej pompy i przez częściowy upust czynnika chłodniczego na jej stronie ssawnej.

Pompa obiegowa zasysała przechłodzony, o kilka kelwinów, czynnik chłodniczy ze zbiorników pomiarowych, do których spływał on grawitacyjnie ze skraplacza, poprzez zbiornik ciśnieniowy (zastosowano dodatkowe przewody 12, dla wyrównania ciśnienia w układzie spływu grawitacyjnego). Skraplacz wykonany był w postaci węzownicy, zanurzonej w zbiorniku, z wodnym roztworem glikolu etylenowego. Ciepło odbierane było przez sprężarkowe urządzenie chłodnicze, którego parownik węzownicowy umieszczono w zbiorniku, wokół węzownicy skraplacza. W skład instalacji sprężarkowego urządzenia chłodniczego wchodziły: agregat sprężarkowo-skrapłający na czynnik R22, z chłodzeniem wodnym, skraplacz, termostatyczny zawór rozprężny, dochładzacz cieczy, elementy automatyki chłodniczej. Zbiornik chłodziwa skraplacza wyposażono w mieszadło 13 i elementy grzejne 14 służące do zapewnienia żądanej temperatury chłodziwa. Zmianę mocy grzejnej elementów 14 realizowano za pomocą autotransformatora i termometru kontaktowego. Możliwość regulacji temperatury chłodziwa w zbiorniku skraplacza pozwalała na stabilizację temperatury skraplania czynnika chłodniczego i utrzymywaniu na stałym poziomie ciśnienia w skraplaczu i odcinku badawczym. W celu przechłodzenia czynnika chłodniczego zastosowano dochładzacz 7. Przeważacz wstępny 11 służył do uzyskiwania żądanej temperatury czynnika na dopływie do odcinka pomiarowego. Czynnik chłodniczy przepływał przez filtr i pochłaniacz wilgoci 9.



Oznaczenia:

PUChł - pomocnicze urządzenie chłodnicze  
 W - watomierz  
 A - autotransformator  
 Pcz - elektroniczny przepływomierz  
 czynnika chłodniczego  
 $\Delta p$  - elektroniczny przetwornik różnicy  
 ciśnień

KP - komputerowa karta przetwornika  
 pomiaru ciśnienia  
 K $\Delta p$  - komputerowa karta przetwornika  
 pomiaru różnicy ciśnień  
 KT - komputerowa karta przetwornika  
 pomiaru temperatury  
 K - komputer z oprzyrządowaniem

**Rys. 1.** Schemat ideowy stanowiska pomiarowego: 1 - poziomy odcinek pomiarowy z oprzyrządowaniem, 2 - pionowy odcinek pomiarowy z oprzyrządowaniem, 3 - skraplacz, 4 - zbiornik chłodziwa, 5 - zbiornik czynnika chłodniczego, 6 - zbiornik pomiarowy, 7 - dochładzacz, 8 - pompa, 9 - filtr, 10 - rotametr, 11 - podgrzewacz wstępny, 12 - przewód wyrównawczy ciśnienia, 13 - mieszadło, 14 - element grzejny, 15 - przepływomierz elektroniczny typu SONOFLO, 16 - elektroniczny przetwornik różnicy ciśnień, 17 - komputer współpracujący z kartami przetwornikowym do pomiaru temperatury, ciśnienia i różnicy ciśnień

**Fig. 1.** A schematic diagram of the test facility: 1 - vertical test section with instrumentation, 2 - horizontal test section with instrumentation, 3 - condenser, 4 - coolant vessel, 5 - refrigerant vessel, 6 - measuring vessel, 7 - subcooler, 8 - pump, 9 - filter, 10 - rotameter, 11 - preheater, 12 - pressure compensation pipe, 13 - stirring device, 14 - heating element, 15 - flow meter of type SONOFLO, 16 - pressure difference transducer, 17 - computer that acquires measurement data of temperature, pressure and pressure difference.



Do pomiaru natężenia przepływu czynnika chłodniczego zastosowano elektroniczny przepływomierz typu *Sonoflo 15* (firmy *Danfoss*), przecechowany uprzednio w pomiarach wstępnych. Istniała także możliwość pomiaru natężenia przepływu czynnika, za pomocą cechowanych zbiorników pomiarowych *16*. Rotametr *10* spełniał rolę wskaźnika przepływu. Pomiar ciśnienia i spadku ciśnienia w charakterystycznych przekrojach układu badawczego wykonano za pomocą czujników tensometrycznych. Temperaturę ścianki ogrzewanego odcinka kanału przepływowego oraz temperaturę czynnika mierzono za pomocą termopar miedź - konstantan, o średnicy termoelektrod 0,35 mm i długości 2 mb. Czujniki termoelektryczne do pomiaru temperatury czynnika były zanurzone w cieczy, na długości około 0,7 średnicy wewnętrznej kanału. Spoiny termopar, do pomiaru temperatury ścianki zamontowano na głębokości 0,5 mm od zewnętrznej powierzchni kanału.

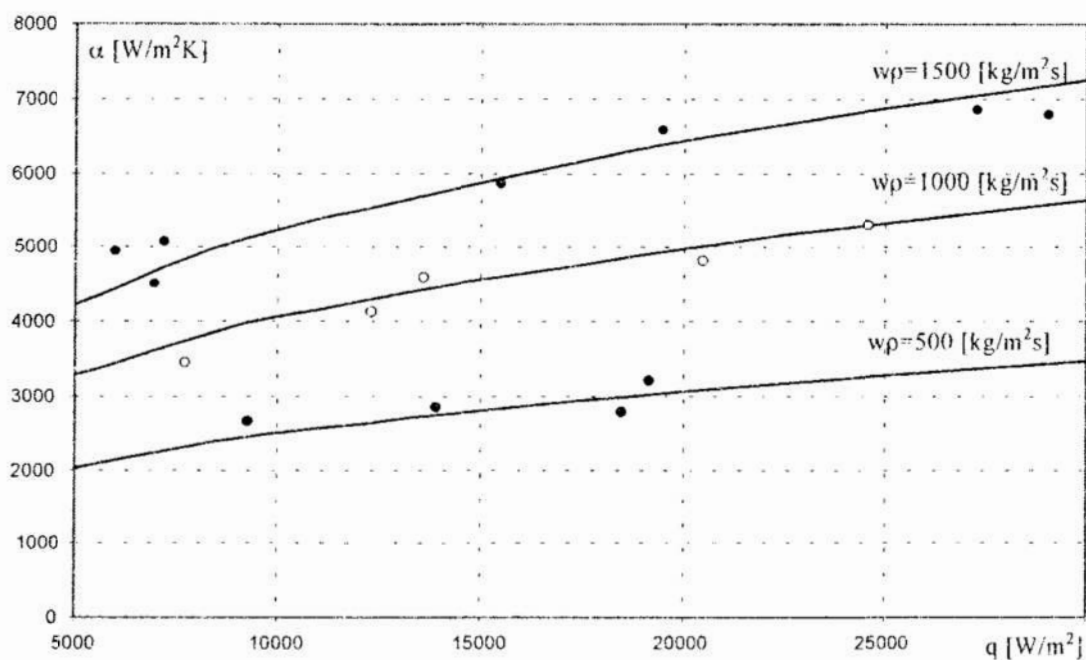
Wszystkie wielkości uzyskane z czujników pomiaru temperatury, natężenia przepływu i ciśnienia przetwarzano na sygnały napięciowe i doprowadzano do systemu komputerowego. Jego oprogramowanie zapewniało rejestrację i przetwarzanie danych. Zastosowanie komputerowego systemu wspomagania badań eksperymentalnych ułatwiło planowanie pomiarów, kontrolę ich przebiegu i obróbkę uzyskanych wyników.

Do odcinka pomiarowego można było doprowadzać czynnik chłodniczy w postaci cieczy niedogrzejanej do temperatury nasycenia, cieczy o temperaturze nasycenia lub w postaci mieszaniny dwufazowej. Dostateczną czystość czynnika uzyskano stosując filtr zainstalowany na dopływie do odcinków pomiarowych. Eksperymenty prowadzono utrzymując na stałym poziomie parametry termiczne i przepływowe czynnika.

### **3. Wyniki badań i ich analiza**

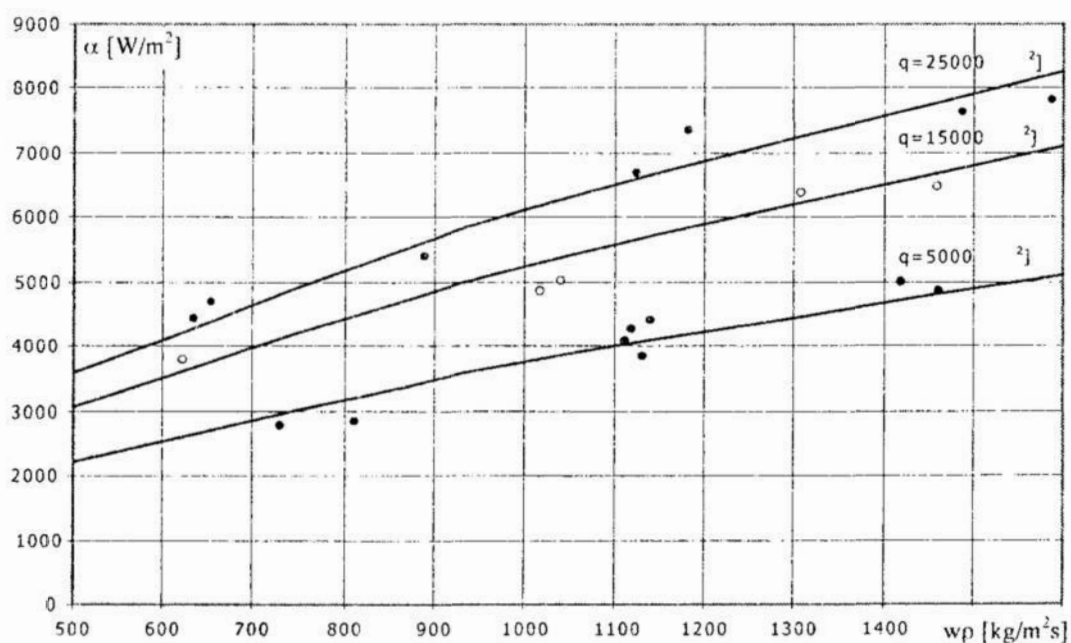
W wyniku przeprowadzonych badań eksperymentalnych uzyskano wartości wielkości opisujących proces wymiany ciepła i oporów przepływu podczas rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego w kanale pionowym i poziomym. Badania przeprowadzono dla nowych proekologicznych czynników: R134a, R404A i R507. Na rys. 2 i 3 przedstawiono przykładowe wyniki pomiarów w postaci zależności współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$ , od gęstości strumienia ciepła  $q$  na ściance grzejnej i gęstości strumienia masy ( $w\rho$ ) dla czynnika R507.





**Rys. 2.** Wyniki pomiarów w postaci zależności  $\alpha=f(q)$  przy  $w_p=\text{const}$ ,  $T_s=-20^\circ\text{C}$ ,  $x=0,05$ , Kanał pionowy

**Fig. 2.** Results of measurements of the heat transfer coefficient for R507 in the form of  $\alpha=f(q)$ , for  $w_p=\text{const}$ ,  $T_s=-20^\circ\text{C}$ ,  $x=0.05$ , vertical channel



**Rys. 3.** Wyniki pomiarów w postaci zależności  $\alpha=f(w_p)$  przy  $q=\text{const}$ ,  $T_s=0^\circ\text{C}$ ,  $x=0,1$ , Kanał poziomy

**Fig. 3.** Results of measurements of the heat transfer coefficient for R507 in the form of  $\alpha=f(w_p)$ , For  $q=\text{const}$ ,  $T_s=0^\circ\text{C}$ ,  $x=0.1$  horizontal channel

W oparciu o uzyskane wyniki pomiarów wyznaczono korelację w postaci bezwymiarowych liczb kryterialnych, pozwalającą wyznaczyć współczynnik przejmowania ciepła podczas wrzenia pęcherzykowego w przepływie:

$$Nu = A \cdot (Re)^{n_1} \cdot (Fr)^{n_2} \cdot (Ku)^{n_3} \cdot (Bo)^{n_4}, \quad (1)$$

gdzie:

$$Nu - \text{liczba Nusselta}, \quad Nu = \frac{\alpha \cdot d}{\lambda'}$$

$$Re - \text{liczba Reynoldsa}, \quad Re = \frac{w\rho \cdot (1-x) \cdot d}{\mu'(1-\varphi)}$$

$$Fr - \text{liczba Frouda}, \quad Fr = \frac{(w\rho)^2}{g \cdot d \cdot \rho'^2}$$

$$Ku - \text{liczba Kutateladzego}, \quad Ku = \frac{q \cdot (1-\phi)}{r \cdot \rho'' \cdot w'(1-x)}$$

$$Bo - \text{liczba wrzenia}, \quad Bo = \frac{q \cdot l}{\rho'' \cdot r \cdot \gamma'}, \text{ gdzie } l = \sqrt{\frac{\sigma}{g \cdot (\rho' - \rho'')}}.$$

Na podstawie przeprowadzonych badań rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego czynników chłodniczych: R134a, R404A i R507 w zakresie:

- temperatury wrzenia  $t_0 = -30 \div +10^\circ\text{C}$ ,
- gęstości strumienia ciepła  $q = 0 \div 30\,000 \text{ W/m}^2$ ,
- gęstości strumienia masy  $(w\rho) = 200 \div 1600 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ,
- stopnia suchości  $x = 0 \div 0,3$ ,
- stopnia zapelnienia  $\phi = 0 \div 0,95$ ,
- $Ku = 0,0005 \div 0,02$ ,  $Bo = 5 \div 60$ ,  $Re = 10\,000 \div 100\,000$ ,  $Fr = 0,1 \div 12$ ,

wyznaczono następujące wartości wykładników potęg we wzorze (1):

$$n_1 = 2.42; \quad n_2 = -0.35; \quad n_3 = 1.38; \quad n_4 = -1,08.$$

Współczynnik A przyjmuje wartości:  $A = 4,5 \cdot 10^{-6}$  dla kanału pionowego i  $A = 5,1 \cdot 10^{-6}$  dla kanału poziomego. Przedstawioną korelację (1) wyznaczono na podstawie blisko dwustu punktów pomiarowych

W korelacji (1) przyjęto, że zależność pomiędzy stopniem suchości  $x$  i stopniem zapelnienia  $\Phi$  ma postać

$$\Phi = \left( 1 + \frac{1-x}{x} \cdot \frac{\rho''}{\rho'} \cdot S \right)^{-1}, \quad (2)$$

gdzie:

$S$  jest poślizgiem wyznaczonym z korelacji Huhna [3]:

$$S=1+0,27 \cdot \left( \frac{x}{1-x} \cdot \frac{\rho'}{\rho''} \right)^n \cdot \left( \frac{\rho'}{\rho''} \right)^{0,12} \cdot \left( 1 - \frac{\rho''}{\rho'} \right)^6 \cdot \left( 1 + \frac{5}{0,1+Fr} \right)^m, \quad (3)$$

$$n=0,32 \left( \frac{\rho'}{\rho''} \right)^{0,125}, \quad (4)$$

$$m=6,7 \frac{p}{p_{kr}} \left( 1 - \frac{p}{p_{kr}} \right)^4, \quad (5)$$

$$\left( \frac{\rho'}{\rho''} \right)^{0,42} \geq S \geq 1 + 0,05 \left( \frac{\rho'}{\rho''} \right)^{0,5}. \quad (6)$$

Wyniki obliczeń według korelacji (1) porównano z wynikami badań eksperymentalnych uzyskując zgodność w przedziale  $\pm 20\%$  oraz z wynikami obliczeń według korelacji innych autorów.

Całkowity miejscowy spadek ciśnienia w przepływie dwufazowym jest sumą trzech składowych: tarcowego, przyspieszeniowego i hydrostatycznego spadków ciśnienia [7].

W opracowaniu modelu obliczeniowego przyjęto, że tarcowy spadek ciśnienia jest równoważony przez naprężenia styczne  $\tau_w$  na ścianie kanału:

$$\left( \frac{\Delta p}{\Delta z} \right)_{TPF} = \frac{C}{A} \cdot \tau_w, \quad (7)$$

gdzie:

$\tau_w$  - naprężenia styczne wywołane przepływem mieszaniny dwufazowej,

$$\tau_w = \frac{\rho'}{2} \cdot \left( \frac{w'}{1-\Phi} \right)^2 \cdot f, \quad (8)$$

$f$  - liczba przepływu

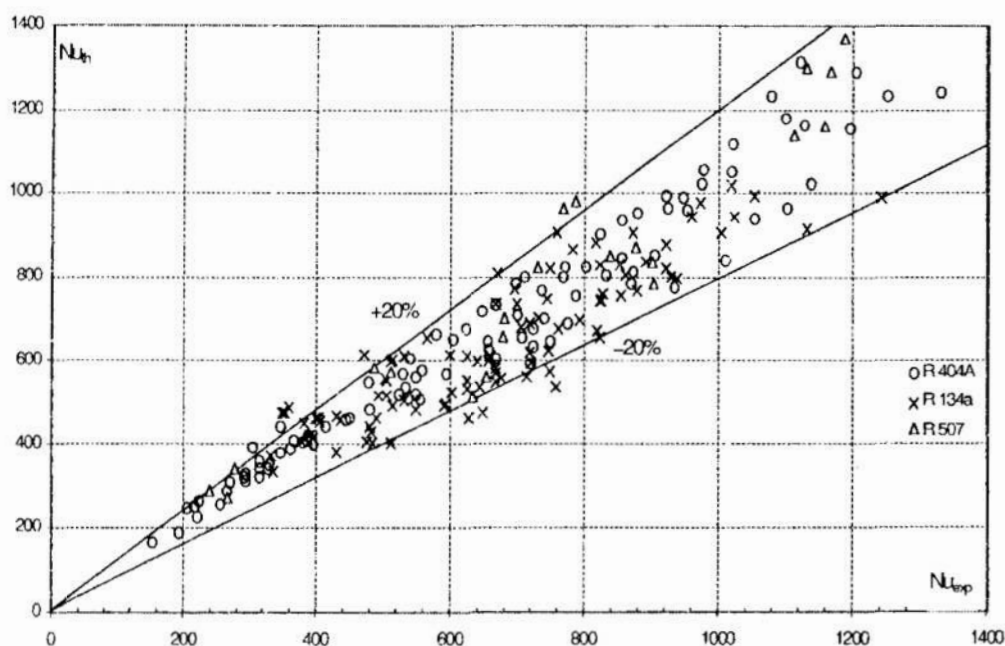
$$4f = 0,316 \cdot \text{Re}_{TP}^{-0,25}, \quad (9)$$

$C$  - obwód zwilżony płynem,

$A$  - pole powierzchni przekroju poprzecznego kanału.

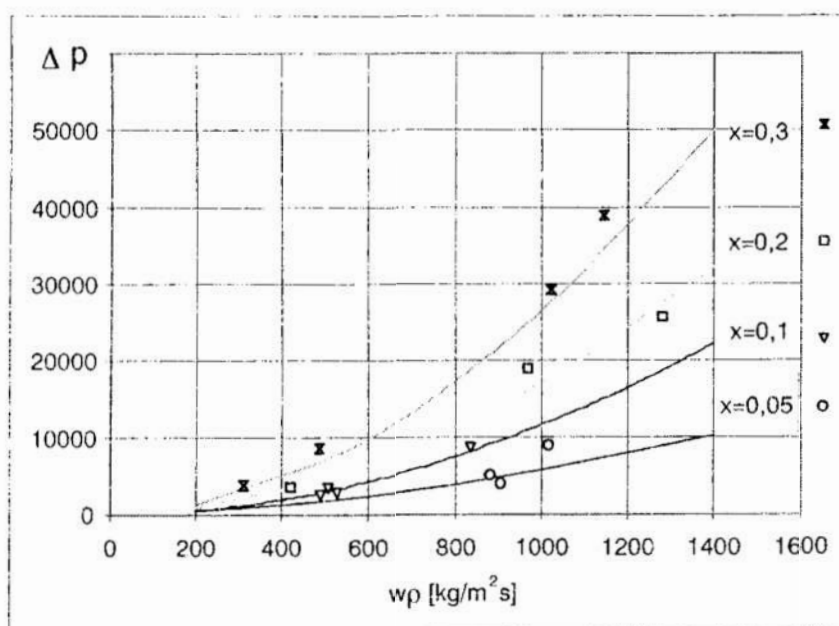
Po uwzględnieniu zależności (8) i (9) średni tarcowy spadek ciśnienia w kanale rurowym o średnicy  $D$  i długości  $\Delta z$  wyznacza się ze wzoru:

$$\Delta p_{TPF} = 2 \cdot \int_{z_1}^{z_2} \frac{\rho' \cdot w'^2 \cdot f}{D \cdot (1-\Phi)} dz. \quad (10)$$



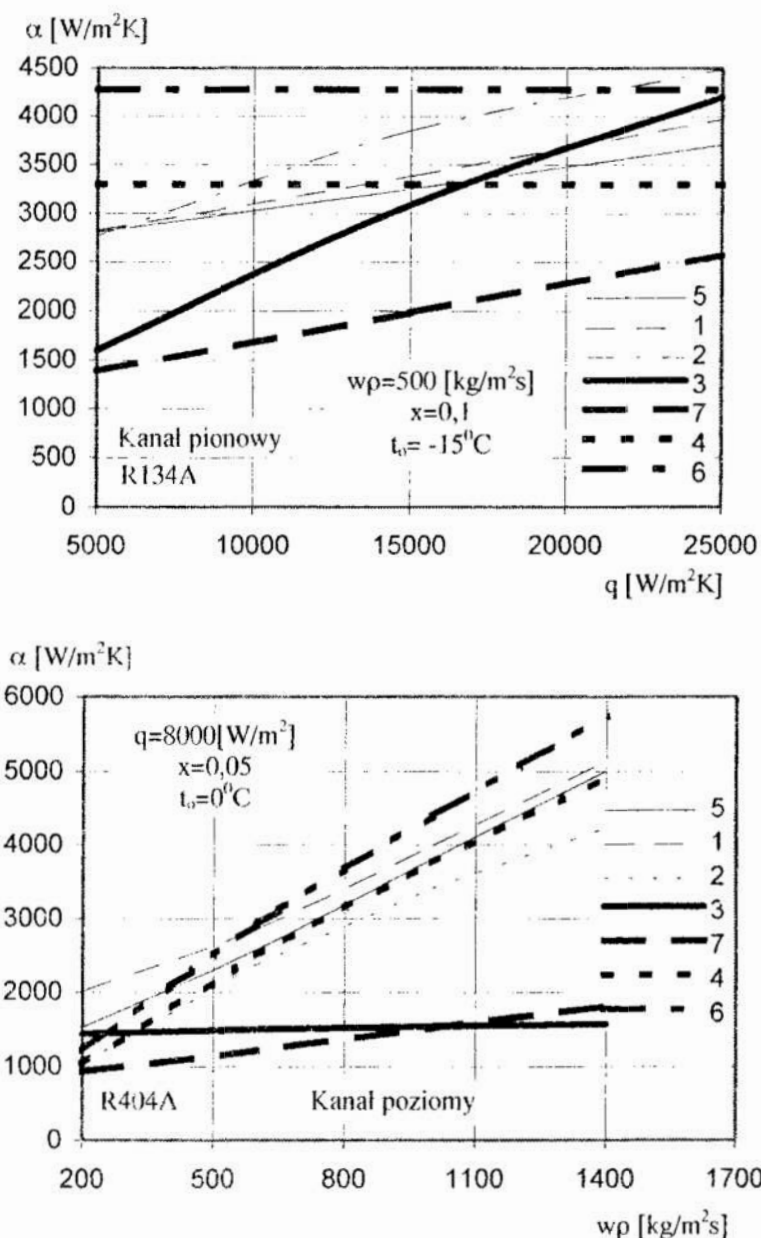
**Rys. 4.** Porównanie wyników obliczeń liczby Nusselta wg korelacji (1) z wynikami badań eksperymentalnych, kanał poziomy

**Fig. 4.** The comparison of the computational (based on the correlation (1)) and experimental Nusselts numbers in a horizontal channel



**Rys. 5.** Porównanie wyników obliczeń oporów przepływu wg korelacji (10) z wynikami badań eksperymentalnych, kanał poziomy, R134a,  $T_s = -10^\circ\text{C}$ ,  $L = 0.6\text{m}$ ,  $q = 20\text{ kW/m}^2$

**Fig. 5.** The comparison of the computational (based on the correlation (10)) and experimental flow resistance for R134a in a horizontal channel,  $T_s = -10^\circ\text{C}$ ,  $l = 0.6\text{m}$ ,  $q = 20\text{ kW/m}^2$ .



1 - Bilicki [1], 2 - Bohdal, 3 - Chawła [6], 4 - Dengler i Addoms [7],  
5 - Mikielwicz [9], 6 - Troniewski [12], 7 - Schrock i Grossman [7]

**Rys. 6.** Porównanie wyników obliczeń współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$  według korelacji różnych autorów

**Fig. 6.** The comparison of the calculated heat transfer coefficient  $\alpha$  according to correlations from different authors

Wielkości przyśpieszeniowego i hydrostatycznego spadku ciśnienia wyznaczono z ogólnie stosowanych zależności [8].

Na rys. 4÷5 przedstawiono porównanie wyników obliczeń liczby Nusselta, która ujmuje wartość współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$ , wg korelacji



(1) i oporów przepływu, z wynikami badań eksperymentalnych. Dla kanału pionowego 65% wartości obliczonych współczynnika  $\alpha$  posiadało odchyłkę mniejszą niż  $\pm 15\%$ , a dla oporów przepływu 98% wyników posiadało taką odchyłkę. W wypadku kanału poziomego uzyskano odpowiednio 72% wyników współczynnika  $\alpha$  i 94% wyników obliczeń oporów przepływu z podaną wyżej odchyłką.

Na rys. 6 przedstawiono porównanie wyników obliczeń współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$  według korelacji różnych autorów. Stwierdzono, że uzyskana korelacja z zadowalającą dokładnością pozwala wyznaczać współczynniki przejmowania ciepła  $\alpha$  dla rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego w kanałach poziomych i pionowych nowych proekologicznych czynników chłodniczych R134a, R404A i R705.

#### **4. Wnioski**

1. Eksperymentalne badania rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego czynników R134a, 404A i R507 w kanałach rurowych: poziomym i pionowym przeprowadzono w zakresie  $t_c = -30^\circ\text{C} \div +10^\circ\text{C}$ ,  $(w\rho) = 100 \div 1600 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ,  $q = 3000 \div 30000 \text{ W/m}^2$ ,  $x = 0 \div 0,3$ . Opracowanie wyników badań pozwoliło na uzyskanie korelacji do obliczenia współczynnika przejmowania ciepła (1).
2. Wyniki badań porównano z obliczeniami według korelacji różnych autorów. Największą zgodność uzyskano w przypadku korelacji własnej, Mikieliewicza i Bilickiego (w zakresie  $\pm 20\%$ ).
3. Sprawdzono przyjętą, do obliczeń wartości lokalnego spadku ciśnienia,, zależność (10) stwierdzając na podstawie badań eksperymentalnych zgodność, z dokładnością  $\pm 15\%$ .
4. Uzyskana korelacja dla rozwiniętego wrzenia pęcherzykowego dla nowych, proekologicznych czynników: R134a, R404A i R507 stanowi istotny materiał źródłowy, nie tylko o charakterze aplikacyjnym, ale również przydatnym do pełniejszej weryfikacji modeli teoretycznych opisujących problem przemian fazowych czynnika. Obecnie występuje szczególna luka odnośnie informacji o nowych proekologicznych czynnikach chłodniczych.

#### **Literatura**

1. **Bilicki Z.:** Analiza wymiany ciepła podczas wrzenia pęcherzykowego w kanale. Praca doktorska, IMP PAN, Gdańsk 1979
2. **Bilicki Z.:** The relation between the experiment an 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, 1997, Volume 2, pp.571-578, Edizioni ETS Pisa
3. **Bohdal T., Charun H., Czapp M., Dutkowski K.:** Wrzenie perspektywicznych czynników w parownikach chłodniczych. Przeglądowe opracowanie monograficzne

- pod redakcją T. Bohdala. Monografia, Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, 1999, stron 231
4. **Bohdal T., Rasmus A., Badur J.:** The investigation of bubble boiling of an environment-friendly refrigerant R507. Proceedings of The 2<sup>nd</sup> International Symposium On Two-Phase Flow Modelling and Experimentation, Pisa, Italy, May 23 - 25, 1999, Edizioni ETS, Pisa, Volume I, pp. 221 - 224
  5. **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, 1997, Volume 2, pp.601-606, Edizioni ETS Pisa, Italy.
  6. **Chawla J.M.:** Warmeubergang und Druckabfall in waagerechten Rohren bei der Stromung von verdampfenden Kältemitteln. Kalttechnik-Klimatisierung 1967, nr 8
  7. **Madejski J.:** Wymiana ciepła przy wrzeniu i przepływy dwufazowe. Cz.II, Ośrodek Informacji o Energii Jądrowej, W-wa, 1973
  8. **Madejski J.:** Generacja pęcherzyków podczas wrzenia w przepływie. Zeszyty Naukowe Instytutu Maszyn Przepływowych PAN, Gdańsk 1993, 384/1341/93
  9. **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
  10. **Mikielewicz J.:** Modelowanie procesów cieplno-przepływowych. Wydawnictwo Ossolineum, seria Maszyny Przepływowe, tom 17, Wrocław 1995
  11. **Rasmus A.:** Heat transfer flow boiling - theoretical model. Recent Advances in Heat Transfer. B. Sunden and A. Žukauskas (Editors) 1992, Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam, pp.176 - 188
  12. **Troniewski L.:** Metoda obliczania procesu odparowania w rurach w obszarze konwekcyjnym. Zeszyty Naukowe WSI Opole, nr 35, Mechanika Z.9, Opole 1977

## The investigation of flow boiling of environment-friendly refrigerants

### Abstract

Halogen-derivative refrigerants - CFC or HCFC freons used so far - are known to cause destruction of the ozone layer and considerably increase the greenhouse effect. Declarations of the Montreal Protocol in 1987 (and decisions enclosed in the reports from meetings of the undersigned in subsequent years up to the VII Vienna Conference in 1995) have already found their way to legislation of most countries over the world. New technologies successfully eliminate CFC compounds, elimination of HCFCs is a more long-term process. Among substitutes for freon R12, it seems that the medium known as R134a is the most popular, whereas freon R22 is replaced by R404a, and freon R502 is superseded by R507.

The correlations to evaluate heat transfer coefficients and flow resistance, well-recognised in the literature world-wide, were experimentally validated only for

halogen-derivative refrigerants used so far. Therefore, it is necessary to conduct investigations for new environment-friendly refrigerants.

The paper describes experimental investigations of heat transfer and flow resistance during bubble boiling of environment-friendly refrigerating media - R134a, R404A and R507 - in horizontal and vertical straight tubes. The investigations were carried out for a new environment-friendly refrigerant R507.

Based on the obtained results, the following correlation, elaborated for other ecological refrigerants [3] to calculate the heat transfer coefficients during bubble boiling in channel flow, was validated:

$$Nu = A \cdot (Re)^{2,42} \cdot (Fr)^{-0,35} \cdot (Ku)^{1,38} \cdot (Bo)^{-1,08}, \quad (1)$$

where  $A=4.5 \times 10^{-5}$  for a vertical channel,  $A=5.1 \times 10^{-5}$  for a horizontal channel.

The correlation (1) was considered for the following range of parameters:

- boiling number  $t_0 = -30 \div +10^0\text{C}$ ,
- heat flux density  $q = 3000 \div 30\,000 \text{ W/m}^2$ ,
- mass flux density  $(w\rho) = 100 \div 1600 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ,
- dryness fraction  $x = 0 \div 0,3$ ,
- void fraction  $\phi = 0 \div 0,95$ ,
- $Ku = 0,0005 \div 0,02$ ,  $Bo = 5 \div 60$ ,  $Re = 10\,000 \div 100\,000$ ,  $Fr = 0,1 \div 12$ .

It was found that results of calculations from the correlation (1) agree with experimental data within a discrepancy margin of  $\pm 20\%$ .

During the analysis of pressure drop in two-phase flow which is a resultant of three kinds of pressure drop - frictional, accelerational and hydrostatic, it was assumed that the frictional pressure drop is due to wall shear stress and can be written as follows

$$\left[ \frac{dp}{dz} \right]_{\text{TPF}} = \frac{C}{A} \cdot \tau_w, \quad (7)$$

where: -  $\tau_w$  is the wall shear in two-phase flow (an assumption was made that the increase of shear stress is caused by the increase of the two-phase flow velocity, compared to the velocity of one-phase flow of the same flow rate  $w\rho$ ),

- C denotes the channel circumference,
- A is the channel cross-sectional area.

The accelerational and hydrostatic pressure drop were calculated from generally accepted relationships. It was found that relation (7) for the local pressure drop agrees with experimental data with a discrepancy not exceeding  $\pm 15\%$ .

The obtained experimental data allow the elaboration of correlations to calculate heat transfer coefficients and flow resistance during bubble boiling in channel flow. The results of calculations based on the own correlations are compared with the results obtained from correlations worked out by other authors.



## Ocena współczesnych tendencji zanieczyszczenia środowiska naturalnego

*Aleksander Szkarowski*  
*Politechnika Koszalińska*

Recenzent: *Zdzisław Harabin*  
*PAN Zabrze*

### 1. Wstęp

Gwałtowny wzrost wpływu gospodarczej działalności człowieka na różne dziedziny otaczającego nas środowiska naturalnego osiągnął już taki poziom, że można bez przesady mówić o zagrożeniu samemu istnieniu ludzkości. Dla Europy znajdującej się w czwartej fazie rozwoju demograficznego eksperci ONZ przewidują zmniejszenie ludności o 100 milionów do roku 2050. Skuteczne opracowanie metod łagodzenia problemów środowiska wymaga uważnej oceny i ścisłej analizy istniejącej sytuacji.

Została wykonana analiza systemu globalnego naukowego prognozowania rozwoju środowiska. Minęło ponad 25 lat od momentu wytworzenia najbardziej miarodajnych i naukowo uzasadnionych prognoz rozwoju biosfery (wzrost liczby ludności, ekonomika, zasoby nieodnawialne, zanieczyszczenie wód, gleby i atmosfery) [1÷4]. Analiza zgromadzonych danych monitoringu pozwala zarówno na ocenę dokładności i niezawodności tych prognoz, jak i wyjawienie tendencji dalszych zmian w stanie elementów biosfery.

Wyniki analizy wskazują na ogólny jakościowy rozwój składników biosfery zbliżony do przewidywanego przez prognozy, lecz według najbardziej łagodnych scenariuszy. Ten fenomen opisuje się działaniem czynnika wstrzymującego. Ujawnione tendencje wyglądają na najbardziej zagrażające wobec zanieczyszczania środowiska naturalnego. Dane o zanieczyszczeniu wód, gleb i atmosfery świadczą o zakończeniu rozwoju tego elementu według łagodnego scenariusza.

### 2. Podstawowe tezy analizy

Metoda analizy opiera się o założenie, że w stosunkach człowieka ze środowiskiem dominującym jest energetyczny element [5]. Wszystkim dziedzinom



działalności ludzkości towarzyszy rosnące zużycie energii i powstanie olbrzymiej ilości odpadów i bocznych produktów nie podlegających procesowi samodegradacji. Przerabianie odpadów znów potrzebuje energii, a wydobywaniu paliwa i produkowaniu energii znów towarzyszą odpady i inne czynniki wpływu na pogorszenie stanu środowiska. Stwierdzono, że ostatnie dziesięciolecie było okresem działania swego rodzaju wstrzymującego czynnika w zjawiskach zanieczyszczenia środowiska. Zdaniem autora taki rozwój w znacznej mierze został wyznaczony przez nieuzasadnione inwestycje, oraz wydatki energii i materiałów na przedsięwzięcia ekologiczne. Właśnie nadużycie energii spełnia na obecnym etapie rolę hamulca nieco zwalniającego negatywne tendencje. W wyniku powstał efekt „ściśniętej sprężyny”, gdyż zakłócenia w bilansie ekologicznym zostały tylko czasowo powstrzymane. Osłabienie wpływu łagodzących czynników spowoduje przejście ilościowych wskaźników stanu środowiska do ekstensywnego stadium, które może mieć katastroficzny charakter i wielokrotnie przekroczy nawet najbardziej pesymistyczne prognozy.

### 3. Model czynnikaz wstrzymuj ącego

Matematycznie działanie czynnika sprowadzi się do następującego modelu. Przewidywana wartość dowolnego wskaźnika stanu środowiska składa się z jego intensywnej i ekstensywnej części:

$$P_{pr} = P_{eks} + P_{int} \quad (1)$$

Ekstensywny składnik, jako najbardziej możliwy do przewidzenia, do aktualnej wartości rozpatrywanego wskaźnika wchodzi o wartości przybliżonej do przewidywanej. Składnik intensywny zaś ulega mocnemu wpływu wstrzymującego czynnika  $\Phi$ :

$$P_{akt} = P_{eks} + (1 + \Phi^n) P_{int} \quad (2)$$

Obliczenia ilościowe zostały wykonane dla okresu 35+40 lat od roku 1975, gdy zaczęła działać większość z miarodajnych prognoz, co daje 20-letni okres od momentu terażniejszego. Wartość fatora wstrzymującego wynosi:

$$\Phi = A + B_1 T + B_2 T^2 + B_3 T^3 + B_4 T^4 + B_5 T^5, \quad (3)$$

gdzie:

$T$  – czas od początku periodu (od 1975 r.), lat.

Współczynniki wielomianu (w kolejności wzrostu) charakteryzują:

1. Moralny składnik wstrzymania, który najbardziej wyraźnie przejawia się w działalności społecznych ekologicznych organizacji, ale jest elementem zachowania się każdej osoby odpowiednio do jej kulturowo-intelektualnego poziomu.
2. Sprawność zużycia energii w dziedzinie ochrony środowiska.
3. Czynniki ekonomiczne, definiujący dopuszczalny ze względów ekonomicznych poziom inwestycji na ekologię (w porównaniu z grzywami za zanieczyszczenie środowiska). Czynniki łączą w sobie również poziom prawa ekologicznego.
4. Naturalne dążenie każdego gatunku biologicznego do przeżycia.
5. Wskaźnik miarodajności prognozy (prawidłowość oceny poprzedniego okresu i stopień uzasadnienia dalszego przewidywania).

**Tabela 1.** Współczynniki wielomianu (3) według ewentualnych wersji kryzysu ekologicznego  
**Table 1.** Coefficients of polynomial (3) according to possible versions of ecological crisis

Współczynniki wielomianu	„Łagodny” scenariusz	„Średni” scenariusz	„Surowy” scenariusz
$A$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$-6,1 \cdot 10^{-5}$	$-5,8 \cdot 10^{-4}$
$B_1$	$1,012 \cdot 10^{-1}$	$1,015 \cdot 10^{-1}$	$1,067 \cdot 10^{-1}$
$B_2$	$-1,452 \cdot 10^{-3}$	$-1,451 \cdot 10^{-3}$	$-2,801 \cdot 10^{-3}$
$B_3$	$-2,122 \cdot 10^{-4}$	$-2,243 \cdot 10^{-4}$	$-1,171 \cdot 10^{-4}$
$B_4$	$1,102 \cdot 10^{-5}$	$1,212 \cdot 10^{-5}$	$9,116 \cdot 10^{-6}$
$B_5$	$-1,636 \cdot 10^{-7}$	$-1,892 \cdot 10^{-7}$	$-1,687 \cdot 10^{-7}$

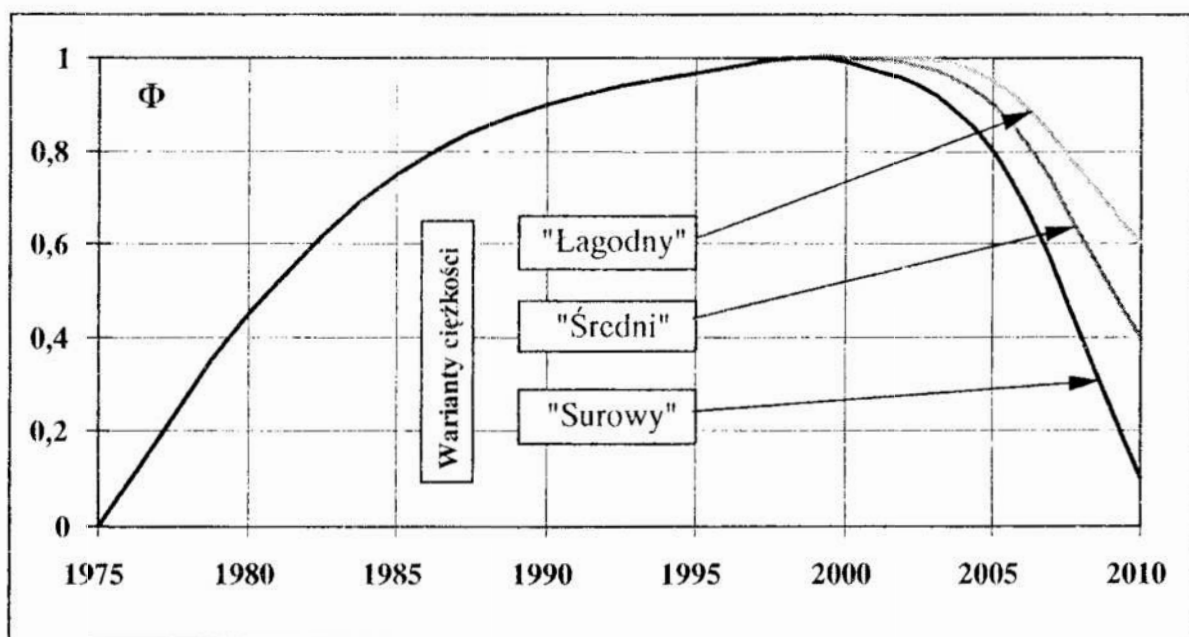
Uzyskane wartości współczynników dają prawdopodobny obraz zmiany faktora wstrzymania według trzech wariantów ciężkości przebiegu przewidywanego kryzysu ekologicznego (tabl. 1). Jednoznacznie dodatnimi czyli wstrzymującymi w modelu są tylko moralny faktor odpowiedzialności przed naturą i społeczeństwem  $B_1$  oraz czysto biologiczny faktor przeżycia  $B_4$ . Najpotężniejszym czynnikiem wzrostu zanieczyszczenia środowiska jest ekonomiczny faktor  $B_3$ : wydatki na ekologię zawsze są sprzeczne z zasadą efektywności inwestycji. Definiujące znaczenie w przeciwdziałaniu czynników wzrostu i wstrzymania należy właściwie do faktora efektywności zużycia energii podczas działalności ekologicznej  $B_2$ .

#### Zasady analizy energetyczno-ekologicznej

Wykresy na rys. 1 pokazują, że poziom czynnika wstrzymującego na przełomie wieków osiąga maksimum, możliwości bowiem mechanizmów wstrzymania wyczerpują siebie i zaczyna się szybkie obniżenie jego wartości.

Zasadnicze odróżnienie pomiędzy wariantami ciężkości przebiegu kryzysu ekologicznego polega nie na momencie początku tego spadku (ta różnica wynosi zaledwie 3-5 lat), lecz na znacznym zysku w końcu pierwszego dziesięciolecia przyszłego wieku, gdy możliwym jest sześciokrotne przekroczenie wartości czynnika  $\Phi$  według „łagodnego” wariantu.

Praktycznie sformułowane powyżej zasady zostały zrealizowane w postaci metodologii analizy efektywności przedsięwzięć ekologicznych [6] uwzględniającej całą głębokość ewentualnych zakłóceń wnoszonych do istniejącego bilansu energetyczno-ekologicznego.



Rys. 1. Prognoza wartości faktora  $\Phi$  do 2010 r.

Fig. 1. Factor  $\Phi$  value prognosis up to year 2010

Działalność ekologiczna potrzebuje urządzeń, paliwa, wody, reagentów chemicznych i innych środków zużywanych oraz wykonywania funkcji kontroli i sterowania automatycznego. Zużycie energii już znaczy wzrost szkodliwego wpływu na środowisko. Ponadto dodatkowo zastosowane urządzenia powinny być wyprodukowane, a zużywane materiały i środki należy wydobyć, transportować, przygotować itp. Na wszystkich tych etapach występują nie tylko dodatkowe wydatki energii, lecz bezpośrednie dodatkowe zanieczyszczenie środowiska naturalnego.

Możliwe są również boczne efekty w procesie technologicznym: podwyższenie oporów hydraulicznych, obniżenie wydajności urządzeń, powtórne zanieczyszczenie innych sfer środowiskowych podczas ochrony jednej z nich. Wskutek podobnych zjawisk osiągnięty rezultat ekologiczny może po prostu zostać stłumiony łańcuchem efektów negatywnych.

**Tak więc energetyczno-ekologiczna analiza stanu środowiska naturalnego oraz działalności ekologicznej jest to system metodologiczny polegający na ujawnieniu wszystkich związków dotkniętych elementami środowiska, a również na inwigilowaniu wszystkich zmian, wnoszonych do procesu technologicznego aż do ostatecznych zaburzeń, spowodowanych przez te zmiany w istniejącym energetyczno-ekologicznym bilansie.**

System działa w oparciu o kilka reguł dość prostych co do swojej istoty, wymagających obowiązkowego zastosowania w ciągu analizy:

- Wzrost zużycia energii (zarówno bezpośredni, jak i pośredni) znaczy bezpośrednio podwyższenie niekorzystnego wpływu na środowisko naturalne.
- Zastosowanie dodatkowego sprzętu i zużycie środków ma swój ścisły odpowiednik energetyczny i również powoduje negatywne oddziaływanie, które tylko przesunięte jest w czasie i przestrzeni.
- Podstawą dla bezwarunkowej kwalifikacji technologii, jako rozwiązania naturo-ochronnego może być tylko zmniejszenie samego pierwotnego tworzenia się szkodliwych składników, lecz nie idące w ślad za tym ich usunięcie.

## **Literatura**

1. **Forrester J.:** World Dynamics, Cambridge, 1972.
2. **Meadows D.H., Randers J., Behrens W.E.:** The Limits to Growth. A report of Club of Rome, New York, 1972.
3. **Leontieff W. et al.:** The future of the World Economy. – New York, 1977.
4. **Kahn H., Brown W., Martel L.:** The next 200 years. A scenario for America and the World, New York, 1976.
5. **Szkarowski A.:** Doskonalenie ochrony atmosfery przy spalaniu gazowego i ciekłego paliwa. Autoreferat pracy habilitacyjnej, St.-Petersburg, 1997.
6. **Szkarowski A.:** Ochrona środowiska. St.-Petersburg, 1999.

## **Evaluation of contemporary trends of the environment contamination**

### **Abstract:**

More 25 years has passed from the moment of creation of the most authoritative scientific reasonable forecasts of world global development (population, economy, not renewed resources, the water and air pollution etc.). It enables to evaluate their accuracy and reliability and to reveal tendencies of further change of biosphere elements.

The observational data for this period testify to a biosphere development according to the forecast quality picture but under the weakest scripts. It is exhibited, that last decade was by a period of an operation of the peculiar constraining factor. The cancellation of this factor can reduce that the transition



of quantity indicators of environmental in extensive stage can have avalanche character. Such development was achieved by the expense of not reasonable significant investments, consumption of energy and materials on a measure of environment protection. The result was effect of a "compressed spring", when infringements introduced in the ecological balance will be only postponed on a time.

Coefficients of a polynomial 3 (in ascending order extents) in this model characterize:

- 1) Moral constituting of constraining.
- 2) Effectiveness of energy usage in nature protection activity.
- 3) Economic force.
- 4) Natural rushing of any biological kind to survival.
- 5) The factor of certainty of the forecast.

Uniquely positive, that is constraining, in model are only moral factor of liability before the nature and society  $B_1$  and only biological factor of a survival rate  $B_4$ . The most bull factor of contaminating increase is the economic factor  $B_3$ : the enclosures in ecology always contradict an economic principle of the investments effectiveness.

Value of the factor on a boundary of centuries reaches a maxima, the capabilities of constraining gears exhaust themselves and the fast falling of its value starts. Principled difference of versions is not the moment of a beginning of this falling (variance constitutes only 1-3 years), but significant variance to the extremity of the first decade of following century, when probably hexod overflow of the constraining factor on "weak" version. Such approach is embodied in a methodology of analysis of nature protection measures effectiveness taking into account all depth of the probable disturbances deposited to a usual energy - ecological balance.

The nature protection activity requires application of accessories, fuel, water, and chemical reactants and other spent materials, fulfillment of functions of monitoring and automation. The increase of power consumption already means proportional increase of anthropogenous effect on the nature. The padding devices should be made, the spent materials are extracted, supplied, prepared etc. The padding devices should be made, the spent materials are extracted, are supplied, are prepared etc. At all these stages there is any more only padding power consumption but also straight padding environmental. The collateral effects in a technological line-up are probable: increase of hydraulic resistance of channels, lowering productivity of equipment, secondary contaminating of other environments. In outcome the reached effect can be suppressed by chain reaction of secondary unfavorable effects.



## Znaczenie uwzględniania gradientu początkowego w ochronie wód podziemnych

*Janusz Haurylkiewicz  
Politechnika Koszalińska*

Recenzent: *Barbara Namysłowska-Wilczyńska  
Politechnika Wroclawska*

### 1. Wstęp

Wody podziemne chroni się przed zanieczyszczeniem m.in. przez ustanawianie stref ochronnych źródeł i ujęć oraz obszarów ochronnych zbiorników wody podziemnej (por. [4,5]). Na terenach stref i obszarów ochronnych wprowadza się określone ograniczenia użytkowania, które muszą być rekompensowane odpowiednimi odszkodowaniami, niekiedy znacząco wysokimi. Zakres ograniczeń i wysokość odszkodowań zależą oczywiście od wielkości strefy lub obszaru ochronnego i zrozumiata jest tendencja do racjonalnego zmniejszania wielkości stref lub obszarów ochronnych.

Racjonalne określenie tej wielkości opiera się m.in. na specjalistycznych obliczeniach hydrogeologicznych związanych z przyjęciem adekwatnych modeli matematycznych i ich parametrów dla najistotniejszych czynników rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w ośrodku gruntowo-wodnym (konwekcja, absorpcja, dyspersja, wymywanie).

Niniejsza praca dotyczy tylko konwekcji. Powszechnie przyjmowanym modelem do prognozowania rzeczywistej prędkości przemieszczania się wody podziemnej między dwoma punktami jest prawo Darcy:

$$u = k i / n_e \quad (1)$$

gdzie:

$u$  - rzeczywista średnia prędkość przepływu wody podziemnej [m/s],

$k$  - współczynnik filtracji [m/s],

$i$  - gradient (spadek) hydrauliczny [-],

$n_e$  - porowatość efektywna gruntu [-].

Z prawa Darcy korzysta się niezależnie od tego, czy grunt jest przepuszczalny, czy słabo przepuszczalny lub półprzepuszczalny (por.[1, 2]).

I tak, zasięg strefy ochronnej ujęcia ustala się sumując do wartości 25 lat czas przesiąkania przez warstwę półprzepuszczalną nadkładu i czas przepływu przez przepuszczalną warstwę wodonośną, oba czasy obliczone na podstawie tego samego prawa Darcy. Nie uwzględnia się w takim obliczeniu tego, że przepływ wody przez wiele gruntów (w tym słabo przepuszczalne, półprzepuszczalne, czy też nieprzepuszczalne grunty nadkładu) następuje praktycznie dopiero po przekroczeniu przez gradient  $i$  granicznej (początkowej) wartości  $i_0$ , która dla glin jest rzędu 5, ale dla ilów rzędu 40. Obliczenia zasięgu strefy ochronnej pomijające gradient początkowy dają wartości niekiedy radykalnie zawyżone, co ma negatywne skutki gospodarcze i społeczne.

Celem niniejszej pracy jest analiza wpływu uwzględnienia gradientu początkowego na wielkość obszaru ochronnego zbiornika lub strefy ochronnej ujęcia wody podziemnej i na ładunek przesiąkających zanieczyszczeń w kilku typowych schematach hydrogeologicznych.

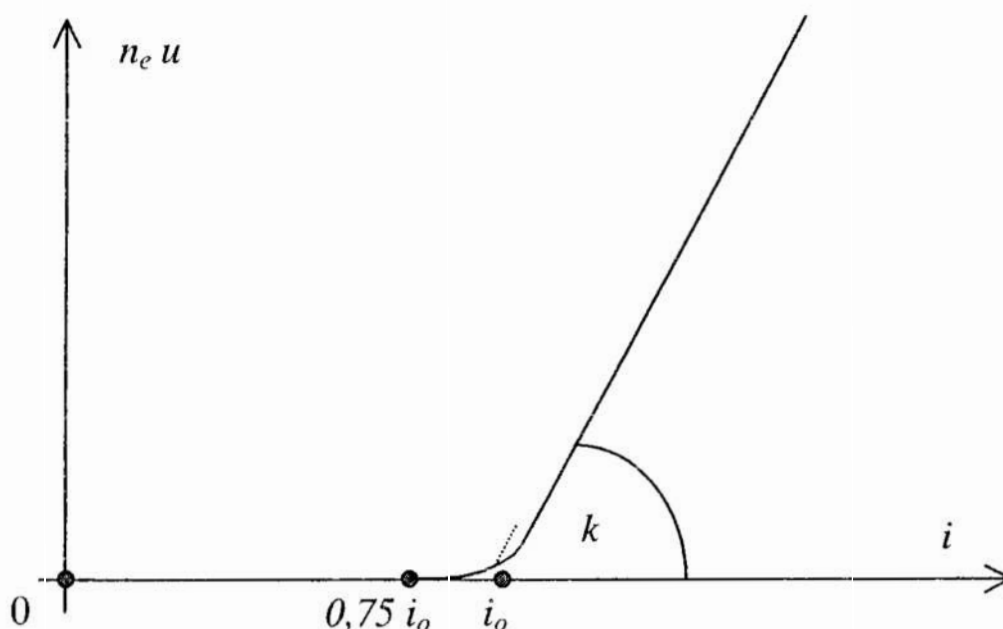
## 2. Prawo filtracji dla gruntów spoistych

Filtracja w gruntach spoistych nie podlega prawu Darcy, gdyż prędkość przemieszczania się wody w gruncie określona jest wzorem następującym:

$$u = k (i - i_0) / n_e, \quad (2)$$

gdzie:

$i_0$  - gradient początkowy, pozostałe oznaczenia - jak we wzorze (1).



**Rys. 1.** Zależność prędkości  $n_e u$  filtracji wody przez grunt od spadku hydraulicznego  $i$   
**Fig. 1.** Artificial velocity  $n_e u$  versus hydraulic gradient  $i$

Wspólny z prawem Darcy jest jedynie liniowy charakter związku prędkości przepływu ze spadkiem hydraulicznym. Wielkość  $i_0$  we wzorze (2) nie jest, ściśle mówiąc, gradientem początkowym, lecz parametrem prostoliniowej części wykresu funkcji  $n_e u(i)$  wg rys. 1. Rzeczywista wartość gradientu początkowego jest w przybliżeniu o 25% mniejsza, lecz ta nieścisłość nie ma praktycznego znaczenia (por. [3]) ze względu na bardzo mały zakres nieliniowości.

Wartość gradientu początkowego wzrasta wraz z wytrzymałością wody błonkowej w gruncie na ścinanie ([3]), a ta zależy nie tylko od średnicy porów, ale i od właściwości chemicznych zarówno wody porowej, jak i cząstek szkieletu gruntowego, dlatego należy ją wyznaczać doświadczalnie.

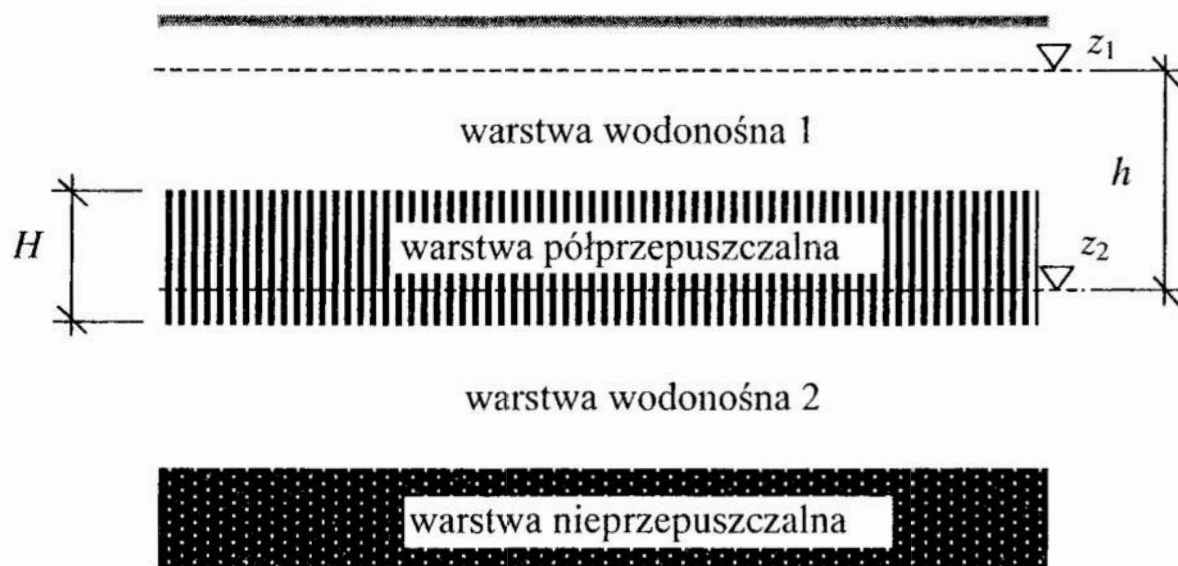
Prawo filtracji (2) oznacza szczelną (w określonym przedziale spadku hydraulicznego) ochronę warstwy wodonośnej przykrytej nakładem gruntu spoistego. Ma to bezpośrednie konsekwencje dla wielkości obszaru ochronnego zbiornika lub strefy ochronnej wokół ujęcia wody podziemnej. W dalszych rozdziałach niniejszej pracy analizuje się je w kilku często spotykanych schematach warunków hydrogeologicznych. O gruntach budujących w tych schematach przestrzeń gruntową zakłada się, że są pod względem właściwości filtracyjnych jednorodne i izotropowe.

### 3. Warstwa półprzepuszczalna nad zbiornikiem wody podziemnej.

#### Reżim niezmienny

Schemat hydrogeologiczny przedstawiony jest na rys. 2. Warstwa półprzepuszczalna o miąższości  $H$  rozdziela dwie warstwy wodonośne: 1 i 2, w których zwierciadła piezometryczne są poziome i mają rzędne  $z_1$  i  $z_2$  odpowiednio, przy czym ich różnica wynosi  $h$ . Należy rozważyć możliwość przesączania się zanieczyszczonej wody z warstwy 1 do warstwy 2. Wpływ gradientu początkowego ilustruje się tu przykładem łatwym do uogólnienia.

*Przykład 1.* Niech  $H = 5$  m,  $h = 10$  m,  $i = 10 / 5 = 2$ , warstwa półprzepuszczalna ma  $k = 10^{-8}$  m/s,  $n_e = 0,2$ ,  $i_0 = 3$ . Według powszechnie zalecanej procedury należy orzec, że przesączanie przez warstwę półprzepuszczalną wystąpi z prędkością przepływu wg wzoru (1)  $u = 10^{-8} \cdot 2 / 0,2 = 10^{-7}$  m/s, zaś czas przesiąkania wyniesie  $5 \text{ m} / 10^{-7} \text{ m/s} = 5 \cdot 10^7 \text{ s} = 1,6$  roku (rok ma  $3,15 \cdot 10^7$  sekund). Ponieważ czas przesiąkania jest mniejszy niż 25 lat, obszar ochronny powinien objąć całą powierzchnię terenu z danymi warunkami hydrogeologicznymi. Jednakże zgodnie z prawem filtracji (2) dla gruntów spoistych przepływu wody przez warstwę półprzepuszczalną nie będzie, gdyż spadek hydrauliczny ( $=2$ ) jest mniejszy od gradientu początkowego ( $=3$ ). Obszaru ochronnego zatem wyznaczać nie trzeba.



**Rys. 2.** Warstwa półprzepuszczalna nad zbiornikiem wody podziemnej, reżim stały  
**Fig. 2.** Semipermeable layer over the aquifer, constant state

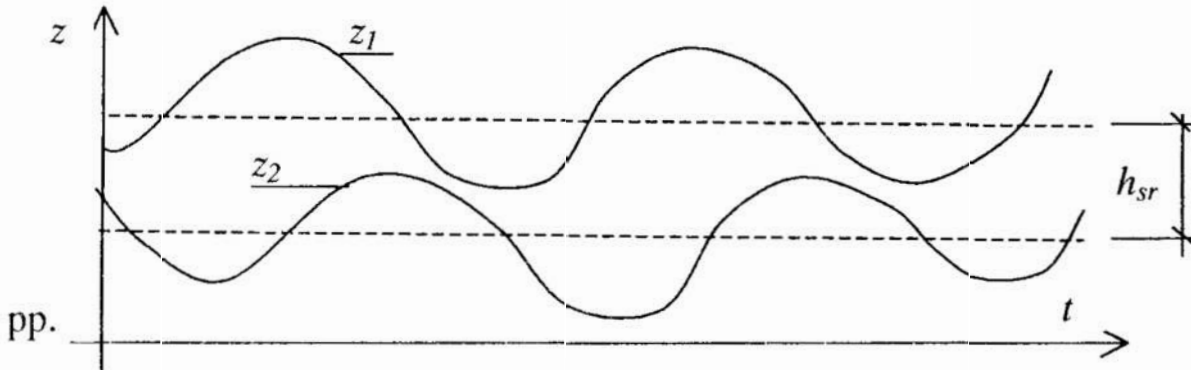
#### 4. Warstwa półprzepuszczalna nad zbiornikiem wody podziemnej. Reżim zmienny nieeksploatacyjny

Schemat hydrogeologiczny jak w rozdziale 3 i na rys. 2 z tym, że rzędne  $z_1$  i  $z_2$  powierzchni piezometrycznych są zmienne w czasie  $t$ , na przykład dla określonego profilu pionowego w sposób ilustrowany wykresami funkcji  $z_1(t)$  i  $z_2(t)$  na rys. 3. Poziome linie kreskowe wyrażają średnie rzędne odpowiednich powierzchni różniące się o wartość  $h_{sr}$ , pionowe odległości między krzywymi natomiast - różnice rzędnych w niektórych momentach. Różnice te podzielone przez miąższość  $H$  warstwy półprzepuszczalnej dają wartość spadku hydraulicznego  $i$  w tej warstwie, którego zmienność czasową w danym profilu pionowym przedstawia rys.4. Pozioma linia na rzędnej  $i_0$  wyznacza na tym wykresie przedziały czasowe  $\Delta t_1$ ,  $\Delta t_2$ ,  $\Delta t_3$ , jedynie w których prawo filtracji dla gruntów spoistych (2) dopuszcza zachodzenie przepływu wody między warstwami 1 i 2; poza tymi przedziałami filtracja jest blokowana. 25-letni czas dopływu do warstwy 2 obejmuje zarówno okresy płynięcia wody  $\Delta t_i$  ( $i = 1, 2, 3, \dots$ ), jak i okresy stagnacji wody między tymi przedziałami. Długość drogi, jaką przebędzie w tym czasie filtrująca woda, należy obliczać według wzoru

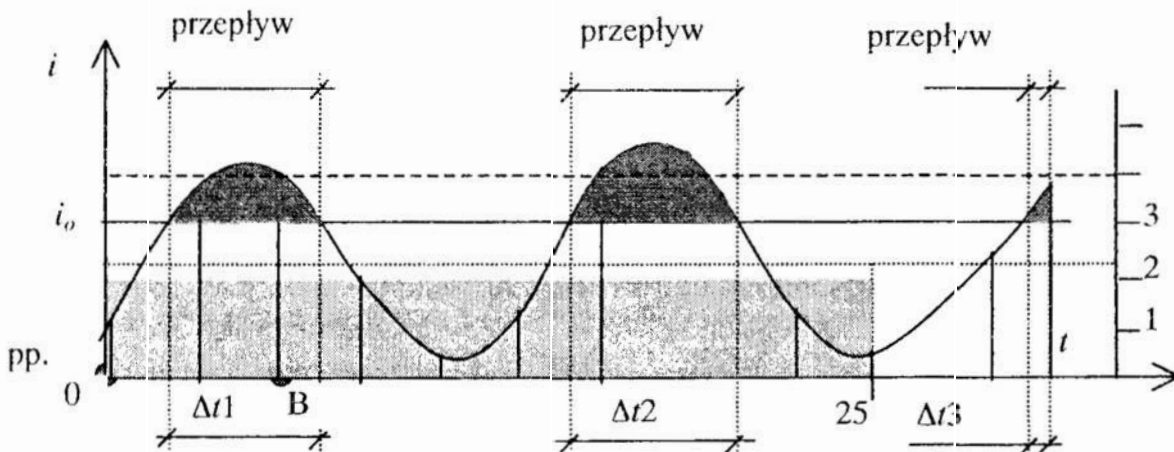
$$s = \int u dt = (k / n_e) \int (i - i_0) dt, \quad (3)$$

tj. całkę jako sumę zacieniowanych pól na rys.4 ponad linią na rzędnej  $i_0$ . Tak obliczoną długość drogi przepływu należy porównać z miąższością  $H$  warstwy półprzepuszczalnej, i jeśli okaże się ona mniejsza od  $H$ , oznaczać to będzie, iż

w ciągu 25 lat woda nie zdąży przepłynąć przez warstwę półprzepuszczalną, zbędne będzie zatem ustanawianie obszaru ochronnego na terenie o danych warunkach hydrogeologicznych.



Rys. 3. Zmiany rzędnych zwierciadła wody podziemnej w profilu pionowym warstw 1 i 2  
Fig. 3. Time - behaviour of groundwater heads in some profile of layers 1 and 2



Rys. 4. Zmiany spadku hydraulicznego między warstwami 1 i 2  
Fig. 4. Time - behaviour of hydraulic gradient between layers 1 and 2

Przykład 2. Niech – jak w przykładzie 1 -  $H = 5$  m,  $h_{sr} = 10$  m, warstwa półprzepuszczalna ma  $k = 10^{-8}$  m/s,  $n_e = 0,2$ ,  $i_0 = 3$ . Według powszechnie zalecanej procedury należy obliczyć przeciętny spadek hydrauliczny  $i = 10 / 5 = 2$  i orzec, że przesączanie przez warstwę półprzepuszczalną wystąpi z prędkością przepływu wg wzoru (1)  $u = 10^{-8} \cdot 2 / 0,2 = 10^{-7}$  m/s, zaś czas przesiąkania wyniesie  $5 \text{ m} / 10^{-7} \text{ m/s} = 5 \cdot 10^7 \text{ s} = 1,6$  roku. Ponieważ czas przesiąkania jest mniejszy niż 25 lat, obszar ochronny powinien objąć całą powierzchnię terenu z danymi warunkami hydrogeologicznymi. W ciągu 25 lat długość drogi przepływu wody wyniosłaby  $25 \cdot 3,15 \cdot 10^7 \cdot 10^{-7} = 78,8$  m. Tę drogę wyraża też wielkość pola prostokąta słabo zacieniowanego na rys. 4 pod linią na rzędnej  $i = 2$ , (równa 50 lat) pomnożona przez współczynnik  $k / n_e = 5 \cdot 10^{-8}$  m/s.



Wykonując obliczenia wg prawa (3), należy z okresu 25 lat na rys. 4 zsumować pola powierzchni pod krzywą  $i(t)$  znajdujące się ponad rzędną  $i_0 = 3$  (mocno zacieniowane) i tę sumę pomnożyć przez współczynnik  $k / n_e = 5 \cdot 10^{-8}$  m/s. To pole obliczone na podstawie rys. 4 wynosi 9,36 lat, zatem długość drogi przepływu wody w okresie 25 lat wynosi  $9,36 \cdot 3,15 \cdot 10^7 \cdot 5 \cdot 10^{-8} = 14,7$  m. W tym wypadku decyzja o ochronie wód podziemnych bazująca jedynie na czasie przepływu zanieczyszczenia z warstwy 1 do warstwy 2 okazuje się taka sama, jak przy powszechnie zalecanej procedurze obliczeń. Łatwo sprawdzić, że gdyby gradient początkowy miał wartość 4 (linia pozioma kreskowa na poziomie  $i = 4$  na rys. 4), wtedy decyzja orzekałaby o zbędności obszaru ochronnego.

Jednak uwzględnienie gradientu początkowego zmniejsza znacząco obliczeniową masę zanieczyszczeń wprowadzonych z warstwy 1 do warstwy 2 w ciągu 25 lat, co może stanowić przesłankę dodatkową do podjęcia decyzji o nieustanowieniu obszaru ochronnego.

Mianowicie, w wariancie obliczeń pomijających gradient początkowy natężenie przepływu na  $1 \text{ m}^2$  wynosi  $u n_e \cdot 1 \text{ m}^2 = 2 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3 / \text{s}$ , a objętość wody wprowadzonej do warstwy 1 wyniesie  $2 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3 / \text{s} \cdot (25 - 1,6) \cdot 3,15 \cdot 10^7 \text{ s} = 14,7 \text{ m}^3$  (na każdy  $1 \text{ m}^2$ ).

W wariancie obliczeń uwzględniających gradient początkowy natężenie przepływu  $q$  na  $1 \text{ m}^2$  jest zmienne w czasie i objętość wody wprowadzonej do warstwy 1 należy obliczać ze wzoru:

$$V = \int q dt = k \int (i - i_0) dt, \quad (4)$$

przy czym całkowanie należy rozciągnąć na okres zaczynający się w momencie ukazania się pierwszej kropli wody z warstwy 1 na stropie warstwy 2 a kończący się wraz z upływem 25 lat liczonych od momentu przeniknięcia tej kropli przez strop warstwy półprzepuszczalnej; z okresu 25 lat należy odliczyć czas potrzebny do przepływu wody przez warstwę półprzepuszczalną. Obliczenia wykonane dla danych wg rys. 4 wskazują, że na przepłynięcie wody przez warstwę półprzepuszczalną (z przerwami na stagnację) trzeba 6,3 lat (od punktu 0 do punktu B na rys. 4). Całkowanie wg wzoru (4) rozciągnięte na przedział czasu na rys. 4 od punktu B do końca okresu 25 lat daje wartość całki równą 5,82 lat, skąd

$$V = 10^{-8} \cdot 5,82 \cdot 3,15 \cdot 10^7 = 1,83 \text{ m}^3.$$

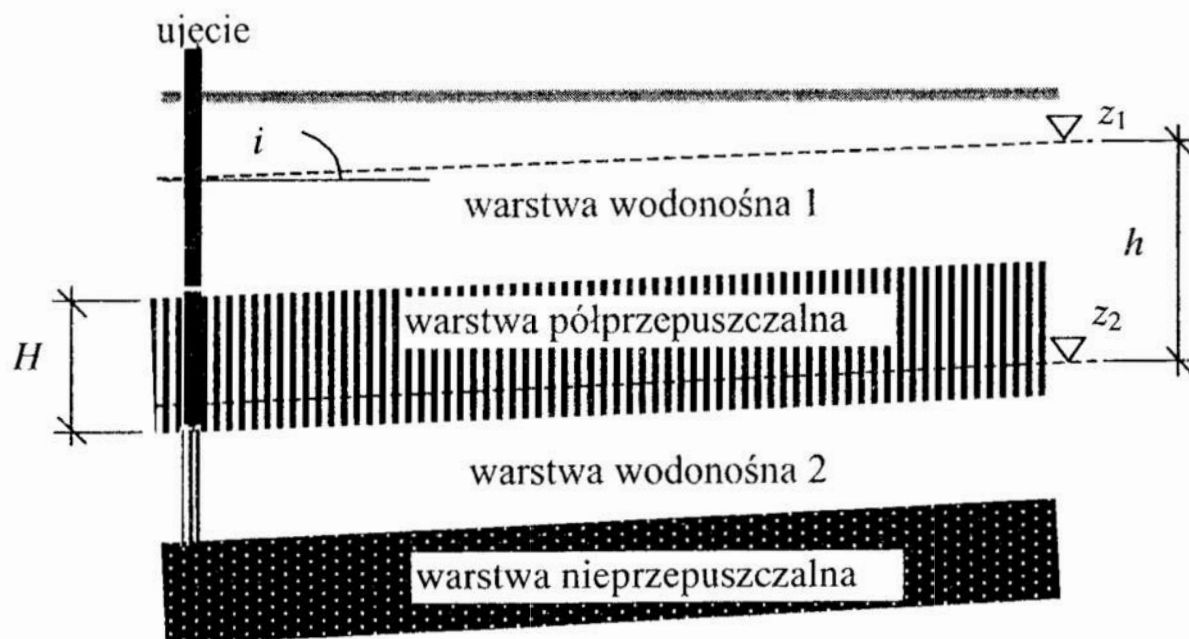
Uwzględnienie gradientu początkowego pozwala uznać, że objętość zanieczyszczeń wprowadzonych do warstwy 2 będzie stanowiła zaledwie  $1,83 / 14,7 = 0,12$  objętości prognozowanej bez uwzględnienia tego gradientu. Może to być przesłanką do wnioskowania o nieustanawianiu obszaru ochronnego z powodu małego stopnia zagrożenia.

## 5. Warstwa półprzepuszczalna nad strumieniem wody podziemnej. Reżim niezmienny w warunkach braku eksploatacji ujęcia

Schemat hydrogeologiczny przedstawiony jest na rys. 5. Warstwa półprzepuszczalna o miąższości  $H$  rozdziela dwie warstwy wodonośne: 1 i 2, w których zwierciadła piezometryczne są płaskie i mają spadek  $i$ , przy czym ich różnica wynosi  $h$ . Należy rozważyć możliwość przesączania się zanieczyszczonej wody z warstwy 1 do warstwy 2 i ewentualny zasięg strefy ochronnej aktualnie nieczynnego ujęcia w górę strumienia.

Przykład 3. Niech – jak w przykładzie 1 –  $H = 5$  m,  $h_{sr} = 10$  m, warstwa półprzepuszczalna ma  $k = 10^{-8}$  m/s,  $n_e = 0,2$ ,  $i_o = 3$ , warstwa wodonośna 2 natomiast  $k = 10^{-3}$  m/s i  $n_e = 0,3$ . Spadek hydrauliczny  $i = 0,001$ .

W wariacie obliczeń pomijających gradient początkowy czas przesiekania przez warstwę nadkładu oblicza się jak w przykładzie 1; wynosi on 1,6 roku. Strefa ochronna powinna sięgnąć w górę strumienia na odległość odpowiadającą przepływowi w warstwie 2 w ciągu  $25 - 1,6 = 23,4$  lat. Prędkość przepływu wody w warstwie 2 równa jest zgodnie ze wzorem (1)  $10^{-3} * 10^{-3} / 0,3 = 3,33 * 10^{-6}$  m/s, i 23,4-letnia droga przepływu wynosi  $3,33 * 10^{-6} * 23,4 * 3,15 * 10^7 = 2455$  m. Strefa ochronna ujęcia powinna zatem sięgnąć w górę strumienia na odległość 2,5 km.



Rys. 5. Warstwa półprzepuszczalna nad strumieniem wody podziemnej

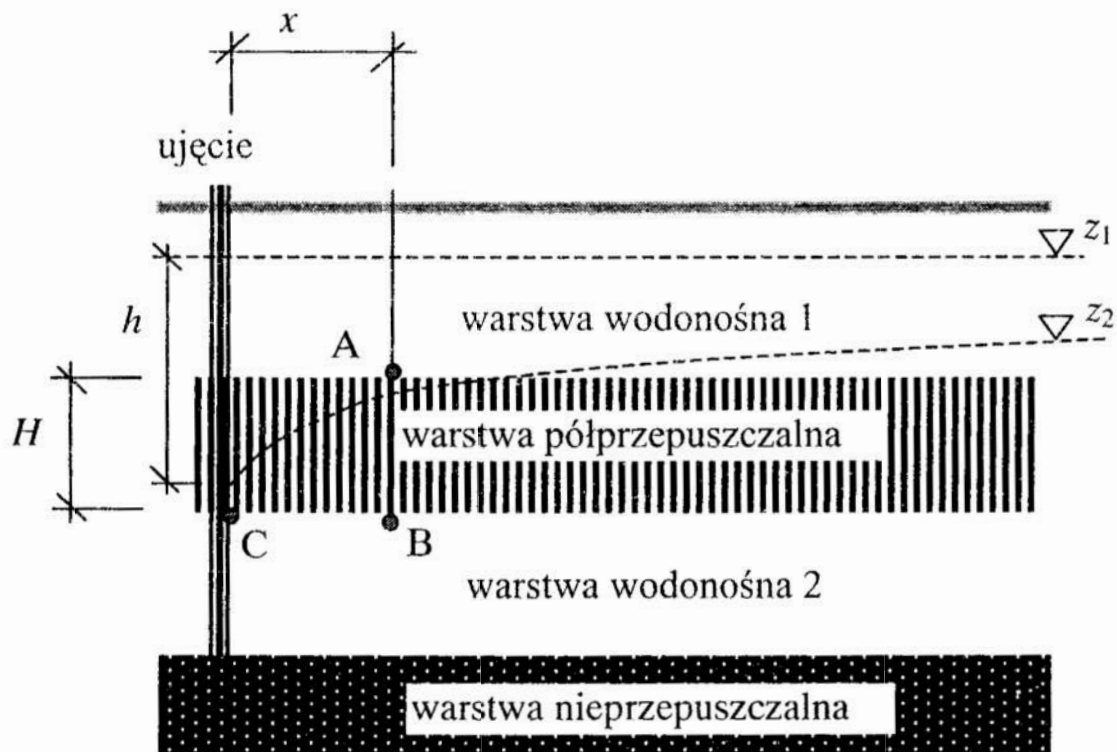
Fig. 5. Semipermeable layer over the groundwater stream

W wariacie obliczeń uwzględniających gradient początkowy przesiąkania przez warstwę nadkładu nie będzie, gdyż w tej warstwie spadek hydrauliczny  $i = 2$  jest mniejszy od gradientu początkowego. Strefa ochronna jest zatem zbędna.

Powyższe rozważania dotyczące reżimu niezmiennego można rozszerzyć na reżim zmienny analogicznie do rozdziału 4.

## 6. Warstwa półprzepuszczalna nad zbiornikiem wody podziemnej. Reżim eksploatacyjny niezmienny, nie obniżający powierzchni piezometrycznej poniżej stropu zbiornika

Schemat hydrogeologiczny przedstawiony jest na rys. 6. W takim reżimie eksploatacyjnym do każdego profilu pionowego w leju depresyjnym można odnieść ustalenia rozdziału 3. Największy spadek hydrauliczny (i największa też ewentualna nadwyżka spadku ponad wartość gradientu początkowego) wystąpi w bezpośrednim sąsiedztwie ujęcia. Tam też czas przepływu przez warstwę półprzepuszczalną będzie najkrótszy. Dla tego zatem profilu pionowego należy wykonywać obliczenia według procedury rozdziału 3, tzn. za spadek  $i$  przyjęc należy wartość  $h/H$  według oznaczeń na rys. 6.



Rys. 6. Warstwa półprzepuszczalna nad eksploatowanym zbiornikiem wody podziemnej  
Fig. 6. Semipermeable layer over the exploited aquifer

Wzrost poboru z ujęcia powoduje też wzrost spadku hydraulicznego  $i$ , wzrost ewentualnej nadwyżki tego spadku ponad gradient początkowy i skrócenie czasu przesiąkania przez warstwę półprzepuszczalną a w konsekwencji wzrost zasięgu strefy ochronnej ujęcia.

W tym schemacie hydrogeologicznym suma czasu przesiąkania przez nadkład (odcinek AB na rys. 6) i czasu przepływu poziomego w warstwie wodonośnej 2 (odcinek BC) zależy od odległości  $x$  rozważanego profilu pionowego od ujęcia i jest najmniejsza dla profilu bezpośrednio przyległego do ujęcia.

Jeśli spadek hydrauliczny wynikający z wartości  $h$  jest mniejszy niż gradient początkowy, to uwzględnienie tego gradientu prowadzi do orzeczenia o zbędności strefy ochronnej, jego zaś nieuwzględnienie wskazuje na potrzebę ustanowienia strefy. Jeśli spadek hydrauliczny jest większy od gradientu początkowego, to uwzględnienie tego gradientu spowoduje zmniejszenie obliczeniowej prędkości przepływu przez nadkład i zmniejszenie zasięgu strefy ochronnej w porównaniu z zasięgiem obliczanym z pominięciem gradientu początkowego. Podobnie też do przykładu 2 uwzględnienie gradientu początkowego wpływa korzystnie (zmniejszająco) na objętość zanieczyszczeń wprowadzanych do warstwy 2 w ciągu 25 lat.

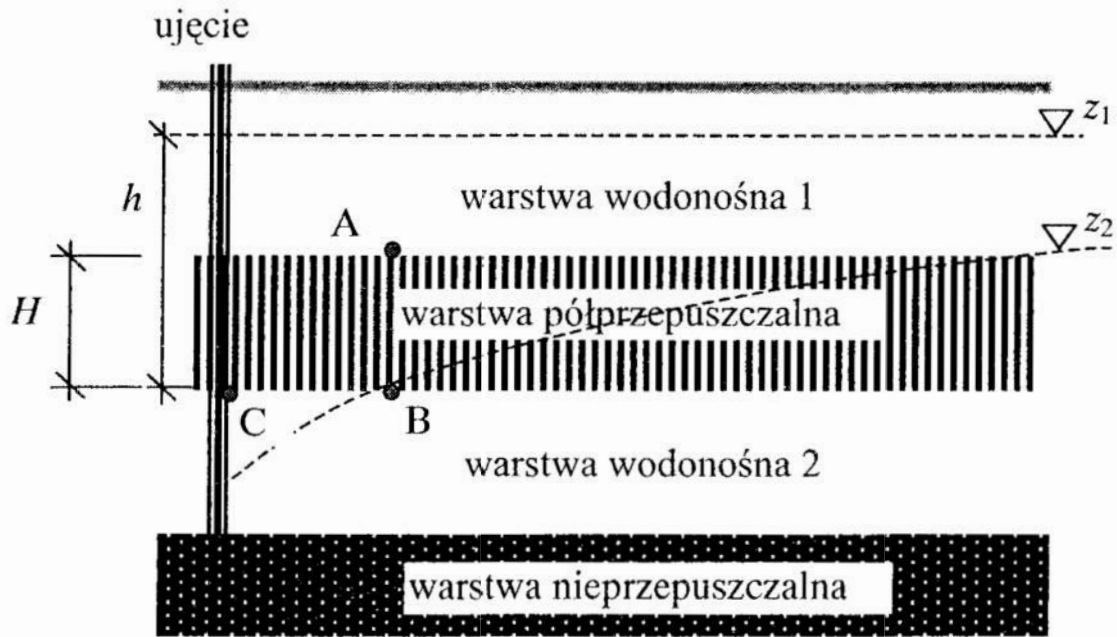
Powyższe rozważania dotyczące reżimu niezmiennego w przypadku zbiornika dają się rozszerzyć na reżim zmienny analogicznie do rozdziału 4 i na strumień wody podziemnej analogicznie do rozdziału 5.

## **7. Warstwa półprzepuszczalna nad zbiornikiem wody podziemnej.**

### **Reżim eksploatacyjny niezmienny, obniżający powierzchnię piezometryczną poniżej stropu zbiornika**

Schemat hydrogeologiczny przedstawiony jest na rys. 7. W tym reżimie maksymalna wartość spadku hydraulicznego występuje na całej powierzchni obniżenia zwierciadła wody w warstwie 2 poniżej spągu nadkładu (rys. 7, odcinek BC). Ta wartość maksymalna równa jest  $h/H$ , gdzie  $h$  jest różnicą rzędnych zwierciadła wody w warstwie 1 i spągu nadkładu,  $H$  zaś - miąższością nadkładu. W takich warunkach hydrogeologiczno - eksploatacyjnych wzrost poboru nie spowoduje wzrostu spadku hydraulicznego w bezpośrednim sąsiedztwie ujęcia, gdyż jego wartość  $h/H$  pozostaje stała przy zmianach poboru.

Wzrost poboru powoduje jednak pogłębienie i rozszerzenie leja depresyjnego, a przez to - jeśli  $h/H$  będzie większe od gradientu początkowego - poszerzenie obszaru przesiąkania przez nadkład. Jednak i w tym reżimie uwzględnienie w obliczeniach filtracji gradientu początkowego powoduje zmniejszenie tego obszaru przesiąkania i w konsekwencji zmniejszenie strefy ochronnej ujęcia w porównaniu z obliczeniami pomijającymi gradient początkowy.



Rys. 7. Warstwa półprzepuszczalna nad eksploatowanym zbiornikiem wody podziemnej częściowo o zwierciadle swobodnym.

Fig. 7. Semipermeable layer over the exploited aquifer partially with free groundwater surface

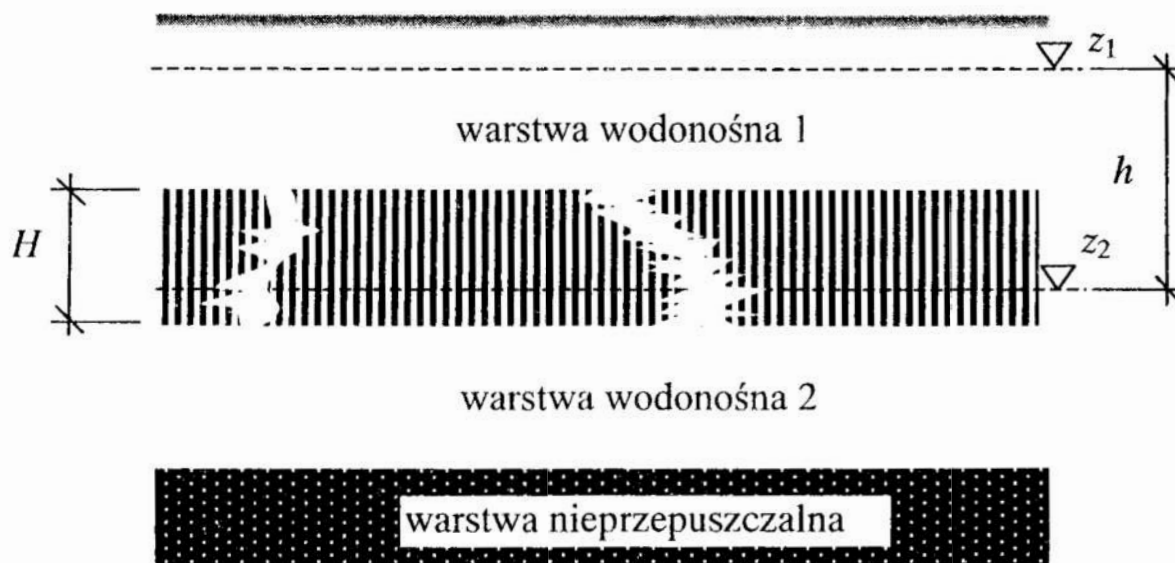
### 8. Warstwa półprzepuszczalna z oknami hydrogeologicznymi nad zbiornikiem wody podziemnej. Reżim niezmienny

Schemat hydrogeologiczny przedstawia rys. 8. W warstwie półprzepuszczalnej występują nieregularnie rozmieszczone okna hydrogeologiczne zbudowane z gruntu przepuszczalnego, mające zmienne przekroje i nachylenia. Niech  $j$ -temu oknu hydrogeologicznemu będą przyporządkowane: taki sam przepuszczalny grunt o współczynniku filtracji  $k_p$ , średni przekrój poprzeczny  $f_j$ , spadek hydrauliczny  $i_j$ , gliniastej warstwie półprzepuszczalnej natomiast: grunt o współczynniku filtracji  $k_g$ , średni przekrój poprzeczny  $f_g$ , spadek hydrauliczny  $i_g$ , gradient początkowy  $i_o$ .

W wariacie obliczeń pomijających gradient początkowy sumaryczny przepływ zanieczyszczonej wody z warstwy 1 do warstwy 2 na rozważanym obszarze oblicza się jako

$$Q_p = k_p \sum i_j f_j + k_g i_g f_g. \quad (5)$$





**Rys. 8.** Warstwa półprzepuszczalna z oknami hydrogeologicznymi nad zbiornikiem wody podziemnej, reżim niezmienny

**Fig. 8.** Semipermeable layer with hydrogeological windows over the aquifer, steady state

W wariacie obliczeń uwzględniających gradient początkowy przepływ ten obliczać należy jako:

$$Q_u = k_p \sum i_j f_j + k_g (i_g - i_o) f_g. \quad (6)$$

Rozważyć należy dwa wypadki. W pierwszym, gdy  $i_g < i_o$ , stosunek  $Q_p / Q_u = q$  ma postać:

$$q = (k_p \sum i_j f_j + k_g i_g f_g) / k_p \sum i_j f_j = 1 + k_g i_g f_g / k_p \sum i_j f_j, \quad (7)$$

przy czym zazwyczaj  $k_g / k_p = 10^{-8} / 10^{-3} = 10^{-5}$ ,  $i_g / i_j \approx 1$ ,  $f_g / \sum f_j \approx 10 - 10^6$ , zatem wartość  $q$  jest zawsze większa od jedności, ale bardzo mocno zależy od stosunku powierzchni budowanej przez gliny do sumarycznej powierzchni okien hydrogeologicznych budowanych przez piaski. Wpływ sposobu obliczania przepływu zaczyna być znaczący dopiero przy stosunku tych powierzchni równym  $10^5$  (wtedy  $q = 2$ ); przy stosunku powierzchni równym  $10^6$   $q = 11$ .

W drugim wypadku, gdy  $i_g > i_o$ , stosunek  $Q_p / Q_u = q$  ma postać:

$$q = (k_p \sum i_j f_j + k_g i_g f_g) / (k_p \sum i_j f_j + k_g (i_g - i_o) f_g) = \quad (8)$$

$$\approx (1 + 10^{-5} f_g / \sum f_j) / (1 + 10^{-5} (1 - i_o / i_p) f_g / \sum f_j),$$

której wartość zależy nie tylko od stosunku powierzchni nadkładu do powierzchni okien hydrogeologicznych, ale i od stosunku gradientu początkowego do spadku hydraulicznego w danym reżimie. Przykładowo, przy stosunku powierzchni równym  $10^6$  i spadku hydraulicznym nieznacznie przekraczającym gradient początkowy, wartość  $q$  jest rzędu 11, zaś przy stosunku powierzchni równym  $10^5$  oraz  $i_o / i_p = 0,5$  wartość  $q$  jest równa już tylko 1,3. Zawsze jednak  $q > 1$ .

Ponieważ wartość  $q$  wyraża też stosunek między obliczeniowymi ładunkami zanieczyszczeń wprowadzanych do warstwy 2 w dwóch wariantach obliczeń, więc przy małych stosunkowo oknach hydrogeologicznych strefa ochronna może być niepotrzebna, jeśli uwzględnimy gradient początkowy.

## 9. Wnioski

- 1) Gradient początkowy jest doświadczalnie potwierdzoną właściwością gruntu spoistego, jednak niewykorzystywaną z reguły w obliczeniach hydrogeologicznych dotyczących określenia obszaru ochronnego zbiornika lub strefy ochronnej źródła lub ujęcia wody podziemnej.
- 2) Uwzględnienie gradientu początkowego w obliczeniach
  - prędkości przepływu wody podziemnej,
  - zasięgu obszaru ochronnego zbiornika lub strefy ochronnej ujęcia wody podziemnej,
  - zasięgu powierzchni, na której odbywa się przesiąkanie,
  - ładunku zanieczyszczeń wprowadzanych do warstwy wodonośnej przez przesiąkanie,zmniejsza radykalnie wartości tych wielkości fizycznych (niekiedy do zera).
- 3) Najefektywniejsze jest uwzględnianie gradientu początkowego w wypadku nadkładu budowanego przez ropy lub grunty spoiste zwarte, nadkładu nie mającego okien hydrogeologicznych.
- 4) Efektywność uwzględniania gradientu początkowego może być niska w wypadku nadkładu mającego okna hydrogeologiczne o sumarycznej powierzchni (rzutu poziomego) większej niż  $10^5$  powierzchni tego nadkładu.
- 5) W konsekwencji, uwzględnienie gradientu początkowego w obliczeniach przynosi korzyści ekonomiczne, socjologiczne i ekologiczne.
- 6) Przykładowe obliczenia dla typowych warunków hydrogeologicznych dowodzą, że nierzadko można nawet zrezygnować z ustanawiania obszaru ochronnego lub strefy ochronnej.

## Literatura

1. *Dokumentowanie zbiorników wód podziemnych i ustalanie zasad ochrony obszarów ich zasilania (wskazania)*; [opr. M. Ulman-Bortnowska] Min.OŚZNiL, Warszawa, 1995.
2. **Macioszyk T., Rodzoch A., Frączek E.:** *Projektowanie stref ochronnych źródeł i ujęć wód podziemnych. Poradnik metodyczny*. Min.OŚZNiL, Warszawa, 1993.
3. **Mironenko V. A., Szestakov V. M.:** *Osnovy gidrogeomechaniki*; Nedra, Moskva, 1974.
4. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991 r. w sprawie zasad ustanawiania stref ochronnych źródeł i ujęć wody (Dz. U. Nr 116, poz.504).
5. Ustawa z dnia 24 października 1974 r. – *Prawo wodne* (Dz. U. Nr 38, poz. 230 z późn. zm.).

## The significance of taking into account of initial gradient for groundwater protection

### Abstract

Taking account of initial gradient of cohesive soils has been referred as well as how it affects calculations of:

- groundwater flow velocity,
- extent of groundwater conservation area
- water supply protection zone
- percolation area and related pollutant load of aquifer.

It has been stated that mentioned above quantities decrease considerably when the initial gradient is regarded and that calculations result in big economical, social and ecological profits.

Taking the initial gradient into consideration radically decreases following physical values during calculation of:

- underground water flow velocity,
- tank's protective terrain range
- protective zone of underground water taking,
- surface range, on which there is soaking
- contamination load inserted to water-bearing layer due to soaking.

The most efficient is taking the initial gradient into consideration the initial gradient in the case of overcoater built by silt or coherent compact grounds.

Efficiency of taking the initial gradient into consideration may be low in the case of overcoater, which hydrogeological windows surface is greater than  $10^{-5}$  of surface of this overcoater.

Taking the initial gradient into consideration in calculations gives economical, sociological and ecological benefits – hypothetical calculations for the typical hydrogeological conditions prove, that frequently setting protective terrain or protective zone may be avoided.

Groundwater should be protected against pollution among other things by means of establishing of conservation areas or water supply zones. The extent of such area or zone should be large enough for properly long time of contaminated water seepage towards aquifer or intake.

If aquifer is confined essential time is taken for water vertical seepage in semipermeable layer covering the aquifer. This time is usually assessed provided that Darcy's flow law is valid. However one can take initial gradient in the covering layer into account and get considerable increasing of the water seepage time, substantial decreasing of the protection area extent and pollutant load of aquifer drop as well.

Examples are given of how taking initial gradient into account affects calculations of:

- groundwater flow velocity,
- extent of protection area
- related pollutant load.

Some typical hydrogeological conditions are in these examples examined:

- semipermeable layer over the aquifer in stable state and in unstable state,
- the same layer covering the groundwater stream,
- the exploited confined aquifer,
- the exploited partially unconfined aquifer, covering layer with permeable hydrogeological windows.

In all these cases the protection area decreases or even appears needless which results in big economical, social and ecological profits. In the case of covering layer with permeable hydrogeological windows these profits exist but aren't so large as in other cases: considerable effect appears when hydrogeological windows area is less than  $10^{-6}$  of covering layer area.

# Koszty środowiskowe w rachunku kosztów funkcjonowania kopalni węgla kamiennego

*Barbara Piontek*  
*Akademia Ekonomiczna, Katowice*

Recenzent: *Włodzimierz Deluga*  
*Politechnika Koszalińska*

## 1. Wstęp

Problematyka kosztów środowiskowych w rachunku kosztów działalności gospodarczej należy do kluczowych zagadnień związanych z ochroną środowiska. Człowiek zaspokajając swoje potrzeby, zawsze lub prawie zawsze, korzysta z trzech rodzajów kapitału: ekonomicznego, ludzkiego i przyrodniczego. W procesie gospodarowania istotne jest, aby jeden kapitał nie był powiększany, czy też angażowany kosztem drugiego – a w przedmiocie niniejszej pracy – kosztem kapitału przyrodniczego. Dążenie do kształtowania właściwych proporcji dotyczących zużywania kapitału przyrodniczego w procesie wytwarzania produktów i usług jest zadaniem jakie stoi przed rachunkiem kosztów środowiskowych.

Przedmiotem i celem niniejszego artykułu jest określenie miejsca kosztów środowiskowych w rachunku kosztów działalności sektora górnictwa węgla kamiennego, a przede wszystkim odpowiedź na pytanie, czy koszty środowiskowe w rachunku kosztów funkcjonowania kopalni są odzwierciedlane w sposób właściwy, odpowiadający sferze realnej, w której koszty te powstają i są ponoszone.

W niniejszym artykule przyjmuje się następującą **hipotezę badawczą**:

- 1. W rachunkowości jednostek gospodarczych – na obecnym etapie badań – nie prowadzi się rachunku kosztów środowiskowych umożliwiającego analizę tych kosztów i efektywne wybory.** Kategoria ta jest wyłącznie pojęciem literaturowym i nie znajduje umocowania w unormowaniach prawnych.



## 2. Aktualnie w praktyce koszty środowiskowe ujmowane są w rachunku kosztów funkcjonowania kopalni w sposób cząstkowy i nie zawsze odzwierciedlający ich rangę.

Niniejszy artykuł ma charakter interdyscyplinarny, gdyż dotyczy problematyki stanowiącej przedmiot zainteresowania zarówno rachunkowości, jak i ekonomii środowiskowej.

Sformułowane na bazie niniejszych rozważań wnioski potwierdzają prawdziwość przyjętej hipotezy badawczej.

## 2. Koszty środowiskowe jako składowa kategorii efektywności

Powszechnie środowisko przyrodnicze było i jest rozumiane jako swoistego rodzaju naturalny kapitał [27, s.20]:

- „habitat” człowieka,
- źródło materii, energii, zbiornik odpadów bytowych i produkcyjnych.

Dodatkowo i nierzadko zakłada się nieograniczoną wydajność środowiska oraz nieograniczoną jego pojemność do przyjmowania odpadów. Zasoby przyrody do niedawna rozumiane były jako dobra wolne, tj. powszechnie dostępne i gotowe do użytkowania bez ponoszenia nakładów na ich pozyskanie.

Skutkiem takiego podejścia jest wiele występujących zagrożeń zarówno dla środowiska, jak i życia samego człowieka. Zjawisko takie syntetycznie określane jest mianem rozwoju niezrównoważonego, który charakteryzuje się naruszaniem proporcji między angażowaniem i zużywaniem w procesie gospodarowania poszczególnych rodzajów kapitału: uprzedmiotowionego, ludzkiego i przyrodniczego. Wartościowym odbiciem proporcji odzwierciedlających zużywanie poszczególnych rodzajów kapitału są ponoszone koszty i straty, których rozpoznanie i określenie posiada kluczowe znaczenie dla rachunku kosztów środowiskowych.

Na obecnym etapie badań pojęcia koszty i straty środowiskowe nie są jednoznacznie zdefiniowane. Trudności wynikają przede wszystkim z ich złożonego charakteru. Punktem wyjścia do dalszych rozważań są **straty środowiskowe**.

Działalność człowieka - bez względu na jej rodzaj – odznacza się wpływem na środowisko. Pozbawiona kontroli przeciwdziałania negatywnemu wpływowi na środowisko narusza równowagę środowiska, co prowadzi do powstawania szeregu rodzajów strat. Ekonomiczna definicja rozumie stratę jako ubytek wartości, ubytek środków rzeczowych, nieekwiwalentne zmniejszenie zasobów dóbr będące uświadomionym, niezamierzonym lub w danych warunkach nieuniknionym skutkiem działalności produkcyjnej albo też następstwem działania sił przyrody. Straty środowiskowe w ujęciu globalnym są stratami

społecznymi. **Straty społeczne** to te negatywne zjawiska, które mają znaczenie dla gospodarki narodowej jako całości, a w szczególności zjawiska obniżające poziom zaspokajania potrzeb społecznych i poziom jakości życia, ponoszone przez całe społeczeństwo [24, s.72].

Pojęcie strat środowiskowych jest zagadnieniem szerokim i zjawiskiem zarówno globalnym, jak i w wymiarze podmiotów gospodarujących. Najogólniej – w ujęciu przedmiotowym - należy je rozumieć jako:

- uszczuplenie majątku narodowego w wyniku uszkodzenia lub zniszczenia różnego rodzaju dóbr ekonomicznych i społecznych. Zaliczyć tu należy: straty z tytułu korozji, dewastacji (budynków), budowli i urządzeń, niszczenie lasów, biocenozy wód;
- utrata określonych możliwości wytwórczych, spowodowana zanieczyszczeniem lub przekształceniem różnych elementów środowiska. Są to: straty w postaci zmniejszenia plonów w rolnictwie zarówno jako wynik zanieczyszczenia powietrza i gleby, jak i na skutek przekazywania ziemi na inne cele, zmniejszenie możliwości wykorzystania zasobów naturalnych, utrata surowców odprowadzanych jako odpadów;
- obciążenie dochodu narodowego zwiększonymi kosztami różnych procesów produkcyjnych i konsumpcyjnych, np.: koszty związane z przerzutami czystej wody i z uzdatnianiem wody nadmiernie zanieczyszczonej, tworzenie stref ochronnych. Literatura przedmiotu [7, 22, 23, 24] traktuje te straty także jako koszty działalności restytucyjnej;
- zniszczenie krajobrazu;
- pogorszenie warunków zdrowotnych i jakości życia człowieka.

Straty środowiskowe w szerszym ujęciu obejmują wszelkie negatywne zjawiska związane z naruszeniem środowiska, tj. przejawiające się bezpośrednio w środowisku jak i poza nim. Straty te powstają przede wszystkim w wyniku działalności produkcyjnej, wydobywczej, konsumpcyjnej, turystycznej, rekreacyjnej i in. – człowieka.

Możliwość prowadzenia rachunku strat społecznych jest uwarunkowana stworzeniem odpowiednich podstaw liczbowych tego rachunku w wymiarze globalnym i na szczeblu przedsiębiorstw. Wymaga to opracowana takiej metodologii rachunku strat, która uwzględniałaby nie tylko kryteria ekonomiczne, ale również ekologiczne i społeczne.

Działalność gospodarcza człowieka, z jednej strony wymaga ponoszenia określonych nakładów gospodarczych, z drugiej – pośrednio bądź bezpośrednio wpływając na środowisko – powinna również wymagać ponoszenia nakładów środowiskowych, zwanych także ekologicznymi

Nakład taki może być rozumiany dwojako:

- jako zużywanie zasobów środowiska,
- jako nakład ponoszony na działalność proekologiczną związaną z ochroną, kształtowaniem i restytucją środowiska.

Wielkość tych nakładów nie jest sobie równa. W oparciu o definicję nakładu gospodarczego **nakład środowiskowy** należy rozumieć jako celowe zużycie środków rzeczowych – wyrażone w cenach – i pracy żywej – wyrażone w płacach - związane z działalnością ekologiczną, a więc:

- ochroną;
- kształtowaniem;
- restytucją środowiska.

Nakłady na ochronę i kształtowanie środowiska traktowane są jako koszty środowiskowe. Z kolei nakłady na restytucję środowiska mają charakter strat społecznych, wynikających z nieponiesienia lub ograniczenia kosztów środowiskowych [23, s. 281].

**Cechą charakterystyczną nakładów, kosztów i strat środowiskowych jest ich społeczny wymiar, który przejawia się w tym, że zarówno nakłady, koszty, a przede wszystkim straty środowiskowe obciążają – niezależnie od tego jaki podmiot gospodarczy bezpośrednio je ponosi – obecne i przyszłe pokolenia.** Względny i m.in. podmiotowo uwarunkowany charakter efektywności ekonomicznej sprawia, że opłaca się straty środowiskowe przesuwać na otoczenie i przyszłe pokolenia.

Spoleczne nakłady ekologiczne mogą obejmować [rys. 1]:

- nakłady niezbędne, tj. społeczne koszty środowiskowe i nakłady restytucyjne;
- nakłady społecznie zbędne.

Na obecnym etapie badań pojęcie „kosztów środowiskowych” również nie jest jednoznacznie zdefiniowane, co wynika ze złożonego charakteru tych kosztów.

Powszechnie koszty rozumiane są jako **wyrażone w pieniądzu celowe zużycie składników majątku trwałego i obrotowego, usług obcych, nakładów pracy oraz niektóre wydatki nie stanowiące zużycia, związane z prowadzeniem normalnej działalności przez podmiot gospodarczy w określonej jednostce czasu** [22, s.2]. Tak zdefiniowane pojęcie kosztów obejmuje jedynie aspekty ekonomiczne kategorii kosztów, tj. niezbędne zużycie środków rzeczowych i usług obcych – wyrażone w cenach – oraz niezbędne wykorzystanie pracy żywej – wyrażone w płacach – związane z efektem użytecznym, powstałym w danym okresie czasu na jakimkolwiek odcinku całokształtu działal-

ności przedsiębiorstwa [3, s. 177].



**Rys. 1.** Struktura społecznych nakładów środowiskowych [23, s.284]

**Fig. 1.** Structure of public environmental expenditure

Efektywność działalności środowiskowej zależy w głównej mierze od objęcia jej rachunkiem ekonomicznym, który zakłada właściwą identyfikację i klasyfikację kosztów.

Klasyfikacja taka powinna uwzględnić strukturę i specyfikę podmiotów, które ponoszą określone koszty środowiskowe. I tak wyróżnia się:

- **indywidualne koszty środowiskowe, które ponoszone są przez poszczególne przedsiębiorstwa;**
- **społeczne koszty środowiskowe – ponoszone w ramach całej gospodarki narodowej.**

Społeczne koszty środowiskowe obejmują:

- koszty ochrony środowiska, tj. zachowania zasobów środowiska i zabezpieczenia przed szkodliwymi skutkami działalności gospodarczej;
- koszty kształtowania środowiska, tj. przystosowania zasobów środowiska do wykorzystania przez człowieka;
- koszty restytucji środowiska, tj. odtwarzania zasobów środowiska i likwidacji ekologicznych skutków działalności gospodarczej oraz poprawy śro-

dowiska;

- koszty likwidacji i eliminowania źródeł zagrożeń dla zdrowia i życia współczesnych oraz przyszłych pokoleń.

Poniesienie tych kosztów powinno być rozpatrywane w ramach efektywności społecznej i ekologicznej.

Rachunek społecznych kosztów środowiskowych winien być podzielony według następujących kryteriów [rys.2]:

- rodzaju działań,
- źródeł finansowania oraz
- zamierzonego efektu działalności ochronnej [22, s.559].

Ujęcie społecznych kosztów środowiskowych w podanych przekrojach gwarantuje realizację określonej polityki zarówno przedsiębiorstw, jak i w skali globalnej.

Z kolei indywidualne koszty środowiskowe – ponoszone przez przedsiębiorstwa – stanowią wyrażone w pieniądzu celowe zużycie zasobów rzeczowych, pracy i usług obcych, związane z działalnością ekologiczną i obejmują:

- koszty ochrony środowiska,
  - koszty restytucji oraz
  - opłaty ekologiczne,
- przy realizacji zamierzonego efektu.

Strukturę indywidualnych kosztów środowiskowych przedstawia rysunek 3.

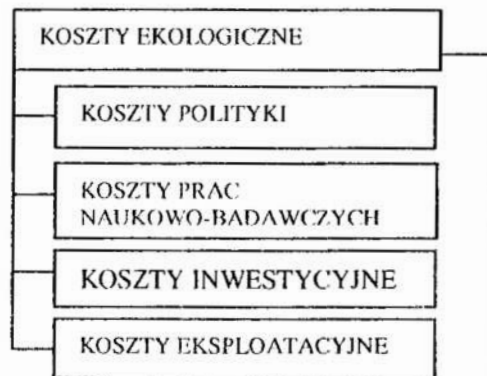
Koszty ochrony środowiska to wyrażone w pieniądzu celowe zużycie zasobów rzeczowych, pracy i usług obcych w celu zachowania równowagi środowiskowej.

Koszty restytucji są rozumiane jako wyrażone w pieniądzu celowe zużycie zasobów rzeczowych, pracy i usług obcych, którego efektem jest przywrócenie poprzedniego stanu środowiska w przypadku naruszenia jego równowagi [22, s.562].



Kryteria podziału:

1) rodzaj działań i źródła finansowania



2) przedmiotowy zakres działalności ekologicznej



3) zamierzone efekty działalności ochronnej

Rys. 2. Struktura kosztów środowiskowych [22, s.560]  
Fig. 2. Structure of environmental expenditure

Opłatę ekologiczną można zdefiniować jako rekompensatę uiszczaną przez producentów dokonujących emisji zanieczyszczeń za szkody powstające w środowisku przyrodniczym [19, s.77]. Opłaty te zaliczane są do kosztów działalności. Podstawą takiego podejścia jest traktowanie środowiska wyłącznie jako zasobu gospodarczego.

W literaturze [4, 16, 20] wyróżnia się dwa rodzaje efektywności: ekonomiczną i społeczną, a w niej także ekologiczną (art. 88f, ust. 3, pkt 5 Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska). Środowisko zdegradowane powinno być traktowane przede wszystkim w kategorii efektywności społecznej i ekologicznej. Przy takim podejściu traktowanie środowiska – w każdym przypadku – jako zasobu nie jest w pełni uzasadnione. Tym samym, nie znajduje dostatecznego uzasadnienia twierdzenie zawarte w pracy „Rachunek kosztów” pod redakcją K. Sawickiego [22, s.563]:

„Oplaty ekologiczne ... stanowią element kosztów działalności, gdyż są wyrazem obiektywnie istniejącej konieczności, która wynika z funkcjonowania środowiska jako zasobu gospodarczego, a równocześnie zasobu niezbędnego do życia”.

Środowisko jest bowiem nie tylko zasobem, ale przede wszystkim „domem”, o który należy się troszczyć i który należy rekultywować kiedy zachodzi taka potrzeba.



**Rys. 3.** Struktura indywidualnych kosztów środowiskowych [22, s.562]

**Fig. 3.** Structure of individual environmental expenditure

Kategoria efektywności społecznej i ekonomicznej, a także jej zróżnicowane uwarunkowania kryterialne zostały omówione w pracy [21, s.569-571].

W ramach efektywności społecznej ( $E_s$ ) należy wyróżnić efektywność ekologiczną ( $E_{ekol}$ ), o której traktuje art. 88f, ust. 3, pkt 5 Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska [4, 20]. Efektywność ekologiczna jako składowa efektywności społecznej jest relacją:

$$E_{ekol} = \frac{\text{Priorytet nadrzędny}}{\text{Nakład (ekologiczny)}}$$

Przeprowadzenie oceny w ramach efektywności  $E_s$  i  $E_{ekol}$  ma charakter przede wszystkim jakościowy. Można przyjąć, że przy wydatkowaniu środków w ramach efektywności społecznej i ekologicznej obowiązują dwie zasady:

- realizacja priorytetu jest nadrzędna w stosunku do wydatkowanych środków,

- z drugiej jednak strony obowiązuje zasada niemarnowania – czyli oszczędzania – środków wydatkowanych na realizację poszczególnych priorytetów.

Zrealizowanie tych dwóch zasad w praktyce będzie możliwe, jeśli dla poszczególnych priorytetów (celów strategicznych) zostaną opracowane przynajmniej dwa programy prowadzące do ich osiągnięcia. Z dużym uproszczeniem dla priorytetu „zmniejszenie zagrożenia zdrowia” – poprzez poprawę jakości powietrza - można przyjąć następujące programy:

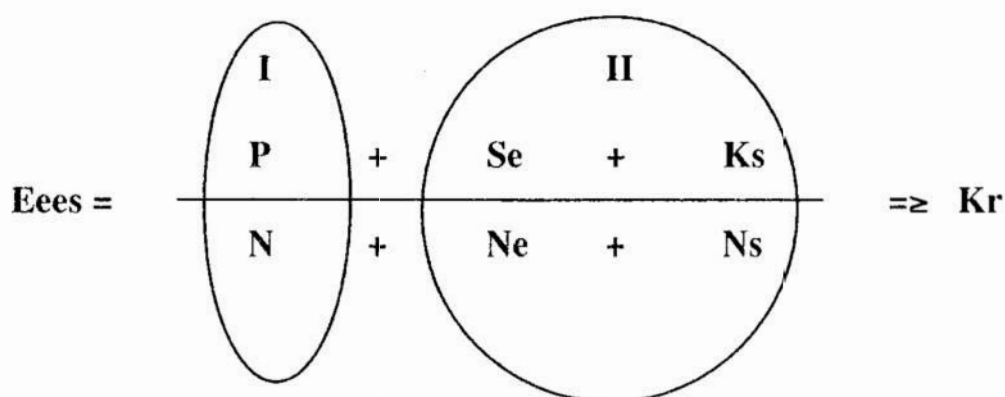
- ograniczenie emisji pyłów i gazów pochodzących z emisji przemysłowej, której efekty często osiągane są w znacznej odległości (5 tys. – 10 tys. km),
- zmniejszenie niskiej emisji na danym obszarze poprzez:
  - program gazyfikacji,
  - program wykorzystania ciepła z elektrowni w sposób zintegrowany, np.: w powiązaniu z własnymi źródłami paliw.

Wybrany program realizacji priorytetu uzasadnia wydatkowanie określonych nakładów niezbędnych dla realizacji celu nadrzędnego jakim w zapisie ( $E_{\text{ekol}}$ ) jest nadrzędny priorytet. Z kolei minimalizacja nakładów na realizację składowych tego programu zapewnia efektywność ekonomiczną na drodze realizacji priorytetu (nadrzędnego celu).

W wyniku proponowanych procedur efektywność społeczna i ekologiczna (jako jej składowa), została potraktowana w sposób zintegrowany z efektywnością ekonomiczną. Rachunek kosztów środowiskowych w tej kategorii efektywności znajduje zastosowanie w programach realizacji nadrzędnego priorytetu. Programy te winny:

- zawierać rzetelną ewidencję kosztów i efektów zarówno ekonomicznych jak i środowiskowych,
- spełniać kryterium minimalizacji nakładów niezbędnych do poniesienia dla realizacji nadrzędnego priorytetu.

Potrzeba rozwijania tzw. rachunkowości zielonej, a w szczególności potrzeba ewidencji i kalkulacji kosztów środowiskowych w rachunku efektywności podmiotów wytwarzających produkty i usługi znajduje też swoje uzasadnienie i umocowanie w ramach zintegrowanej efektywności ekologicznej, ekonomicznej i społecznej [21, s.569-571], który przyjmuje postać:



gdzie:

- $E_{ees}$  - zintegrowana efektywność ekonomiczna, ekologiczna i społeczna,
- $N$  - nakład ponoszony na uzyskanie efektu ekonomicznego,
- $Ne$  - nakład ponoszony na uzyskanie efektu ekologicznego,
- $Ns$  - nakład ponoszony na uzyskanie efektu społecznego lub korzyści pozagospodarczych,
- $P$  - efekt ekonomiczny,
- $Se$  - efekt ekologiczny (bezpośredni i pośredni, w tym straty ekologiczne, które nie wystąpiły w wyniku poniesionych nakładów)  $Ne$ ,
- $Ks$  - korzyści społeczne (pozagospodarcze), które uzyskano w wyniku poniesionych nakładów, np. na służbę zdrowia, prorodziną politykę, edukację,
- $Kr$  - teoretycznie przyjęte kryteria odniesienia, tj. stopa procentowa na rynku pieniężnym, średnia stopa zysku, a także obowiązujące unormowania prawne.

Istnieje wiele ograniczeń metodycznych i barier informacyjnych związanych z wyceną wartości ekonomicznej strat powodowanych degradacją środowiska. We wzorze na zintegrowaną efektywność ( $E_{ees}$ ) chodzi o właściwe

ujęcie relacji ( $\frac{S_e}{N_e}$ ) przy czym bariery informacyjne dotyczą zarówno licznika

( $S_e$ ), który może być interpretowany jako koszty środowiskowe lub straty, które nie wystąpiły, jak i mianownika ( $N_e$ ), czyli proekologicznych nakładów, które w ewidencji księgowej obecnie również nie są wystarczająco wyodrębnione i klasyfikowane. Uwzględnienie w rachunku efektywności ekonomicznej strat powodowanych degradacją środowiska napotyka wiele trudności, wśród których najistotniejszymi są:

- brak możliwości jednoznacznego skorelowania określonej przyczyny z określonym negatywnym skutkiem w środowisku, przy jednoczesnej ku-

mulacji skutków;

- rozległość przestrzenna i rodzajowo-przedmiotowa strat utrudniająca ich szacowanie,
- trudności w stosowaniu zasady „zanieczyszczający płaci”, tj. przypisywanie powstawania strat innym sprawcom ze względu na długookresowy proces ujawniania się negatywnych skutków w środowisku,
- niewymierny charakter strat wywołanych degradacją środowiska, tzw. straty społeczno-zdrowotne;
- trudności wynikające z błędnego działania mechanizmów rynkowych,
- zdezintegrowana informacja o degradacji środowiska.

W celu uwiarygodnienia szacunków, w literaturze postuluje się sporządzanie - oprócz szacunków syntetycznych - także szacunków cząstkowych. Straty winny być ukazywane wieloaspektowo, tj. rzeczowo, wartościowo, wskaźnikowo oraz podawać zmiany w relacji określonych temp wzrostu. Prawidłowo przeprowadzony i szeroko rozumiany rachunek zysków i strat oprócz działalności operacyjnej finansowej i inwestycyjnej winien uwzględniać działalność środowiskową. Dlatego postuluje się włączanie efektów środowiskowych do tradycyjnej analizy kosztów i korzyści. Najbardziej rozpowszechnionymi metodami wyceny ekonomicznej strat powodowanych degradacją środowiska są:

- analiza kosztów i korzyści AKK,
- metoda minimalizacji kosztów MMK.

Metoda **AKK** polega na bilansowaniu kosztów przedsięwzięcia z oczekiwanymi korzyściami. Przy stosowaniu tej metody należy zwrócić szczególną uwagę na: ryzyko niepewności i równowagę przy jednoczesnym doborze określonego kryterium. W procesie wyceny efektów środowiskowych koszty i korzyści pojawiają się w bardzo zróżnicowanej formie, dlatego istotne jest zachowanie tej różnorodności i unikanie łączenia poszczególnych wskaźników [28].

Z kolei **MMK** stosowana jest zazwyczaj tam, gdzie korzyści są niewymierne. Kryterium decyzyjne MMK pozwala na wybranie takiej opcji, która zapewnia osiągnięcie danego celu, przy najniższych kosztach. Do kosztów zalicza się także utracone walory środowiska. Największym problemem przy stosowaniu MMK jest definiowanie celów i określenie sposobów ich osiągnięcia. Szczególnie MMK wykorzystywana jest przy ustalaniu standardów środowiskowych.

Na ogólną wartość ekonomiczną środowiska składa się:

- jego rzeczywista wartość użytkowa, z której korzystają powszechnie wszyscy ludzie,



- alternatywna wartość środowiska, tj. gotowość do ponoszenia kosztów ochrony środowiska, z uwzględnieniem prawdopodobieństwa korzystania z jego zasobów przez innych użytkowników w przyszłości [14, s.12].
- wartość istnienia – użytkownik czerpie satysfakcję z samego tylko faktu istnienia dóbr i ich dostępności dla ludzi żyjących obecnie lub w przyszłości [10, s.3].

Stąd ogólną wartość ekonomiczną środowiska można zapisać wzorem:

$$OWE_{\xi} = UW_{rz} + A_{ws} + IW$$

gdzie:

- $OWE_{\xi}$  - ogólna wartość ekonomiczna środowiska,
- $UW_{rz}$  - rzeczywista wartość użytkowa,
- $A_{ws}$  - alternatywna wartość środowiska,
- $IW$  - wartość istnienia

Należy zauważyć, że jednostki gospodarcze korzystające ze środowiska i kreujące straty w jego wartości ponoszą koszty – jeśli w ogóle je ponoszą – jedynie w zakresie rzeczywistej wartości użytkowej środowiska (WWz). Tymczasem skutki działalności gospodarczej znajdują odbicie w pomniejszeniu również alternatywnej wartości ekonomicznej środowiska ( $A_{ws}$ ) i wartości istnienia ( $IW$ ).

Metody szacowania kosztów środowiskowych są zróżnicowane ze względu na:

- cele, w jakich prowadzony jest określony szacunek,
- specyfikę samej dziedziny przyrodniczej lub antropogenicznej objętej szacunkiem,
- stopień dostępności informacji, bez której szacunek strat nie jest możliwy [W].

Opracowane i dostępne na obecnym etapie metody oceny efektów środowiskowych można podzielić na metody oceny:

- bezpośredniej,
- pośredniej [6, s.4].

Wśród metod oceny bezpośredniej wyróżnia się:

### 1. Metody hedoniczne (cen przyjemności)

Metoda ta polega na ujawnieniu ukrytej ceny dóbr środowiskowych na podstawie zaobserwowanych transakcji rynkowych dla dóbr na istniejących rynkach.

Do metod hedonicznych zalicza się:

- a) metodę wartości nieruchomości WN, która polega na obserwowaniu różnic cen nieruchomości między regionami i określaniu wpływu jakości środowiska na ich kształtowanie się. Dzięki tej metodzie można określić wpływ warunków środowiska na cenę nieruchomości. Cena ta będzie miarą wartości, którą ludzie gotowi są płacić za jakość środowiska,
- b) metodę zróżnicowania zasobów ZZ. Pozwala ona na wyodrębnienie czynnika, który w postaci dodatku do płac w warunkach zagrożeń środowiska stanowi dla pracowników zachętę do podjęcia pracy.

Istnieje wiele ograniczeń dotyczących stosowania metod hedonicznych. Ogólnie można stwierdzić, że nadają się one do szacowania kosztów hałasu i zanieczyszczeń powietrza na obszarach zasiedlonych. Jednak wartość tej metody maleje wraz z powstawaniem strat niewymiernych.

## **2. Metoda kosztów podróży (MKP)**

Dotyczy głównie wyceny rekreacyjnych i turystycznych funkcji środowiska. Podstawą jest konstruowanie funkcji popytu na usługi rekreacyjno-turystyczne wyrażającej zależność średniej liczby decyzji jednostek o podjęciu podróży w takich celach, od kosztów podróży z tym związanych. Wydatki na koszty podróży reprezentują cenę dobra środowiskowego, a częstotliwość odwiedzin wyraża ilość wykorzystanego dobra. W określeniu wartości wykorzystuje się zmiany nadwyżki konsumenta (różnicy między ceną faktyczną a tą, którą konsument gotów byłby zapłacić), dla którego określa się funkcje popytu. Wartość można określić poprzez analizę zmiany częstotliwości odwiedzin związku ze zmianą jakości środowiska lub drogą porównania częstotliwości odwiedzin różnych obiektów rekreacyjno-turystycznych przy jednakowych kosztach podróży.

Zaletą MKP jest przede wszystkim to, że opiera się ona na obserwowanych zachowaniach ludzi, przez co jest metodą wiarygodną.

## **3. Metoda deklarowanych preferencji (MDP)**

Podstawą tej metody jest ujawnienie przez ankietowanych preferencji dotyczących gotowości do zapłacenia za poprawę jakości lub dostępności dobra środowiskowego lub gotowości do przyjęcia rekompensaty za pogorszenie jakości / dostępności lub zaniechanie poprawy. Wykorzystywane są głównie bezpośrednie wywiady. Warunkowość wyceny polega na tym, że dobro lub usługa w rzeczywistości niekoniecznie będą dostarczone. Zakłada się jednak, że w hipotetycznej sytuacji, jaką przedstawia się respondentom, będą się oni zachowywali w identyczny sposób, jak na prawdziwym rynku. Pytania o gotowość do zapłacenia (ewentualnie do przyjęcia rekompensaty) mogą wymagać

wyboru dychotomicznego (tak / nie) dla określonej maksymalnej sumy. Wyniki wywiadów analizuje się przy pomocy metod ekonometrycznych.

Podstawową wadą MDP jest fakt, że metoda ta nie opiera się na rzeczywistych rynkowych zachowaniach konsumentów oraz nie sprawdza ich efektywnego popytu.

Praktycznie MDP jest użyteczna przy wycenie zmian dotyczących walorów estetyczno-psychologicznych środowiska, jakości wody i powietrza, dzikiej przyrody i różnorodności biologicznej. Warunkiem jej poprawności są zachowania społeczeństwa wykształconego w sposób egzystencjalny, tj.: świadomy i zdolny do dokonywania wyborów [27, s.91].

Z kolei wśród metod oceny pośredniej wyróżniamy:

### **1. Metodę oddziaływań – skutek**

Podstawą tej metody jest określenie związku między przyczyną pogorszenia stanu środowiska (np. zanieczyszczeniem powietrza) a wynikającym stąd efektem ekologicznym (np. szkoda). Dany poziom zanieczyszczenia wiąże się (często za pomocą zależności funkcyjnej lub wskaźników ilościowych) z określonymi zmianami w środowisku. Zmiany te wycenia się na podstawie cen rynkowych, wycen dobieranych metodami subiektywnymi lub „cieni”. Jeżeli natomiast podmioty nie odczuwają oddziaływania zmian w środowisku, wykorzystuje się metody gotowości do zapłacenia lub gotowości do przyjęcia kompensaty.

### **2. Metodę kosztów utraconych korzyści**

W metodzie tej określa się wartości użytkowanych dóbr środowiska na podstawie wyceny korzyści związanych z alternatywnym, ale zaniechanym sposobem użytkowania tych właśnie zasobów (np. terenów bagiennych na podstawie korzyści z przeznaczenia ich na cele rolne lub leśne). Gdy działalność powoduje pogorszenie jakości środowiska, korzyści z tytułu takiej działalności określa się jako wielkości bazowe w celu porównywania z nimi korzyści z alternatywnej działalności.

### **3. Metoda sybstytycyjna**

Istota szacunku dokonywanego tą metodą polega na skalkulowaniu nakładów finansowych niezbędnych do zastąpienia utraconego elementu środowiska przyrodniczego lub do budowy jego substytutu w innym miejscu.

Ceny, koszty dóbr i usług - w metodzie tej - należy określić w taki sposób aby zostały zaakceptowane jako substytuty zagrożonych lub utraconych dóbr i usług środowiska.

#### **4. Metoda kompensacyjna**

Podstawą w wyceny są rekompensaty pieniężne z tytułu zanieczyszczenia i degradacji środowiska przyznane przez instytucje prawne lub ubezpieczeniowe.

#### **5. Metoda odtworzenia (restytucyjna)**

Polega na określeniu wielkości nakładów (rzeczowych, finansowych) niezbędnych do odbudowy zdegradowanego zasobu lub waloru środowiska przyrodniczego poprzez przywrócenie społeczne pożądanej ilości i jakości tego elementu. Przykładem zastosowania metody restytucyjnej jest koszt rekultywacji zdegradowanej ziemi.

#### **6. Metoda prewencyjna**

W metodzie tej wycenia się zasoby środowiska na podstawie kosztów działań jakie mają zapobiec lub przynajmniej zmniejszyć niekorzystne skutki oddziaływania na środowisko.

#### **7. Metoda wskaźnikowa**

Istotą tej metody jest wykorzystanie wyników empirycznych szacunków strat ekologicznych uzyskanych w warunkach porównywalnych lub uśrednionych. Adaptacja wyników szacunkowych strat ekologicznych jest możliwa dzięki określeniu zestawu wskaźników strat przypadających na jednostkę naturalną, tj. m<sup>3</sup>, ha, km<sup>2</sup> itd. Jednostkowe wskaźniki strat ekologicznych określa się na podstawie badań empirycznych prowadzonych metodami substytucyjnymi i restytucyjnymi w celu dokonania szacunku rodzajów strat społeczno-gospodarczych powstałych wskutek degradacji środowiska przyrodniczego.

Wymienione metody w praktyce nie są wykorzystywane w jednostkach gospodarczych do szacowania kosztów środowiskowych. Pomijając fakt, że szacunek taki jest pracochłonny, stwierdzić trzeba, że na jednostkach gospodarczych nie ciąży taki obowiązek. Metody te winny jednak być wykorzystane w tych instytucjach, które są zobowiązane do opracowywania i wyboru programów realizacji nadrzędnego priorytetu z punktu kryterium minimalizacji wydatkowanych środków, a więc do realizacji efektywności społecznej (Es) i ekologicznej (Eces) (art. 88f, ust. 3 Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska).

### **3. Rachunek kosztów środowiskowych**

W literaturze przedmiotu [12, 13, 22] istnieje wiele definicji rachunku kosztów. Analiza definicji rachunku kosztów stwierdza, że: „rachunek kosztów

polega na badaniu i transformowaniu według przyjętego modelu, informacji o kosztach działalności podmiotu, służących użytkownikom do oceny sytuacji, podejmowania decyzji gospodarczych i kontroli ich realizacji [12, s.145]. Na podstawie tych definicji można też wskazać na zagadnienia istotne dla rachunku kosztów:

- cel prowadzenia rachunku kosztów: dostarczenie informacji decydującym do oceny sytuacji podejmowania decyzji gospodarczych i kontroli ich wykonania,
- procesy gospodarcze i związane z nimi koszty jako przedmiot rachunku kosztów,
- przedsiębiorstwo będące tu podmiotem rachunku,
- ujmowanie, tj.: pomiar, dokumentacja, wycena, grupowanie, transformowanie i interpretowanie jako sposoby działania i metody odzwierciedlania dynamicznego procesu rzeczywistego przebiegu produkcji i narastania kosztów,
- okresowa prezentacja i interpretacja kosztowych aspektów zdarzeń i ich sekwencji,
- posługiwanie się obok miernika pieniężnego również jednostkami naturalnymi [9, s.52].

Wśród użytkowników informacji emitowanych przez rachunek kosztów wyróżnia się odbiorców:

- zewnętrznych i
- wewnętrznych.

Odbiorcami zewnętrznymi są: przede wszystkim agendy rządowe, dalej banki, inwestorzy, wierzyciele, pracownicy itp. Z uwagi na tak szeroki wachlarz odbiorców istotne jest aby dane liczbowe dostarczane przez poszczególne jednostki gospodarcze były porównywalne i umożliwiały ich agregowanie, a w dalszej kolejności właściwą analizę i wnioskowanie. Dlatego rachunek kosztów podlega ustawowej regulacji w zakresie:

- pojęcia i zakresu kosztów, stanowiących przedmiot rachunku,
- przekrojów ewidencyjnych kosztów,
- periodyzacji kosztów,
- zasad wyceny zapasów i obliczania wyniku finansowego.

Z kolei drugą grupę użytkowników informacji emitowanych przez rachunek kosztów stanowią: kierownictwo i właściciele danej jednostki gospodarczej. Dla tych odbiorców informacje zawarte w rachunku kosztów stanowią podstawę podejmowania decyzji oraz przeprowadzenie kontroli [13, s.5].



Współczesny rachunek kosztów - w systemie ewidencyjnym rachunkowości - obejmuje swym zakresem:

- pomiar, wycenę i dokumentację kosztów,
- ewidencję i rozliczanie kosztów,
- kalkulację kosztów oraz
- sprawozdawczość w zakresie kosztów.

Dla potrzeb zarządzania zakres rachunku powinien wspomagać następujące funkcje:

- planowanie,
- ewidencja i transformacja,
- badanie i ocenę,
- kontrolę.

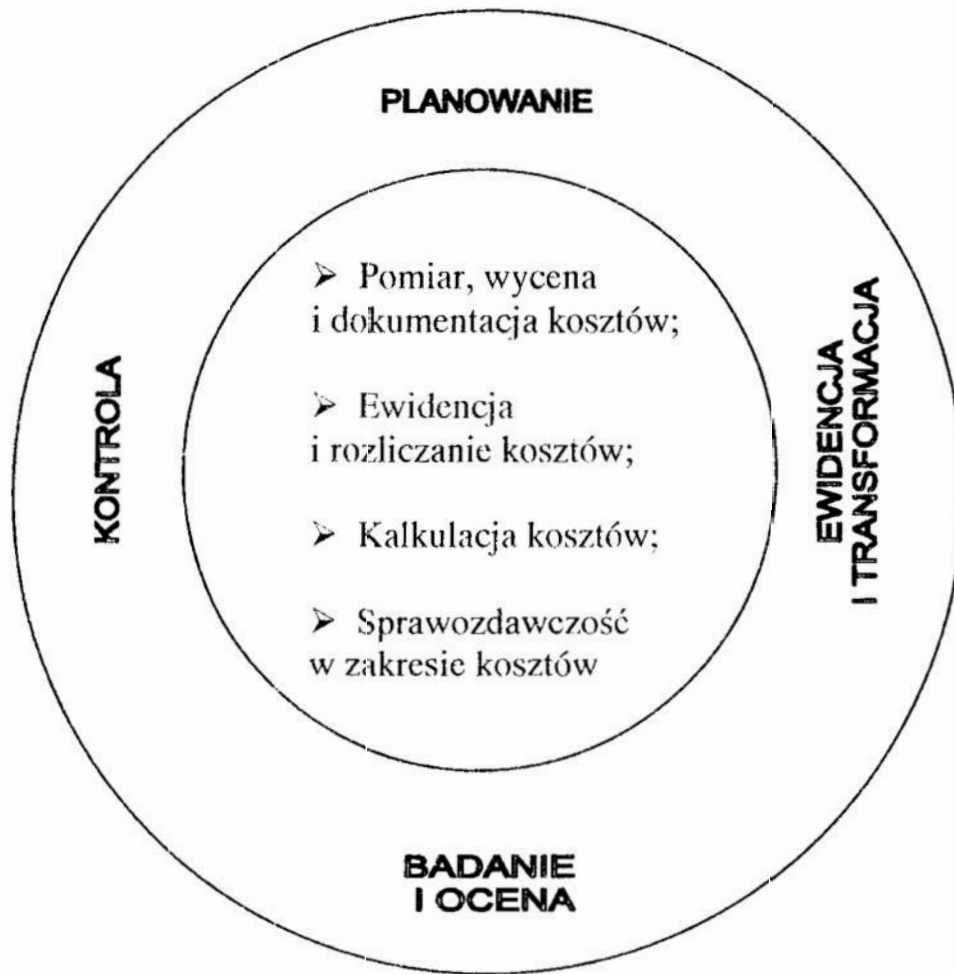
Zakres tak ujętego rachunku kosztów ilustruje rysunek 4.

Należy zauważyć, że systematyczny rachunek kosztów nie spełnia jednak wszystkich wymagań. Dlatego postuluje się sporządzanie tzw. rachunków cząstkowych, zwanych także problemowymi. Rachunki te obejmują swym zakresem:

- predykcję i badanie kosztów,
- rachunki decyzyjne, a w tym:
  - efektywność działania,
  - wybór wariantu,
  - optymalizację,
- rachunki informacyjno-kontrolne.

Zakres jaki obejmują rachunki problemowe można podzielić na:

- rachunki problemowe wyższego rzędu, w których przedmiotem pomiaru są koszty w ścisłym tego słowa znaczeniu,
- rachunki problemowe niższego rzędu, w których koszty stanowią kryterium rachunku decyzyjnego.



Rys. 4. Zakres współczesnego rachunku kosztów w szerszym zakresie [22, s.31]  
Fig. 4. Range of contemporary cost calculation in a wider range

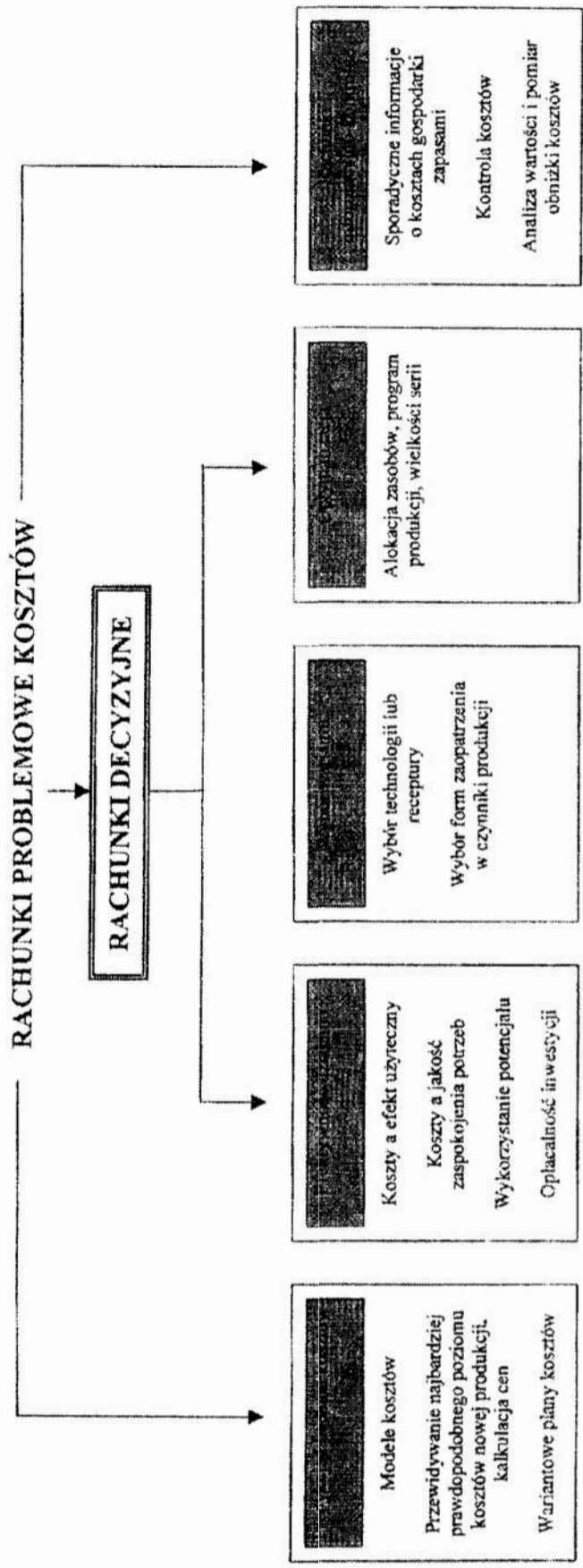
Strukturę problemowych kosztów przedstawia rysunek 5.

Z przeprowadzonej analizy wynika że problematyka rachunku kosztów jednostki gospodarczej jest zagadnieniem rozległym i złożonym, a w niektórych obszarach – analizowanym przede wszystkim w wymiarze teoretycznym.

Dla rozważań nad rachunkiem kosztów środowiskowych przydatna jest definicja uwzględniająca zakres jaki obejmuje rachunek kosztów i czynności stanowiące etapy jego realizacji.

Na obecnym etapie badań dla określenia rachunku kosztów środowiskowych nie jest też możliwe proste przystosowanie wielu definicji rachunku kosztów jakie funkcjonują w literaturze [22, 23, 24] z następujących powodów:

- rachunek kosztów obejmuje wszystkie fazy procesu wytwarzania produktów i usług, a rachunek kosztów środowiskowych dotyczy tylko wybranych elementów, które w tym procesie występują, bądź mogą występować z różną intensywnością,



Rys. 5. Rachunki problemowe kosztów [22, s.32]  
Fig. 5. Problem calculations of costs

- w literaturze definicja rachunku kosztów stosowana jest przede wszystkim do procesów, które dokonywane są w wymiarze indywidualnym, tj. jednostek gospodarczych (przedsiębiorstw). O rachunku kosztów środowiskowych mówi się zarówno w odniesieniu do skali makroekonomicznej, jak i mikroekonomicznej [22, s.561].

Jedyną wspólną cechą rachunku kosztów i rachunku kosztów środowiskowych może być definiowanie obydwu kategorii w ujęciu czynnościowym. Przy takim podejściu rachunek kosztów środowiskowych obejmuje:

- pomiar,
- dokumentowanie,
- ewidencję,
- rozliczanie i
- analizę poniesionych kosztów [22, s. 21-28].

Można stwierdzić, że rachunek kosztów – a w aspekcie tematu niniejszego artykułu **rachunek kosztów środowiskowych** – jest przetłumaczeniem na język praktyki kategorii efektywności. Stwierdzenie to dotyczy w szczególności dwóch ostatnich etapów czynności w rachunku kosztów, mianowicie: rozliczania i analizy poniesionych kosztów, które z reguły poszukują odniesienia do uzyskanych efektów środowiskowych.

Dla etapów czynności - wymienionych w rachunku kosztów środowiskowych - istotne znaczenie mają:

- określenie efektów środowiskowych, w wymiarze globalnym i indywidualnym,
- przedstawienie struktury poniesionych nakładów na ochronę środowiska,
- przedstawienie możliwych etapów ich ewidencjonowania.

Jeśli stosunkowo łatwo jest określić i zmierzyć koszty środowiskowe to o wiele trudniej jest zdefiniować i zmierzyć środowiskowe efekty. Panuje pogląd, że o efektach ekologicznych w skali makroekonomicznej najlepiej informują roczniki statystyczne Głównego Urzędu Statystycznego (GUS). Statystyka GUS podaje informacje:

- o działalności inwestycyjnej w zakresie ochrony środowiska w ujęciu:
  - wartościowym (w mld. zł w cenach bieżących poszczególnych lat i okresów pięcioletnich),
  - rzeczowym - efekty rzeczowe inwestycji ochronnych, które wyrażone są w tonach zatrzymanych zanieczyszczeń, przy czym nakłady inwestycyjne ujmowane są w trzech przekrojach:
    - ochrona wód, w tym komunalne oczyszczalnie ścieków,
    - ochrona powietrza atmosferycznego,

- unieszkodliwianie i zagospodarowanie odpadów oraz rekultywacja terenów ich składowania,
- wskaźniki przeliczeniowe nakładów inwestycyjnych w ujęciu wartościowym:
  - na 1 mieszkańca w zł,
  - w % do dochodu narodowego wytworzonego,
  - w % do ogólnej wartości nakładów inwestycyjnych w gospodarce społecznej [22, s.561].

Struktura ewidencyjna efektów i nakładów dotyczących ochrony środowiska ukazywana w rocznikach statystycznych posiada tę zaletę, że jest ona bezpośrednio przekładalna na ewidencję efektów i nakładów w zakresie ochrony środowiska dokonywaną w wymiarze mikroekonomicznym, tj. w jednostkach gospodarujących i często stanowi ich prostą sumę. Z drugiej jednak strony faktem pozostaje, że istnieje różnica między efektem ekologicznym w skali makro i mikroekonomicznej.

Spoleczne i ekologiczne efekty działalności ochronnej w wymiarze globalnym to poprawa, a co najmniej nie pogarszanie jakości życia poprzez zapewnienie niezakłóconego pełnienia funkcji przez określone środowisko przyrodnicze. Efekty takie są ilościowo albo niewymierne, albo wymierne w ograniczonym zakresie, ponieważ wyrażone są przede wszystkim w kategoriach jakościowych.

Efekty w ochronie środowiska w wymiarze makroekonomicznym winny bowiem przejawiać się w realizacji nadrzędnego priorytetu, który przejawia się w:

- zmniejszeniu zagrożenia zdrowia i życia oraz
- poprawie jakości życia.

Można empirycznie udowodnić, że strumieniowi wzrastających nakładów na ochronę powietrza może towarzyszyć wzrastający strumień zatrzymanych zanieczyszczeń (pyłowych i związanych z ograniczeniem emisji gazów), a jakość powietrza na danym obszarze – według danych Wojewódzkiej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej może nie ulegać zmianie [4, s.68].

W skali mikroekonomicznej istnieje wiele klasyfikacji efektów związanych z ochroną środowiska:

- podniesienie dyspozycyjności gospodarczej zasobów,
- obniżenie kosztów wytwarzania dóbr,
- zmniejszenie lub likwidacja strat finansowych w wyniku zapobiegania szkodom w komponentach środowiska.



Inny podział efektów – a także towarzyszących im nakładów na ochronę środowiska, to podział na efekty:

- pośrednie i
- bezpośrednie.

Podział taki można wykorzystywać przede wszystkim przy klasyfikacji efektów w wymiarze indywidualnym. Bywa jednak, że taka ich klasyfikacja w wymiarze indywidualnym i globalnym nie jest w pełni rozłączna.

Efekty pośrednie powstają jako skutek uboczny towarzyszący przedsięwzięciom podejmowanym w jednostkach gospodarczych w celu zmniejszenia kosztów produkcji związanych z korzystaniem ze środowiska. Pośrednio uboczne efekty działań (i nakładów) mogą przyjmować następujące zmaterializowane formy:

- ograniczenia i eliminacji emisji wartościowych substancji wydalanych z odpadami produkcyjnymi,
- odzyskiwania surowców z odpadów lotnych, ciekłych i stałych,
- zmniejszenia lub eliminacji odszkodowań na rzecz innych podmiotów gospodarczych użytkujących uszkodzone elementy środowiska,
- zmniejszenia lub eliminacji kar ponoszonych za nadmierne w stosunku do norm zanieczyszczenie środowiska,
- niewymierne efekty przejawiające się w poprawie zdrowia i jakości życia,

Pamiętać jednak należy, że pośrednie efekty mogą mieć także charakter negatywny. Ogólnie można powiedzieć, że mogą one powiększać lub zmniejszać wielkość efektu bezpośredniego.

Z kolei efekty bezpośrednie występują wtedy, kiedy celem przedsięwzięć i ponoszonych nakładów jest bezpośrednia ochrona i kształtowanie środowiska. Efekty te mogą być efektami o charakterze nie tylko ilościowym, ale przede wszystkim jakościowym, często niemierzalne ilościowo w kategoriach wyłącznie ekonomicznych, tj. niewspółmierne z nakładami. Z uwagi na mierzalność efekty bezpośrednie w ochronie środowiska można podzielić na:

- efekty niemierzalne:
  - podniesienie lub utrzymanie odpowiedniej jakości życia,
  - eliminacja zagrożeń dla życia i zdrowia człowieka. Do zagrożeń tych zaliczyć należy nie tylko skażone środowisko tj.: powietrze, wodę itd., ale także skażoną żywność;
- efekty mierzalne ekonomicznie:
  - budowę zbiorników wodnych i uregulowanie rzeki,
  - zrekultywowane tereny zalesienia i zadrzewienia,
  - oczyszczalnie ścieków komunalnych i przemysłowych,

- inwestycje dotyczące neutralizacji i spalania stałych odpadów komunalnych i przemysłowych,
- inwestycje związane z wdrażaniem czystych technologii [11, s.150].

A Ginsbert - Gebert [7, s.147] podaje różne sposoby wyrażania efektów ochrony środowiska:

- w jednostkach naturalnych np. m<sup>3</sup>, t, ha itp.,
- w postaci osiągnięcia planowanej jakości poszczególnych komponentów środowiska np. podwyższenie określonej klasy czystości wód, ziemi itp.
- w formie zmniejszania strat ponoszonych przez jednostki gospodarcze lub całe społeczeństwo, które związane są z użytkowaniem zdegradowanych i uszkodzonych komponentów środowiska.

W rachunku kosztów środowiskowych – oprócz efektów - trzeba również brać pod uwagę koszty, których zakres nie został jednoznacznie określony. W wymiarze globalnym koszty te nie są precyzyjnie zdefiniowane. Mówi się bowiem o kosztach i stratach środowiskowych. G. Wagner jako koszty ochrony środowiska – zgodnie z nowoczesnym rozumieniem pojęcia kosztów – określa wszystkie ekonomiczne niekorzyści, które wywoływane są przez decyzje w przedsiębiorstwie dotyczące środowiska. Proponowane ujęcia kosztów ekologicznych bardzo wyraźnie korespondują z ujęciem ochrony środowiska w kategoriach społecznej odpowiedzialności czy społecznej powinności przedsiębiorstwa, a więc w wymiarze globalnym. Natomiast na szczeblu przedsiębiorstwa, czyli w wymiarze indywidualnym przez koszty ekologiczne rozumie się wyrażone w pieniądzu celowe zużycia zasobów rzeczowych, pracy i usług obcych, których efektem jest zachowanie równowagi ekologicznej, przywrócenie poprzedniego stanu środowiska w przypadku naruszenia jego równowagi ekologicznej oraz opłaty ekologiczne, które są wyrazem udziału podmiotu gospodarczego w korzystaniu i oddziaływaniu na środowisko [22]. Na szczeblu przedsiębiorstwa, tj. indywidualnym do kosztów środowiskowych zalicza się koszty związane z realizowaniem następujących przedsięwzięć o charakterze ekologicznym:

- działalność inwestycyjna w zakresie ochrony środowiska z wyodrębnieniem zakupów i instalacji urządzeń ochronnych, budowy odpowiednich obiektów ekologicznych, a także modernizacja aparatu wytwórczego, przynoszącą obniżkę emisji zanieczyszczeń i inne efekty ekologiczne,
- zaopatrzenie w wodę (pobór wody), z wyjątkiem zakupu w innych przedsiębiorstwach,
- oczyszczanie i odprowadzanie ścieków,
- eksploatacja urządzeń służących do zatrzymywania zanieczyszczeń pyłowych i gazowych,

- wywóz i neutralizacja zatrzymanych zanieczyszczeń innych odpadów oraz ich składowanie, utrzymywanie hałd, wysypisk, stawów osadowych,
- utrzymanie strefy ochronnej przedsiębiorstwa,
- funkcjonowanie laboratorium ochrony środowiska,
- nadzór ochrony środowiska,
- korzystanie ze środowiska (opłaty ekologiczne) [22, s.563].

Kolejnym zagadnieniem związanym z rachunkiem kosztów środowiskowych na szczeblu jednostek gospodarujących – obok zakresu przedmiotowego - jest sposób ewidencji tych kosztów. Wzór rachunku zysków i strat stanowiący załącznik do Ustawy o rachunkowości – przewiduje następujące pozycje kosztów według rodzaju:

- zużycie materiałów i energii,
- usługi obce,
- podatki i opłaty,
- wynagrodzenia,
- świadczenia na rzecz pracowników,
- amortyzacja,
- pozostałe koszty [25, 13, s.19].

Na kontach odpowiadającym tym pozycjom powinno się gromadzić koszty proste według ich rodzajów dotyczące zwykłej działalności operacyjnej danej jednostki.

W wymienionych – według załącznika do Ustawy [25] – pozycjach kosztów nie wyodrębniono kosztów środowiskowych. Jednak J. Matuszewicz [13, s.19] zwraca uwagę, że może się okazać celowe wyodrębnienie określonego rodzaju kosztów, jeżeli stanowi on część kosztów lub gdy dany rodzaj kosztów ma w przeważającej części charakter kosztu bezpośredniego działalności, a jego uwzględnienie uprości rozliczenie i kalkulację kosztów oraz wzbogaci wartości informacyjne. Na obecnym etapie takie warunki wydają się spełniać koszty środowiskowe, które w literaturze doczekały się wielu – jakkolwiek cząstkowych – opracowań dotyczących ich definicji, specyfiki i struktury rodzajowej.

W ramach rachunku kosztów środowiskowych wskazuje się na następujące rozwiązania ewidencyjne:

- rachunek kosztów może być prowadzony odrębnie lub
- jego elementy mogą być uwidocznione w rachunku kosztów działalności (por. rys. 6)

Każde z tych rozwiązań ma walory poznawcze (informacyjne) i kontrolne (wewnętrzne i zewnętrzne).



Rys. 6. Układy ewidencyjne kosztów ekologicznych [22, s.566]

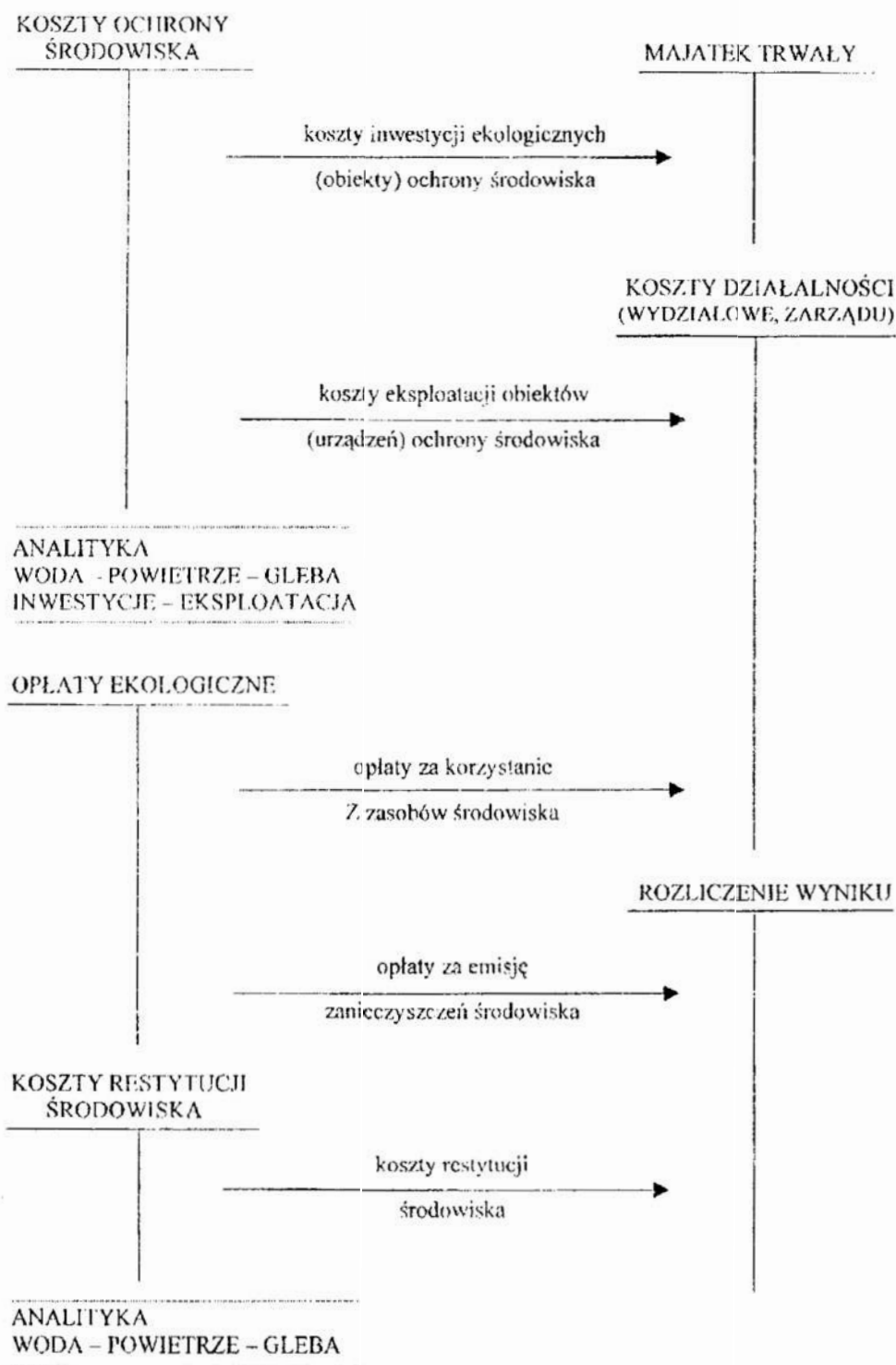
Fig. 6. Recording systems of ecological costs

Uzasadnione wydaje się przekształcenie rachunku kosztów środowiskowych w **rachunek kosztów i strat ekologicznych** obejmujący koszty:

- zainstalowania urządzeń ochronnych,
- ich utrzymanie i eksploatacja,
- straty wynikające z „ekologicznego zużycia środków trwałych (wycofanie z eksploatacji urządzeń dewastujących środowisko),
- nakłady na usuwanie skutków dewastacji środowiska oraz
- straty wyrażone wielkością naliczonych odszkodowań, opłat za korzystanie ze środowiska i kar płaconych za przekroczenie dopuszczalnych norm emisji.

Ewidencję proponowanego – w pracy „Rachunek kosztów” pod red. K. Sawickiego - rachunku kosztów i strat ekologicznych przedstawia rys. 7.

Dodać jednak należy, że proponowane w tym rachunku rodzaje kosztów z ekologicznego punktu budzą zastrzeżenia. Przykładowo wycofanie z eksploatacji urządzeń dewastujących środowisko nie może być traktowane jako strata ekologiczna wynikająca z ekologicznego zużycia środków trwałych, a co najwyżej jako strata ekologiczna, która od tej pory nie będzie występować w otoczeniu przyrodniczym.

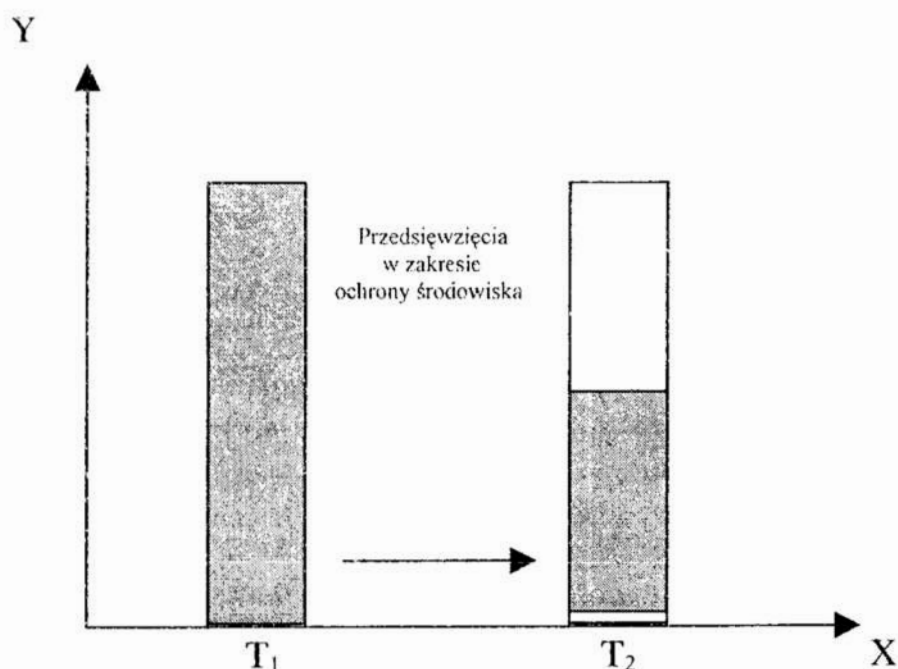


**Rys. 7.** Ewidencja syntetyczna i analityczna kosztów ochrony i restytucji środowiska [22, s. 567]

**Fig. 7.** Synthetic and analytic record of the environment protection and regeneration costs



G. Borys [2, s.193] podejmuje rozważania nad problematyką rozliczania i kalkulowania kosztów ekologicznych. W tym zakresie obowiązuje zasada, że każde nakłady na ochronę środowiska w przedsiębiorstwie muszą być usprawiedliwione odpowiednią korzyścią, zgodnie z systemem celów tego przedsiębiorstwa. Zdaniem Autorki w tym kontekście wydaje się być bardzo interesująca koncepcja kosztów ekologicznie relewantnych, ale równocześnie stwierdzić należy, że metoda ta ma charakter wyłącznie cząstkowy i w większym stopniu jest składową systemu zarządzania przedsiębiorstwem niż systemu rachunkowości. Jako koszty ekologicznie relewantne określa się te koszty, które mogą się zmieniać w związku z przeprowadzonymi przez przedsiębiorstwo (podmiot gospodarczy) przedsięwzięcia w zakresie ochrony środowiska. Istotę kosztów ekologicznie relewantnych prezentuje rys. 8.



**Rys. 8.** Istota kosztów ekologicznie relewantnych [2, s.140]

**Fig. 8.** Essence of costs ecologically relevant

Wysokość cieniowanego słupka w punkcie czasowym  $T_2$  zależna jest od wprowadzanych przedsięwzięć w zakresie ochrony środowiska. Suma kosztów ekologicznie relewantnych (cała wysokość słupka) może wzrastać lub opadać ( $T_2 - T_1$ ) w całym okresie relacji określonego przedsięwzięcia. Ustalenie kosztów ekologicznie relewantnych daje możliwość podjęcia decyzji w zakresie ochrony środowiska w punkcie czasowym  $T_1$ , przy uwzględnieniu parametrów ekonomicznych.

Sprawą kluczową dla właściwej interpretacji definicji ekologicznych

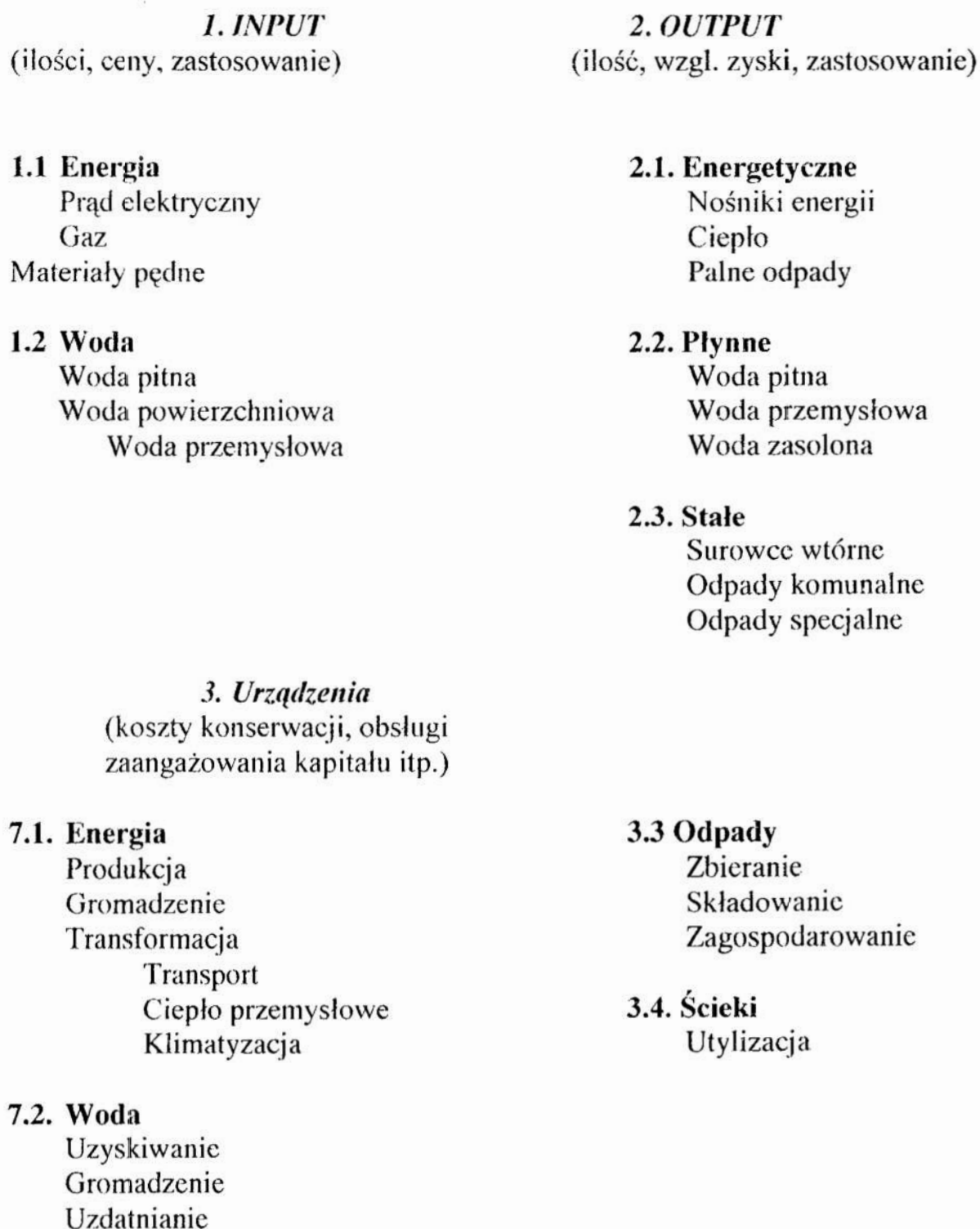
kosztów relewantnych jest przyjęcie następujących założeń:

- definicją nie są objęte koszty, które przedsiębiorstwo musi ponieść w związku z zaleceniami władz w zakresie ochrony środowiska,
- nie należy rozpatrywać przedsięwzięć w zakresie ochrony środowiska, które występują *ex post*, a więc dopiero podczas użytkowania produktów lub ich utylizacji,
- kosztami ekologicznie relewantnymi nie mogą być koszty, które nie są zinternalizowane, tj. nie stanowią dla przedsiębiorstwa relewantnych aspektów analizy stanu rzeczywistego,
- w analizie mogą być ujęte tylko takie koszty, które dają się przyporządkować bezpośrednio określonemu przedsięwzięciu ochronnemu. Koszty te muszą być możliwe do oszacowania przed podjęciem określonego przedsięwzięcia.

Obszarami rachunku, w których mogą zmieniać się koszty w przedsiębiorstwie, jeśli realizuje ono przedsięwzięcia ochronne są: energia, woda – ścieki, odpady, unikanie hałasu, opakowania, system pomiarów i kontroli. Obszary te nazywane są systemami cząstkowymi ekologicznie relewantnymi. Ramowy schemat kont do ewidencji kosztów ekologicznie relewantnych w układzie wybranych obszarów (energia, woda, odpady) przedstawia rys. 9.

Procedura badania kosztów relewantnych jest następująca:

- ujmowane są materiałowe i energetyczne „wejścia” (input) i „wyjścia” (output) podmiotu gospodarczego podlegającego badaniu,
- tylko te strumienie ilościowe, które znalazły się w badanej jednostce przez dokupienie są wyceniane; dalej ocenia się wartość dla tych ilości, które znalazły się na wyjściu,
- dla wszystkich strumieni (także tych, które nie zostały wycenione) określa się urządzenia, do których strumienie docierają lub z których pochodzą,
- wszystkie urządzenia ustalone w pierwszym kroku są badane pod kątem przynależności do systemów cząstkowych relewantnych dla środowiska, jeśli to nastąpi, ustalane są koszty związane z urządzeniem,
- następnie bada się przyporządkowanie danego strumienia materiałowego lub energetycznego do czynnika sprawczego, a więc urządzenia. Jeśli tego nie stwierdza się, określa się urządzenie do którego określony strumień jest kierowany a więc bada się czy mamy do czynienia z urządzeniem relewantnego systemu użytkowego [2, s.144].



**Rys. 9.** Schemat kont do ewidencjonowania kosztów ekologicznie relewantnych w ramach wybranych systemów cząstkowych [2, s.143]

**Fig. 9.** Scheme of accounts for recording ecologically relevant costs within the confines of selected partial systems

Zdaniem G. Borys koszty ekologicznie relewantne wskazują wielkość w ujęciu rodzajowym, ilościowym, wartościowym, które muszą być uwzględniane, aby móc ocenić w sposób kompleksowy przedsięwzięcia w zakresie ochrony środowiska i ich wpływ nie tylko na koszty wytwarzania i cenę produktu, ile na sytuację finansową przedsiębiorstwa.

Analiza rachunku kosztów środowiskowych na obecnym etapie prowadzi do następujących wniosków:

- rachunek ten nie doczekał się umocowania prawnego ani w Ustawie o rachunkowości, ani w innych aktach prawnych,
- w literaturze przedmiotu [2, 22, 23, 24] podejmowanych jest wiele rozważań dotyczących tego rachunku. Mają one charakter fragmentaryczny i wieloaspektowy, a cel któremu taki rachunek winien służyć nie jest jednoznacznie sprecyzowany,
- w pracach nad dokumentowaniem kosztów dla tego rachunku konieczne jest współdziałanie przedstawicieli ekonomii środowiskowej z przedstawicielami rachunkowości,
- w doskonaleniu rachunku kosztów środowiskowych należy też uwzględnić przewidywane zmiany nad narzędziami ekonomicznymi, które zamierza się wprowadzić w ochronie środowiska. Są to:
  - opłaty produktowe na paliwa i opakowania oraz
  - opłaty depozytowe na oleje smarowe, produktowo-depozytowe na akumulatory i opłaty depozytowe na opony [8, s.18].

Przez opłaty produktowe rozumie się obciążenia finansowe doliczane do cen produktów, które wykorzystane w sposób masowy i rozproszony stanowią uciążliwość dla środowiska w formie produkcji, konsumpcji lub poprodukcyjnego składowania.

Depozyty ekologiczne są to obciążenia finansowe doliczane do ceny ekologicznie uciążliwych produktów, które podlegają zwrotowi w momencie przekazywania produktów do recyklingu, neutralizacji lub właściwego ich składowania. Przewiduje się, że proponowane narzędzia zastąpią niektóre – dotychczas stosowane – opłaty za korzystanie ze środowiska, które – jak wynika z przeprowadzonej analizy stanowiły składową rachunku kosztów środowiskowych.

Jakkolwiek obserwuje się, że na prowadzenie rachunku kosztów środowiskowych w przedsiębiorstwie większy wpływ od narzędzi ekonomicznych wywierają narzędzie bezpośredniego oddziaływania, to proponowane w ochronie środowiska przez Ministerstwo Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa nowe narzędzia ekonomiczne winny być uwzględnione w procesie doskonalenia rachunku kosztów środowiskowych.

Analiza rachunku kosztów stosowanego w podmiotach należących do różnych sektorów gospodarczych prowadzi do następujących wniosków:

- Stosowane w praktyce różnorodne formy rachunku kosztów wynikają ze specyfiki sektora, w którym rachunek jest przeprowadzany oraz z charakteru działalności indywidualnej jednostki jaką jest przedsiębiorstwo,
- Każda działalność gospodarcza w większym bądź mniejszym stopniu korzysta ze środowiska przyrodniczego i na nie - często negatywnie - oddziałuje,
- Celem stosowania rachunku kosztu jest przede wszystkim ustalenie kosztu jednostkowego produktu czy usługi, a więc tylko jej ekonomicznej opłacalności,
- Efektywność ekologiczna w przedstawionych rachunkach w poszczególnych sektorach gospodarczych nie jest priorytetowa, a w przeważającej części zupełnie pomijana. W wyniku tego częścią kosztów wytwarzania obciąża się społeczeństwo,
- Ponoszone przez przedsiębiorstwa przemysłowe koszty emisji zanieczyszczeń ewidencjonuje się na koncie syntetycznym „Pozostałe koszty rodzajowe”. Księgowa wartość tych kosztów nie odzwierciedla ich wymiaru społecznego, przyrodniczego, a nawet ekonomicznego. Waga kosztów [22, s.211] z punktu księgowego jest taka sama jak wagi kosztów: reprezentacji i reklamy, podróży służbowych, ubezpieczeń majątkowych przedsiębiorstwa,
- Dotychczasowe podziały kosztów w układzie rodzajowym i funkcjonalnym nie uwzględniają wymiaru społecznej i przyrodniczej szkodliwości wynikającej z działalności produkcyjnej i usługowej analizowanych sektorów. Ewidentnym przykładem może być rozbieżność między szkodami górniczymi pokrywanymi przez kopalnie węgla kamiennego, a szacunkowymi kosztami rzeczywistymi i szacunkowymi kosztami rzeczywistymi powiększonymi o straty niewymierne. Te ostatnie przewyższają wartość szkód górniczych kilkakrotnie.

Koszty środowiskowe eksploatacji złóż węgla kamiennego w dawnym woj. katowickim - a więc w ujęciu globalnym - gdzie zlokalizowane było 95% wydobywania - były przedmiotem analizy w 1990 roku [17].

W skład kosztów ekologicznych objętych szacunkiem zaliczono: straty w budynkach (w obiektach mieszkalnych, użyteczności publicznej i przemysłowej, związane z usuwaniem uszkodzeń i profilaktyka oraz budownictwem zastępczym), infrastrukturze i obiektach kolejowych, infrastrukturze drogowej i budowlach, środkach transportu, sieci tramwajowej, sieci wodnej i kanalizacyjnej, gazowej, ciepłowniczej, elektroenergetycznej, teletechnicznej, gruntach



i polach, gospodarce wodnej (w przepustach, ciekach, zbiornikach), lasach oraz koszty zrzutu ścieków, wód słonych, składowania odpadów powęglowych. Ponadto do kosztów ekologicznych zaliczono straty związane z chorobami powodowanymi warunkami pracy i wypadkami.

W szacunku tym – najogólniej ujmując – wykorzystano metodę macierzową w celu dokonania oceny strat niewymiernych i oceny ważności możliwego wpływu na zdegradowane elementy. Wyniki strat spowodowanych eksploatacją złóż węgla na obszarze byłego województwa katowickiego – w ujęciu syntetycznym – kształtują się następująco:

- **wersja A** – koszty ochrony powierzchni ponoszone przez kopalnie w cenach bieżących 1990 roku wynoszą 0,618 bln zł (tj. 18,46 bln zł na 31.12.1994 roku, czyli około 2 mld nowych zł).
- **wersja B** – szacunkowe straty rzeczywiste (wersja A szacunku zweryfikowana i uzupełniona o szacunkowe straty rzeczywiste liczone według „biorcy” strat w poszczególnych sektorach gospodarczych i elementach środowiska) w cenach bieżących 1990 roku wynoszą 3,846 bln zł (tj. 114,89 bln zł na 31.12.1994 roku, czyli około 12 mld nowych zł).
- **wersja C** – szacunkowe straty rzeczywiste skorygowane o straty niewymierne w cenach bieżących 1990 roku wynoszą  $C_1$  – 5,329 bln zł (tj. 159,19 bln zł na 31.12.1994 roku, czyli około 16 mld nowych zł), skorygowane zaś dodatkowo o współczynniki ważności  $C_2$  – 6,688 bln zł (tj. 199,79 bln zł na 31.12.1994 roku, czyli około 20 mld nowych zł).

Z przeprowadzonych szacunków wynika, że przeciętny koszt ekologiczny – wyrażony stratami – przypadającymi na 1 tonę wydobytego węgla dla wszystkich kopalń Górnośląskiego Zagłębia Węglowego w wersji C (28,04 tys. zł/t, tj. 837,64 tys zł na 31.12.1994 r., czyli 84 nowych zł/t), był ponad sześciokrotnie wyższy od kosztu ekologicznego wydobywania 1 tony węgla w wersji A (4,19 tys zł/t, tj. 125,17 tys zł na 31.12.1994r., czyli 13 nowych zł/t). Koszt ten kształtował się w okresie wykonywania szacunku na poziomie około 3 USD na tonę węgla, a obecnie – co najmniej na poziomie 5 USD (przejmując aktualizację wersji A tego szacunku). Dodać należy, że obniżenie ceny polskiego węgla spowodowane demonopolizacją jego eksportu i wzajemną konkurencją kopalń na rynkach światowych w latach 1991-92 wynosiło od 5 do 10 USD za tonę.

Strukturę strat ekologicznych powodowanych eksploatacją złóż węgla przedstawia tabela 1.

Najwyższy koszt ekologiczny, mierzony stratami, przypadający na 1 tonę wydobytego węgla w 1990 roku występował w KWK „Borynia” i wynosił 80,42 tys zł/t (tj. 2402,38 tys zł na 31.12.1994 roku, czyli około 240 nowych

zł/t), co stanowiło 2908 zł na 1GJ energii (tj. 86870,4 na 31.12.1994r., czyli 8,6 nowych zł/GJ). Z kolei najniższy wskaźnik kosztów ekologicznych przypadających na 1 GJ wydobytej energii wahał się od 424 zł (tj. 12664,1 zł na 31.12.1994r., czyli 1,3 nowych zł/GJ) do 468 zł (tj. 13980,52 zł na 31.12.1994r., czyli 1,4 nowych zł/GJ), co dotyczyło jedynie czterech kopalń: KWK „Budryk”, obecnie już zlikwidowana „Barbara-Chorzów”, likwidowana KWK „Jowisz”, KWK „Morcinek”.

**Tabela 1.** Struktura strat ekologicznych powodowanych eksploatacją złóż węgla w %  
**Table 1.** Structure of ecological losses caused by coal deposits exploitation in %

Struktura	Wersja A	Wersja B	Wersja C
Straty związane ze składowaniem odpadów	-	57,91	41,79
Straty w budynkach	53,04	15,21	16,04
Straty związane z utratą zdrowia	-	6,46	9,32
Straty w kolejnictwie	8,58	7,07	16,32
Straty związane ze zrzutem wód słonych	-	4,77	3,44
Straty w drogach i budowlach drogowych	11,43	1,64	2,36
Straty w lasach	-	1,76	6,16
Straty w gospodarce wodnej	10,20	1,64	1,18
Straty w gruntach i płonach	3,02	0,48	0,70
Straty w infrastrukturze technicznej	9,31	1,89	2,18
Straty spowodowane emisją ścieków	-	0,07	0,05
Straty w liniach tramwajowych	-	0,31	0,45
Koszty dodatkowe (związane z odszkodowawczym postępowaniem administracyjnym)	4,43	-	-

Źródło: [19]

Wielkość i strukturę kosztów środowiskowych w KWK „Katowice” i KWK „Kleofas” przedstawia tabela 2.

**Tabela 2.** Struktura strat środowiskowych powodowanych eksploatacją złóż węgla kamiennego w kopalniach „Katowice” i „Kleofas” w cenach bieżących 1990 roku (przed denominacją w mln zł)

**Table 2.** Structure of environmental losses caused by coal deposits exploitation in coal mines „Katowice” and „Kleofas” in prices in 1990 (before denomination in millions of zł)

Rodzaje strat	wersja szacunku A			wersja szacunku B			wersja szacunku C		
	KWK Kleofas	KWK Kleofas	KWK Katowice	%	KWK Kleofas	%	KWK Katowice	%	KWK Kleofas
Budynki	2525,41	6062,30	2525,41	15,94	6062,30	21,38	3788,11		9093,45
Kolej PKP	0	*712,60	0	,00	47,00	,17	0		141,00
Kolej górnicza	-	-	0	,00	400,00	1,41	0		400,00
Drogi i budowle drogowe	399,79	763,30	0	,00	366,10	1,29	0		732,20
Sieci wodne kanalizacyjno-gazowe	52,51	73,00	-	-	-	-	-		-
Infrastruktura techniczna	0	0	55,51	,35	93,00	,33	88,81		148,80
Grunty i plany	0	5,90	0	,00	5,90	,02	0		11,80
Gospodarka wodna	336,00	112,00	336,00	2,12	112,00	,40	336,00		112,00
Ścieki	-	-	0	,00	0	,00	0		0
Wody słone	-	-	1036,74	6,54	482,79	1,70	1036,74		482,79
Lasy	-	-	1965,00	12,40	2304,00	8,13	9530,25		11174,40
Haldy	-	-	7280,00	45,95	15280,00	53,90	7280,00		15280,00
Zdrowia	-	-	2643,53	16,69	3196,67	11,28	5287,07		6393,35
Koszty	894,45	0	-	-	-	-	-		-
Razem	4208,16	7729,10	15842,18	100%	28349,76	100%	27346,97		43969,79

\* w tym kolej górnicza

Źródło: [18]

Objaśnienia do tabeli 2:

Wersja A szacunku - szkody górnicze pokrywane przez kopalnię

Wersja B szacunku - szacunkowe straty rzeczywiste powodowane eksploatacją złóż węgla

Wersja C szacunku - szacunkowe straty rzeczywiste powiększone o straty niewymierne i współczynniki ważności

Prezentowane w tabeli 2 koszty:

- wyrażone są w trzech wersjach: A, B, C,
- mają one charakter wyłącznie szacunkowy i podane są w cenach bieżących 1990 roku, a więc w okresie przed denominacją. Nie dokonano ich uaktualnienia, ponieważ obecnie znacznie zmieniły się uwarunkowania w jakich kształtowały się koszty środowiskowe obydwu kopalń. Wymienione kopalnie stanowią aktualnie jedną kopalnię o nazwie KWK „Katowice – Kleofas”, a niektóre rejony dawnej KWK „Katowice” są obecnie w stanie likwidacji,
- należy też zwrócić uwagę, że w kosztach środowiskowych KWK „Katowice” i KWK „Kleofas” w 1990 roku dominowały straty w budynkach, infrastrukturze technicznej i z tytułu składowania odpadów na hałdach, co wynikało z lokalizacji obydwu kopalń w obszarze zurbanizowanym.

Natomiast ewidencjonowane w Kopalni „Katowice – Kleofas” koszty środowiskowe dotyczą:

- opłat i kar związanych z ochroną środowiska,
- opłat za korzystanie ze środowiska oraz kosztów rekultywacji i szkód górniczych,
- wpływu działalności Kopalni na środowisko.

Obecnie Kopalnia „Katowice-Kleofas” współpracuje z gminami Katowice i Chorzów w ramach ochrony środowiska w zakresie:

- gospodarki wodno-ściekowej,
- gospodarki odpadami,
- zagospodarowania terenów zdegradowanych przez działalność górnictwem (rekultywacja),
- emisji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych do atmosfery,
- emisji hałasu,
- ochrony terenów leśnych, parków i zieleni,
- uzgadniania i opiniowania „Planu Ruchu”, dodatków do Planu oraz wszelkich zmian dotyczących eksploatacji,
- usuwania szkód górniczych, regulacji rzeki Rawy [15].

Likwidacja wydobycia na Ruchu II „Katowice” wyeliminuje całkowicie emisję hałasu do otoczenia przez takie urządzenia jak sprężarki, zakład przeróbczy, wentylatory.

Analiza planowanych kierunków oddziaływania KWK „Katowice – Kleofas” na środowisko [1] wskazuje, że jednym z kierunków restrukturyzacji Kopalni jest ograniczanie jej kosztów środowiskowych w najbliższych latach.

Przedstawiona struktura rodzajowa empirycznie szacowanych strat środowiskowych oraz objętej analizą kopalni KWK „Katowice – Kleofas” z jej środowiskiem przyrodniczym i antropogenicznym w naturalny sposób skłania do analizy zakładowego planu kont syntetycznych i analitycznych stosowanych w kopalniach węgla kamiennego i poszukiwania odpowiedzi na dwa pytania:

1. W jakim zakresie zakładowy plan kont stwarza możliwości ewidencjonowania kosztów środowiskowych?
2. Czy waga kosztów środowiskowych związanych z eksploatacją złóż węgla kamiennego znajduje właściwą rangę w sposobie ewidencjonowania tych kosztów?

Z przeprowadzonej analizy zakładowego planu kont (por. tabela 3) stosowanego w badanej Kopalni wynikają następujące wnioski:

1. Scharakteryzowany w zakresie oddziaływania kopalni węgla kamiennego na środowisko przyrodnicze i antropogeniczne oraz towarzysząca temu skala strat środowiskowych nie znajduje podstaw do ewidencjonowania w zakładowym planie kont,
2. Porównanie kont syntetycznych i analitycznych stosowanych w KWK „Katowice – Kleofas” z przykładowymi rachunkami kosztów w wybranych sektorach gospodarki, wskazuje, że w rachunku kosztów kopalń węgla kamiennego koszty środowiskowe są uwzględnione w szerszym zakresie niż w rachunkach kosztów stosowanych w innych sektorach gospodarczych,
3. Sposób ewidencjonowania kosztów środowiskowych pozwala stwierdzić, że w rachunku kosztów funkcjonowania kopalń kosztom tym nie przypisuje się priorytetowego znaczenia.

Udostępniona przez KWK „Katowice – Kleofas” ewidencja księgowa kosztów [30] obejmuje przede wszystkim dwa rodzaje ponoszonych przez kopalnię kosztów środowiskowych:

- 1) nr konta 450 – 251 „Opłata za eksploatację złoża”
- 2) nr konta 450 – 252 „Opłata na rzecz ochrony środowiska”.



**Tabela 3.** Koszty ochrony środowiska w Zakładowym Planie Kont KWK „Katowice – Kleofas”

**Table 3.** Environment protection costs in the Plant Account’s Plan in „Katowice – Kleofas” coal mine

Symbol konta		Koszty ochrony środowiska w wykazie kont syntetycznych i analitycznych stosowanym w kopalniach węgla kamiennego	CHARAKTERYSTYKA KONTA Z PKT DZIAŁALNOŚCI OCHRONNEJ ŚRODOWISKA
SYNTE- TYCZNE	ANALI- TYCZNE		
1	2		
222	11	ZESPÓŁ 2 ROZRACHUNKI I ROSZCZENIA  <b>Pozostałe rozrachunki publiczno-prawne</b>	Po stronie Wn konta ujmuje się przelewy zobowiązań, a po stronie Ma ich zarachowanie oraz wpływy tytułem zwrotu nadpłat. Ewidencja analityczna powinna: - być prowadzona wg tytułów rozliczeń, z dalszym rozbiciem w ramach poszczególnych tytułów na instytucje z którymi dokonuje się rozliczeń, - umożliwić analizę zapłat zobowiązań. Konto 222 może wykonywać saldo dwustronne. Saldo po stronie Wn wyraża stan należności, po stronie Ma zobowiązania nie uregulowane.
	12		
	20	Oplata za eksploatację złóż w części należnej gminom	
	24	Oplata za użytkowanie terenów	
	27	Dotacje na przeniesienie pracowników z kopalni likwidowanych	
	41	Dotacje na usuwanie skutków szkód górniczych	
	42	Dotacje na likwidację kopalń	
	44	Rozrachunki z Narodowym Funduszem Ochrony Środowiska z tytułu opłat za eksploatację złoża	
		Rozrachunki z Narodowym Funduszem Ochrony Środowiska z powstałych tytułów	
		Oplata węglowa	

293		<b>Zobowiązania z tytułu wieczystego użytkowania gruntów</b>	<p>Konto to służy do pozabilansowej ewidencji nie podlegających spłacie zobowiązań z tytułu gruntów otrzymanych przez jednostkę w wieczyste lub okresowe użytkowanie od skarbu Państwa.</p> <p>Grunty te od 01.01.1995 ewidencjonowane są pozabilansowo na stronie Wn konta 249 – „Inne rozrachunki” i na stronie Ma konta 293</p> <p>Wartość tych gruntów otrzymanych w wieczyste lub okresowe użytkowanie ustala się wg wyceny zawartej w decyzji o ich przekazaniu lub decyzji o zmianie wydanej w trybie określonym przepisami. Zarówno opłata za użytkowanie jak i dalsze opłaty ujmowane są w ewidencji bilansowej w ramach konta 249.</p> <p>Konto 293 może wykazywać wyłącznie saldo Ma wyrażające zobowiązania z tytułu gruntów w wieczystym lub okresowym użytkowaniu.</p>
420		<b>ZESPÓŁ 4 KOSZTY WEDŁUG RODZAJÓW I ICH ROZLICZENIE</b>  <b>Usługi związane z produkcją węgla</b> 138  Usługi rekultywacji i innych robót specjalistycznych 139  Usługi związane z zapobieganiem i likwidacją zagrożeń 141  Usługi związane z likwidacją szkód górniczych 142  Usługi związane z uszlachetnianiem węgla	<p>Konto 420 służy do ewidencji tego zakresu usług obcych, które służą wyłącznie procesom związanym z wydobyciem i uszlachetnianiem węgla.</p> <p>Usługami tymi są m.in. bezpośrednie usługi wiertniczo-górnice, związane z odmetanowaniem zwałowaniem, przeróbką mechaniczną, rekultywacją, zwalczaniem zagrożeń, usługi ratownictwa i usuwanie szkód górniczych.</p> <p>W ciągu roku obrotowego konto 420 wykonuje wyłącznie saldo Wn, które na koniec roku przenosi się na konto 490</p>

441	224	Świadczenia dla pracowników, poza składkami z ubezpieczenie społecznego  Świadczenia w zakresie ochrony zdrowia	Na koncie tym ujmuje się m.in. koszty zakupu usług w zakresie ochrony zdrowia
450	251 252 2521 254	<b>Podatki i opłaty</b>  Opłata za eksploatację złoże  Opłaty na rzecz ochrony środowiska za rok ubiegły  Opłaty na rzecz ochrony środowiska dotyczące lat ubiegłych  Opłata za użytkowanie terenów	W zakresie opłat na koncie 450 ujmuje się: - opłaty za wieczyste użytkowanie gruntów, - opłaty za eksploatację złóż wnoszone na rzecz NFOŚ i gmin, - opłaty ekologiczne nie mające charakteru sankcyjnego W ciągu roku konto wykazuje saldo Wn, które na koniec roku obrotowego przenosi się na konto 480.
459	288 293 294	<b>Inne koszty</b>  Odpis na fundusz rekultywacji  Odszkodowania z tytułu szkód górniczych w budynkach i budowlach  Pozostałe odszkodowania z tytułu szkód górniczych	Na koncie tym ewidencjonuje się wypłaty odszkodowań z tytułu szkód górniczych. Konto wykonuje w ciągu roku saldo Wn. Na koniec roku saldo to przenosi się na konto 490.
533	10 11	ZESPÓŁ 5 KOSZTY WEDŁUG TYPÓW DZIAŁALNO- ŚCI I ICH ROZLICZENIE  <b>Koszty likwidacji kopalni</b>  Koszty bezpośrednie  Koszty pośrednie	Ewidencją obejmuje się te koszty, które występują wspólnie z kosztami pozostałej działalności eksploatacyjnej. Udział kosztów likwidacji w kosztach działalności eksploatacyjnej jest ustalony indywidualnie dla każdego stanowiska

533	11	<b>Roboty budowlano-montażowe</b> Usuwanie szkód górniczych	Konto to służy do ewidencji kosztów robót budowlano-montażowych wykonywanych we własnym zakresie przez jednostkę. Z punktu środowiskowego dotyczą one usuwania skutków szkód górniczych przez wydzielone brygady kopalni powołane do tych robót.
648	911 913 914 917	<b>ZESPÓŁ 6          PRODUKTY</b> <b>Pozostałe rozliczenia międzyokresowe</b> Oplaty od terenów Oplaty na rzecz ochrony środowiska Koszty usuwania szkód górniczych Oplaty eksploatacji złóż rozliczane w czasie	Do rozliczeń pozostałych międzyokresowych zaliczamy m.in.: Rozliczenie: 1. Oplaty od terenów, które nie jest obowiązkowe i stosuje się je w sytuacji I na zasadach analogicznych jak w przypadku ubezpieczeń, Podstawą rozliczenia opłat jest roczny wymiar ustalony przez właściwe organy administracji 2. Oplaty na rzecz ochrony środowiska w ramach których rozliczane są koszty opłat płaconych za: - zanieczyszczanie wód powierzchniowych, - zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego - szczególne korzystanie z wód Podstawą kalkulacji są skalkulowane opłaty wyliczone w oparciu o decyzje działu ochrony środowiska. 3. Rozliczenia w czasie kosztów usuwania szkód górniczych bez względu na rodzaj wykonawstwa tj.: - systemem zleconym - systemem gospodarczym przez oddziały, brygady kopalni - we własnym zakresie przez właścicieli obiektów 4. Opłata za eksploatację złóż. Z uwagi na fakt wymierzania przez MOŚZNiL opłat eksploatacyjnych kwartalnie – uzasadnione jest rozliczanie tych opłat w czasie. Podstawą kalkulacji a priori jest wymiar opłaty za poprzedzający kwartał.

714	30	<p>ZESPÓŁ 7 PRZYCHODY I KOSZTY ZWIĄZANE Z ICH OSIĄGNIĘCIEM</p> <p>Koszty uzyskania przy- chodu z działalności bu- dżetowej</p> <p>Koszt usług dotyczących ochrony zdrowia</p>	<p>Konto te służy do ewidencji kosztów własnych wytworzenia. Koszty własne sprzedaży usług bytowych dotyczą m.in. usług dotyczących ochrony zdrowia. Konto to w ciągu roku obrotowego wykazuje obroty po stronie Wn 31.12. przenosi się w ciężar konta 860 „Wynik finansowy”</p>
719	76	<p>Koszty własne wytworze- nia sprzedanych usług pozostałych</p> <p>Oczyszczanie ścieków</p>	<p>Księgowanie prowadzone jest analogicznie do konta 714</p>
740	3	<p><b>Przychody ze sprzedaży materiałów</b></p> <p>Sprzedaż odpadów</p>	<p>Przeznaczone jest do ewidencji przycho- dów ze sprzedaży materiałów, ujmuje się na min. sprzedaż:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- materiałów wg cen sprzedaży netto</li> <li>- opakowań wg cen sprzedaży netto</li> <li>- złomu i odpadów wartościowych wg cen sprzedaży netto</li> </ul> <p>Konto wykonuje saldo Ma w ciągu roku obrotowego</p>
758	23 24	<p><b>Koszty likwidacji kopalni i rejonów</b></p> <p>Likwidacja szkód górni- czych (w rejonach objętych likwidacją)</p> <p>Rekultywacja terenów (po likwidacji)</p>	<p>Konto 758 służy do ostatecznego ujęcia wszystkich kosztów związanych z likwi- dacją kopalni i rejonów. Konto to wykonuje w ciągu roku obroto- wego saldo Wn. Na koniec roku przenosi się je w ciężar konta 860.</p>



760	187	<b>Pozostałe przychody operacyjne</b>  Ulga z tytułu obniżenia opłaty eksploatacyjnej	Konto to służy do ewidencjonowania wszystkich pozostałych przychodów operacyjnych. Rozbudowana analityka pozwala na wyszczególnienie m.in. ulg z tytułu obniżenia opłaty eksploatacyjnej. W ciągu roku obrotowego konto 760 wykonuje saldo Ma, które na koniec roku przenosi się na konto 860.
761	116  123  124	<b>Pozostałe koszty operacyjne</b>  Nieprzestrzeganie przepisów o ochronie środowiska  Kar i grzywien za szkody przemysłowe  Pozostałych kar i grzywien oraz odszkodowań	Konto to służy do ewidencji innych kosztów nie związanych z działalnością jednostki. Układ analityczny pozwala na pełną analizę kosztów. Konto 761 w ciągu roku wykazuje tylko saldo Wn, które na dzień bilansowy przenosi się na konto 860.
764	10  15	<b>Dotacje i subwencje</b>  Dotacje podmiotowe na usuwanie szkód górniczych  Dotacje na likwidację kopalń i rejonów	Konto to służy do ewidencji zaliczanych do pozostałych przychodów operacyjnych, a ujmowanych w odrębnej pozycji rachunku zysków i strat dotacji, subwencji i dopłat

860		WYNIK FINANSOWY	<p>Konto 860 służy do ustalenia wyniku finansowego jednostki netto.</p> <p>Na końcu roku obrotowego księguje się:</p> <p><b>1. Po stronie Wn:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- rzeczywistego kosztu wytworzenia sprzedanych produktów, usług i innych</li> <li>- poniesionych w ciągu roku obrotowego kosztów sprzedaży i kosztów ogólnozakładowych</li> <li>- wartości sprzedanych towarów i materiałów w cenie nabycia lub zakupu</li> <li>- kosztów finansowych</li> <li>- kosztu własnego sprzedaży składników majątku trwałego</li> <li>- pozostałych kosztów operacyjnych</li> <li>- poniesionych strat nadzwyczajnych</li> <li>- zarachowanych obowiązkowych zmniejszeń zysku lub zwiększeń straty,</li> </ul> <p><b>2. P o stronie Ma:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- uzyskanych przychodów ze sprzedaży produktów, usług i innych</li> <li>- uzyskanych przychodów ze sprzedaży towarów, materiałów, składników majątku trwałego</li> <li>- pozostałych przychodów operacyjnych</li> <li>- pozostałych przychodów z operacji finansowych</li> <li>- osiągniętych zysków nadzwyczajnych</li> </ul> <p>Saldo Wn – oznacza straty Saldo Ma – oznacza zysk</p>
-----	--	-----------------	---

Zródło: Opracowanie własne na podstawie [29]

Wymienione rodzaje kosztów w zbiorze kosztów środowiskowych w działalności węgla kamiennego uchodzą obecnie za najbardziej reprezentatywne.

Analiza scharakteryzowanych kont księgowych wskazuje wyraźnie, że koszty ewidencjonowane na kontach 450-251 i 450-252 są kosztami obligatoryjnymi wynikającymi z unormowań prawnych i ich wielkość nie może być ani przedmiotem kalkulacji, ani wyboru na wzór kosztów relewantnych.

Warunkiem umożliwiającym taki wybór - polegający na możliwości

zamiany obligatoryjnych kosztów ekologicznych stanowiących opłaty na koszty przeprowadzonych przez przedsiębiorstwo przedsięwzięć w zakresie ochrony środowiska - jest stworzenie stosownych unormowań prawnych pozwalających część opłat efektywnie – w ramach danego podmiotu gospodarczego – zagospodarować na rzecz ochrony środowiska.

#### 4. Wnioski

Przeprowadzona w niniejszym artykule analiza rachunku kosztów środowiskowych prowadzi do następujących wniosków:

- Istnieją dwa rodzaje rachunku kosztów środowiskowych:
  - w wymiarze makroekonomicznym (globalnym) i
  - w wymiarze mikroekonomicznym (indywidualnym), tj. podmiotów gospodarczych.

Rachunek w wymiarze globalnym został m.in. sporządzony dla eksploatacji złóż węgla kamiennego na obszarze dawnego województwa katowickiego.

- W stosunku do rachunku kosztów środowiskowych w wymiarze globalnym można pośrednio stwierdzić, że posiada on umocowanie prawne w art. 88f, ust. 3, pkt. 5 Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska [26], w którym stwierdza się, że instytucje wydatkujące ekologiczne fundusze celowe zobowiązane są do legitymowania się efektywnością ekologiczną. Realizowanie efektywności ekologicznej zakłada prowadzenie rachunku kosztów środowiskowych w skali globalnej.
- Prowadzenie rachunku kosztów środowiskowych w wymiarze indywidualnym – na obecnym etapie – nie znajduje umocowania w żadnym z unormowań prawnych, a przede wszystkim w Ustawie o rachunkowości.
- Z całą pewnością można stwierdzić, że problematyka rachunku kosztów środowiskowych – na obecnym etapie – stanowi przede wszystkim zagadnienie literaturowe, gdzie przypisuje się jej właściwą rangę.
- Metodologia dotycząca rachunku kosztów środowiskowych jak i baza informacji umożliwiająca przeprowadzenie takiego rachunku wymaga dalszego doskonalenia.
- Przeprowadzone wykazały, że na obecnym etapie nie można mówić o rachunku kosztów środowiskowych w wymiarze indywidualnym, tj. przedsiębiorstw i firm. Można jedynie mówić o kosztach środowiskowych w rachunku kosztów działalności jednostek gospodarczych.
- Koszty środowiskowe w działalności kopalń węgla kamiennego odgrywają znaczącą rolę i w zakładowym planie kont stosowanym w kopalniach węgla kamiennego znajdują one szersze odbicie w porównaniu z rachunkami

kosztów działalności innych – wybranych – sektorów. Jednak sposób ewidencji kosztów środowiskowych w kopalniach węgla kamiennego sprawia, że koszty te nie są właściwie wyodrębnione. Ujmowane są wyłącznie na kontach analitycznych, a brak jest wyodrębnionych kont syntetycznych dotyczących kosztów środowiskowych.

- Obecnie koszty te nie są traktowane jako składowe rachunków umożliwiających poprawę efektywności gospodarowania w kopalniach węgla kamiennego i przedsiębiorstwach należących do innych sektorów. Z kolei zagadnienie to będzie istotne dla właściwego funkcjonowania naszych przedsiębiorstw na rynkach Unii Europejskiej.
- Na podstawie przeprowadzonych badań można sformułować następujące kierunki doskonalenia rachunku kosztów środowiskowych:
  - opracowanie i uchwalenie stosownych aktów prawnych umożliwiających wdrażanie rachunku kosztów środowiskowych do praktyki,
  - poszukiwania w obszarze badawczym odpowiedzi na pytania:
    - Czy rachunek kosztów środowiskowych powinien być składową rachunku kosztów działalności podmiotu gospodarczego, czy też wyodrębnionym rachunkiem?
    - Jak kształtować klasyfikację kosztów, aby zapewnić odpowiednie rangi kosztom środowiskowym?
- stworzenie unormowań prawnych pozwalających i zobowiązujących podmioty gospodarcze do optymalnego kształtowania wielkości kosztów środowiskowych i podejmowania działań porządkujących ekologiczną sferę realną, a równocześnie wykluczających możliwość przeniesienia tych kosztów w sposób ukryty na otoczenie,
- na szczeblu podmiotów gospodarczych koszty środowiskowe znajdują swoje miejsce w zintegrowanej kategorii efektywności ekonomicznej i fakt ten winien być uwzględniony we wszystkich przyjętych rozwiązaniach teoretycznych i normatywnych. Kategoria efektywności społecznej znajduje zastosowanie w odniesieniu do gospodarowania ekologicznymi funduszami celowymi a także jednostkach ustalających strategię rozwoju.

## **Literatura**

1. Biznes Plan KWK na lata 1998 – 2005, Wybrane zagadnienia (maszynopis).
2. **Borys G.:** Rachunek kosztów ekologicznych w przedsiębiorstwie, (w:) Sterowanie ekorozwojem, praca zb. pod red. B. Poskrobko, Politechnika Białostocka, Białystok 1998.
3. **Burzyn E.:** Rachunkowość przedsiębiorstw i instytucji, PWE, Warszawa 1980.

4. Ocena efektywności ekonomicznej działań ekologicznych w woj. Katowickim w latach 1994 – 1997, w tym realizowanych z udziałem środków funduszy ochrony środowiska i gospodarki wodnej, praca zb. pod red. F. Piontki, Katowice, 1998 – 1999 (maszynopis).
5. **Fedak Z.:** Rachunek kosztów produkcji przemysłowej, Zagadnienia wybrane, PWE, Warszawa 1962.
6. **Fiedor B. i in.:** Przewodnik metodyczny. Identyfikacja, ocena i kryteria porównywania skutków zaburzeń powodowanych w systemie gospodarczym przez preferencyjne finansowanie przedsięwzięć proekologicznych, Wrocław 1997 (maszynopis).
7. **Ginsbert – Gebert A.:** Ekonomiczne aspekty ochrony środowiska, praca zb., Arkady, Warszawa 1974.
8. Informacja na temat postępów prac nad nowymi mechanizmami ekonomicznymi w ochronie środowiska. Koncepcja nowych mechanizmów ekonomicznych w zakresie ochrony środowiska, Materiał przygotowany na posiedzenie Komisji Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa Sejmu RP, Warszawa, maj 1999.
9. **Jarugowa A., Malc W., Sawicki K.:** Rachunek kosztów, PWE, Warszawa 1990.
10. **Johansson P.O.:** Valuing Environmental Damage, Oxford Review of Economic Policy 6 (1)/1990.
11. **Klich A.:** Koszty ochrony i kształtowania środowiska, (w:) Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska, praca zb. pod red. A. Ginsbert-Gebert, Ossolineum, Wrocław 1985.
12. Leksykon Rachunkowości polsko-angielsko-francusko-niemiecki, SKwP, Warszawa 1992.
13. **Matuszewicz J.:** Rachunek kosztów, Finans – Servis, Warszawa 1998.
14. **Pearce D., Markandya A., Barbier E.B.:** Blueprint for a Green Economy, Earthscan Publications, London 1989.
15. **Piontek B.:** Koszty środowiskowe w rachunku kosztów funkcjonowania kopalni węgla kamiennego. AE Katowice, maszynopis.
16. **Piontek B. Piontek F. Piontek W.:** Ekorozwój i narzędzia jego realizacji, Ekonomia i Środowisko, Białystok 1997.
17. **Piontek F.:** Sozoeconomiczny rachunek opłacalności górnictwa węgla kamiennego w warunkach gospodarki rynkowej i samorządności terytorialnej, Ossolineum, Wrocław 1994.
18. **Piontek F.:** Społeczno-ekonomiczne koszty i uwarunkowania wydobycia węgla w woj. Katowickim, cz. I, Szacunkowy bilans strat II korzyści wraz z aneksem, AE i UW Katowice 1992.
19. **Piontek W.:** Instrumenty ekonomiczne i normy prawne we wdrażaniu ekorozwoju, (w:) B. Piontek, F. Piontek, W. Piontek, Ekorozwój i narzędzia jego realizacji, Ekonomia i Środowisko, Białystok 1997.
20. **Piontek F.:** Górnictwo węgla kamiennego a kategoria efektywności i programowanie zrównoważonego rozwoju, (w:) Ekonomia, Organizacja, Zarządzanie i Marketing w Przemśle Wydobywczym, AGH, Komitet Górnictwa PAN, Ustroń 15 – 17 września 1999.



21. **Piontek F., Piontek B.:** Wzrost gospodarczy a zrównoważony rozwój – środowisko, mierniki, efektywność, współzależność i strategie wdrażania (w:) Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska, IV Ogólnopolska Konferencja Naukowa, Politechnika Koszalińska, Komitet Górnictwa PAN, Koszalin – Ustronie Morskie 1999.
22. Rachunek kosztów, praca zb. pod red. K Sawickiego, t. I i II, Fundacja Rozwoju Rachunkowości w Polsce, Warszawa 1996.
23. **Stępień M.:** Nakłady, koszty i straty ekologiczne w rachunku makro- i mikroekonomicznym, Zeszyty naukowe AE, Kraków 1989/305.
24. **Stępień M.:** Straty, nakłady i koszty ekologiczne – interpretacja pojęć, Zeszyty naukowe AE, Kraków 1989/292.
25. Ustawa o rachunkowości z dn. 29 września 1994r z późn. zmianami, Dz. U. nr 121, poz. 591.
26. Ustawa o ochronie i kształtowaniu środowiska z dn. 31 stycznia 1980r, z późn. zmianami, Dz. U. nr 133, poz. 885.
27. **Winpenny T.J.:** Wartość środowiska, PWE, Warszawa 1995.
28. **Woś A.:** Ekonomia odnawialnych zasobów naturalnych”, SGH Warszawa 1993.
29. Zakładowy plan kont z komentarzem, Katowicki Holding Węglowy S.A., Katowice 1997, maszynopis publikowany.
30. Zestaw materiałów ewidencyjnych z Działu Księgowości KWK „Katowice – Kleofas”.

## **Environmental costs in the calculation of hard coal mine functioning costs**

### **Abstract**

Topic and aim of this paper is an answer to the question: are environmental costs in a mine functioning costs reflected in an actual way, suitable for the real sphere, where those costs arise and are borne.

In this paper it is assumed that:

- In the accountancy of economic units – in the present stage of investigation – calculation of environmental costs, allowing analysis of those costs and efficient choices, is not done. This category is exclusively a literature conception and is not placed in the legal standards.
- At present, in practice, environmental costs are present in the calculation of mine functioning costs in a partial way and not always reflecting their importance.

Environmental cost issues in the cost calculation of economical activity is the key issue connected with environment protection. Human satisfying his needs always or almost always, uses three kinds of capital: economical, human

and environmental. It is important in the management that one capital is not enlarged or engaged at the cost of the other especially the environmental capital. This is the subject of this paper. Aspiration for shaping right proportions concerning the environmental capital usage during the process of products and services creation is a task that environmental costs calculation has to fulfil.

Analysis of environmental costs calculation done in this paper leads to the following conclusions:

There are two kinds of environmental costs calculation:

- in the macroeconomical dimension (global) and
- in the microeconomical dimension (individual), i.e. economic entities.

Calculation in global dimension was made among other for exploitation of hard coal deposits in the area of former Katowice Province.

Realisation of ecological efficiency assumes running environmental calculation costs in the global scale.

Running environmental costs calculation in the individual dimension has no reflection in any legal acts.

You can for sure say, that environmental costs calculation issues is first of all literature issue.

Methodology concerning environmental cost calculation as well as database allowing running such calculation requires further improvement.

Conducted research shows, that on the current stage there is no environmental costs calculation in the individual dimension. There are only environmental costs in the cost calculation of the economical entities activity.

Environmental costs in hard coal mines activity have a significant role in the mine's plan of accounts used in hard coal mines. They find more and more wide reflection in comparison with costs calculations of activity of other branches. But the way that environmental costs are recorded in hard coal mines causes that these costs are not properly separated. They are only recorded on the analytical accounts, and there are no synthetic accounts concerning environmental costs.

Nowadays these costs are not treated as components of calculations, which make possible improvement of efficiency of management in hard coal mines and companies, which belong to other branches. This issue will be important for the proper functioning of our companies on the markets of the European Community.

## Współczesne trendy w motoryzacji ograniczające zagrożenie środowiska

*Włodzimierz Deluga*  
*Politechnika Koszalińska*

Recenzent: *Franciszek Piontek*  
*Akademia Ekonomiczna – Katowice*

### 1. Wstęp

Poważny wpływ na środowisko odgrywa transport, zarówno ze względu na jego zróżnicowanie, jak i warunki jego użytkowania. Podstawowym zagrożeniem jest emisja substancji szkodliwych zawartych w spalinach.

Środki transportu drogowego należą, szczególnie w dużych miastach do najbardziej obciążających źródeł hałasu. Poziom hałasu zależy przede wszystkim od natężenia ruchu, jego płynności, składu potoków pojazdów, zabudowy oraz szerokości i jakości nawierzchni ulic.

Wzrost ruchu drogowego wymaga rozwoju i modernizacji sieci drogowej, głównie ze względu na konieczność oszczędności paliw i pozostałych kosztów eksploatacji pojazdów, wzrost płynności ruchu i skracanie czasu jazdy, zwiększanie się bezpieczeństwa ruchu drogowego. Te wszystkie korzyści osiąga się jednak z reguły kosztem zajmowania terenu.

Dużym problemem są odpady powodowane przez motoryzację. Dotyczy to zarówno odpadów eksploatacyjnych (zużyte oleje silnikowe i przekładniowe, smary, płyny chłodnicze i hamulcowe, akumulatory), zużytych opon jak i wraków samochodów oraz ich części i osprzętu.

Globalny poziom poszczególnych rodzajów zagrożeń jest uzależniony od szeregu parametrów takich, jak wielkość i struktura parku pojazdów (duża jednorodność ze względu na przeważającą część samochodów produkcji krajowej, duży udział samochodów małolitrażowych), struktura wiekowo-jakościowa parku pojazdów (stosunkowo długi okres użytkowania, dłuższy niż w Europie Zachodniej), średnie przebiegi poszczególnych kategorii pojazdów. Niestety nie wszystkie z tych danych są objęte statystyką, dlatego występują duże trudności w określeniu wielkości emisji. Również oszacowanie strat ekologicznych i ekonomicznych, spowodowanych niszczeniem środowiska przez transport, jest zagadnieniem bardzo złożonym.

## 2. Przepisy prawne a rozwój motoryzacji

W Polsce podjęto szereg przedsięwzięć technicznych, organizacyjnych dla zmniejszenia negatywnego oddziaływania motoryzacji na środowisko. Krajowa polityka transportowa jest w tym zakresie wzorowana na dotychczas prowadzonej i przewidywanej do realizacji w krajach UE. Główne kierunki działań to:

- przechodzenia na środki transportu mniej uciążliwe dla środowiska,
- przejście do systemu paliw o mniejszej emisji zanieczyszczeń,
- usprawnienia w funkcjonowaniu transportu.

Uchwałą Rady Ministrów z 31 sierpnia 1992r. [1]. Polska przyjęła wszystkie regulaminy Europejskiej Komisji Gospodarczej ONZ w zakresie emisji zanieczyszczeń. Przyjęcie regulaminów EKG ONZ oznacza, że należy automatycznie stosować kolejne poprawki. Zgodnie z obowiązującym obecnie rozporządzeniem ministra transportu i gospodarki morskiej z 1 lutego 1993r. w sprawie warunków technicznych i badań pojazdów, stają się podstawą do uzyskania świadectw homologacji.

Obowiązują także rozporządzenia ministra przemysłu i handlu z 30 grudnia 1993 r., wprowadzające obowiązek stosowania Polskiej Normy emisji hałasu oraz szereg Polskich Norm dotyczących emisji substancji szkodliwych z pojazdów samochodowych.

Do działań zmniejszających uciążliwość transportu dla środowiska można zaliczyć :

- wprowadzenie zaostrożonych wymagań dla pojazdów rejestrowanych po raz pierwszy w Polsce, które wymuszają wprowadzenie lepszej sprawności spalania w silnikach (nowelizacja rozporządzenia MT i GM z 1 lutego 1993 r. w sprawie warunków technicznych i badań pojazdów),
- wprowadzenie zakazu przywozu do Polski pojazdów z silnikami dwusuwowymi i takich silników (rozporządzenie Rady Ministrów z 30 grudnia 1993 r.) oraz zakaz rejestracji po raz pierwszy takich pojazdów (rozporządzenie MT i GM),
- wprowadzanie kategorii pojazdów przystosowanych do zasilania gazem i określenie dla nich warunków technicznych,
- wnoszenie opłat za emisję zanieczyszczeń powodowaną przez pojazdy używane do celów gospodarczych,
- wprowadzenie certyfikatu energetycznego związanego ze zużyciem paliw dla pojazdów produkowanych w Polsce i importowanych,
- zróżnicowanie podatku drogowego w zależności od pojemności silnika (co jest związane ze zużyciem paliw),



- preferowanie przewoźników posiadających tabor ekologiczny (z atestem "green lorry") w otrzymaniu koncesji na przewozy w międzynarodowym transporcie drogowym,
- wprowadzenie zakazu ruchu pojazdów ciężarowych w soboty i niedziele,
- koncesjonowania krajowych przewozów pasażerskich ze szczególnym uwzględnieniem odpowiedniego stanu technicznego pojazdu. Uregulowania prawne wymuszają na użytkownikach działania proekologiczne: zakup środków transportu spełniających wymagania ekologiczne (zużywających mniej paliw oraz wyposażonych w odpowiednie urządzenia ograniczające emisję toksycznych zanieczyszczeń, np. reaktory katalityczne z sondą lambda), stosowanie benzyny bezołowiowej, olejów napędowych nisko-siarkowych oraz gazu.

Produkcja benzyny bezołowiowej w pełni pokrywa zapotrzebowanie. Rokrocznie zwiększa się udział tej benzyny w ogólnej ilości sprzedanych benzyn: w 1995 r. - 30 proc. aż do uzyskania w roku 2000 - 100 proc. Na uwagę zasługuje fakt opracowania nowej technologii produkcji benzyny uniwersalnej U-95 (bezołowiowej) do zasilania starych samochodów, bez potrzeby ich przeróbki.

Trwają również intensywne działania w kierunku zmniejszania zawartości siarki w olejach napędowych. Olej EKODIESEL jest stosowany przede wszystkim przez komunikację miejską.

Wielu użytkowników samochodów, kierując się czynnikami ekonomicznym, przechodzi na zasilanie gazowe. O wielkości tego procesu może świadczyć bardzo intensywny wzrost ilości tankowania pojazdów gazem płynnym.

W ostatnim okresie czasu pracowano nad nowelizacją szeregu aktów prawnych, mających usprawnić funkcjonowanie transportu drogowego, a dotyczących m.in. dróg publicznych, autostrad, ruchu drogowego, zasad wprowadzania opłat za przejazdy, przeprawy i parkowanie. Aby zmniejszyć intensywność ruchu ciężkich pojazdów na drogach wdraża się technologię transportu kombinowanego, natomiast na obszarach miejskich, w zależności od możliwości lokalnych budowane są obwodnice lub wyznaczane odpowiednie trasy do przejazdu takich pojazdów.

Dla potrzeb prognozowania emisji gazów ze środków transportu i analizowania wariantów strategii redukcyjnych (stanowiące kombinacje wymienionych wcześniej kierunków działań), zbudowano model matematyczny wiążący charakterystykę rozwoju gospodarczego i demograficznego z potrzebami transportowymi oraz zapotrzebowaniem na energię i paliwa.

Głównym kierunkiem działań eliminującym niekorzystne działanie transportu samochodowego na środowisko jest podjęcie przez polski przemysł produkcji wyrobów spełniających standardy UE. Przewiduje się zrealizowanie



takich zadań, jak dalsze wprowadzenie wtryskowych układów zasilania silników oraz wielofunkcyjnych reaktorów katalitycznych, przystosowanie części taboru komunikacyjnego do zasilania gazem, rozszerzanie krajowej produkcji reaktorów katalitycznych i filtrów samochodowych, eliminacja azbestu z okładzin ciernych w nowych pojazdach oraz częściach zamiennych.

Sukcesywnie wprowadzać się będzie system kontroli emisji spalin i hałasu ze środków transportu, zgodny z wymaganiami UE. Polegać on będzie na wyposażeniu stacji okresowych kontroli pojazdów w analizatory spalin, dymomierze i mierniki hałasu.

Ponadto, zgodnie z polityką transportową, będzie się promować komunikację zbiorową przez pewne utrudnianie dla ruchu indywidualnymi pojazdami w miastach (organizacja stref ruchu uspokojonego w dzielnicach mieszkaniowych, płatne parkowanie w centrum miasta, wydzielanie pasów ruchu, pierwszeństwo itp.), wprowadzenie zakazu ruchu pojazdów ciężarowych w określonych miejscach i porach.

Istotne dla stanu środowiska jest zapewnienie paliw o standardach UE. Przemysł rafineryjny sukcesywnie realizuje przedsięwzięcia dotyczące zwiększenia produkcji benzyny bezołowiowej, obniżania zawartości siarki w oleju napędowym oraz wprowadzanie do paliw dodatków obniżających emisję zanieczyszczeń.

Dla zmniejszenia uciążliwości odpadów pochodzących z transportu przewiduje się m.in. modernizację systemu zbiórki olejów przepracowanych oraz budowę spalarni olejów zawierających polichlorobifenyle (PCB).

W coraz większym stopniu obserwujemy inwazję elektroniki w motoryzację, która stale się rozszerza i obejmuje nowe dziedziny. W badaniach nad pojazdami inteligentnymi są zaangażowane liczne grupy naukowców, producentów samochodów, przedstawiciele firm związanych z przemysłem motoryzacyjnym i elektronicznym na całym świecie.

Sygnaly emitowane przez sztuczne satelity, coraz częściej wykorzystywane są do komunikacji między pojazdami, a także do różnego rodzaju systemów nawigacji i wyznaczania pozycji samochodów.

System GPS (Global Positioning System) może określić pozycję każdego obiektu, na którym zostanie zamontowany jego odbiornik.

W ramach programów badawczych opracowano takie systemy nawigacyjne jak [2]:

- PROMETHEUS (Programme for a European Traffic with Highest Efficiency and Unprecedented Safety), rozpoczęty w 1986 r. w ramach programu Eureka, powstał z inicjatywy 18 wiodących europejskich. wytwórców samochodów oraz 40 instytutów badawczych. Miał za zadanie poprawę sytuacji na drogach przez rozwój technik informacyjnych, telekomunikacji, robotyki

i technologii transportu. Chciano opracować wspólny system ruchu w Europie, zwiększając w ten sposób bezpieczeństwo (planowano o 30%) oraz płynność (wzrost o 20%). Prace w ramach Prometheusa są prowadzone w siedmiu grupach tematycznych, trzech ściśle związanych z przemysłem motoryzacyjnym i czterech naukowych. We wrześniu 1991 r. przedstawiono praktyczne efekty tych badań w testach drogowych w Turynie. Demonstracja ta pokazała i udowodniła możliwości osiągnięcia celów, jakie zakładano.

- Program DRIVE (Dedicated Road Infrastructure for a Vehicle Safety in Europe), powstał w 1985 r. z inicjatywy Komisji Europejskiej jako próba zabudowania wspólnej dla wielu krajów infrastruktury na drogach. Obejmuje on około 70 projektów badawczych, związanych z zastosowaniem technologii informatycznych w transporcie kołowym. Ostatecznie uruchomiono w 1988 r. w siedmiu grupach problemowych. Mimo iż czas przeznaczony na te prace upłynął w 1991 r., podstawy do kontynuowania badań w latach 1991÷1994, przedłużono przez zatwierdzenie funduszy na projekt DRIVE II.
- Projekt amerykański IVHS (In Eligent Vehicle Highway System), którego korzenie sięgają 1980 r., został ostatecznie zainaugurowany dziesięć lat później. Zostały określone zadania dla szerokiego zespołu złożonego z przedstawicieli przemysłu, agencji rządowych i ośrodków akademickich. Utworzone komisje techniczne zajęły się systemami zarządzania taborem, transportem publicznym i bezpieczeństwem ruchu.
- Projekt japoński VICS (Vehicle Inforamtion and Communication System) rozpoczęty w 1991 r. został skupiony na usprawnieniu przepływu informacji o ruchu drogowym w celu poprawy jego bezpieczeństwa, usprawnienia organizacji i ochrony środowiska. Zapewnia on maksimum danych o zatrzymaniu ruchu organizacji ruchu wypadkach, objazdach oraz np. wolnych miejscach parkingowych. Ostrzega o zbliżających się innych pojazdach, wyświetla mapy danego regionu i podaje trasę przejazdu.

W chwili obecnej istnieje już cały szereg zewnętrznych systemów nawigacyjnych, tworzonych dla mniejszych, wybranych rejonów. Najbardziej znane to GuideStar, PathFinder, TravTrek w Stanach Zjednoczonych, Autoguide –Wlk. Brytania, Niemcy, czy Aliskout – Niemcy. Zewnętrzne systemy nawigacyjne opierają się na wykorzystaniu globalnego systemu ustalania pozycji (GPS) z wykorzystaniem satelitów [3].

Systemy nawigacji samochodowej umożliwiają uzyskanie lepszej mobilności, ochrony środowiska, poprawy bezpieczeństwa i wygodniejszą podróż.

Dzięki współpracy systemów satelitarnych z odbiornikami sygnałów GPS, znane jest bieżące położenie samochodu, z dokładnością do pojedynczych metrów.

Pierwsze urządzenia nawigacji samochodowej, działające we współpracy z czytnikiem płyt CD-ROM, były znane już na początku lat dziewięćdziesiątych.

Prawdziwa rewelacja nastąpiła jednak dopiero po szerokim wprowadzeniu systemów nawigacyjnych. Tak zwany autopilot zatroszczył się o to, aby kierowca nie musiał wypatrywać w dużych aglomeracjach znaków drogowych i tablic aglomeracyjnych i jednocześnie spoglądać na plan miasta. Zamiast tego komputer spokojnym głosem poinformuje o tym, czy trzeba skręcić, czy też jechać prosto.

Dodatkowo na małym monitorze umieszczonym na tablicy rozdzielczej, będzie wyświetlany odpowiedni wycinek planu miasta.

Sieć nawigacji satelitarnej na całej kuli ziemskiej tworzy możliwość określenia położenia geograficznego wszystkich samochodów poruszających się po drogach. Lokalizacja pojazdów, czyli określanie ich współrzędnych x, y (długości i szerokości geograficznej) odbywa się za pośrednictwem systemu GPS, korzystającego z 24 satelitów nawigacyjnych umieszczonych na orbitach geostacjonarnych. Istnieje zatem konieczność stosowania dodatkowych, czujników dostarczających dodatkowych informacji.

Każde urządzenie nawigacji samochodowej zawiera kilka współpracujących ze sobą bloków, takich jak [4]:

- odbiornik sygnałów GPS,
- czujniki pomocnicze,
- pamięć danych obejmujących mapy dróg,
- centralna jednostka obliczeniowa,
- monitor,
- pulpit obsługi.

W Polsce również zostały w całości opracowane satelitarne (GPS) systemy monitoringu i ochrony obiektów ruchomych, w firmie PROFUS ELTE spółka z o.o. [5] - jako jedyni w Polsce posiadają własne, autorskie oprogramowanie systemu, są także producentem jego kluczowych komponentów. Pozwala im to konfigurować jego architekturę stosownie do indywidualnych wymagań klienta, a także gwarantować jego ciągłą modernizację i rozwój wraz z rozwojem technik satelitarnych, telekomunikacyjnych i komputerowych.

Istotą oferowanego systemu jest ciągła, trwająca 24 godziny na dobę, dokładna geograficzna lokalizacja poruszającego się obiektu, połączona z możliwością dwukierunkowej transmisji danych w relacji „obiekt ruchomy - centrum monitoringu” w czasie rzeczywistym.

W badania nad pojazdami inteligentnymi zaangażowano już znaczne środki finansowe. Na realizację projektu PROMETHEUS przeznaczono kwotę 90 milionów ECU, a w pracach bierze udział 19 producentów 60 firm elektronicznych i 115 ośrodków badawczych. Na program DRIVE Wspólnota Europejska przeznaczyła 120 milionów ECU, po 60 milionów na każdy z etapów. Imponująco wyglądają kwoty zarezerwowane dla amerykańskiego projektu IVHS. Plan na sześć lat opiewa na 660 milionów USD, a w jego realizacji bierze udział ponad 500 firm i korporacji a także zaangażowano ośrodki akademickie [6].

Efektom rozwoju budowy pojazdu inteligentnego będzie:

- zmniejszenie negatywnego oddziaływania na środowisko,
- poprawa bezpieczeństwa ruchu drogowego
- zwiększenie efektywności jazdy,
- poprawa ekonomiki jazdy
- poprawa komfortu jazdy.

Wszystkie te wysiłki, poza osiągnięciami czysto technicznej, owocują wynikami w wielu innych sferach. Pomost rozciągany pomiędzy poszczególnymi państwami uczestniczącymi w projektach sprzyja daleko idącej integracji narodów. Tworzone są nowe akty prawne, normujące użytkowanie pojazdów inteligentnych w skali całych kontynentów, a nie tylko pojedynczych krajów. Ujednolicone są sposoby przekazu informacji, unifikuje się procesy produkcyjne.

Tym niemniej nie można zapomnieć o innym aspekcie użytkowania pojazdów inteligentnych. Ograniczenia wynikające z konieczności poruszania się w środowisku o wysokim stopniu organizacji ruchu mogą doprowadzić do wyeliminowania pewnych użytkowych funkcji tych pojazdów w przypadku awarii systemu zarządzania. Ponadto może zaistnieć bariera natury psychicznej, wynikające z ograniczenia woli kierowcy wówczas, gdy jego plany nie będą pokrywały się a globalna strategią systemu sterującego i wymuszają na nim inne działania niż chciałby realizować. Może to odebrać przyjemność prowadzenia samochodu i sprowadzić kierującego do roli wykonawcy poleceń systemu. Pełna automatyzacja może odebrać kierowcy poczucie obowiązku aktywnego uczestnictwa w ruchu drogowym, osłabić naturalne odruchy i uzależnić jego sprawność od działania niezależnych od niego układów.

Problem powszechnego użytkowania pojazdów inteligentnych wymaga przede wszystkim czasu na wprowadzenie nowych rozwiązań konstrukcyjnych w zakresie sterowania zespołami samochodu, tworzenie odpowiednich środowisk dla ruchu pojazdów, a także daleko idących zmian w psychice samych kierowców.



Próby ratowania przyrody obserwujemy w wielu dziedzinach, w tym także w dziedzinie motoryzacji. Wielkość emisji gazów spalinowych silników samochodowych w Polsce w latach 1990 i w prognozach na 2000 i 2010 ilustruje tabela 1.

**Tabela 1** Wielkość zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery Polsce (tyś. ton)  
**Table 1** Amount of contaminants emitted to the atmosphere in Poland (thousands of tons)

Składniki gazów spalinowych	Rok			
	1990	1995	2000	2010
Tlenek węgla	1418	1290	1410	1090
Węglowodory	401	380	380	290
Tlenki azotu	469	640	640	395
Tlenki siarki	54	70	70	46
Sadza	20	28	28	25
Ołów	1,16	-----	-----	-----

*Zródło: J. Frąś, Techniki multimedialne w technice i edukacji ekologicznej i kształceniu zawodowym, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego, Szczecin 1998*

### 3. Podsumowanie

Prognozy są optymistyczne pomimo wzrostu liczby samochodów Polsce, wielkość zanieczyszczeń będzie spadać po 2000 roku. Będzie to efektem dostosowania norm i przepisów do standardów obowiązujących w USA i krajach Unii Europejskiej.

W dobie końca lat dziewięćdziesiątych dwudziestego wieku ludzkość jest zobowiązana do wykorzystania zdobytej wiedzy w tym nowych technik i technologii na rzecz godzenia gospodarki człowieka z rozwojem ekologicznym otaczającego świata.

Współczesna cywilizacja winna poddać się Uniwersalnym Regułom Ekorozwoju przyjętym na Konferencji Narodów Zjednoczonych w Rio de Janerio w 1992 roku wyrażonym w tzw. Karcie Ziemi.

### Literatura

1. **Zalewska K.:** Czasopismo EKOPROBLEMY, 1998, s.67
2. **Szczepaniak L.C., Szosland A.:** Auto technika motoryzacyjna, czerwiec 6/94)
3. **Szczepaniak C., Szosland A.:** Auto..., ss.27-30
4. **Rudnicki C.:** Radioelektronik Audio-HiFi-Video, 4/1998 s.4
5. **Szczepaniak C., Szosland A.:** Auto Technika Motoryzacyjna. 6/94, s.30
6. **Tylus A.:** Materiały informacyjne Spółki z o.o. Profuselete



## **Contemporary trends in motorization, which limit threads for the environment**

### **Abstract**

Transport has a substantial influence on the environment, for the sake of its diversity as well as conditions of its use. The basic thread is emission of harmful substances along with exhaust fumes.

Means of road transport are, especially in big cities, among the biggest sources of noise. Noise level mostly depends on traffic volume, its fluency, composition of vehicle streams, development, width and road surface quality.

Increase of traffic requires development and modernisation of road net, especially for the sake of necessity of fuel saving and other costs of vehicles exploitation, increase of traffic fluency and shortening of driving time, increase of road traffic safety. All these benefits are usually reached at the cost of occupied terrain.

Wastes produced by motorization are a big problem. It concerns exploitation wastes (used motor and transmission oils, grease, radiator and breaking fluids, batteries), used tyres as well as car wrecks and their parts and equipment.

Global level of each kind of threat depends on number of parameters such as: size and structure of vehicles fleet (high homogeneity for the sake of dominant part of home-made vehicles, high participation of small-engine cars), age and quality structure of vehicles fleet (relatively long term of use, longer than in Western Europe), average mileage of each category of cars. Unfortunately not all such data is statistically measured, this causes big difficulties when trying to estimate emissions values. Also estimation of ecological and economical losses, caused by transport devastating the environment, is a very complicated task.

A number of technical and organisational ventures were made in Poland to decrease negative influence of motorization on the environment. Country's transportation politics in this range is modelled on carried on until now and anticipated for realisation in EC countries.

Contemporary civilisation should undergo Universal Rules of Ecodevelopment established in the Conference of United Nations in Rio de Janerio in the year 1992, expressed in so called The Earth's Card.



## Metodyka oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych

*Franciszek Piontek*  
*Akademia Ekonomiczna - Katowice*

Recenzent: *Włodzimierz Deluga*  
*Politechnika Koszalińska*

### 1. Wstęp

W ostatnich latach funkcjonowanie ekologicznych funduszy celowych w gospodarce rynkowej staje się przedmiotem szczególnego zainteresowania.

Zgłaszane uwagi krytyczne dotyczą zwłaszcza dwóch kwestii:

- naruszania zasady konkurencyjności poprzez preferencyjne wydatkowanie środków [2],
- oceny efektywności wydatkowania tych środków.

To ostatnie zagadnienie stanowi przedmiot – materialny – niniejszego artykułu. Natomiast jego przedmiotem formalnym (aspekt ujęcia przedmiotu materialnego) jest określenie przesłanek właściwego doboru metodyki (procedury) oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych, w myśl zasady: **charakter instytucji (natura przedmiotu ocenianego) – rodzaj efektywności – metodyka oceny**.

W ostatnich dziesięcioleciach ekonometria, matematyka finansowa, matematyka ekonomiczna, a także ekonomia środowiskowa dopracowały się wielu metod oceny zjawisk występujących w otaczającym nas świecie. Ich liczba nie pozwala dokonać szczegółowej ich oceny z punktu interesującego nas tematu. Aksjologiczne podstawy tych metod nie stały się też przedmiotem oceny w ramach filozofii. Z reguły ich przydatność analizowana jest z punktu praw i kryteriów (mierników) rynkowych co powoduje, że zasadność stosowania niektórych metod może budzić merytoryczne zastrzeżenia, a w praktyce – powodować eliminowanie wartości o charakterze podstawowym. Na obecnym etapie – w zakresie interesującego nas tematu – najczęściej popełnianymi błędami są:

- stosowanie do oceny efektywności funkcjonowania Funduszy Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej – metod właściwych dla oceny efektywności podmiotów rynkowych (w tym inwestorów),

- podejmowanie przez same FOŚ i GW próby zastępowania własnej efektywności – i legitymowania się - efektywnością pożyczkobiorców (głównie inwestorów).

Obydwa podejścia sprzeczne są z wymogami art. 88f., ust. 3, pkt 5 Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska – zobowiązującego FOŚ i GW – posiadające osobowość prawną – **do realizowania efektywności ekologicznej.**

## 2. Specyfika Funduszy Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

Fundusze Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (FOŚ i GW) – podobnie jak wszystkie fundusze celowe - należą do podmiotów sektora publicznego. Są one jednostkami tworzonymi w celu realizacji jednego – wyodrębnionego zadania – stojącego przed Państwem. Wyodrębnienie to wyraża się w wyłączeniu określonego zadania z zadań przynależnych budżetowi państwa – w celu zapewnienia jego bezwzględnej realizacji. Wydzielenie takie służy powiązaniu priorytetowych zadań z dochodami uzyskiwanymi z ustawowo określonych źródeł [7, 8].

Specyfika ekologicznych funduszy celowych sprawia, że:

- ich wydatkowanie odbywa się na zasadach niekomercyjnych,
- przy ocenie efektywności wydatkowania środków dominującymi winny być mierniki jakościowe, a przede wszystkim mierniki oceniające stopień realizacji ustawowo określonych zadań,
- na podmiotach gospodarujących takimi funduszami spoczywa obowiązek szczególnej dbałości o nie [7, 8].

Podmioty gospodarujące ekologicznymi funduszami celowymi – podobnie jak cały sektor publiczny – w polityce wydatkowania swoich środków powinny kierować się dwoma zasadami:

- ◆ ograniczania w czasie liczby finansowanych zadań i eliminowanie tą drogą poszczególnych (zrankingowanych) zagrożeń,
- ◆ zwiększania efektywności wydatkowania środków [7, 9].

Wymienione zasady są typowymi zasadami znajdującymi zastosowanie w gospodarowaniu środkami finansowymi, w tym ekologicznymi funduszami celowymi. W tej sytuacji - jako zasady określające wydatkowanie ekologicznych funduszy celowych – nie należy traktować:

- przepisów bankowych regulujących wydatkowanie środków i procesy zasilania przedsięwzięć oraz przepisów proceduralnych,
- zasad, które właściwe są dla gospodarowania zasobami przyrodniczymi (a nie funduszami celowymi), w tym zasad H. Daly’ego [1].

### 3. Rodzaj efektywności właściwy dla oceny efektywnego wydatkowania ekologicznych funduszy celowych

Stosowany do oceny efektywności wydatkowania – ekologicznych funduszy celowych rodzaj efektywności winien być funkcją specyfiki podmiotu ocenianego i realizowanej przez ten podmiot działalności.

Istnieją dwa podstawowe i istotnie różniące się rodzaje efektywności: **społeczna i ekonomiczna**, omówione w pracach [4, 5, 6, 10].

Z punktu podjętego tematu interesuje nas efektywność ekologiczna ( $E_{ekol}$ ) – którą można wyróżnić w ramach efektywności społecznej na podstawie art. 88f., ust. 3, pkt 5 Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska – i do przestrzegania które zobowiązane są Fundusze Ekologiczne posiadające osobowość prawną.

**Efektywność ekologiczna** jako składowa efektywności społecznej jest również relacją efektu do nakładu (warunek konieczny):

$$E_{ekol} = \frac{\text{Priorytet nadrzędny } (P_{ekol})}{\text{Nakład (ekologiczny) } (N_e)}$$

Przeprowadzenie oceny w ramach efektywności  $E_{ekol}$  ma charakter przede wszystkim jakościowy, z reguły jakościowo jest określony licznik takich ułamków i można sformułować następujące kroki postępowania, których należy przestrzegać dla zapewnienia efektywności społecznej i ekologicznej wydatkowania określonych środków (ponoszenia nakładów) [3]:

- ocena poprawności stosowanych kryteriów umożliwiających zaliczenie odpowiednich elementów do zbiorów priorytetów ( $P_{ekol}$ ), występujących w liczniku (w zapisie efektywności ekologicznej),
- porównanie przyjętych priorytetów (lub celów społecznych) z priorytetami standardowymi (celami standardowymi) ustalonymi na zasadzie dedukcji z koncepcji rozwoju zrównoważonego lub z dokumentów światowych - np. z kategoriami zawartymi w Agendzie 21,
- porównanie przyjętych priorytetów z obowiązującymi unormowaniami prawnymi dotyczącymi wydatkowania określonych funduszy, np. ekologicznych funduszy celowych [art. 88, 88a, 88b Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska],
- porównanie zrealizowanych priorytetów (celów) z priorytetami (celami) przyjętymi do realizacji przez Fundusze.

Pamiętać przy tym należy, że powinna obowiązywać zasada hierarchizacji zarówno samych priorytetów, jak i kryteriów ich ustalania. W praktyce



bardzo często obowiązujące rozwiązania - dotyczące m. in. wydatkowania celowych funduszy ekologicznych - nie przestrzegają tej zasady.

Oceny zgodności kryteriów i priorytetów z przyjętymi miarami odniesienia można w praktyce dokonywać w systemie [01] stwierdzając zgodność lub jej brak albo w skali trójstopniowej [np.: brak zgodności „-”; słaba zgodność „+/-”; pełna zgodność „+”].

W przypadku efektywności ekologicznej ważny jest stopień realizacji przyjętych celów (priorytetów) działania. Ponoszony na ich realizację nakład ma znaczenie drugorzędne, co nie oznacza, że należy marnować wydatkowane środki (pieniądze). Jest jednak nieporozumieniem, kiedy instytucje odpowiedzialne za wydatkowanie środków w ramach efektywności ekologicznej (w myśl art. 87, ust. 3 pkt. 5 Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska) usiłują swoją efektywność dokumentować przy pomocy wskaźnika malejących nakładów np. na tonę zatrzymanych zanieczyszczeń [3] i to w sytuacji, kiedy stopień realizacji przyjętych priorytetów (w praktyce rozproszonych w ogromnej liczbie tzw. przedsięwzięć priorytetowych) – nie wskazuje na jednoznacznie realizację priorytetu nadrzędnego [3, etap III].

Można przyjąć, że przy wydatkowaniu środków w ramach efektywności ekologicznej i społecznej obowiązują dwie zasady:

- realizacja priorytetu jest nadrzędna w stosunku do wydatkowanych środków,
- z drugiej jednak strony obowiązuje zasada niemarnowania – czyli oszczędzania – środków wydatkowanych na realizację poszczególnych priorytetów.

Natomiast w efektywności ekologicznej – podobnie jak w społecznej – nie potrzeba relacji efektu / nakładu odnosić do żadnego kryterium.

Zrealizowanie dwóch wymienionych zasad w praktyce będzie możliwe, jeśli dla poszczególnych priorytetów (celów strategicznych) zostaną opracowane przynajmniej alternatywne programy prowadzące do ich osiągnięcia. Posłużmy się przykładem ze zrównoważonego rozwoju. Z dużym uproszczeniem dla priorytetu „zmniejszenie zagrożenia zdrowia” – poprzez poprawę jakości powietrza - można przyjąć następujące programy:

- ograniczenie emisji pyłów i gazów pochodzących z emisji przemysłowej, której efekty często osiągane są w znacznej odległości (5 tys. – 10 tys. km) od źródła emisji,
- zmniejszenie niskiej emisji na danym obszarze poprzez:
  - program gazyfikacji,
  - program wykorzystania ciepła z elektrowni w sposób zintegrowany, np.: w powiązaniu z własnymi źródłami paliw.

Przyjęty (spośród wymienionych i opracowanych) program realizacji dobrze zdezagregowanego zadania priorytetowego uzasadnia wydatkowanie określonych nakładów niezbędnych dla realizacji celu nadrzędnego, jakim

w zapisie ( $E_{ekol}$ ) jest nadrzędny priorytet. Z kolei minimalizacja nakładów na realizację określonego programu lub składowych tego programu zapewnia uzyskiwanie efektywności ekonomicznej na drodze realizacji priorytetu (nadrzędnego celu). W tej sytuacji dyskusja nad kosztem poniesionym na tonę zatrzymanych pyłów i gazów z punktu stopnia realizacji zadania priorytetowego nie znajduje uzasadnienia. Można empirycznie udowodnić, że wydatkowanie środków preferencyjnego finansowania na redukcję pyłów i gazów może legitymować się wzrostem zatrzymanych emisji przy braku zmian jakości powietrza, a więc zjawisko świadczące co najmniej o wątpliwym realizowaniu priorytetu nadrzędnego [3, III etap].

W wyniku proponowanych procedur efektywność ekologiczna (jako składowa efektywności społecznej) została potraktowana w sposób zintegrowany z efektywnością ekonomiczną.

**Efektywność ekonomiczna** została omówiona w pracach [4, 5, 6].

W zrównoważonym rozwoju przy zintegrowaniu celów ekonomicznych, ekologicznych i społecznych wzór efektywności ekonomicznej, ekologicznej i społecznej przyjmuje postać:

$$E_{ees} = \frac{\begin{matrix} \text{I} \\ \text{P} \\ \text{N} \end{matrix}}{\begin{matrix} \text{I} \\ \text{P} \\ \text{N} \end{matrix}} + \frac{\begin{matrix} \text{II} \\ \text{Se} + \text{Ks} \\ \text{Ne} + \text{Ns} \end{matrix}}{\begin{matrix} \text{II} \\ \text{Se} + \text{Ks} \\ \text{Ne} + \text{Ns} \end{matrix}} \Rightarrow Kr$$

gdzie:

- $E_{ees}$  - zintegrowana efektywność ekonomiczna, ekologiczna i społeczna,
- $N$  - nakład ponoszony na uzyskanie efektu ekonomicznego,
- $Ne$  - nakład ponoszony na uzyskanie efektu ekologicznego,
- $Ns$  - nakład ponoszony na uzyskanie efektu społecznego lub korzyści pozagospodarczych,
- $P$  - efekt ekonomiczny,
- $Se$  - efekt ekologiczny (bezpośredni i pośredni, w tym straty ekologiczne, które nie wystąpiły w wyniku poniesionych nakładów) ( $Ne$ ),
- $Ks$  - korzyści społeczne (pozagospodarcze), które uzyskano w wyniku poniesionych nakładów, np. r a służbę zdrowia, prorodzinną politykę, kształcenie (a nie szkolenie),
- $Kr$  - teoretycznie przyjęte kryteria odniesienia, tj. stopa procentowa na rynku pieniężnym, średnia stopa zysku, a także obowiązujące unormowania prawne.

Pierwsza część wzoru oznaczona symbolem (I) jest efektywnością ekonomiczną związaną z kryteriami ekonomicznymi, a w szczególności ze stopą zysku, podobnie jak w strategii wzrostu gospodarczego (we wzorze E, w pracach [5, 6]). Ta część wzoru nie tylko nie wyklucza, ale postuluje wzrost gospodarczy nazwany też (błędnie) w literaturze rozwojem zrównoważonym (harmonijnym). Tak rozumiany rozwój nie ma jednak nic wspólnego z rozwojem zrównoważonym (trwałym). Można powiedzieć, że ta część wzoru (I) umożliwia powiększanie kapitału ekonomicznego kosztem kapitału ludzkiego i przyrodniczego, i stanowi zaprzeczenie rozwoju zrównoważonego. Z punktu rozwoju zrównoważonego istotne znaczenia ma część (II) wzoru Eees. Jej uwzględnienie w procesie gospodarowania decyduje o tym, czy w wyniku niewłaściwego, bądź właściwego tempa działania w gospodarce są i będą wytwarzane złe czy dobre struktury. Te ostatnie struktury niezbędne są z punktu rozwoju trwałego [6].

Na podstawie wielu rozważań i analiz można stwierdzić, że stosowanie:

- kategorii efektywności społecznej ( $E_s$ ) i ekologicznej ( $E_{ekol}$ ) jest właściwe dla wyższych szczebli kierowania, dla podmiotów które opracowują strategie i określają relacje między wykorzystaniem poszczególnych rodzajów kapitału (ekonomicznego, ludzkiego i przyrodniczego) dla gmin, które funkcjonują jako składowa władzy publicznej oraz dla Funduszy Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Oznacza to, że tą kategorią efektywności winny kierować się również zespoły opracowujące programy restrukturyzacji określonego sektora i wydatkowania funduszy publicznych. Właśnie w tych programach zapada decyzja o zagospodarowaniu wymienionych w tekście rodzajów kapitału i funduszy.
- natomiast jednostki gospodarujące (przedsiębiorstwa, firmy, inwestorzy) zobowiązane są do przestrzegania:
  - efektywności ekonomicznej (E) - w neoliberalnej strategii wzrostu gospodarczego (por. metodę CBA), a
  - w rozwoju zrównoważonym - do zintegrowanej efektywności ekonomicznej, ekologicznej i społecznej (Eees), zadawanej kryteriami artykułowymi w normach prawnych.

A zatem jest merytorycznym nieporozumieniem jeśli Fundusze Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej do oceny własnej efektywności usiłują wykorzystać taki rodzaj efektywności, który właściwy jest dla oceny efektywności pożyczkobiorców.

Merytorycznego objaśnienia wymaga symbol Se we wzorze (Eees) właściwej dla pożyczkobiorców. Można przyjąć, że jest on różnicą między korzyściami i stratami (kosztami).

$$Se = \text{korzyści} - \text{koszty (straty)}$$

Nie można jednak zgodzić się z tym – jak się często wskazuje [11] - że różnica ta ma być niemniejsza od zera (korzyści – koszty  $\geq 0$ ), dlatego niezbędne jest rozpatrywanie następującej relacji:

$$\frac{\text{korzyści} - \text{koszty}}{\text{Ne}}$$

Ne

Stwierdzenie to uzasadniają badania empiryczne, z których wynika, że ekonomicznie opłacalne jest eliminowanie tylko od 60 do 90% strat ekologicznych. Nakłady ponoszone na przeciwdziałanie pozostałym stratom wahającym się w granicach 10 – 40 % wartości strat są wyższe od ewentualnych efektów i są nieopłacalne [4].

W procesie waloryzacji zarówno korzyści jak i kosztów zastosowanie znajdują następujące metody:

- wyceny warunkowej (Contingent Valuation Method CVM),
- kosztu podróży,
- oddziaływanie – skutek,
- odtworzeniowa,
- wskaźników,
- cen przyjemności,
- obliczeń bezpośrednich,
- utraconych korzyści (możliwości),
- substytucyjna,
- kompensacyjna, prewencyjna,
- unikania,
- eksperymentowa.

Metody te zostały omówione w pracach [7] i innej Autora będącej w przygotowaniu.

Z punktu niniejszego tematu interesuje nas metoda cost – benefit analysis (CBA) – właściwa dla oceny efektywności projektu inwestycyjnego, a w szczególności:

- próby zastosowania tej metody do oceny efektywności ekologicznych funduszy celowych oraz
- ekologiczne modyfikacje tej metody.

#### 4. Metodyka oceny ekonomiczno-ekologicznej efektywności projektu inwestycyjnego – jej zastosowanie i modyfikacje

Analiza kosztów i korzyści cost-benefit analysis (CBA) jest powszechnie używaną metodą stosowaną w ekonomii dobrobytu. Znajduje zastosowanie szczególnie wówczas, kiedy należy rozpatrzyć społeczne uzasadnienie wielkich projektów. Metoda ta polega na:

- nadaniu wszystkim korzyściom i kosztom wartości pieniężnych,
- porównaniu korzyści z kosztami we wszystkich ocenianych projektach,
- dokonaniu wyboru tego projektu, który najlepiej spełnia obraną funkcję celu, przy czym pamiętać należy, że dominujące znaczenie posiada maksymalizacja celu ekonomicznego.

Wtedy jednak pierwszy składnik tej metody, tj. waloryzacja korzyści i kosztów, szczególnie w odniesieniu do tych dóbr, które nie mają normalnego rynku i swojej oceny wzbudza wiele kontrowersji. Metoda CBA jest szeroko opisana w pracy A. Wosia [11]. Ograniczamy się zatem do przedstawienia podstawowych jej założeń. Zasadą CBA jest spełnienie następującej nierówności:

$$NSB = (B - C) > 0$$

gdzie:

NSB - oznacza korzyść społeczną netto (net social benefit),

B - oznacza korzyść,

C - koszt.

Jeżeli pewne składniki korzyści lub kosztów nie mogą być wyrażone w pieniądzu, wówczas CBA może być zmodyfikowana w ten sposób, aby jego formuła implicite zawierała cenę. Jeśli np. zużycie danego zasobu powoduje niekorzystne skutki zdrowotne, których wartościowo wyrazić nie potrafimy, to wówczas oczekujemy, że zostanie spełniona następująca nierówność:

$$NSB = (B - C - H) > 0$$

gdzie:

H - oznacza koszty związane z utratą zdrowia przez pewną populację ludzi.

Wyrażenie (B-C) występuje w wartościach pieniężnych, natomiast zmienna H nie może być wyrażona w pieniądzu. Wówczas oczekujemy, aby  $(B-C) > H$ , przy czym ile „warte” jest zdrowie musi być określone przez decydenta (próby takiej wyceny zawierają prace [28 i 23]). Ważne jest, aby korzyść pieniężna była wyższa od wartości, jaką decydent nadaje zmiennej niemierzalnej.

Oznacza to, że CBA nie wymaga bezwzględnie, aby wszystkie składniki rachunku były bezwzględnie wyrażone w pieniądzu. Jednak im więcej skład-



ników objętych analizą może uzyskać miarę pieniężną, tym dokładniejszy jest rachunek i tym pewniejsza może być decyzja.

W ocenie projektów stosuje się mierniki efektywności technicznej i ekonomicznej. Daną wielkość efektu lub pewnej kombinacji różnych efektów przypadająca na jednostkę nakładu lub pewną kombinację nakładów - definiowana jest jako **efektywność techniczna**. Wyrażana jest ona w jednostkach fizycznych, w jakich występują efekty i nakłady. W praktyce taką formułą efektywności posługują się niektóre Fundusze (np. ekologiczne) dla oceny własnej efektywności, co nie jest merytorycznie uzasadnione [11].

**Efektywność ekonomiczna** wymaga nie tylko wartościowej wyceny poszczególnych efektów i nakładów, ale także wprowadza **kryterium**, wedle którego podejmowane są decyzje w sprawie alokacji nakładów i wyboru produktów. W warunkach gospodarki rynkowej kryterium tym jest maksymalizacja efektów na jednostkę tych nakładów (zasobów), które są ograniczone. Pojęcie efektywności ekonomicznej nie neguje efektywności technicznej, ale wprowadza (kryterium) element racjonalizacji gospodarowania (kryterium). Efektywność ekonomiczna (por. punkt 3) definiowana jest jako sytuacja, w której zasoby zostały tak ulokowane pomiędzy alternatywne zastosowania, że żadna zmiana ich użycia nie może przynieść poprawy sytuacji jednostek. Tak więc, każda jednostka (firma) zwiększa użycie zasobów do punktu w którym koszt krańcowy (koszt nakładów krańcowych) zrównuje się z ceną produktu (rynkowa wycena produktu krańcowego). Efektywność ekonomiczna może być osiągnięta wówczas kiedy:

- każdy produkt, na który zostały poniesione koszty – został sprzedany,
- ceny rynkowe wytworzonych produktów i nakładów są niezależne od wielkości produkcji. Te warunki mogą być spełnione wówczas, kiedy produkty są podzielne, tzn. nie występują dobra wspólne (collective goods).

W CBA stosuje się dwie miary (kryteria):

1. **stopa zwrotu nakładów inwestycyjnych,**
2. **relacja korzyści do kosztów.**

Odpowiedzi, jakie można uzyskać stosując te miary są różne. Również listy rankingowe projektów przy stosowaniu tych dwu mierników mogą być różne, co może mieć zasadniczy wpływ na decyzje. Analiza tych mierników została przedstawiona w pracy A. Wosia [11].

W procedurze wyboru projektów pojawia się pytanie, czy stosować relację korzyści do kosztów (B/C) czy też różnicę między korzyściami i kosztami (B – C). Jeśli jednak w praktyce stosuje się obydwie relacje to należy to czynić w dwu kolejnych etapach:

- pierwszy etap analizy polega na określeniu skali projektu, wówczas stosuje się różnicę między korzyściami a kosztami. Maksymalizuje się tę różnicę

do punktu, w którym dodatkowe korzyści przewyższają jeszcze dodatkowe koszty (przy czym koszty - odejmowane od korzyści - nie muszą oznaczać nakładów por. punkt 2). W opisywanej metodyce pomija się takie rozróżnienie.

- drugi etap polega na ustaleniu listy rankingowej w oparciu o względną ocenę poszczególnych projektów, wówczas stosuje się relację korzyści do kosztów (a właściwie nakładów B/C).

Te dwa etapy prowadzą niekiedy do rozbieżnych wyników. Jeżeli rozważamy projekty złożone, w których dają się wyodrębnić pewne segmenty, to wówczas relacja B/C jest najwyższa kiedy do projektu wprowadzimy tylko najlepsze segmenty. W miarę jak wprowadza się segmenty o niższej relacji B/C, przeciętna wartość tej relacji może spaść poniżej punktu krytycznego wartości granicznej. Poniżej tej wartości żaden projekt nie powinien być przyjęty. Jeżeli projekt obejmuje dwa jednakowe co do wielkości segmenty, które mogą być zrealizowane oddzielnie, i jeżeli B/C w segmencie A wynosi 2,0 zaś w segmencie B – 1,2 to relacja dla całego projektu wyniesie 1,6. Jeżeli w danym czasie, przy realnie istniejących uwarunkowaniach finansowych i budżetowych, dopuszcza się do realizacji projekty o B/C wyższej od 1,7 to wówczas rozważny projekt zostanie odrzucony. Wartość równa 1,7 odgrywa tu rolę granicznej normy efektywności nakładów (w analizie efektywności inwestycji – graniczny czas zwrotu nakładów, który określa górną granicę czasu, w jakim dany nakład inwestycyjnych powinien zwrócić się). W warunkach gospodarki rynkowej graniczna norma efektywności nakładów wyznaczana jest przede wszystkim przez bankową stopę procentową, na rynku pieniężnym, ale także przez rynkowy kurs akcji. Stopa procentowa jest zawsze dolną granicą normy efektywności nakładów, a więc także relacji B/C.

Decyzje w sprawie użycia zasobów przyrodniczych z reguły wymagają długiej perspektywy, a wtedy jednostka korzyści warta jest coraz mniej, w miarę upływu czasu. Jeśli więc przyszłe korzyści chcemy sprowadzić do ich wartości obecnych (w chwili przygotowywania projektu), musimy zastosować procedurę dyskonta [por. A. Woś 11].

Nie ulega żadnej wątpliwości, że metoda CBA jest właściwa dla oceny efektywności ekonomicznej (Ee) i w jakimś zakresie - zintegrowanej efektywności ekonomicznej, ekologicznej i społecznej (Eees) – ale wyłącznie projektów inwestycyjnych. Obecnie jednak panuje tendencja modyfikowania metody CBA i wykorzystywania jej do oceny efektywności takich działań, które ze swej natury nie mogą spełniać kryteriów efektywności ekonomicznej. Przykładem takiego podejścia są liczne odwoływania się zespołów oceniających – prawie w odniesieniu do wszystkich dziedzin – do zgodności z zaleceniami UNIDO. Podejściu takiemu dali również wyraz Autorzy artykułu pt.: „Ocena efektywności

ekonomicznej inwestycji proekologicznych” (w:) *Ekoinżynieria* 1998, nr 11. W artykule zakres stosowania metody CBA nie jest jednoznacznie określony. Wprawdzie tytuł sugeruje, że chodzi o projekty inwestycyjne o charakterze proekologicznym, ale w treści Autorzy wykraczają poza ramy tytułu:

- powołują się na artykuł 88f, ust. 3, pkt 1 – 5 Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska, który to artykuł ustawy traktuje o efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych i używa sformułowania „efektywność ekologiczna” (pkt 5),
- stwierdzają: „Zaproponowano praktyczne i **poprawne metodologicznie** wskaźniki oceny efektów ekologicznych, oraz wskaźniki efektywności dla inwestycji proekologicznych, które stanowić mogą użyteczne narzędzie w praktyce działania Funduszy Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej”.

Otóż naszym zdaniem istnieje potrzeba udowodnienia dwóch kwestii:

- zasadności i prawdziwości cytowanego stwierdzenia i
- poprawności metodologicznej proponowanych w artykule formuł.

Krótkie ustosunkowanie się do treści cytowanego artykułu naszym zdaniem jest niezbędne. Tak dyskusyjne artykuły nierzadko bowiem bywają wykorzystywane w procesie dydaktycznym z pominięciem istniejących wątpliwości i niedostatków. Zasadnicze uwagi i zastrzeżenia są następujące:

- Autorzy cytowanego artykułu nie rozróżniają między efektywnością Funduszy Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (do której Fundusze są zobowiązane na mocy art. 88f, ust. 3 Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska), a efektywnością pożyczkobiorców korzystających z preferencyjnego finansowania. W tym przypadku naruszona została zasada: **charakter ocenianej instytucji – rodzaj efektywności – metoda rachunku sozoeconomicznego**. Rodzaj efektywności przyjętej do oceny jest funkcją specyfiki ocenianej organizacji, a metoda rachunku sozoeconomicznego jest funkcją właściwego dla danej organizacji rodzaju efektywności. Nie można instytucji niekomercyjnych oceniać w ramach efektywności ekonomicznej i stosownych dla tej efektywności metod. Odwoływanie się do rynku jest świadectwem braku należytego rozpoznania podjętego zagadnienia.
- Udowodnienia zatem wymaga fakt, że efektywność pożyczkobiorców, a więc efektywność projektów inwestycyjnych, dla oceny których właściwa jest metoda CBA (przede wszystkim w wymiarze ekonomicznym) może być traktowana jako efektywność Funduszy OŚ i GW. Wtedy cytowane na podstawie artykułu stwierdzenie będzie mogło być zasadne i prawdziwe.
- Z definicji fundusze celowe, w tym Fundusze Ekologiczne powoływane są po to, aby wspierać realizację nadrzędnych priorytetów, które z natury rze-

czy wykraczają poza wymogi stawiane przez metodę CBA. Można udowodnić, że stosowanie CBA – w ramach wąsko rozumianej efektywności ekonomicznej a więc z naruszeniem wymienionych relacji: organizacja - efektywność - metoda – wyklucza nierzadko realizację nadrzędnego priorytetu [13], tzn. wymóg ustawy (art. 87a Znowelizowanej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska).

- Zdaniem Autorów cytowanego artykułu przy obliczaniu zintegrowanego efektu ekologicznego (wzory 8 i 9) za najbardziej praktyczne rozwiązanie należy uznać strukturę opłat. Wtedy jednak - biorąc pod uwagę wady jakimi obciążone są opłaty – należy zapytać o wartość zintegrowanego efektu ekologicznego. Aktualnie opłaty – pomijając ich powszechnie akcentowaną niedoskonałość - pełnią przede wszystkim funkcje redystrybucyjne związane z gromadzeniem środków. Autorzy przyjmując opłaty jako wagi (we wzorze 9) powinni najpierw odpowiedzieć na pytanie o jaki zintegrowany efekt ekologiczny chodzi: czy związany z gromadzeniem środków, czy z ich wydatkowaniem.
- Przeprowadzając krytykę procedur i kryteriów wyboru przedsięwzięć finansowych ze środków Funduszy oraz sposobu obliczania efektywności kosztowej, a w tym kosztów równorocznych Autorzy cytowanego artykułu dowodzą, że liczba lat we wzorze AC może być dowolnie duża, dlatego AC może być dowolnie małe. Trzeba jednak pamiętać, że w ekonomii nie operuje się wielkościami dążącymi do nieskończoności, (ani dowolnie dużymi, ani dowolnie małymi), a liczbę lat ( $n$ ) z reguły wyznacza przyjęty okres amortyzacji.

## 5. Wnioski

Zakres i zasadność stosowania określonej metody dla oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych (lub innej działalności) określają jej podstawy aksjologiczne wyrażone relacją: **charakter instytucji (natura przedmiotu ocenianego) – rodzaj efektywności – metodyka oceny**.

Naruszanie tej relacji może powodować eliminowanie określonych wartości o charakterze podstawowym.

Nie można metod właściwych dla oceny efektywności projektów inwestycyjnych – a więc działalności pożyczkobiorców – stosować do oceny efektywności ekologicznej wydatkowania ekologicznych funduszy celowych.

Nie można żadnej metody modyfikować w sposób dowolny i „według potrzeb”. Możliwe do wykorzystania i stosowania w ramach efektywności ekonomicznej metody wymagają doskonalenia.



## **Literatura**

1. Daly H.E., Sustainable Development from Concept and theory Toward Operational Principles. *Population and Development Review* 1990, nr 16.
2. Fiedor B., Identyfikacja, ocena i kryteria porównywania skutków zaburzeń powodowanych w systemie gospodarczym przez preferencyjne finansowania przedsięwzięć proekologicznych, Wrocław 1997 (maszynopis).
3. Ocena efektywności ekonomicznej działań ekologicznych w woj. katowickim w latach 1994 – 1997, w tym realizowanych z udziałem środków funduszy ochrony środowiska i gospodarki wodnej. Praca zb. pod red. F. Piontka, Katowice 1998 – 1999 (maszynopis)
4. Piontek B., Piontek F. Piontek W., Ekorozwój i narzędzia jego realizacji, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 1997.
5. Piontek F., Piontek B., Wzrost gospodarczy a zrównoważony rozwój – środowisko, mierniki, efektywność współzależności i strategie wrażliwości (w:) Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska, IV Ogólnopolska Konferencja Naukowa, Politechnika Koszalińska, Komitet Górniczy PAN, Koszalin – Ustronie Morskie 1999.
6. Piontek F., Środowisko przyrodnicze a strategia gospodarowania (w:) *Problemy Ekologii* 1999, nr 2.
7. Piontek W., Rachunek sozoeconomiczny wydatkowania środków funduszy ekologicznych. Praca doktorska (w przygotowaniu).
8. Piontek W., Rola i znaczenie FOŚ i GW w systemie finansów publicznych w Polsce (W: [3]).
9. Piontek W., Zasady formalno-prawne gospodarowania środkami funduszy publicznych i funduszy ochrony środowiska (w: [3]).
10. Sulmicki P., Planowanie i zarządzanie gospodarcze, PWE Warszawa 1973.
11. Woś A., Ekonomia odnawialnych zasobów naturalnych, SGH, Warszawa 1993.

## **Methodology of ecological purpose funds spending evaluation**

### **Abstract**

During last years functioning of ecological purpose funds in market economy becomes the subject of special interest. Submitted critical comments concern especially two issues:

- violating principles of competition by preferential spending finance resources [2],
- evaluation of spending those resources efficiency.

This last issue is the subject of this paper. But its formal subject is to describe circumstances of proper selection of methodology (procedure) of evaluation of ecological purpose funds spending efficiency, according to princi-



ple: **character of institution (nature of evaluated subject) – the kind of efficiency – methodology of evaluation.**

Environment Protection and Water Management Funds – like all other purpose funds – belong to subjects of public sector. They are units created to fulfil one – selected task. This selection is done by excluding given task from the tasks belonging to state's budget – to ensure its strict realisation. Such excluding serves for connecting priority tasks with incomes from sources determined by acts [7, 8].

Specificity of ecological purpose funds causes, that:

- their spending is done on non-commercial principles,
- during evaluation of resources spending efficiency quality measures should be dominant and especially measures which evaluate realisation degree of tasks determined by acts,
- economical subjects, which manage these resources have to particularly take care of them [7, 8].

The kind of efficiency used for evaluation of efficiency spending of ecological purpose funds should be the function of evaluated subject specificity and kind of activity realised by this subject.

There are two basic and essentially different kinds of efficiency: **social and economical**, talked over in papers [4, 5, 6, 10].

Cost-benefit analysis (CBA) is common method used in prosperity economy. It is especially used when, huge projects' social justification has to be considered. This method consists in:

- giving all advantages and costs money values,
- comparing advantages with costs in all evaluated projects,
- choosing the project, which fulfils the best chosen function of aim, but dominant meaning has maximalization of economical aim.

When procedure of project choice is used, a question arises: whether use advantages to costs relation (B/C) or difference between advantages and costs (B – C). But when both relations are used it should be done in two following stages:

- first stage of analysis consists in determining scale of the project, then difference between costs and advantages is used. This difference is maximised to the point in which additional advantages outstrip additional costs (although costs, which are subtracted from advantages, do not have to mean expenditure). In described methodology such distinction is omitted.
- second stage consists in establishing ranking list basing on relative evaluation of individual projects – then advantages to costs relation is used (actually expenditure B/C).

## Selektywna zbiórka odpadów i ich zagospodarowanie w gminie

*Wiesław Śmietański, Marian Grzybowski, Mariola Smuśkiewicz*  
*Przedsiębiorstwo EKO-SORT Pruszków*

*Henryk Knapczyk*  
*OBRUM Gliwice*

Recenzent: *Tadeusz Piecuch*  
*Politechnika Koszalińska*

### 1. Wstęp - założenia programowe

W przedsiębiorstwie EKO-SORT z siedzibą w Pruszkowie k/Warszawy zostały opracowane założenia programowe dot. systemu utylizacji odpadów obejmującego:

- selektywną zbiórkę odpadów komunalnych i ich zagospodarowanie,
- ograniczenie zanieczyszczeń środowiska naturalnego,
- ochronę przyrody.

Podstawą prawną przedsięwzięcia są:

- „Ustawa o utrzymaniu porządku i czystości w gminie” z dnia 13 września 1998r.
- „Ustawa o odpadach” z dnia 27 czerwca 1997r.
- „Ustawa o ochronie i kształtowaniu środowiska” znowelizowana 27 sierpnia 1997r.
- „Ustawa o Strażnikach Przyrody”,
- Rozporządzenie wykonawcze do powyższych Ustaw.

Organizacja firmy EKO-SORT oparta jest na:

- Powołaniu Regionalnych i Gminnych Ośrodków Informacji Ekologiczno-Gospodarczej przy terenowych organach administracji,
- Utworzeniu terenowych zakładów wyposażonych w niezbędne pomieszczenia i urządzenia do uzdatniania i przetwarzania odpadów,

- Utworzeniu zespołów zbieraczy odpadów, pełniących jednocześnie funkcję Strażników Przyrody po uzyskaniu odpowiedniego statusu,
- Utworzeniu punktów odbioru odpadów na szlakach turystycznych.

Zadania Regionalnych i Gminnych Ośrodków Informacji Ekologiczno-Gospodarczej prowadzą się do:

- kształtowania polityki i zasad gospodarki odpadami i ochrony przyrody na swoim terenie,
- prognozowania selektywnej zbiórki odpadów i ich zagospodarowanie,
- zapewnienia terenów i pomieszczeń niezbędnych do uruchomienia i zagospodarowania systemu,
- inwestowaniu w infrastrukturę techniczną terenowych zakładów,
- zdobywania i zapewnienia środków finansowych niezbędnych do uruchomienia i funkcjonowania systemu selektywnej zbiórki odpadów i ich zagospodarowaniu,
- współdziałaniu z dyrekcją EKO-SORT,
- prowadzeniu akcji edukacyjnej i uświadamiającej zmierzającej do kształtowania właściwych postaw mieszkańców.

Zadania Zbieraczy - Materiałoznawców - Strażników Przyrody obejmują:

- selektywne zbieranie surowców i odpadów,
- przekazywanie zebranych odpadów do magazynów,
- współuczestnictwo przy tworzeniu technicznej i organizacyjnej struktury systemu selektywnej zbiórki i przetwórstwa odpadów,
- systematyczne opróżnianie punktów odbioru rozlokowanych na szlakach turystycznych,
- prowadzenie inwentaryzacji dzikich wysypisk odpadów,
- patrolowanie przydzielonych rejonów w celu zapobiegania zaśmiecenia terenu oraz dewastowaniu przyrody.

Uprawnienia Zbieraczy powinny być zrównane z uprawnieniami Strażników Przyrody, a ponadto powinni oni uzyskać pozwolenie na:

- zbieranie odpadów na wyznaczonym terenie na zasadach wyłączności,
- składanie wniosków o karanie mieszkańców zanieczyszczających środowisko m.in. za składowanie odpadów w miejscach niedozwolonych, za niszczenie drzew, trawników itp.,
- specjalna ochronę ze strony policji i straży miejskiej,

Wyposażenie Zbieracza obejmuje:

- identyfikator ze zdjęciem,
- „Kartę Zbieracza” która zawiera:
  - a) dane osobowe Zbieracza,
  - b) ściśle wyznaczony teren zbierania odpadów i ochrony przyrody,
  - c) zapis o rodzajach i ilościach przekazanych do magazyny odpadach,
  - d) odpowiednie pojemniki do selektywnej zbiórki odpadów,
  - e) odpowiednie ubranie służbowe.

Warunki uzyskania stanowiska Zbieracza - Materiałoznawcy - Strażnika Przyrody, to odpowiednie przeszkolenie w zakresie rozpoznawania poszczególnych rodzajów odpadów oraz zasad ochrony przyrody, złożenie odpowiedniego egzaminu teoretycznego i praktycznego, złożenie przyżeczenia o ochronie przyrody, zawarcie z firmą EKO-SORT odpowiedniej umowy o pracę.

Wyposażenie terenowych zakładów obejmuje:

- magazyny,
- kontenery do składowania odpadów,
- prasy do belowania odpadów,
- urządzenie do sortowania odpadów,
- maszyny do uzdatniania odpadów np. młynki,
- środki transportowe do zewnętrznych i wewnętrznych przewozów,
- wagi do ważenia odpadów,
- urządzenia do kompostowania odpadów organicznych,
- komputery do rejestracji - ewidencji odpadów i rozliczeń finansowych,
- telefony komórkowe.

## **2. Kierunki i sposoby zagospodarowania zebranych odpadów oraz system finansowania**

Podstawowe asortymenty pozyskanych surowców wtórnych, takie jak: makulatura, szkło, metale, tworzywa sztuczne, butelki będą sprzedawane istniejącym zakładom przetwórczym. Zakłada się, że w przyszłości firma EKO-SORT będzie uruchamiała własne ciągi technologiczne do uzdatniania i przerobu odpadów.

W najbliższej przyszłości zostanie uruchomione urządzenie „Organic 90” do kompostowania odpadów organicznych. Następnie ekstrudery do przetwarzania tworzyw sztucznych na różne elementy mające zastosowanie w infrastrukturze komunalnej jak:

- przepusty i rury wodno-kanalizacyjne,
- palisady,
- ogrodzenia i sprzęt ogrodowo-parkowy,
- słupki przydrożne,
- studzienki kanalizacyjne i telekomunikacyjne,
- obudowy izolacyjne składowisk odpadów, itp.,

Z odpadów włókienniczych zamierza się wytworzyć włókniny ocieplające, geowłókniny, podłoża do trawników, wzmocnienia nasypów kolejowych i drogowych oraz składowisk różnych odpadów.

Z niższych gatunków odpadów papierowych przewiduje się wytwarzanie pulpy makulaturowej, która wymieszana z nawozami organiczno-mineralnymi będzie wykorzystywana w rolnictwie i ogrodnictwie. Z pulpy makulaturowej będą produkowane również doniczki do rozsad oraz pojemniki do gromadzenia cuchnącej biomasy przerabianej następnie z opakowaniem na kompost.

Odpady niebezpieczne, takie jak świetlówki rtęciowe, akumulatory, opakowania po środkach toksycznych itp. będą przesyłane do unieszkodliwiania w Zakładach specjalistycznych.

Środki finansowe na utworzenie i funkcjonowanie systemu pochodzą:

- z własnych środków firmy EKO-SORT,
- z dotacji poszczególnych gmin i powiatów,
- z Gminnych Funduszy Ochrony Środowiska,
- z międzynarodowych fundacji likwidacji emisji odpadów,
- z dochodów pochodzących ze sprzedaży surowców wtórnych,
- oraz sprzedaży wytworzonych wyrobów.

### **3. Sposób praktycznej realizacji programu**

Sposób zagospodarowania odpadów prezentowanych przez Firmę EKO-SORT oprócz czynnika ludzkiego jakim jest „Zbieracz-Materiałoznawca-Strażnik Przyrody”, który realizuje przygotowanie odpadów do ich technologicznego przerobu, wyposaża zbieraczy w odpowiednie, indywidualne środki technologiczne umożliwiające realizację zadania takie jak:

- urządzenie komputerowe do rejestracji - ewidencji odpadów, realizując w ten sposób ustawowy obowiązek ewidencji odpadów,
- indywidualne środki transportowe do przewozu posegregowanych surowców wtórnych,



- kontenerowe punkty służące do zmniejszenia masy, objętości dostarczonych surowców wtórnych (1 kontener na 10 - 15 zbieraczy)

Na terenach wiejskich organizuje zakłady jedno-pięć osobowe zajmujące się przygotowaniem surowców wtórnych i biomasy do ich czasowego magazynowania i przygotowaniem do dalszego przerobu w Zakładach opartych o tzw. „Program Selektywnej Zbiórki Odpadów i Ich Zagospodarowania w Gminie” wynikających z zakresu działania i technologicznych możliwości przerobu w ramach regionalnych składnic surowców wtórnych.

W tym miejscu, niezależnie od technologii EKO-SORT stosowane będą sposoby zagospodarowania odpadów i surowców wtórnych prezentowane przez Instytut Gospodarki Odpadami z siedzibą w Katowicach. Między innymi poprzez stosowanie wytycznych wg publikacji prof. Jurasza „Kompleksowa Gospodarka Odpadami w Gminie” jak również „Gospodarka odpadami na terenach wiejskich” [1, 2].

Ważnym elementem połączenia działań indywidualnie pracujących na terenie gmin „zbieraczy” jest koordynacja ich działań w rejonie.

Rejon tj. zespół gmin, powiat, miasto lub inny zespół zbiorowiska ludzkiego nie mniejszy niż 240 tysięcy mieszkańców. Daje to ogólną masę odpadów do selekcji w ilości nie mniejszej niż 12 tysięcy Mg, z czego około 30÷60% (w zależności od rejonu) stanowi biomasa.

Zagospodarowanie biomasy firma EKO-SORT wykonuje poprzez zastosowanie urządzeń ORGANIC [3].

W celach wsparcia istniejących systemów odbioru odpadów (śmieci) Firma EKO-SORT uruchomi mobilne sortownie. Ustawianie sortowni w uzgodnionych punktach umożliwi Gminie bieżącą segregację odpadów (śmieci) oraz możliwość przerobu istniejących wysypisk śmieci i ich sukcesywną likwidację.

W zakresie przetwórstwa tworzyw sztucznych firma EKO-SORT preferuje zastosowanie urządzeń tzw. ekstrudeów zmniejszających objętość tworzyw sztucznych z jednoczesnym wykonawstwem elementów infrastruktury komunalnej takich jak:

- przepisy wodno-kanalizacyjne,
- palisady,
- galanteria ogrodowo-parkowa,
- słupki odległościowe,
- rury kanalizacyjne,
- studzienki kanalizacyjne,
- studzienki telekomunikacyjne,

- obudowy izolacyjno-graniczne wysypisk śmieci i składnic odpad,
- itp.

W zakresie przerobu tekstylii firma EKO-SOR wykonuje włókniny syntetyczne z tekstylii o przewodze materiałów syntetycznych i biowłókny w oparciu o tekstylia naturalne (wełna, bawełna) głównie z celu zagospodarowania ich jako podłoża trawników i rabat, gdzie połączone z suchym nasieniem służą do przykrywania, wzmacniania np. nasypów kolejowych, miejsc po robotach ziemnych na terenach miejskich, robót drogowych, autostradowych itp. oraz mogą zabezpieczać np. przed pyleniem otwarte składnice pyłów dymnicowych itp.

W zakresie zagospodarowania makulatury, firma EKO-SORT wykonuje suche pulpy makulaturowe, które połączone z nawozami organiczno-mineralnymi są możliwe do bezpośredniego zagospodarowania w rolnictwie, ogrodnictwie czy leśnictwie. Z pulpy makulaturowej wykonuje się również pojemniki do gromadzenia biomasy ze szczególnie uciążliwym dla otoczenia fetorem - do ich całościowego przerobu na kompost w systemie ORGANIC.

W zakresie zagospodarowania metali, firma EKO-SORT po ich wyselekcjonowaniu przekazywać je będzie do istniejących specjalistycznych zakładów ich przerobu.

W zakresie zagospodarowania złomu lamp rtęciowych i jarzeniowych, firma EKO-SORT dysponuje urządzeniem do ich utylizacji.

W zakresie zagospodarowania szkła, firma EKO-SORT niezależnie od tworzenia w rejonie na poziomie zespołu gmin własnych zakładów czteropięcic, osobowych do ich zagospodarowania, nadwyżkę przerabia na granulaty drogowe itp., a określone rodzaje przekazuje do hut szkła.

#### **4. Finansowe uwarunkowania wprowadzania „Programu”**

Przedstawiony program wymaga koordynacji i współdziałania z samorządowymi i administracyjnymi organami terytorialnymi.

Finansowanie programu odbywa się etapowo:

1. Poprzez pokrycie dotychczasowych nakładów w zakresie opracowania „Programu Selektywna Zbiórka Odpadów i ich Zagospodarowanie w Gminie” i przekazanie na konto firmy EKO-SORT uzgodnionej kwoty wynikającej z wielkości przewidywanego zakresu stosowania „Programu” w warunkach lokalnych,
2. Poprzez wspólne uzgodnione warunki organizacji Gminnego Ośrodka Ekologiczno-Gospodarczego przy jednoczesnym uruchomieniu „Programu Selektywnej Zbiórki Odpadów i ich Zagospodarowanie w Gminie”, w ramach

- którego ma być prowadzona rekrutacja, szkolenie i zatrudnienie pracowników „Zbieracz-Materiałoznawca- Strażnik Przyrody”. Koszt uruchomienia nowego pozabudżetowego stanowiska pracy pokrywany jest z funduszy restrukturyzacji zawodowej rejonowego urzędu pracy. Koszt materiałów do szkolenia (do wysokości 600,-zł na jednego szkolonego), pokrywają samorządy gminne, organa administracji państwowej lub rejonowy urząd pracy,
3. Poprzez uruchomienie środków na infrastrukturę techniczną służącą do prawidłowej realizacji „programu”. Środki te mogą pochodzić ze:
- środków własnych firmy EKO-SORT,
  - międzynarodowych środków pomocniczych,
  - środków budżetowych gminy,
  - pozabudżetowych wpływów np. opłat ludności, podatku sezonowego w gminach turystycznych itp,
  - środków celowych przeznaczonych na wdrażanie i realizację „Programu” pochodzących z innych źródeł jak fundusze gminne, ale będące w rejonie wdrożenia „Programu” np. z Programu Ochrony Parków narodowych czy też z Programu Ochrony Parków Krajobrazowych.

Program wymaga promocji jak również prowadzenia polityki samorządowej w zakresie kształtowania świadomości ekologicznej, a w efekcie wielkości ponoszonych kosztów gromadzenia odpadów (śmieci).

Wspólnym działaniem ma być realizowany przez Regionalny Ośrodek Ekologiczno-Gospodarczy ustawy obowiązek działań proekologicznych takich jak:

- likwidacja do 2001 - 2005 r. otwartych wysypisk śmieci,
- konieczność ewidencji i identyfikacji odpadów w celu ustalenia ich producenta,
- konieczność prowadzenia programu edukacyjnego zmierzającego do kształtowania właściwych postaw zagospodarowania odpadów, a nie ich wyrzucanie na wysypiska śmieci, z jednoczesnym wskazaniem, że wyselekcjonowane odpady stanowią surowiec do produkcji wielu artykułów.

Wprowadzenie w życie „Programu” w dużym stopniu przyczyni się do zmniejszenia szkodliwej emisji cementowni, elektrowni, zakładów chemicznych i rafineryjnych, zmniejszenie wyřębu lasów oraz ogólna poprawę zdrowia społeczeństwa w wyniku zmniejszenia stosowania nawozów sztucznych a zwiększenie stosowania kompostu z przerobu komunalnej biomasy.

## **5. Informacje uzupełniające istotne dla wdrażania programu**

Istota Programu „Selektywna Zbiórka Odpadów i ich Zagospodarowanie w Gminie” opracowanego i przedstawionego przez firmę EKO-SORT Sp. z o.o jest skanowanie opakowań w celu identyfikacji ich producenta.

Skanowanie będzie polegało na odczycie kodu kreskowego znajdującego się na opakowaniu lub produkcie i na przekazywaniu informacji do centralnego zbioru danych.

Czynności te umożliwią zebranie wiadomości z różnych regionów kraju. Informacja - „co, gdzie, ile i czyje” - będzie podstawą wystąpienia do producentów krajowych i zagranicznych z wnioskiem o poniesienie finansowych kosztów utylizacji i zagospodarowania odpadów ich produkcji.

Aktualnie Ustawa o „Utrzymaniu porządku i czystości w Gminie” interpretowana jest tak, że bezpośrednim wytwórcą odpadów jest konsument.

Przerzucanie odpowiedzialności na konsumenta jest niezgodne z prawem. Tym samym ponoszenie finansowych kosztów za: wywóz, składowanie, utylizację, a w przyszłości za likwidację i rekultywację dotychczasowych wysypisk śmieci przez stałych mieszkańców gmin jest bezpodstawne.

Jednocześnie należy stwierdzić, że bezpośrednim odpowiedzialnym za utylizację i zagospodarowanie odpadów jest jego producent, a nie konsument.

Przedstawiony Program pomoże również w wykonaniu międzynarodowych porozumień o zwrocie niepotrzebnych opakowań. Zmniejszenie ilości składowanych w gminie śmieci pozwoli zmniejszyć koszty ponoszone przez gminnego podatnika.

Program EKO-SORT daje możliwości realizacji tych Ustaw.

## **Literatura**

1. **Jurasz F.:** Kompleksowa gospodarka odpadami w gminie. Wydawca: ARP-Poligrafia, ul. 3 Maja 30, 44-200 Rybnik, 1998.
2. **Jurasz F.:** Instrumenty ekonomiczne w gospodarce odpadami komunalnymi. Wydawnictwa Normalizacyjne ALFA-WERO sp. z o.o., Warszawa 1998.
3. **Knapczyk H.:** Katalog Ośrodka Badawczo-Rozwojowego Urządzeń Mechanicznych OBRUM, Gliwice 1999.

## **Selective wastes collection and their management in the commune**

### **Abstract**

This article shows basic aims of EKO-SORT Company functioning, which worked out and implements the system, which includes:

- selective communal wastes collection and their management,
- limitation of the environment contamination
- nature preservation

Legal bases are:

- "Order and cleanliness maintenance in communes act" from 13 of September 1998,
- "Wastes act" from 27 of June 1997,
- "Preservation and forming of the environment act" amended on 27 of August 1997,
- "Nature rangers act",
- Executive decrees to given above Acts.

Organisation of EKO-SORT Company depends on:

- Creating Regional and Communal Centres of Ecological and Economical Information by local administration organs.
- Creating local plants equipped with essential rooms and devices for utilisation and processing wastes.
- Creating groups of wastes collectors, which at the same time, after reaching proper status, are Nature Rangers.
- Creating wastes reception points on tourist trails.

Regional and Communal Centres of Ecological and Economical Information have following tasks:

- forming policy and rules of wastes management and nature preservation on a local terrain,
- forecasting of selective wastes collection and their management,
- providing room and terrain essential for starting and management of the system,
- investing in technical infrastructure of local plants.



## Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego Redaktorzy Działowi

1. Przewodniczący *prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch* – Katedra Technologii Wody, Ścieków i Odpadów Politechniki Koszalińskiej  
ul. Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin,  
tel. służbowy 3427881 w. 357  
tel. kom. 0603 658 573  
Redaktor działu – technika wodno-mułowa i utylizacja odpadów.
2. Z-ca Przewodniczącego *prof. dr hab. inż. Wojciech Piotrowski* – Katedra Biologicznych Podstaw Rolnictwa Politechniki Koszalińskiej,  
ul. Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin,  
tel. służbowy 3427881 w. 301  
Redaktor działu – rolnictwo ekologiczne.
3. Sekretarz Naukowy *dr inż. Waldemar Borjaniec* – Katedra Konstrukcji Betonowych Politechniki Koszalińskiej, ul. Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy 3427881 w. 311  
Redaktor działu – budownictwo ekologiczne.
4. Z-ca Sekretarza Naukowego *dr inż. Lesław Macieik* – Miedzynakatedralne Laboratorium Techniki Budowlanej Politechniki Koszalińskiej, ul. Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy 3427881 w. 337, 351  
Redaktor działu – solidyfikacja odpadów.
5. *prof. dr hab. inż. Anna M. Anielak* – Katedra Technologii Wody, Ścieków i Odpadów Politechniki Koszalińskiej; ul. Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy 3427881 w. 326  
Redaktor działu – technologia wody i ścieków.
6. *dr inż. Zbigniew Cierpisz* – Katedra Sieci i Instalacji Sanitarnych Politechniki Koszalińskiej, ul. Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy 3427881 w. 303  
Redaktor działu – sieci i instalacje.
7. *prof. dr hab. Włodzimierz Deluga* – Katedra Marketingu i Badań Rynkowych Politechniki Koszalińskiej, ul. Kwiatkowskiego 6c, tel. służbowy 3439149  
Redaktor działu – ekonomika ochrony środowiska.
8. *prof. dr hab. inż. Józef Falkowski* – Katedra Budownictwa i Materiałów Budowlanych Politechniki Koszalińskiej, ul. Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy 3427881 w. 214  
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 (022) 8414478  
Redaktor działu – ochrona przyrody.
10. *prof. dr hab. inż. Janusz Hauryłkiewicz* – Katedra Geotechniki Politechniki Koszalińskiej ul. Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy 3427881 w. 365  
Redaktor działu – geotechnika i geologia.
11. *Poseł na Sejm RP, lek. med. Seweryn Jurgielaniec* – Sejmowa Komisja Zdrowia Sejmu RP, Biuro Poselskie, ul. 1 Maja 23, 78-200 Białogard, tel. służbowy (094) 3125556  
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 (032) 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 (032) 2372832  
Redaktor działu – inżynieria i aparatura chemiczna.
14. *prof. dr hab. Janusz Pempkowiak* – Zakład Chemii i Biochemii Morza w Instytucie Oceanologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Powstańców Warszawy 55, 81-712 Sopot, tel. służbowy (058) 5517281  
Redaktor działu – chemia morza, jezior i rzek.
15. *prof. dr hab. inż. Andrzej Rasmus* – Zakład Ekologicznej Konwersji Energii Politechniki Koszalińskiej, ul. Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy 3427881 w. 334  
Redaktor działu – ekoenergetyka.
16. *dr inż. Jerzy Waluś* – Z-ca Dyrektora ds. Naukowych Ośrodka Badawczo-Rozwojowego Urządzeń Klimatyzacyjnych i Wentylacyjnych BAROWENT Zakład Odpylania i Neutralizacji Gazów, ul. Warszawska 31, 40-010 Katowice, tel. służbowy (032) 588251  
Redaktor działu – ochrona powietrza, neutralizacja i odpylanie gazów.

## Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których jest przekazywane wydawnictwo

Institute for Scientific Information  
Jeffrey Dougherty  
Philadelphia, 3501 Market Street, PA 19104, USA

St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering  
2-nd Krasnoarmeiskaya st., 4  
St. Petersburg, 198005, Russia

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. Raclawicka 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 Warszawskiej  
00-661 Warszawa, pl. Politechniki 1.

Biblioteka Politechniki Wrocławskiej  
50-370 Wrocław, Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27.