



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

Annual Set
The Environment Protection
Volume 15. Year 2013

Part 3

Rocznik
Ochrona Środowiska
Tom 15. Rok 2013

Część 3

Koszalin, Poland 2013



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

Annual Set The Environment Protection
Rocznik Ochrona Środowiska

Volume/Tom 15. Year/Rok 2013

ISSN 1506-218X

2003–2021

Badania wybranych właściwości kruszyw z odpadów ceramicznych oraz betonu wytworzonego z ich udziałem

Tomasz Gawenda

AGH Akademia Górniczo-Hutnicza

Zdzisław Naziemiec

Instytut Ceramiki i Materiałów Budowlanych, Kraków

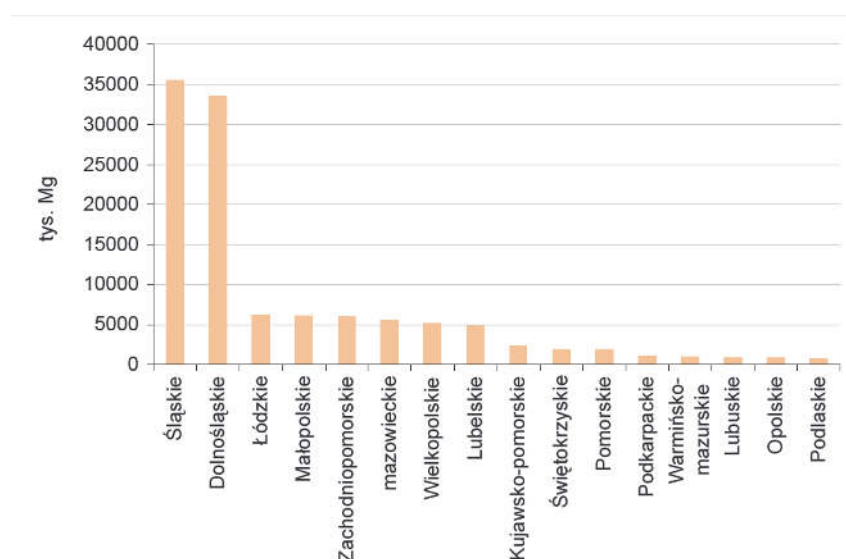
Alina Walerak

AGH Akademia Górniczo-Hutnicza

1. Wstęp

W 2010 roku w Polsce wytworzonych zostało ogółem 113,5 mln ton odpadów przemysłowych, co stanowi ponad 90% całkowitej ilości odpadów powstających w naszym kraju. Do tak dużego poziomu często przyczynia się nieprawidłowa gospodarka odpadami w zakładach produkcyjnych i brak działań związanych z ich zagospodarowaniem. W efekcie następuje zanieczyszczenie środowiska naturalnego, które negatywnie wpływa na zdrowie ludzi. W 2010 roku na terenie kraju najwięcej odpadów powstało w województwie śląskim i dolnośląskim (rys. 1). Liczba odpadów w tych rejonach jest sześciokrotnie większa, niż w innych województwach charakteryzujących się przeciętną produkcją odpadów przemysłowych (np. łódzkim, mazowieckim, małopolskim). Najmniejsza natomiast liczba odpadów powstawała w województwach: podkarpackim, warmińsko-mazurskim, lubelskim, opolskim i podlaskim [19, 20].

Interesującym materiałem należącym do odpadów przemysłowych są, ze względu na swoje właściwości, odpady wyrobów ceramicznych.



Rys. 1. Ilość odpadów przemysłowych wytworzonych w Polsce w 2010 r. [20]
Fig. 1. Production of industrial waste in Poland in 2010 [20]

Do omawianej grupy zaliczane są, zgodnie z „Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 roku w sprawie katalogu odpadów” następujące rodzaje odpadów:

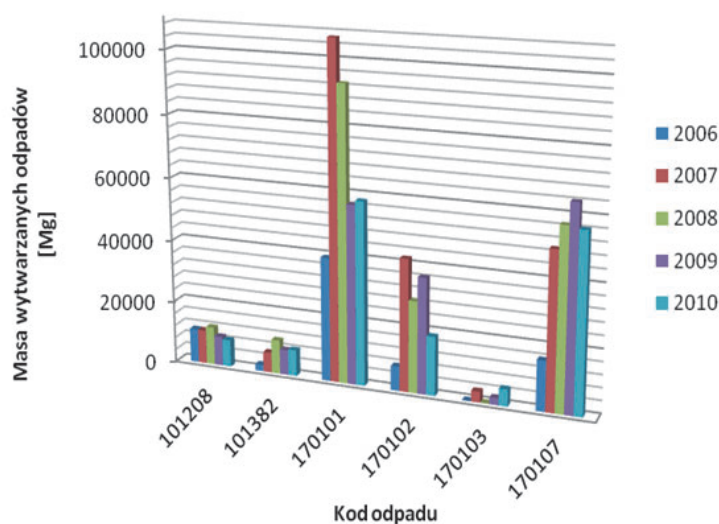
- wybrakowane odpady ceramiczne, cegły, kafle i ceramika budowlana (kod odpadu 10 12 08),
- wybrakowane wyroby (kod odpadu 10 13 82),
- odpady betonu oraz gruz z remontów i rozbiórek (kod odpadu 17 01 01),
- gruz ceglany (kod odpadu 17 01 02),
- odpady innych materiałów ceramicznych i elementów wyposażenia (kod odpadu 17 01 03),
- zmieszane odpady betonu, gruzu ceglano-ceramicznego, odpadowych materiałów ceramicznych i elementów wyposażenia nie zawierające substancji niebezpiecznych (kod odpadu 17 01 07) [5,19].

Są to zatem zarówno odpady powstające podczas remontów budynków mieszkalnych, budynków użyteczności publicznej, powstałe na skutek remontów lub wyburzeń, odpady wytwarzane w miejscach produkcji wyrobów ceramicznych, czyli wadliwe odpady poprodukcyjne i o mniejszym znaczeniu odpady związane z użytkowaniem wyrobów ceramicznych w życiu codziennym (stłuczka ceramiczna). Sektory przemysłu ceramicznego specjalizują się wytwarzaniem różnorodnych wyro-

bów ceramicznych, które po zakończeniu cyklu życia, a następnie po zgromadzeniu ich mogą stać się cennym źródłem kruszyw. Należą do nich: płytki ścienne i podłogowe, cegły i dachówki, rury kamionkowe, ceramiczne artykuły gospodarstwa domowego, wyroby ogniotrwałe, wyroby sanitarne, ceramika techniczna, kruszywa lekkie ceramiczne [5].

Wprowadzanie innowacyjnych rozwiązań, m.in. w zakresie ochrony środowiska, wdrażanie wymogów najlepszych dostępnych technik są jednymi z głównych czynników wpływających na ilość wytwarzanych odpadów. Literatura [5, 20, 21] podaje, że największy udział mają odpady betonu, gruz z remontów i rozbiórek oraz gruz betonu. W okresie od 2006 do 2010 roku zaobserwowano wzrost analizowanych ilości odpadów (rys. 2) [21].

Dążąc do poprawy sytuacji i zmniejszenia ilości produkowanych odpadów wyrobów ceramiki, należy przede wszystkim zapobiegać nieracjonalnemu gospodarowaniu odpadami. Doskonałą alternatywą dla składowania odpadów jest ich przetwarzanie, a następnie wykorzystanie w postaci kruszywa jako dodatek do betonu oraz w budownictwie drogowym [5, 19], podobnie jak ma to miejsce w zagospodarowaniu odpadów przywęglowych [3, 18].



Rys. 2. Zestawienie wytwarzanych odpadów wyrobów ceramiki w woj. małopolskim w latach 2006–2010 [21]

Fig. 2. Ceramic waste production in Malopolska area in the period 2006–2010 [21]

Innym zagadnieniem jest krajowa gospodarka kruszywami. Beton jest najpowszechniej stosowanym materiałem budowlanym. W betonie kruszywa grube (żwiry lub kruszywa łamane) i drobne (piaski) stanowią około 70% jego masy. Proporcja kruszywa grubego do drobnego w betonie zwykłym wynosi około 2:1 [8]. W Polsce zdecydowana większość zakładów wydobywania i produkcji kruszyw grubych znajduje się na południu kraju. W związku z tym w pasie środkowym i na północy kraju występuje deficyt kruszyw gruboziarnistych łamanych. Zakłady ceramiki budowlanej są w przybliżeniu równomiernie rozmieszczone na terenie naszego kraju. Odpady ceramiki odzyskiwane jako kruszywo grube, mogą więc stanowić uzupełnienie lokalnych deficytów kruszyw gruboziarnistych.

2. Metodyka przeprowadzonych badań laboratoryjnych – charakterystyka nadawy

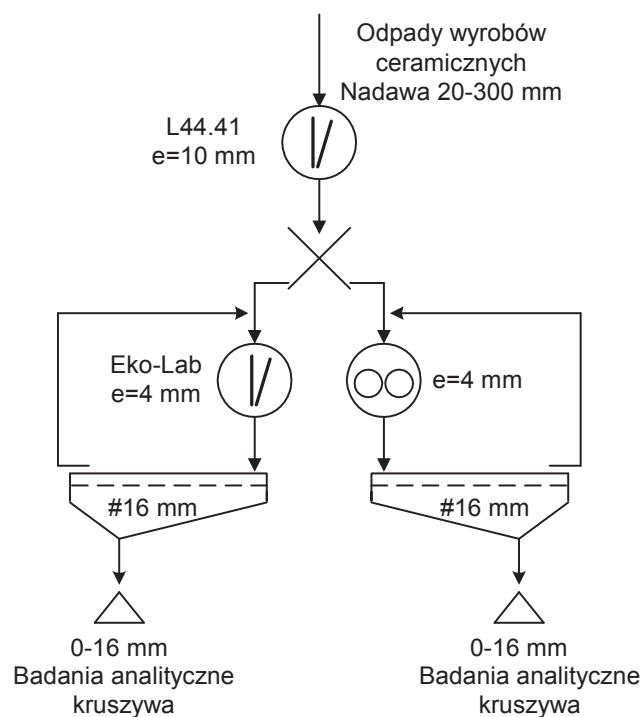
Szukając alternatywy dla składowania odpadów ceramicznych przeprowadzono szczegółowe badania, w których wykorzystano odpady wyrobów ceramicznych pochodzących z firmy produkującej płytki ceramiczne [5, 19]. Ze względu na trudności produkcyjne oraz rygorystyczne wymagania kontroli jakości, duża część wyrobów ceramicznych zostaje zakwalifikowana jako odpad poprodukcyjny. Najczęściej spotykanymi wadami dyskwalifikującymi wyroby są pęknięcia, szczyrby, uszkodzenia szkliska itp.

Zdeponowane odpady płytek ceramicznych (rys. 3) użyte do badań laboratoryjnych charakteryzowały się uziarnieniem w zakresie 20–300 mm i 100% udziałem ziaren nieforemnych.

Przedstawiony na rysunku 3 materiał rozdrobniono, a uzyskany produkt poddano ocenie jakościowej kruszyw ceramicznych. Pierwszy etap badań został przeprowadzony w laboratorium Katedry Inżynierii Środowiska i Przeróbki Surowców AGH w Krakowie. Polegał on na rozdrabnianiu odpadów w dwustadialnych układach technologicznych i klasyfikacji wg schematu zaprezentowanego na rysunku 4. W tym celu wykorzystano doświadczalną kruszarkę szczękową przemysłową (typu L44.41) o ruchu złożonym szczęki (rys. 5), laboratoryjną kruszarkę szczękową (Eko-Lab) (rys. 6 z prawej) również o ruchu złożonym szczęki i laboratoryjną dwuwalcową kruszarkę o walcach gładkich (rys. 6 z lewej), a także przesiewacz wahadłowy krzywkowy z zestawem analitycznych sit kontrolnych.



Rys. 3. Odpady wyrobów płytek ceramicznych, fot. A. Walerak
Fig. 3. Waste from ceramic tails production (photo: A. Walerak)



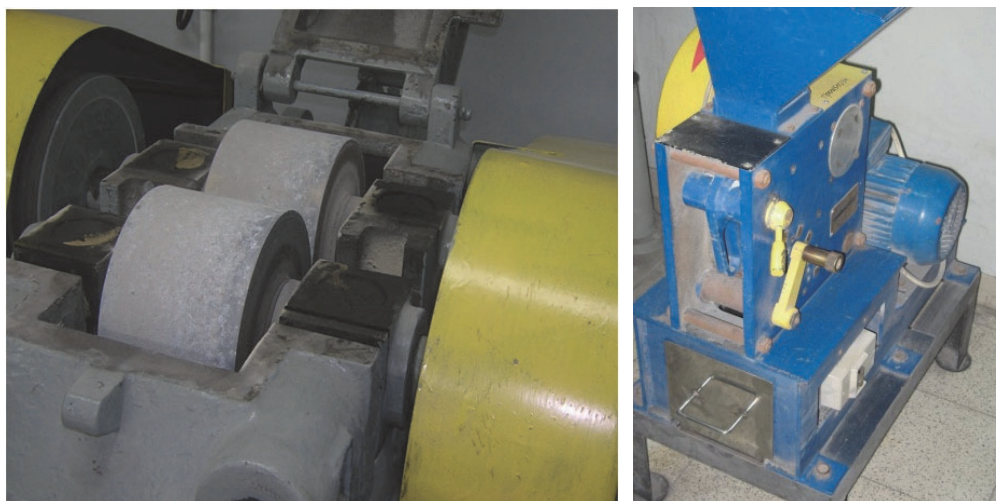
Rys. 4. Schemat technologiczny rozdrabniania i klasyfikacji odpadów wyrobów ceramicznych [5]

Fig. 4. The ceramic waste crushing and classification circuit [5]



Rys. 5. Komora robocza oraz ogólny widok doświadczalnej kruszarki szczękowej L44.41 produkcji Makrum S.A., fot. T. Gawenda

Fig. 5. Working chamber and a general view of L44.41 jaw crusher, manufactured in Makrum (photo: T. Gawenda)



Rys. 6. Laboratoryjna kruszarka dwuwalcowa (z lewej) i szczękowa firmy Eko-Lab (z prawej), fot. T. Gawenda

Fig. 6. Laboratory roll crusher (left) and the jaw crusher manufactured by Eko-Lab (right) (photo: T. Gawenda)

Kruszarka szczękowa pracowała na pierwszym stadium rozdrabniania w układzie otwartym przy szczelinie wylotowej 10 mm, natomiast na drugim stadium obie kruszarki pracowały w układzie zamkniętym przy jednakowych szczelinach wylotowych 4 mm, co dało możliwość porównania wyników między sobą. Produkty większe od 16 mm uzyska-

ne po kruszeniu w obu kruszarkach były odsiewane w przesiewaczu i zawracane do ponownego przekruszenia. Zgodnie z literaturą [4, 6, 17] rozdrabnianie i klasyfikacja prowadzona w obiegu zamkniętym przynosi korzyści w postaci uzyskiwanych produktów o polepszonej jakości (mniejsza zawartość ziaren nieforemnych i podatność na rozdrabnianie) oraz mniejszego zużycie energii. Produkt po pierwszym stadium kruszenia (rys. 7 z lewej) oraz produkty końcowe 0–16 mm (rys. 7 z prawej) były poddane analizom efektów rozdrabniania.

Drugi etap badań przeprowadzony w Instytucie Ceramiki i Materiałów Budowlanych w Krakowie polegał na ocenie jakościowej kruszyw ceramicznych, a w szczególności określeniu nasiąkliwości, odporności na rozdrabnianie, mrozoodporności i gęstości objętościowej, a następnie sporządzeniu z tych kruszyw mieszanki betonowej przy uwzględnieniu właściwej proporcji klas 0–2, 2–4, 4–8 i 8–16 mm. Dla porównania cech jakościowych betonu z udziałem kruszyw sztucznych sporządzono również beton z udziałem kruszywa wyprodukowanego z wapienia dewońskiego. Badano cechy świeżego betonu (opad stożka, gęstość, zawartość powietrza, stosunek wody do cementu), a także parametry jakościowe betonów (wytrzymałość na ściskanie przed i po zamrażaniu, nasiąkliwość, mrozoodporność).



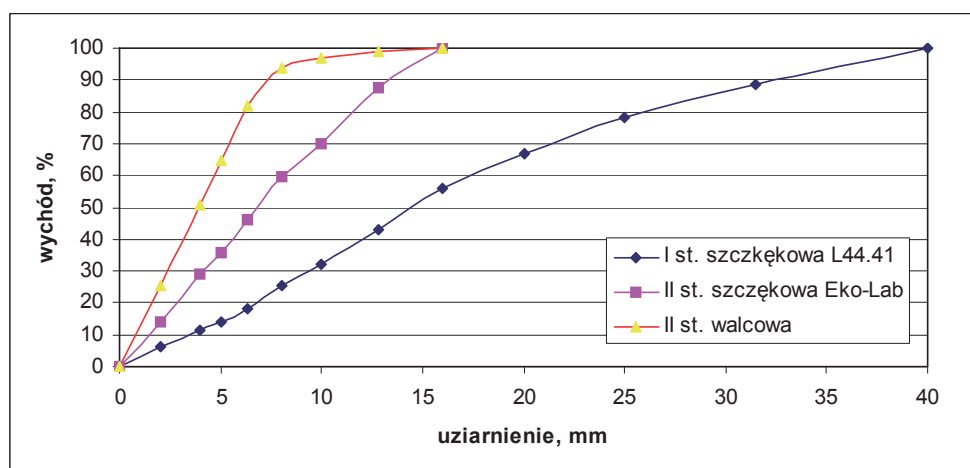
Rys. 7. Produkt po I stadium (z lewej) i po II stadium kruszenia (z prawej), fot. A. Walerak

Fig. 7. The first stage (left) and second stage (right) crushing products (photo: A. Walerak)

3. Właściwości geometryczne kruszyw ceramicznych - analiza efektów rozdrabniania

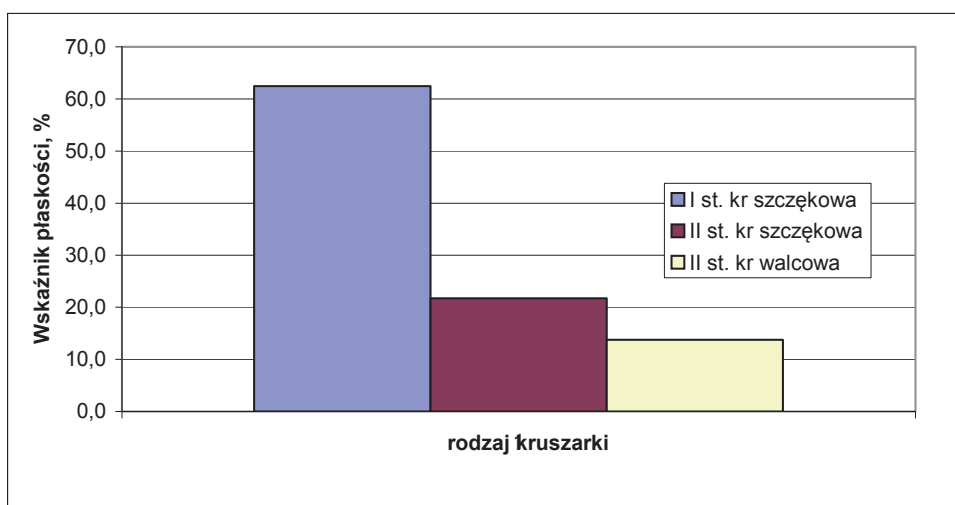
Uzyskane produkty rozdrabniania poddano analizie granulometrycznej oraz zawartości ziaren nieforemnych na sitach szczelinowych. Metoda oznaczania kształtu ziaren za pomocą wskaźnika płaskości *FI* oparta jest na PN-EN 933-3:1999 Badania geometrycznych właściwości kruszyw [16].

Na podstawie badań analitycznych sporządzono wykresy pozwalające ocenić efekty rozdrabniania w różnych kruszarkach i układach rozdrabniania. Produkt po I stadium kruszenia charakteryzował się uziarnieniem 0–40 mm oraz największą zawartością ziaren nieforemnych (63%), natomiast produkty po II stadium kruszenia uziarnieniem 0–16 mm, przy czym kruszywa po kruszarce walcowej posiadały większy udział ziaren drobnych oraz mniejszą zawartość ziaren nieforemnych (14%), niż w kruszarce szczękowej (22%) (rys. 8, 9). Wychód klasy 0–2 mm po kruszarce walcowej wyniósł ok. 25% i był dwukrotnie większy od wychodu tej klasy w kruszarce szczękowej.



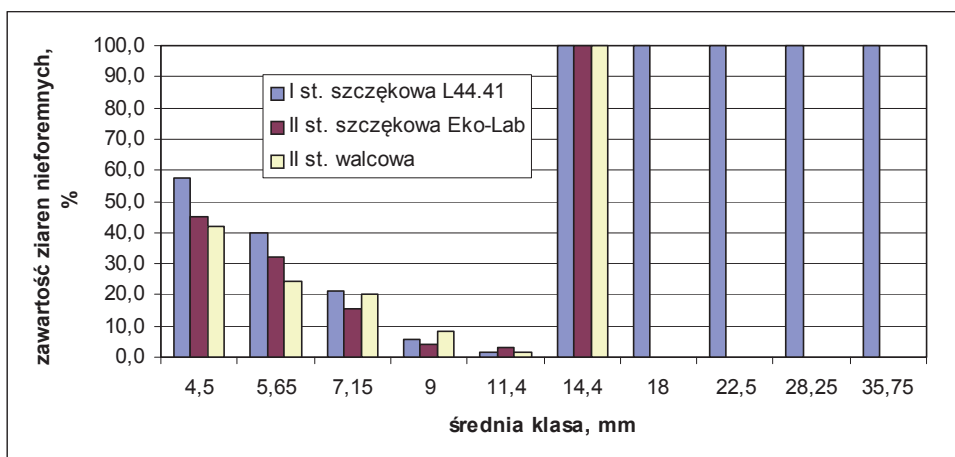
Rys. 8. Krzywe składu ziarnowego produktów uzyskanych po I i II stadium kruszenia

Fig. 8. Particle size distribution curves of the products from the first and second crushing stage



Rys. 9. Wskaźnik płaskości *FI* w zależności od rodzaju kruszarki
Fig. 9. The flatness index *FI* in relationship to the crusher type

Największą zawartością ziaren nieforemnych wynoszącą 100% charakteryzują się frakcje grubsze (>16 mm), natomiast najmniejszy udział ziaren nieforemnych posiadają klasy od 8 do 12,8 mm – do kilku procent (rys 10). Uzyskane kruszywo po kruszarce I stadium rozdrabniania posiada wszystkie ziarna nieforemne w grubszych klasach powyżej 16 mm.



Rys. 10. Zawartość ziaren nieforemnych dla średnich klas ziarnowych w produktach kruszenia uzyskanych po I i II stadium kruszenia
Fig. 10. The irregular particle content for average size particle fractions in crushing products from first and second crushing stage

Efekt taki wynika z trudności w zmianie kształtu ziaren płaskich podczas rozdrabniania w przypadku, gdy nadawę stanowią płytki ceramiczne (grupowe rozdrabnianie ziarn płaskich).

Analizując produkty rozdrabniania obserwuje się, że najmniejszą zawartością ziaren nieforemnych charakteryzuje się kruszywo uzyskane w kruszarce walcowej. W najdrobniejszych klasach (4–5 mm) ich zawartość wynosiła 42% i wraz ze wzrostem uziarnienia ulegała pomniejszeniu, w klasie 10–12,8 mm zawartość ziaren nieforemnych wynosiła 1,4% (rys. 11). W najgrubszej klasie ziarnowej 12,8–16 mm wszystkie ziarna były nieforemne. Przyczyną może być brak oddziaływania elementów roboczych na płaskie ziarna nadawy, tzn. szczelina wylotowa (powiększona dodatkowo o skok szczęki w kruszarce szczękowej) była większa od grubości płytki.

Stopień rozdrobnienia 90-cio procentowy był największy i zarazem nietypowy dla produktu uzyskanego po pierwszym stadium rozdrabniania. Dla badanego kruszywa ceramicznego stopień ten wyniósł 7,5, kiedy zwykle dla kruszarek szczękowych nie przekracza 4,5. Przyczyną tego zjawiska jest kształt ziaren nadawy. Ziarna przechodzące przez szczelinę wylotową kruszarki posiadały przynajmniej jeden wymiar mniejszy od sumy wielkości szczeliny i skoku szczęki, natomiast kruszywo przechodzące przez sito kontrolne musi cechować się co najmniej dwoma wymiarami mniejszymi od rozmiaru oczka sita. Analizując drugie stadium rozdrabniania, największy stopień rozdrobnienia 4,4 dla 90-cio procentowego ziarna otrzymano dla kruszarki walcowej, a dla kruszarki szczękowej uzyskano 2,4.

Zgodnie z literaturą [6–8] kształt ziaren ma wpływ na właściwości fizyko-mechaniczne kruszywa, co z kolei wpływa na jakość betonu (zużycie cementu, urabialność zaczynu, wytrzymałość betonu, mrozoodporność itp.), dlatego ilość ziaren nieforemnych w kruszywach powinna być jak najmniejsza. Zaobserwowano, że wartość wskaźnika płaskości jest uzależniona od grubości nadawy oraz od ilości stadiów kruszenia. Na drugim stadium rozdrabniania efektywniejszym urządzeniem okazała się kruszarka walcowa. Uzyskano w niej produkt o najniższej zawartości ziaren nieforemnych ok. 14%.

4. Parametry jakościowe kruszyw ceramicznych

Jakość i dalsze wykorzystanie kruszyw ceramicznych zależy od wielu czynników. Do najważniejszych cech kruszyw należy ich odporność na rozdrabnianie określana w bębnie Los Angeles, mrozoodporność, skład ziarnowy oraz kształt ziaren. Dla najwyższych marek betonu wymagane jest kruszywo o kategorii mrozoodporności F_1 (ubytek masy po 10 cyklach zamrażania i rozmrażania wynosi $\leq 1\%$). Zależnie jednak od przeznaczenia betonu oraz kategorii drogi i rodzaju warstwy drogi, w którą ma być wbudowane kruszywo, stosuje się kruszywa o kategorii od F_1 do F_{10} . Wymagania dotyczące mrozoodporności kruszyw podane są zwykle w odpowiednich wymaganiach technicznych. Odporność na rozdrabnianie zależy od parametrów wytrzymałościowych surowca, z którego uzyskano kruszywo i od kształtu ziaren kruszywa. Norma PN-EN 12620 *Kruszywa do betonu* [14] wyróżnia kilka kategorii odporności na rozdrabnianie w zakresie LA_{15} – LA_{50} . Kategorie odporności na rozdrabnianie LA_{15} – LA_{25} odpowiadają kruszywom uzyskanym ze skał zwięzłych, zawierających niewielką ilość ziaren nieforemnych. Przykładowo, w budownictwie drogowym do mieszanek mineralno-asfaltowych stosowane są kruszywa posiadające kategorię odporności na rozdrabnianie LA_{20} (drogi o kategorii ruchu KR 5–6), LA_{25} (drogi o kategorii KR 3–4) i LA_{30} (drogi o kategorii KR 1–2). Na warstwy podbudowy stosowane są kruszywa o niższej odporności na rozdrabnianie np. LA_{40} [14,19].

Ważną cechą kruszyw jest kształt ziaren określany jako wskaźnik płaskości lub wskaźnik kształtu. Dla najwyższych kategorii wskaźnika płaskości FI i wskaźnika kształtu SI maksymalna zawartość ziaren nieforemnych wg PN-EN 12620 wynosi 15% [14]. W zakładach produkcji kruszyw, w których stosowane jest wielostopniowe kruszenie w kruszarkach stożkowych lub udarowych, osiągnąć można kruszywo o zawartości ziaren nieforemnych poniżej 10% [1,2,7]. Kruszywa o kategorii wskaźnika kształtu SI_{20} lub wskaźnika płaskości FI_{20} w większości zastosowań uznać można za wystarczająco foremne.

Mrozoodporność kruszywa w aspekcie jego wykorzystania do betonu jest bardzo istotną cechą. Metoda oznaczenia mrozoodporności kruszyw ceramicznych oparta jest na PN-EN 1367-1 [15].

W wyniku przeprowadzenia szeregu badań w Instytucie Ceramiki i Materiałów Budowlanych w Krakowie, oznaczono parametry

jakościowe kruszywa ceramicznego, które porównano z parametrami charakteryzującymi kruszywo naturalne (tab. 1). Kruszywo ceramiczne posiadało gorsze parametry jakościowymi niż kruszywo naturalne, co głównie wynikało z dużej zawartości ziaren płaskich.

Tabela 1. Cechy jakościowe kruszywa ceramicznego i naturalnego [5]

Table 1. Characteristics of the ceramic and natural aggregates [5]

Cecha kruszywa	Jednostka	Kruszywo sztuczne (ceramiczne)	Kruszywo naturalne (kamień wapienny)
Gęstość objętościowa	Mg/m ³	2,43	2,65
Nasiąkliwość	%	3,8	0,7
Zawartość ziarn płaskich	%	54	24
Odporność na rozdrabnianie (Los Angeles)	%	35	26
Mrozoodporność, ubytek masy po 10 cyklach	%	0,1–0,7	0,3

5. Parametry jakościowe betonu z kruszywem ceramicznym

Najwłaściwszą ocenę danego kruszywa uzyskuje się przeprowadzając badania betonu sporządzonego z udziałem ocenianego kruszywa. Należy bowiem pamiętać, że dobre kruszywo to takie, z którego można wykonać dobry (dla danych warunków) beton. Dlatego kruszywa uzyskane z odpadów ceramicznych użyto do sporządzenia mieszanki betonowej. Dla porównania cech jakościowych betonu sporządzono również beton z udziałem kruszywa wyprodukowanego z wapienia dewońskiego.

Założono, że w celu porównania cech jakościowych betonu z kruszywem sztucznym (ceramicznym) i kruszywem naturalnym, sporządzone zostaną mieszanki betonowe zawierające taką samą ilość cementu, taki sam punkt piaskowy i jednakowy stosunek wody do cementu (w/c).

Skład mieszanek betonowych podano w tabeli 2, a właściwości świeżych mieszanek betonowych w tabeli 3. Badania świeżych mieszanek jak i stwardniałego betonu prowadzono w oparciu o normy: PN-EN 206-1, PN-EN 12350-2 [10], PN-EN 12350-7 [11], PN-EN 12390-3 [12], PN-EN 12390-7 [13], PN-88/B-06250 [9].

Tabela 2. Składy mieszanek betonowych
Table 2. Compositions of the concrete mixtures

Skład mieszanki betonowej	Mieszanka betonowa z kruszywem ceramicznym		Mieszanka betonowa z kruszywem naturalnym	
	Udział frakcji kruszywa, %	Wagowy udział składników mieszanki, kg/m ³	Udział frakcji kruszywa, %	Wagowy udział składników mieszanki, kg/m ³
Kruszywo drobne 0/2	35	520	35 (piasek)	583
Kruszywo 2/4	23	342	23 (wapień)	383
Kruszywo 4/8	21	312	21(wapień)	358
Kruszywo 8/16	21	312	21(wapień)	358
Cement CEM I 42,5 R	–	380	–	380
Woda	–	255	–	259

Mieszanka betonowa z udziałem kruszywa sztucznego posiadała mniejszą gęstość, większą zawartość powietrza i charakteryzowała się mniejszym rozplywem. Mniejsza gęstość betonu z udziałem kruszywa sztucznego, jak i większa zawartość powietrza wskazuje na to, że jest to beton bardziej porowaty. Cecha ta ma ścisły związek z dużą zawartością ziaren płaskich występujących w kruszywie sztucznym.

Mniejszy opad stożka informuje o tym, że mieszanka betonowa jest mniej plastyczna i trudniej urabialna, co jest niekorzystną cechą. Trudna urabialność mieszanki betonowej zawierającej dużą ilość nieforemnych ziaren kruszywa ceramicznego spowodowana jest tym, że ziarna nieforemne posiadają większą powierzchnię właściwą niż ziarna foremne. Aby uzyskać mieszankę o dobrej urabialności wymagane jest użycie większej ilości zaczynu cementowego do pokrycia powierzchni ziaren kruszywa. Rozwiązanie takie jest jednak niekorzystne z uwagi na większy koszt mieszanki betonowej zawierającej większą ilość cementu. Dane z tabeli 2 i 3 wskazują, że beton sporządzony z udziałem kruszywa sztucznego będzie posiadał niższe parametry wytrzymałościowe.

Parametry wytrzymałościowe betonu, po 28 dniach oraz betonu poddanego zamrażaniu i rozmrażaniu przedstawiono w tabeli 4.

Beton z kruszywem sztucznym posiadał mniejszą wytrzymałość na ściskanie (ok. 33 MPa) niż beton z kruszywem naturalnym (ok. 49 MPa). Wytrzymałość na ściskanie wynosząca 33 MPa wskazuje, że możliwe jest uzyskanie betonów klasy C 16/20–C 20/25, a więc powszechnie stosowanych w budownictwie.

Tabela 3. Cechy świeżego betonu

Table 3. The fresh concrete properties

Cecha betonu	Mieszanka betonowa z kruszywem sztucznym (ceramicznym)	Mieszanka betonowa z kruszywem naturalnym (wapienie związane)
Stosunek w/c	0,67	0,68
Opad stożka, cm	4,5	6,0
Gęstość świeżego betonu, kg/dm ³	2,03	2,33
Zawartość powietrza, %	5,2	2,7

Spadek wytrzymałości na ściskanie betonu z kruszywem sztucznym poddanego cyklowi zamrażania i rozmrażania wynosił 18,3%, a więc był stosunkowo wysoki. Ogranicza to możliwości jego stosowania jedynie do budowli zamkniętych, bez oddziaływania temperatur ujemnych. Korzystny jest natomiast zerowy ubytek masy betonu z kruszywem ceramicznym, poddanego badaniu mrozoodporności.

Badania wytrzymałości betonu na ściskanie prowadzono na kostkach sześciennych o wymiarach 150x150x150 mm. W tabeli 4 podano średnie wartości z badania 3 kostek betonu. Odchylenia poszczególnych wyników od wartości średniej nie przekraczały 3%.

Analizując parametry wytrzymałościowe betonu, po 28 dniach oraz betonu poddanego zamrażaniu i rozmrażaniu warto także zwrócić uwagę na przyrost wytrzymałości na ściskanie betonu z kruszywem ceramicznym, oznaczonej po czasie dłuższym niż 28 dni.

Głównymi niekorzystnymi cechami kruszywa ceramicznego, które mają niekorzystny wpływ na jakość betonu, jest jego duża nasiąkliwość i duża zawartość ziaren nieforemnych. Oddziaływanie tych niekorzystnych cech kruszywa sztucznego można ograniczyć poprzez zastosowanie dodatków hydrofobowych, które zmniejszają nasiąkliwość, a tym samym zwiększają wodoszczelność betonu. Niekorzystny kształt ziaren można poprawić stosując do rozdrabniania odpadów ceramicznych

kruszkarki charakteryzujące się dobrą kubecznością produktów pokruszonych np. kruszkarki udarowe oraz stosując kruszenie w kilku stadiach i kruszenie w obiegu zamkniętym [1, 2, 6, 7].

Tabela 4. Parametry jakościowe betonów

Table 4. Qualitative characteristics of concretes

Parametry wytrzymałościowe	Jednostka	Beton z kruszywem sztucznym	Beton z kruszywem naturalnym
Wytrzymałość na ściskanie R_{C1}	MPa	33,0	43,8
Nasiąkliwość	%	11,0	7,4
Mrozoodporność – ubytek masy po zamrażaniu	%	0,01	0,26
Wytrzymałość na ściskanie prób zamrażanych R_{C2}	MPa	33,1	49,3
Wytrzymałość na ściskanie prób porównawczych R_{C3}	MPa	40,5	49,3
Mrozoodporność – spadek wytrzymałości na ściskanie	% ($R_{C3} - R_{C2}$) / R_{C3}	18,3	0

Oceniając właściwości badanego betonu warto zaznaczyć, że został on sporządzony wyłącznie z udziałem kruszywa z odpadów ceramicznych. W sytuacji, kiedy kruszywa ceramiczne stanowią część całej ilości kruszywa, spodziewać się można znacznie lepszych parametrów jakościowych betonu.

6. Podsumowanie

Odpady budowlane są bardzo ważnym lokalnym źródłem znacznej ilości kruszyw z recyklingu nadających się do zagospodarowania po wcześniejszym ich przetworzeniu, zbadaniu i zakwalifikowaniu do odpowiednich celów. Ponowne użycie raz wbudowanych materiałów w budownictwie, a szczególnie w budownictwie drogowym, jest technicznie możliwe i daje określone efekty gospodarcze.

Rezerwy surowców naturalnych w niektórych regionach naszego kraju szybko się pomniejszają, a ich eksploatacja i transport na znaczne odległości staje się mniej opłacalna. Dlatego przy coraz częstszym powstawaniu różnego rodzaju odpadów i braku ich dalszych fizycznych

możliwości składowania, utworzenie praktycznych możliwości wprowadzenia do budownictwa kruszywa z powstających odpadów budowlanych jest działaniem celowym i pożytecznym. Jest to także szansa dla rozwoju firm, które mogłyby w sposób przemysłowy przerabiać odpady porzbiórkowe z istniejących hałd, z bieżących remontów i wyburzeń obiektów budowlanych i in. Selektywna gospodarka odpadów oparta na wyodrębnieniu odpadów z ceramiki budowlanej może być cennym źródłem surowców wtórnych do produkcji kruszyw znajdujących zastosowanie w produkcji betonów i drogownictwie.

W ocenie jakości kruszyw uzyskanych z odpadów ceramicznych najbardziej widoczny był ich niekorzystny kształt ziaren. Instalacje produkcji kruszyw mineralnych z odpadów powinny być więc oparte na wielostadialnych układach rozdrabniania i klasyfikacji w obiegach zamkniętych oraz na uszlachetnianiu kruszyw. Do rozdrabniania odpadów ceramicznych wskazane jest stosowanie kruszarek charakteryzujących się dobrą kubecznością produktów pokruszonych np. kruszarek udarowych. Takie metody przerobcze pozwolą na uzyskiwanie kruszyw o niskiej zawartości ziaren płaskich i zanieczyszczeń.

Oprócz dużej zawartości ziaren nieforemnych, cechą kruszywa ceramicznego mającą niekorzystny wpływ na jakość betonu, jest jego duża nasiąkliwość. Niekorzystne cechy reologiczne mieszanki betonowej, będące wynikiem oddziaływania niekorzystnych cech kruszywa, można poprawić poprzez zastosowanie dodatków hydrofobowych, które zmniejszają nasiąkliwość, a tym samym zwiększają wodoszczelność betonu.

Przeprowadzone badania betonu są niepełne i będą kontynuowane w celu uzyskania dokładniejszej oceny możliwości zastosowania kruszyw z odpadów ceramicznych do wytworzenia betonu. Wstępne wyniki badań wskazują, że odpady ceramiczne, po uprzednim przetworzeniu, mogą być stosowane w budownictwie. Przy dokładnym zbadaniu właściwości kruszyw sztucznych i zastosowaniu odpowiednich dodatków korygujących, alternatywą dla gromadzonych kruszyw jest wykorzystywanie ich do produkcji betonów, szczególnie w warunkach, w których nie występuje oddziaływanie temperatur ujemnych.

*Artykuł jest wynikiem realizacji projektu badawczego
MNiSW nr N N524 466139*

Literatura

1. **Gawenda T.:** *Problematyka doboru maszyn kruszących w instalacjach produkcji kruszyw mineralnych*, Górnictwo i Geoinżynieria, Polski Kongres Górniczy 2010, IX krajowy zjazd górnictwa odkrywkowego. 34 z. 4 s. 195–209. Kraków 2010.
2. **Gawenda T.:** *Wpływ rozdrabniania surowców skalnych w różnych kruszarkach i stadiach kruszenia na jakość kruszyw mineralnych*. Gospodarka Surowcami Mineralnymi Polska Akademia Nauk. Komitet Gospodarki Surowcami Mineralnymi; Kraków 2013 (przyjęty do druku).
3. **Gawenda T., Olejnik T.:** *Produkcja kruszyw mineralnych z odpadów powęglowych w Kompanii Węglowej S. A. na przykładzie wybranych kopalń*. Gospodarka Surowcami Mineralnymi PAN. Komitet Gospodarki Surowcami Mineralnymi; t. 24 z. 2/1 s. 27–42, Kraków 2008.
4. **Gawenda T., Saramak D., Tumidajski T.:** *Modele regresyjne rozdrabniania surowców skalnych w kruszarce szczękowej*, ZN Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej, nr 22, seria Inżynieria Środowiska, s 659–670, Koszalin 2005.
5. **Gawenda T., Walerak A.:** *Kruszywa z odpadów ceramicznych*. Surowce i Maszyny Budowlane. Wyd. BMP nr 4 55–59 Racibórz 2012.
6. **Naziemiec Z., Gawenda T.:** *Badanie procesu kruszenia z zamkniętym obiegiem*. *Kruszywa mineralne: surowce – rynek – technologie – jakość*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej; nr 119. 107–116, Wrocław-Szklarska Poręba, 2007.
7. **Naziemiec Z., Gawenda T.:** *Ocena efektów rozdrabniania surowców mineralnych w różnych urządzeniach kruszących*. VI Konferencja „Kruszywa Mineralne – surowce – rynek – technologie – jakość”, s 83–94. OWPW Wrocław-Szklarska Poręba, 2006.
8. **Neville A. M.:** *Właściwości betonu*. Wyd. Polski Cement. Kraków 2000.
9. PN-88/B-06250 Beton zwykły.
10. PN-EN 12350-2 Badanie mieszanki betonowej. Część 2. Badanie konsystencji mieszanki betonowej.
11. PN-EN 12350-7 Badanie mieszanki betonowej. Część 7. Badanie zawartości powietrza. Metody ciśnieniowe.
12. PN-EN 12390-3 Badania betonu. Część 3: Wytrzymałość na ściskanie próbek do badania.
13. PN-EN 12390-7:2011 Badania betonu. Część 7. Gęstość betonu.
14. PN-EN 12620 Kruszywa do betonu.
15. PN-EN 1367-1 Badania właściwości cieplnych i odporności kruszyw na działanie czynników atmosferycznych. Część 1. Oznaczanie mrozodporności.

16. PN-EN 933-3 Badania geometrycznych właściwości kruszyw. Oznaczanie kształtu ziarn za pomocą wskaźnika płaskości.
17. **Saramak D., Tumidajski T., Gawenda T., Naziemiec Z., Brozek M.:** *Aspects of comminution flowsheets design in processing of mineral raw materials*, Gospodarka Surowcami Mineralnymi - Mineral Resources Management. Vol. 26, Issue: 4, 59–69 (2010).
18. **Tumidajski T., Gawenda T., Niedoba T., Saramak D.:** *Kierunki zmian technologii przeróbki węgla kamiennego w Polsce. Scenariusze rozwoju technologicznego przemysłu wydobywczego węgla kamiennego*. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, Polska Akademia Nauk. Komitet Gospodarki Surowcami Mineralnymi; t. 24 z. ½, s. 245–258 (2008).
19. **Walerak A.:** *Analiza układu technologicznego procesu produkcji wyrobów ceramicznych oraz utylizacji powstających odpadów na przykładzie firmy Opoczno S.A.* Praca magisterska, Biblioteka AGH w Krakowie 2012.
20. www.ietu.katowice.pl [dostęp: kwiecień 2012].
21. www.malopolskie.pl [dostęp: kwiecień 2012].
22. PN-EN 206-1. Beton. Część 1: Wymagania, właściwości, produkcja i zgodność.

Investigations on Selected Properties of Aggregates from Ceramic Waste and Concrete Produced with Their Participation

Abstract

The aim of the paper was to present the possibilities of ceramic waste utilization towards the artificial aggregaters and concretes production. The investigations covered the waste comminution experiments at AGH in two-stage circuits with jaw and roll crushers, and particle size analyses. Experiments in ICMB Institute in Cracow included a determination of the water absorption index, comminution resistance and frost-resistance coefficients, as well as the bulk density. Two types of concretes were compared, the one produced with the participation of ceramic waste, and the other, produced from Devonian limestone.

The aggregates produced from ceramic waste had an unfavorable particle shape. Jaw crushers on the first and second stage produced 63 and 22% of irregular particles respectively, while the roll crusher on second stage only 14%. The plant production aggregates from the waste should therefore be based on a closed multi-stage crushing and classification circuits with processing of aggregates. Ceramic waste crushing should be performed in devices producing

cubical products, like impactors. These methods allow to obtain the aggregates with the smallest flatness indices and without pollution.

The high water absorption, lower comminution and frost resistance of concretes are further unfavorable properties of aggregates produced from the ceramic waste. Unfavorable rheological properties of the concrete mixtures, resulting from the impact of the aggregate disadvantages can be improved by the use of hydrophobic additives which reduce the water absorption, thereby increasing water resistance of concrete.

Artificial aggregate concrete had a lower compressive strength (about 33 MPa) than the natural concrete (about 49 MPa). Decrease in compressive strength of the artificial aggregate concrete subjected to freezing and defrosting cycles was 18.3%, which is a relatively high and negative.

Summing up, the ceramic waste after a prior processing can be applied in the building industry. After a precise examination of the properties of artificial aggregates and application of suitable additives, they can be alternatively used in concrete production, particularly under conditions in which there is no impact of temperatures below zero degrees.



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

Annual Set The Environment Protection
Rocznik Ochrona Środowiska

Volume/Tom 15. Year/Rok 2013

ISSN 1506-218X

2022–2038

Wpływ stężeń pyłów (PM1, PM2,5, PM10) w środowisku wewnątrz szkoły na wartości wskaźników spirometrycznych u dzieci

*Anna Zwoździak, Izabela Sówka, Magdalena Fortuna
Politechnika Wroclawska*

*Wanda Balińska-Miśkiewicz, Ewa Willak-Janc
Uniwersytet Medyczny, Wrocław*

*Jerzy Zwoździak
Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa*

1. Wstęp

Na podstawie badań epidemiologicznych prowadzonych w dużej skali na świecie nie jest się w stanie wskazać wartości progowej stężenia pyłów, poniżej której nie obserwowaloby się ich negatywnego wpływu na zdrowie ludzi (EEA, 2011). Wydaje się prawdopodobne, że w ramach światowej populacji ludzkiej istnieje tak szeroki zakres wrażliwości osobniczej, że pojawiają się osoby z dużym ryzykiem zagrożenia zdrowia nawet przy niskich stężeniach pyłów w atmosferze.

Środowiskowe oddziaływanie pyłów zawieszonych w atmosferze, zawierających wiele niebezpiecznych substancji, było przedmiotem badań wielu ośrodków naukowych na świecie [m.in. 1, 6, 7, 10, 11, 15, 18–21, 25, 26]. Wiadomo jest, że obecność zanieczyszczeń powietrza może wywołać u ludzi różne skutki, począwszy od irytacji i rozdrażnienia aż do ostrych oraz przewlekłych schorzeń układu krążenia i układu oddechowego, jak astma, przewlekła obturacyjna choroba płuc. Szczególnie dzieci są narażone na największe ryzyko ze strony zanieczyszczenia środowiska z racji jego wpływu na rozwój i czynność płuc oraz innych bę-

dących w trakcie rozwoju narządów. Udowodniono, że narażenie dzieci na długoterminową ekspozycję na pyły jest związane z redukcją funkcji płuc, wzrostem objawów ze strony układu oddechowego i śmiertelności niemowląt [2, 4, 8, 23].

W niniejszej pracy podjęto się oceny wpływu stężenia pyłów o średnicach poniżej 1 μm (PM1), 2,5 μm (PM2,5) i 10 μm (PM10) w powietrzu wewnątrz szkoły i na zewnątrz, na krótkookresowe zmiany parametrów funkcji płuc w grupie dzieci zdrowych, traktując grupę jako próbę losową.

2. Metodyka badań

Spirometria jest podstawowym badaniem wykorzystywanym w ocenie wpływu zanieczyszczeń powietrza na układ oddechowy człowieka [12, 16]. Badanie spirometryczne pozwala na ocenę objętości wydychanego powietrza oraz natężonego przepływu, zarówno w fazie wdechu jak i wydechu. Na tej podstawie możliwe jest stwierdzenie zaburzeń procesu wentylacji. Zanieczyszczenia powietrza wpływają głównie na ograniczenie przepływu powietrza w oskrzelach.

Ocena przepływów powietrza w drogach oddechowych dokonywana jest w oparciu o krzywą przepływ-objętość. Na jej podstawie mierzony jest: maksymalny przepływ wydechowy dla 50% FVC (Forced Vital Capacity – natężona objętość życiowa) (MEF_{50}), 25% FVC (MEF_{25}) i 75% FVC (MEF_{75}) oraz maksymalny przepływ wdechowy dla 50% FVC (MIF_{50}) (MIF – Maximal Inspiratory Flow). MEF_{75} oznacza szybkość przepływu powietrza podczas natężonego wydechu po wypuszczeniu 25% powietrza. MEF_{50} i MEF_{25} oznaczają odpowiednio szybkości przepływu powietrza w momencie wydychania 50% i 75% FVC. Wartości FEV1 (natężona objętość wydechowa pierwszosekundowa) i PEF (szczytowy przepływ wydechowy) określają stan drożności dużych oskrzeli, zaś MEF_{25} , MEF_{50} i MEF_{75} – drożność oskrzeli obwodowych, o średnicy poniżej 2–3 mm i z tego powodu nazywane są testami drobnych oskrzeli. Ustalone normy powyższych wartości przedstawiają się następująco: $\text{FEV1} / \text{VC} > 0,7$, $\text{FVC} > 80\%$, $\text{FEV1} > 80\%$, $\text{MEF}_{50} > 60\%$ tzw. wartości należnej.

W badaniu brały udział dzieci 13–14 letnie z losowo wybranego gimnazjum na terenie miasta Wrocławia. Do losowania wytypowano

szkoły położone w pobliżu ruchliwego skrzyżowania, mające co najmniej 350 uczniów na jednym poziomie. W wybranej szkole rozdano rodzicom informację o badaniu oraz poproszono, aby rodzice którzy wyrazili zgodę na udział dziecka w badaniu, potwierdzili ją pisemnie. Dzieciom, które miały zgodę rodziców rozdano ankietę, składającą się z 20 pytań. Pytania dotyczyły przebytych chorób, warunków mieszkaniowych, otoczenia, trybu życia. Na podstawie udzielonych odpowiedzi z badania zostały wykluczone dzieci, które miały rozpoznaną dychawicę oskrzelową lub inne przewlekłe choroby układu oddechowego, dzieci, które w przeciągu ostatniego półrocza były hospitalizowane z powodu chorób układu oddechowego oraz te z aktualnymi objawami przeziębienia lub kaszlu.

U zakwalifikowanych dzieci ($n = 186$) wykonywano badania spirometryczne za pomocą przenośnego spirometru Blue Spiro. Spirometr ten umożliwia uzyskiwanie pomiarów należących do tzw. złotego standardu wg. ATS (American Thoracic Society) i ERS (European Respiratory Society). Badania były wykonywane w godzinach przedpołudniowych, między godziną 8:30 a 11:30 jeden raz w miesiącu od grudnia 2009 do października 2010 (z wyłączeniem lipca i sierpnia). Uzyskano w ten sposób 10 pomiarów obejmujących cały rok szkolny (dwukrotnie wykonano pomiary w grudniu 2009).

W tygodniu, w którym były prowadzone badania spirometryczne pobierano próbki pyłu zawieszonego. Do poboru próbek pyłu zawieszonego PM₁, PM_{2,5} i PM₁₀ zostały wykorzystane impaktory typu Harvard (MS&T Area Samplers, Air Diagnostics and Engineering). Przepływ powietrza wymuszały ultra-ciche bezolejowe pompy próżniowe (Air Diagnostics and Engineering, model SP-280E). Jako podłoża zastosowano membrany teflonowe (Anderson Teflon Membrane Filters, 37 mm średnica filtru, 2 μm średnica porów). Natężenie przepływu przy poborze cząstek $< 1,0 \mu\text{m}$ wynosiło $23 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$, natomiast w przypadku cząstek $< \text{od } 2,5 \mu\text{m}$ i $10 \mu\text{m}$ – $10 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$. Objętość pompowanego powietrza była kontrolowana przepływomierzem typu Ataris. Czas poboru wynosił 8 h (08:00–16:00), 16 h (16:00–08:00). Stężenia pyłu zawieszonego oraz poszczególnych frakcji były oznaczane grawimetrycznie z użyciem elektronicznej mikrowagi (Sartorius 000 V001) o rozdzielczości 1 μg . Analiza została przeprowadzona zgodnie z europejskim standardem oznaczeń pyłu zawieszonego (NBN-EN-12341). Przed ważeniem filtry były kondycjonowane przez 48 h, w temperaturze 20°C.

Dane z badań spirometrycznych każdego dziecka z każdego miesiąca, dane ankietowe oraz poziomy stężeń pyłów PM1, PM2,5 i PM10 rejestrowane w okresach sesji pomiarowych wprowadzono do arkusza kalkulacyjnego Excel, a następnie analizowano przy użyciu programu komputerowego STATISTICA PL.

3. Wyniki badań

3.1. Badania ankietowe

Ankietowane dzieci chodziły do pierwszej klasy gimnazjum, 75% z nich ma 13 lat, 25% 14 lat. Chętniej w badaniu brały udział dziewczynki – 63%. W przeważającej większości – 86,5% dzieci mieszkało w bezpośredniej bliskości szkoły, pozostałe 13,5% dojeżdżało do szkoły z innych dzielnic. W rodzinie 63,4 % dzieci palono papierosy. 8% dzieci zgłaszało obecność wilgoci w domu, ale tylko 3,7% określało swoje mieszkanie jako zagrzybione. Ponieważ szkoła jest usytuowana w śródmieściu 54% uczniów mieszkało przy ruchliwej ulicy. Pod oknami mieszkań u 59% przejeżdżały ciężarówki bądź autobusy, ale zaledwie 14% dzieci podaje tak uciążliwy hałas, żeby zmuszało to mieszkańców do zamykania okien. 28% dzieci większość swojego czasu spędza w pomieszczeniach zamkniętych, a mniej niż godzinę na świeżym powietrzu.

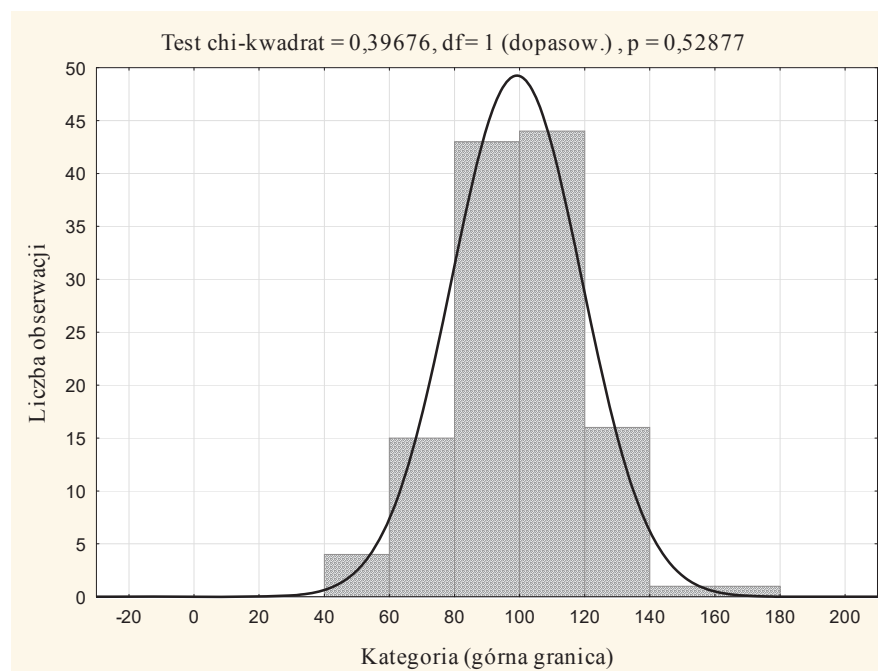
W szpitalu z powodu chorób płuc było leczonych kiedykolwiek w swoim życiu 14,5% dzieci, 65% uczniów podaje częste katary, a 68% ma katary bez innych objawów przeziębienia. Wśród uczniów znajdowało się 5,9% dzieci uczulonych na zarodniki grzybów pleśniowych, 17% na roztocza kurzu domowego, a 15% na pyłki.

3.1. Badania spirometryczne

Dla wszystkich parametrów spirometrycznych sprawdzono zgodność ich rozkładu z rozkładem normalnym. Ocenę zgodności przeprowadzono testem chi-kwadrat lub testem Kołmogorowa-Smirnowa z poprawką Lillieforsa. Jako krytyczny poziom istotności przyjęto $p = 0,05$. Wszystkie badane parametry spirometryczne miały rozkład normalny. Normalność rozkładu testowana została również dla każdej grupy niezależnej (chłopcy, dziewczyny, palący, niepalący, itp.). Dla przykładu – rozkład wartości wskaźnika FEV1 pokazano na rys. 1. Na rys. 2. przedstawiono wyniki badań czynnościowych układu oddechowego dzieci

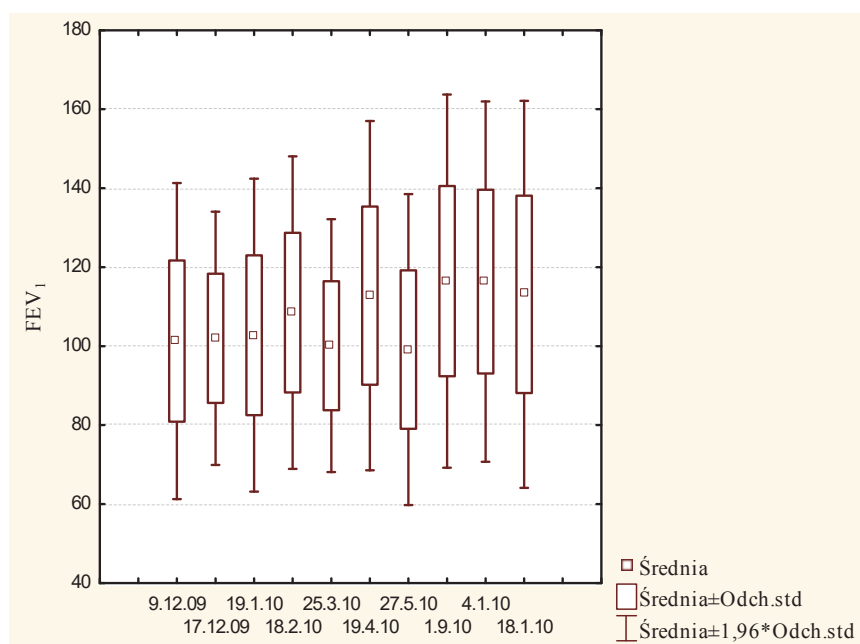
w oparciu o wskaźnik FEV1. Zauważyć można bardzo duży rozrzut wartości wśród dzieci dla każdego dnia pomiarowego. Niemal wszystkie wartości znajdowały się w zakresie wartości prawidłowych. Stosując test istotności różnic dla prób zależnych, bowiem badano tą samą grupę dzieci wielokrotnie w czasie, zweryfikowano hipotezę o średniej wielkości różnic między tymi wynikami. Obliczenia wykonano dla wszystkich serii pomiarowych i okazało się, że wszystkie wskaźniki były istotnie niższe w okresie zimowym niż letnim (hipoteza o równości średnich wartości wskaźników została odrzucona na poziomie istotności $p < 0,05$). Wśród miesięcy letnich wyjątek stanowił maj. Rejestrowano wówczas obniżone wartości w porównaniu do pozostałych serii wiosenno-letnich.

W celu wykazania zmienności wskaźników wśród poszczególnych dzieci obliczono dla każdego dziecka współczynnik zmienności wyrażony stosunkiem zakresu wartości do średniej (w procentach). Ponieważ rozkład obserwowanej zmiennej jest normalny (rys. 3), toteż dobrze całą populację charakteryzuje średnia wartość współczynnika zmienności wynosząca $40\% \pm 18\%$.



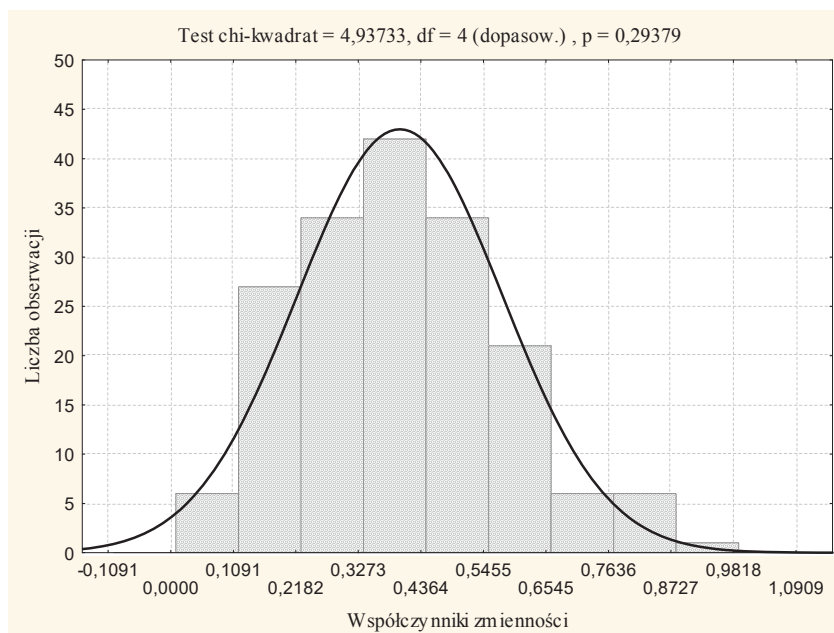
Rys. 1. Wykres rozkładu normalnego dla wyników wskaźnika FEV1 dla wybranego dnia pomiarowego

Fig. 1. Histogram of FEV1 with best-fitting normal distribution (based on the results of one sampling day)



Rys. 2. Statystyki opisowe zmierzonego wskaźnika FEV1 w kolejnych dniach pomiarowych w grupie dzieci szkolnych

Fig. 2. Box and whisker plots of FEV1 data from subsequent measurements in a group of schoolchildren



Rys. 3. Rozkład współczynników zmienności wskaźnika FEV1 wśród dzieci szkolnych

Fig. 3. Histogram of coefficients of variation for the FEV1 parameter in a group of schoolchildren

Szukając przyczyn dużej rozbieżności w wartościach wskaźników spirometrycznych wykorzystano badania ankietowe i oceniono różnice w grupie chłopców i dziewcząt oraz dzieci przebywających wśród osób palących i niepalących. U chłopców stwierdzono obniżone, w stosunku do dziewcząt średnie wartości należne natężonej pierwszosekundowej objętości wydechowej (FEV1). Wykorzystany test różnic między średnimi z dwóch prób zweryfikował hipotezę zerową o równości średnich. Do testowania różnic między średnimi z dwóch prób niepowiązanych zastosowano „Testy t dla prób niezależnych”. Test t-Studenta (po uprzednim sprawdzeniu założenia o jednorodności wariancji) wykazał, że istnieją podstawy do odrzucenia hipotezy o równości wskaźnika FEV1 w grupie dziewcząt i chłopców. Ciekawe jest, że wykazano brak wpływu na wartość FEV1 dzieci, których rodzice są obciążeni nałogiem palenia papierosów. Różnice w wartościach tego wskaźnika w obu grupach dzieci (rodzice palą i nie palą) były statystycznie nieistotne. U dzieci w grupie badanej stwierdzono istotny wpływ miejsca zamieszkania, skłonności do kataru, uczulenia na pyłki i uciążliwości ciężarówek i autobusów tylko na niektóre wskaźniki (FEV lub MEF_{25} , lub PEF).

3.2. Wpływ stężenia pyłów na wartości wskaźników spirometrycznych

Kolejnym rozpatrywanym czynnikiem było zanieczyszczenie powietrza. W analizach statystycznych uwzględniono stężenia 8-godzinne pyłów PM1, PM2,5 i PM10 mierzone wewnątrz szkoły (w) i na zewnątrz (z). Analizę przeprowadzono dla wskaźnika FEV1, dla średniej wartości ze wszystkich obserwacji w danym dniu. Do oceny powiązania między zmiennymi wykorzystano analizę korelacji. Wyniki zamieszczono w tabeli 1. Jak widać, jedynie pomiędzy FEV1 i stężeniem pyłu $PM_{2,5_w}$ zachodziła prawie pełna, wysoce istotna korelacja. Wartość współczynnika korelacji wynosi -0,94. Ujemna jego wartość oznacza, że wzrostowi stężeń pyłu odpowiada spadek średnich wartości FEV1. Ponadto, jak mówi o tym współczynnik determinacji, zmienność FEV1 była prawie w 88% wyjaśniona zmiennością stężeń $PM_{2,5_w}$. Obliczenia te powtórzono dla mediany i uzyskano jeszcze silniejszą zależność ($R^2 = 0,90$).

Tabela 1. Współczynniki korelacji i determinacji wraz z odpowiednimi poziomami istotności (FEV1 – % wartości należnej; PM – $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Table 1. Correlation and determination coefficients with the significance levels (FEV1 – % of the average value; PM – $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Zmienne	Średnia	Odch.st.	Współ. Korelacji, r	Współ. de- terminacji, R^2	Poziom istotności, p
FEV1 PM1 _w	105,5 23,2	7,8 19,1	-0,47	0,22	0,350
FEV1 PM2,5_w	105,5 46,4	7,8 21,0	-0,94	0,88	0,002
FEV1 PM10 _w	105,5 115,2	7,8 57,9	-0,55	0,30	0,259
FEV1 PM1 _z	105,5 22,2	7,8 22,0	-0,28	0,08	0,643
FEV1 PM2,5 _z	105,5 40,0	7,8 45,1	-0,32	0,10	0,602
FEV1 PM10 _z	105,5 53,8	7,8 42,0	-0,29	0,08	0,635

Przyglądając się danym zamieszczonym w tabeli 1 zauważyć można, że średnie stężenia PM10 były wyraźnie wyższe wewnątrz szkoły niż na zewnątrz. W przypadku stężeń pyłów PM2,5 i PM1 stwierdzono porównywalne poziomy. Przyczyną wyższych stężeń pyłów grubych wewnątrz pomieszczeń jest najprawdopodobniej fakt, że dzieci przebywają w ograniczonej przestrzeni przez kilka godzin dziennie, więc ich aktywność ruchowa może być przyczyną wtórnej emisji pyłu z podłogi i z innych powierzchni (mebli, ławek). Z kolei pyły drobne w dużej mierze infiltrują z powietrza zewnętrznego, więc stężenia ich są porównywalne wewnątrz i na zewnątrz szkoły.

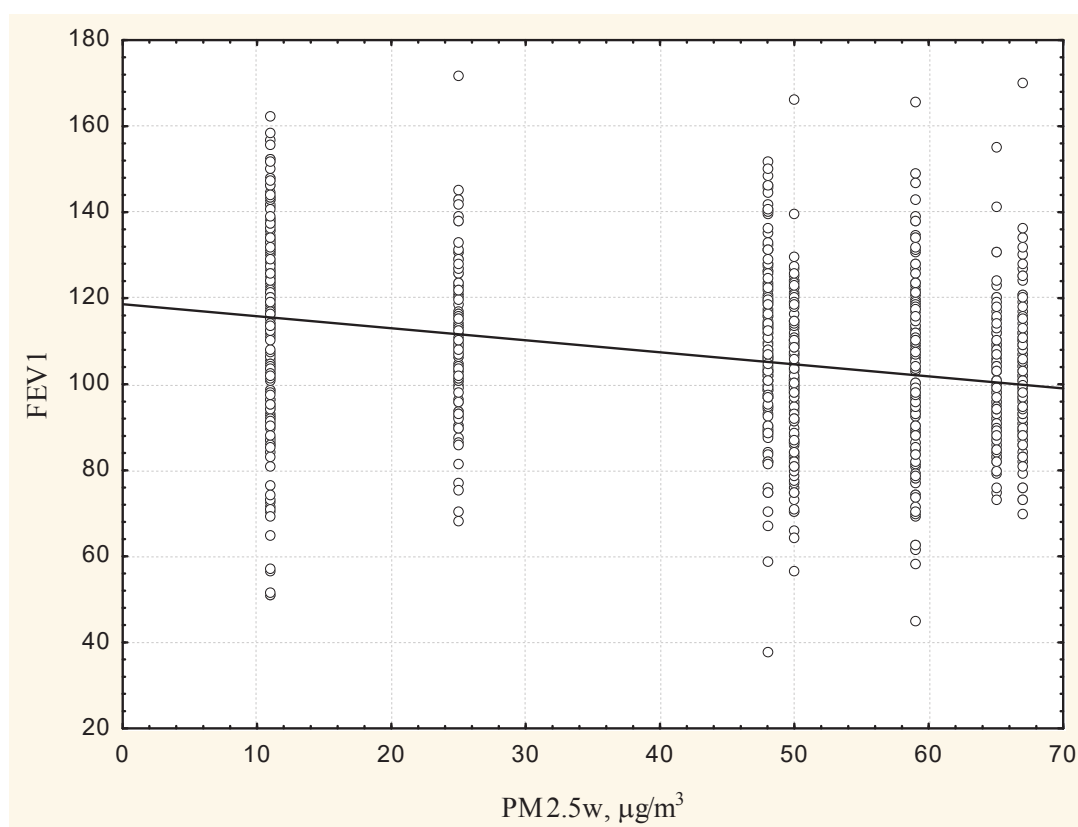
Ze względu na małą liczebność próby zastosowano również statystyki nieparametryczne i wyliczono współczynnik korelacji Spearmana (tabela 2). I w przypadku tej analizy potwierdziła się tylko silna zależność między medianą FEV1 a stężeniem PM2,5_w ($r = -0,95$, $p < 0,05$). W przypadku pozostałych zmiennych współczynniki korelacji były nieistotne.

Tabela 2. Współczynniki korelacji Spearmana między wskaźnikiem FEV1 (mediana) a stężeniami PM1, PM2,5 i PM10 rejestrowanymi wewnątrz szkoły (pogrubiony, istotna zależność $p < 0,05$)

Table 2. Spearman correlation between median FEV1 and 8 h indoor concentrations of PM1, PM2,5 and PM10 (bold, significance level $p < 0.05$)

Zmienne	Mediana	PM1 _w	PM2,5 _w	PM10 _w
Mediana	1,00	-0,54	-0,95	-0,14
PM1 _w	-0,54	1,00	0,43	0,75
PM2,5 _w	-0,95	0,75	1,00	0,75
PM10 _w	-0,14	0,75	0,75	1,00

W dalszej analizie uwzględniono tyle parametrów, ile obserwacji, tj. poddano ocenie wszystkie wyniki badań spirometrycznych i odpowiadające im poziomy rejestrowanych stężeń pyłów PM2,5_w. Wyniki analizy regresji zamieszczono na rys. 4 i w tabeli 3.



Rys. 4. Wykres rozrzutu FEV1 względem stężenia PM2,5_w

Fig. 4. A scatterplot of the FEV1 parameter versus PM2,5_w concentrations

Tabela 3. Wyniki analizy regresji zmiennej zależnej FEV1 i niezależnej PM2,5_w
Table 3. Results of the regression analysis between independent FEV1 and dependent PM2,5_w variables

	Współczynniki regresji, b	Błąd stand. b	t(1083)	Poziom istotności
Wyraz wolny	118,6	1,28	92,7	0,000
PM2,5 _w	-0,28	0,03	-10,8	0,000

Model regresji liniowej opisujący zależność FEV1 od stężenia PM2,5_w ma postać:

$$FEV1 = 118,6 - 0,28(PM2,5_w) \pm 17,8 \quad (1)$$

Współczynnik -0,28 oznacza, że jeśli wartość stężenia wzrośnie np. o 10 µg/m³, to oczekujemy, że wskaźnik FEV1 zmniejszy się o 2,8%. Szacując współczynnik kierunkowy na poziomie -0,28 mylimy się średnio o 0,03. Podobnie szacując wyraz wolny na poziomie 118,6, mylimy się średnio o 1,3. Dla współczynnika kierunkowego błąd szacunku stanowi około 10% (0,03/0,28 = 0,10), natomiast dla wyrazu wolnego – około 1% (1,3/118,6 = 0,01). Najbardziej jednak popularną miarą dopasowania modelu do rzeczywistych obserwacji jest współczynnik determinacji. W naszym przykładzie wartość ta wynosi $R^2 = 0,098$. Można ją wyrazić w procentach, mówiąc, że model wyjaśnia ok. 10% obserwowanej zmienności, a nie wyjaśnia 90% zmienności. Nie jest to najlepszy wynik, ale należy zwrócić uwagę na bardzo duży rozrzut wartości FEV1. Wiele innych czynników, które mogłyby wpłynąć na zmienność wskaźnika, ujętych w ankiecie, nie potwierdziła swojego udziału poza płcią. Potwierdzona normalność rozkładu reszt uwiarygodnia zaobserwowaną tendencję zmian wartości FEV1 ze wzrostem stężeń PM2,5_w. Podobna analiza przeprowadzona dla pozostałych wskaźników potwierdziła obniżenie ich wraz ze wzrostem stężenia pyłu PM2,5_w.

4. Dyskusja wyników

Dyskusję wyników rozpoczniemy od omówienia zmienności poszczególnych wskaźników spirometrycznych, nacisk kładąc na FEV1, PEF i MEF₂₅. Ze wstępnych analiz wynika, że wartości te podlegały dużej zmienności, zarówno pomiędzy poszczególnymi dziećmi, jak i dla każdego dziecka w okresie prowadzenia pomiarów, niemniej jednak

prawie wszystkie wartości mieściły się w zakresie wartości normalnych. Jest to zgodne z założeniem pracy, bowiem do analizy wytypowano dzieci zdrowe, eliminując dzięki badaniom ankietowym dzieci chore. Czym można wyjaśnić tak dużą rozpiętość we wskaźnikach? Przykładowo, w badaniach Brouwera [5] stwierdzono, że wśród zdrowych dzieci szkolnych ($n = 208$) współczynnik zmienności FEV1 kształtował się na poziomie 5,7%, natomiast u nas wynosił 40%. Istniała jednak różnica w sposobie i warunkach prowadzonych badań. W badaniach Brouwera [5] pomiary odbywały się w domach, dwa razy dziennie przez okres dwóch tygodni. W naszych badaniach pomiary przeprowadzono w szkole, raz w miesiącu w ciągu roku, obejmując różne pory roku. Stwierdzono istotną różnicę między średnimi wartościami wskaźników w okresie zimowym i wiosenno-letnim, z wyższymi wartościami wiosną-latem. Szukając przyczyn dużej zmienności parametrów pomiędzy dziećmi, wykorzystano wyniki ankiety i przeprowadzono testy t dla dwóch grup niezależnych, badając różnice między średnimi wartościami wskaźników dla chłopców i dziewcząt, dzieci przebywających wśród rodziców palących i niepalących, mieszkających przy ruchliwej ulicy i nie mieszkających, itd. Faktycznie, dla wszystkich wskaźników, stwierdzono tylko istotne różnice między grupą chłopców i dziewcząt, wyższe wartości rejestrowano w grupie dziewcząt. W literaturze przedmiotu napotkać można inne zależności. W badaniach Brouwera [5] stwierdzono nieistotną różnicę wśród zdrowych dzieci między średnimi wartościami wskaźników FEV1, FVC i MEF₅₀ u dziewcząt i chłopców w wieku 12–16 lat. Z kolei Lee [13] przeprowadzając badania spirometryczne wśród uczniów 7 klasy (12–13 lat) w 14 tajwańskich miejscowościach odnotował wyższe wartości wskaźników FEV1, MEF₅₀ i FVC w grupie chłopców niż dziewcząt.

Ciekawe jest, że nie wykazano istotnych różnic w wartościach wskaźników spirometrycznych w grupie dzieci, których rodzice palą i nie palą. Uważa się, że palenie tytoniu jest ważnym czynnikiem ryzyka rozwoju astmy oskrzelowej u dzieci [9]. Istnieją jednak doniesienia nie potwierdzające tak ścisłych korelacji [3]. W przypadku innych warunków środowiskowych branych pod uwagę stwierdzono, że średnie wartości wskaźników FEV1 i PEF istotnie różniły się dla grupy dzieci, które mieszkają przy ruchliwej ulicy i nie mieszkają, i tylko FEV1 wśród dzieci, które często mają katar i nie miewają oraz które są uczulone na pyłki i nie są uczulone, itd.

W naszych badaniach nacisk położono na krótkookresowy wpływ zanieczyszczenia powietrza pyłem na wartości wskaźników spirometrycznych. Wpływ ten został oszacowany na podstawie związku pomiędzy poziomem stężeń pyłów PM10, PM2,5 i PM1 zarówno wewnątrz, jak i na zewnątrz szkoły (uśrednionymi do 8 godzin) a mierzonymi w tym okresie wartościami wskaźników spirometrycznych. Analiza oparta o prostą regresję wraz z oceną reszt wskazała, że istotny związek istniał tylko między stężeniem PM2,5_w i zmianami wskaźników spirometrycznych, takich jak: FEV1, PEF i MEF₂₅. Należy być ostrożnym przy interpretacji tego typu badań, bowiem stwierdzenie występowania zależności nie zawsze oznacza istnienie związku przyczynowo-skutkowego między badanymi zmiennymi. Zależności te mogą również wynikać z bezpośredniego oddziaływania na nie jeszcze innych zjawisk. Na przykład, wykryto istotny wpływ na wartości wskaźników spirometrycznych pory roku, niższe wartości rejestrowano zimą. Odwrotny, ale logiczny związek istnieje w przypadku poziomów stężeń pyłów, rejestrowano znacznie wyższe stężenia zimą niż latem, czyli wyższym stężeniom pyłu zimą odpowiadają niższe wartości wskaźników spirometrycznych i odwrotnie niższemu zapyleniu latem odpowiadają wyższe wartości wskaźników badań czynnościowych oddychania u dzieci. W literaturze można znaleźć prace zarówno potwierdzające nasze wyniki, tj., że ekspozycja na wyższe stężenia pyłów związana jest z osłabieniem funkcji oddychania [14, 24], jak i przeciwnie, tj. brak istotnych powiązań [13].

Ciekawe wyniki badań prowadzonych wśród dzieci w wieku od 6 do 13 lat w czterech chińskich miastach przytoczył Roy [22]. Wykazano w nich wpływ zanieczyszczenia powietrza wewnątrz pomieszczeń na osłabiony rozwój układu oddechowego dzieci. W badaniach ankietowych interesowano się, czy mieszkanie jest ogrzewane węglem i istnieje sprawny system wentylacji. Okazało się, że u dzieci mieszkających w domach, gdzie węgiel stosowany jest jako paliwo i nie istnieje system wentylacji, dostosowany do wieku roczny przyrost wskaźnika FEV i FEV1 był o 37% i 61% niższy niż przeciętnie obserwowany. Podobnie, wcześniejsze badania Gaudermana [12] wykazały, że długotrwała ekspozycja dzieci w wieku 10–18 lat na zanieczyszczenia powietrza była przyczyną gorszego rozwoju płuc, wyrażonego jako obniżenie wartości FEV1 w wieku dorosłym. Inne badania, opisane przez Neuberger'a [17], dotyczyły wpływu obniżenia stężeń NO₂, SO₂ i pyłu całkowitego w atmosfere-

rze na zmianę wskaźnika MEF_{25} wśród 1450 dzieci uczęszczających do szkoły podstawowej w jednym z rejonów Austrii. Pomiar spirometryczny prowadzono od 2 do 8 razy rocznie przez okres 5 lat. Wyodrębniono dwie grupy dzieci, jedną kontrolną – mieszkającą na obszarze, gdzie nie rejestrowano zmian stężeń zanieczyszczeń powietrza i drugą, gdzie stężenia znacznie się obniżyły. Nie zanotowano istotnego związku w przypadku pyłów i SO_2 , a jedynie obniżenie stężeń NO_2 pozytywnie wpłynęło na wartości MEF_{25} .

Podobne do naszych badań zostały wcześniej przeprowadzone przez Moshammera [16] w Austrii, z tą różnicą, że parametry spirometryczne odnoszono do średniego 8-godzinnego stężenia PM_{10} , $PM_{2,5}$ i PM_1 oraz NO_2 , rejestrowanego w pobliskiej stacji monitoringu powietrza. Przebadano 163 dzieci, w wieku 7–10 lat, raz w miesiącu w okresie 1 roku. Wykorzystując uogólnione modele liniowe oceniono, o ile zmieniły się wartości wskaźników spirometrycznych przy obniżeniu stężenia zanieczyszczeń o $10 \mu g/m^3$. Najwyższe wartości uzyskano dla NO_2 (do 2%), potem PM_1 , $PM_{2,5}$ i PM_{10} (poniżej 1%). Faktycznie notowano istotną zależność tylko w przypadku NO_2 oraz przy włączeniu do modelu stężenia $PM_{2,5}$. W przypadku stężenia $PM_{2,5}$ wyznaczyć można tylko było trend, bowiem stwierdzono brak istotności dla współczynnika regresji. W naszych badaniach najlepsze dopasowanie modelu regresji uzyskano dla wartości FEV_1 i PEF , które określają stan drożności dużych oskrzeli. Wprawdzie w przypadku FEV_1 współczynnik determinacji był niższy, ale uzyskano mniejszy błąd estymacji i lepiej dopasowane reszty do rozkładu normalnego. Pozostałe wskaźniki MEF_{25} , MEF_{50} i MEF_{75} , nazywane testami drobnych oskrzeli były wprawdzie bardziej „czułe” na zmianę stężenia $PM_{2,5w}$, lecz uzyskano gorsze dopasowanie modelu do rejestrowanych danych.

5. Wnioski

1. Udokumentowano krótkookresowy związek przyczynowo skutkowy między stężeniem pyłu wewnątrz szkoły a zmianą wartości parametrów spirometrycznych.
2. Analiza materiału badawczego przedstawionego w niniejszej pracy dowodzi, że istnieje istotny związek tylko między stężeniem pyłu $PM_{2,5w}$ i zmianami wskaźników spirometrycznych, takich jak: FEV_1 , PEF i MEF_{25} u dzieci w wieku gimnazjalnym.

3. Najlepsze dopasowanie modelu regresji uzyskano dla wartości FEV1 i PEF, które określają stan drożności dużych oskrzeli. Pozostałe wskaźniki MEF₂₅, MEF₅₀ i MEF₇₅, nazywane testami drobnych oskrzeli, były wprawdzie bardziej „czułe” na zmianę stężenia PM_{2,5w}, lecz uzyskano gorsze dopasowanie modelu do rejestrowanych danych.
4. Wyniki pracy dowodzą pilnej konieczności kontynuacji tego typu badań, zarówno pod kątem monitorowania stężeń pyłów drobnych w szkołach, jak i zagrożenia zaburzeń funkcjonowania układu oddechowego dzieci z powodu wysokich stężeń pyłu.

Prace przeprowadzone w ramach projektu badawczego nr N304 067937 pt. "Identyfikacja wpływu zanieczyszczenia powietrza na funkcje układu oddechowego u dzieci w wieku szkolnym" oraz projektu systemowego pt. „GRANT PLUS” (Program Operacyjny Kapitał Ludzki, Priorytet VIII Regionalne Kadry Gospodarki, Działanie 8.2 Transfer Wiedzy, Poddziałania 8.2.2 Regionalne Strategie Innowacji.



KAPITAŁ LUDZKI
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI

UNIA EUROPEJSKA
EUROPEJSKI
FUNDUSZ SPOŁECZNY



Zadanie współfinansowane ze środków Unii Europejskiej w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego.

Literatura

1. **Ashmore M.R., Dimitroulopoulou C.:** *Personal exposure of children to air pollution.* Atmos. Environ. 43, 128–141 (2009).
2. **Bateson T, Schwartz J.:** *Children's response to air pollutions.* J Toxic Environ Health. 71, 238–243 (2008).
3. **Becker U., de Pont S.E., Hauser B., Chouraqui J.P., Gottrand F., Vandenas Y.:** *The role of "occult" gastroesophageal reflux in chronic pulmonary disease in children.* Acta Gastroenterol. Belg., 58, 348–352 (1995).
4. **Brauer M, Hoek G, Van Vliet et al.:** *Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children.* Am Respir Crit Care Med 2002; 166, 1092–1098 (2002).
5. **Brouwer A.F.J., Roorda R.J., Duiverman E.J., Brand P.L.P.:** *Reference values for peak flow and FEV1 variation in healthy schoolchildren using home spirometry.* Eur Respir J 32, 1262–1268 (2008).
6. **Chen C., Zhao B.:** *Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor.* Atmos. Environ., 45, 275–288 (2011).

7. **Ebellt S.T., Wilson E.W., Brauer M.:** *Exposure to ambient and nonambient components of particulate matter: a comparison of health effects.* Epidemiology, 16, 396–405 (2005).
8. **Erbas B, Kelly A, Physick B et al.:** *Air pollution and childhood asthma emergency hospital admission: Estimating intracity regional variations.* Int J Environ Health and Research, 15, 11–20 (2005).
9. **Fischer T., Kuhr J., Meinert R., Karmaus W., Urbanek R.:** *Influence of maternal smoking on variability of peak expiratory flow rate in school children,* Chest 104, 1133–1137 (1993).
10. **Geller M., Chang M., Sioutas C., Ostro B., Lipsett M.:** *Indoor/outdoor relationship and chemical composition of fine and coarse particles in the southern California deserts.* Atmos. Environ., 36, 1099–1110 (2002).
11. **Grahame T.J., Schlesinger R.B.:** *Evaluating the health risk from secondary sulfates in Eastern North American regional ambient air particulate matter,* Inhalation Toxicology, 17, 15–27 (2005).
12. **Gaudermann W, Gilliland G, Vora H et al.:** *Association between air pollution and lung function growth in southern California children.* Am J Respir Crit Care Med., 162, 1383–1390 (2000).
13. **Lee Y.L., Wang W.-H., Lu Ch-W., Lin Y-H., Hwang B-F.:** *Effects of ambient air pollution on pulmonary function among children.* Int. J. Hygiene and Environ. Health 214, 369–375 (2011).
14. **Lewis T.C., Robins T.G., Dvonch J.T., Keeler G.J., Yip F.Y., Mentz G.B.:** *Air pollution-associated changes in lung function among asthmatic children in Detroit.* Environ. Health Prospect. 113, 1068–1075 (2005).
15. **Liang W.M., Wei H.Y., Kuo H.W.:** *Association between daily mortality from respiratory and cardiovascular diseases and air pollution in Taiwan.* Environ. Res., 109, 51–58 (2009).
16. **Moshhammer H., Hutter H.P., Hauck H., Neuberger M.:** *Low levels of air pollution changes of lung function in a panel of schoolchildren.* Eur. Respir.J. 27, 1138–1143 (2006).
17. **Neuberger M., Moshhammer H., Kundi M.:** *Declining ambient air pollution and lung function improvement in Austrian children.* Atmos. Environ. 36, 1733–1736 (2002).
18. **Neuberger M., Rabczenko D., Moshhammer H.:** *Extended effects of air pollution on cardiopulmonary mortality in Vienna.* Atmos. Environ., 41, 8549–8556 (2007).
19. **Pawłowski L.:** *How heavy metals affect sustainable development.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 51–64 (2011).

20. **Pope C, Burnett R, Thun M et al.:** *Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long time exposure to fine particulate air pollution.* JAMA 287,1132–1141 (2002).
21. **Rabczenko D., Wojtyniak B., Wysocki M., Goryński P.:** *Krótkookresowy wpływ zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego dwutlenkiem siarki, pyłami zawieszonymi i dwutlenkiem azotu na umieralność mieszkańców miast w Polsce.* Przegł Epidemiol., 59, 969–979 (2005).
22. **Roy A., Chapman R.S., Hu W., Wei F., Liu X., Zhang J.:** *Indoor air pollution and lung function growth among children in four Chinese cities,* Indoor Air 22, 3–11 (2011).
23. **Thurston G.:** *Particulate Matter and Sulfate: Evaluation of Current California Air Quality Standard with Respect to Protection of Children,* 2000. www.arb.ca.gov/ch/programs/sb25/airstandards.htm
24. **Trenga C.A., Sullivan J.H., Schildcrout J.S., Shepherd K.P., Shapiro G.G., Liu L.J. et al.:** *Effect of particulate air pollution on lung function in adult and pediatric subjects in a Seattle panel study,* Chest 129, 1614–1622 (2006).
25. **Worobiec A., Samek L., Karaszkiewicz P., Kontozova-Deutch V., Stefaniak E., Val Meel K., Krata A., Bencs L., Van Grieken R.:** *A seasonal study of atmospheric conditions influence by the intensive tourist flow in the Royal Museum of Wawel Castel in Cracow.* Poland, Microchem. J., 90, 99–106 (2008).
26. **WHO (World Health Organization)** *Indoor air Pollution and Lower Respiratory Tract Infections in Children,* Geneva, Switzerland, 2007.
27. **WHO (World Health Organization)** *Indoor Air Pollution: National Burden of Disease Estimates,* Geneva, Switzerland 2007.

Influence of PM1, PM2.5, PM10 Concentrations in Indoor School Environment on Spirometric Parameters in Schoolchildren

Abstract

The influence of the aerosols particles on the lung function was investigated by the measurements of lung function parameters in children at secondary school located in the centre of city Wroclaw (south – west of Poland). Simultaneous daily indoor and outdoor measurements of PM1, PM2,5, PM10 have been conducted with the use of Harvard cascade impactors (MS&T Area Samplers). In the study 186 children age 13–14 yrs underwent repeated spirometry (Blue Spiro) at the same time of day, 5 times during the winter/spring (heating season) and 5 times in summer/autumn.

Exposure to indoor fine particulate matter PM_{2,5} significantly worsens FEV₁ in the lung function of secondary school children (Pearson correlation: median versus indoor PM_{2,5}, $r = -0,95$; $p < 0.05$). Correlation of the lung function parameters with other particles PM₁, PM₁₀ measured indoor and outdoor were not statistically significant. PM_{2.5} measured outdoor was also not significantly correlated with lung function parameters.

Considerable effort should be made to improve ambient air quality. Especially there is a need to measure and control the fine particulate matter PM_{2,5} in winter as it has the highest impact on lung function in children.



Zmiana ilości wprowadzonej energii ultradźwięków do osadów ściekowych w zależności od zawartości w nich suchej masy

Kamila Parkitna, Mariusz Kowalczyk, Dorota Krzemińska
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

Badania nad kondycjonowaniem osadów ściekowych za pomocą pola ultradźwiękowego, prowadzone są już ponad trzydzieści lat [6, 38] i mają na celu określenie możliwości zwiększenia efektu ich zagęszczenia i odwadniania [37] w połączeniu z innymi metodami stosowanymi w procesach ich kondycjonowania [23].

Ultradźwięki są uznawane za skuteczny czynnik kondycjonujący do między innymi dezintegracji osadów dla poprawy ich biodegradacji [33], a także są powszechnie uważane za narzędzie, którego zastosowanie powoduje wzrost efektywności mechanicznego odwadniania osadów ściekowych przy znikomym oddziaływaniu na środowisko [9]. Badania prowadzone przez różnych autorów wykazują, że kondycjonowanie osadów ściekowych ultradźwiękami może wpływać zarówno pozytywnie, jak i negatywnie na efekt odwadniania osadów [2]. Na i inni [27] zauważyli, że zastosowanie sonifikacji do przygotowania komunalnych osadów ściekowych przed odwadnianiem poprawiło odwadnialność, o czym świadczy spadek czasu ssania kapilarnego (CSK) wraz ze wzrostem dawki energii ultradźwiękowej. CSK obniżył się z 53 s dla próbki kontrolnej surowej do <14 s dla osadów sonifikowanych przy udziale energii ultradźwiękowej 2000 kJ/l. Yin i inni [36] wykazali, że zastosowanie wstępnej obróbki ultradźwiękowej osadów pochodzących z oczyszczania ścieków petrochemicznych poddanych odwadnianiu w procesie filtracji

spowodowało zmniejszenie wilgotności osadów z 99 do 80%. Zasadniczym elementem podczas nadźwiękawiania osadów ściekowych jest ilość wprowadzanej do nich energii ultradźwiękowej, ponieważ ma ona związek z efektem dyspersji lub koagulacji. Dostarczenie energii ultradźwięków powyżej 4400 kJ/kg s.m. powoduje pogorszenie procesu odwadniania. Wyniki te były zgodne z efektami odwadniania przy użyciu ultradźwięków uzyskanymi przez Chu i innych [11, 12], którzy zaobserwowali, że po zastosowaniu ultradźwięków o niskiej gęstości mocy i krótkim czasie ekspozycji w polu ultradźwiękowym zmniejszało się CSK osadów ściekowych.

Podstawą rozchodzenia się ultradźwięków w ośrodkach sprężystych jest ruch falowy. Istotą tego procesu jest założenie, że wywołane w ośrodku zaburzenie przemieszcza się od cząstki do cząstki z określoną prędkością. Każda cząstka wykonuje więc ruch drgający dokoła swego punktu równowagi, przekazując energię cząstkom sąsiednim, zajmującym inne położenie w przestrzeni [8, 35]. Optymalna częstotliwość pola ultradźwiękowego jest różna i zależy od ośrodka, który może być poddawany nadźwiękawianiu [5].

Czynne oddziaływanie ultradźwięków powoduje powstanie dużych sił lokalnych w polu ultradźwiękowym, a w konsekwencji prowadzi do procesów wywołujących zmiany makroskopowe ośrodka, zwykle nieodwracalne. Odpowiednio duża energia i amplituda fal umożliwia proces koagulacji lub dyspergowania ultradźwiękowego. Procesy te są jednak przeciwstawne, dlatego konieczne jest ściśle określenie parametrów nadźwiękawiania, ze względu na możliwość uzyskania niepożądanych efektów [31]. Efekty dyspergujące i koagulacyjne działania fal ultradźwiękowych zależą również od takich własności badanych układów, jak: lepkość cieczy, obecność elektrolitów i polielektrolitów, charakter składników, makrostruktura ośrodka, temperatura itd. [3, 4].

W początkowej fazie nadźwiękawiania, struktura osadów nie wykazuje większych zmian. Następnie miejsce ma dyspersja obserwowanych mikroorganizmów w wodzie. W kolejnym etapie dochodzi do koagulacji cząstek, której przyczyną są m.in. chaotyczne ruchy w nadźwiękawianym ośrodku, zaburzenia symetrii i podwójnej warstwy elektrycznej wokół poruszających się drobin oraz wytworzenie momentu dipolowego zwiększającego oddziaływanie między-molekularne [15].

2. Metodyka badań

Przed badaniami założono, że ilość energii dostarczanej do układów nadźwiękawianych jest nieliniowo zmienna w funkcji czasu. Badania prowadzono w celu wykazania, że ilość energii ultradźwięków, którą należy wprowadzić dla poprawienia podatności osadów na odwadnianie, jest wartością zmienną i zależną od właściwości osadów ściekowych, a w szczególności, że ilość wprowadzanej energii ultradźwięków zależy od zawartości suchej masy w preparowanych osadach.

Przedmiotem badań były osady ściekowe pochodzące z komunalnej oczyszczalni ścieków Warta S.A. znajdującej się w Częstochowie, gdzie trafiają ścieki bytowo-gospodarcze z obszaru miasta. Stanowiły one mieszaninę osadów wstępnych i nadmiernych zagęszczonych, o różnym stopniu uwodnienia i różnej zawartości suchej masy. Osady I charakteryzowały się zawartością suchej masy na poziomie 21 [g/dm³], osady II – 35 [g/dm³], natomiast osady III – 49 [g/dm³]. W wyniku badań wstępnych określono parametry fizyko-chemiczne trzech grup badanych osadów ściekowych, co przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Charakterystyka fizyko-chemiczna badanych osadów ściekowych
Table 1. Physicochemical characteristics of the studied sewage sludge

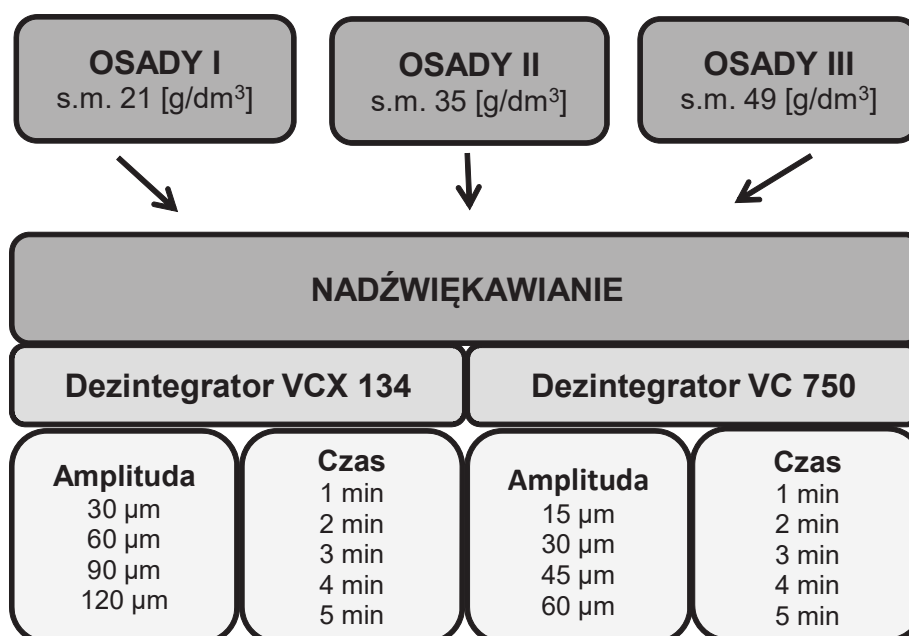
Oznaczenie	OSADY I	OSADY II	OSADY III
Uwodnienie [%]	97,9	96,5	95,1
Sucha masa [g/dm ³]	21	35	49
Zawartość substancji organicznych [%]	74		
Zawartość substancji mineralnych [%]	26		

Wszystkie trzy grupy badanych osadów ściekowych poddano sonifikacji w czasie 1, 2, 3, 4, i 5 minut przy użyciu dwóch typów dezintegratorów ultradźwiękowych: Vibra Cell VCX 134 o mocy 130 W, częstotliwości 40 kHz i amplitudzie maksymalnej równej 120 μ m oraz Vibra Cell VC 750 o mocy 750 W, częstotliwości 20 kHz i maksymalnej amplitudzie równej 60 μ m. Obydwa dezintegratory wyposażone były w koncentrator zanurzeniowy tzw. emiter o przekroju kołowym o średnicy odpowiednio 6 i 16 mm. W przypadku obydwu urządzeń, dla wymienio-

nych długości czasu sonifikacji, osady nadźwiękawiano z zastosowaniem amplitudy 25, 50, 75 i 100%, co w przypadku dezintegratora VC 134 odpowiadało długości fali równej kolejno: 30, 60, 90 i 120 μm , natomiast w przypadku dezintegratora VC 750 odpowiednio: 15, 30, 45 i 60 μm .

Badaniu poddano próby osadów o objętości 100 cm^3 każda. Zastosowane podczas nadźwiękawiania dezintegratory posiadały funkcję pomiaru ilości wprowadzonej energii względem czasu pracy urządzenia podawaną w J. Dokonano przeliczenia odnotowanej wielkości na gęstość energii wyrażoną w kJ/l . Przedstawione w dalszej części wartości gęstości energii stanowią średnią arytmetyczną uzyskaną z trzech powtórzeń.

Na rysunku 1 przedstawiono schematycznie przebieg przeprowadzonej dezintegracji ultradźwiękowej.



Rys. 1. Schemat przebiegu dezintegracji ultradźwiękowej

Fig. 1. A flow diagram of ultrasonic disintegration

3. Wyniki badań

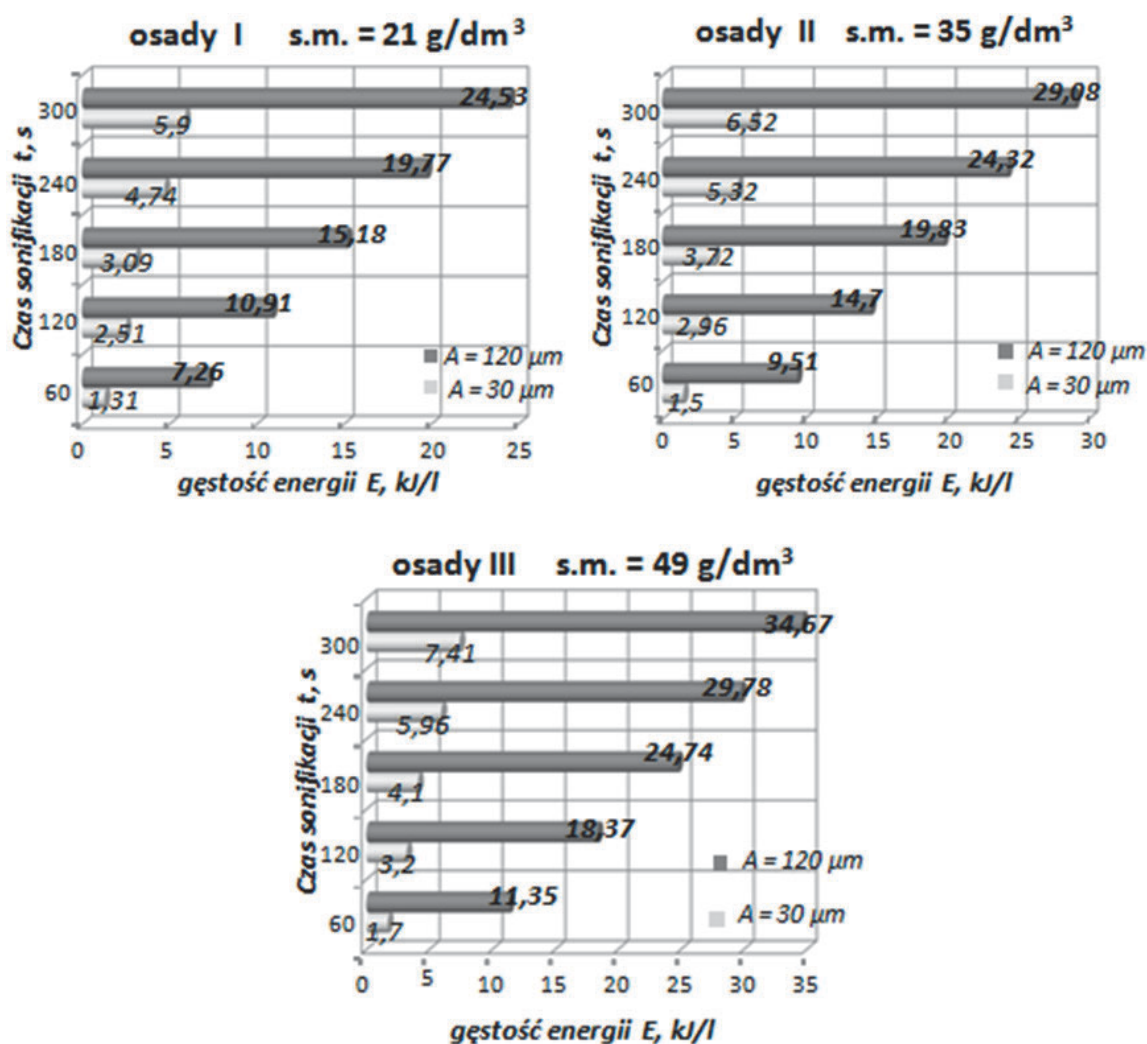
Koagulujące działanie fal ultradźwiękowych odgrywa istotną rolę w układach ciekłych. Efekty koagulującego działania fal ultradźwiękowych zależą między innymi od rozmiarów cząstek nadźwiękawianej zawiesiny i od częstotliwości dźwięku, przy czym dla każdej wielkości zawieszonych cząstek istnieje określony przedział częstości drgań,

w których w wyniku zderzeń dochodzi do koagulacji cząstek. Czynne oddziaływanie ultradźwięków wpływa na wzrost zdolności do lepszego przestrzennego upakowania się cząstek nadźwiękowanych osadów, zwłaszcza osadów o sztywnej strukturze cząstek. Oddziaływanie fal ultradźwiękowych w wyraźny sposób wpływa na poprawienie się warunków odwadniania osadów w procesie filtracji. W tabeli 2 i na rysunku 2 przedstawiono zmiany gęstości energii wniesionej do osadów o różnej zawartości suchej masy podczas nadźwiękowania z wykorzystaniem dezintegratora Vibra Cell VCX 134 o mocy 130 W.

Tabela 2. Zmiany gęstości energii wniesionej do osadów w wyniku bonifikacji z wykorzystaniem dezintegratora ultradźwiękowego Vibra Cell VCX 134

Table 2. Changes of energy density introduced into sludge as a result of sonification with the use of ultrasonic disintegrator Vibra Cell VCX 134

Dezintegrator VCX 134		GĘSTOŚĆ ENERGII [kJ/l]		
Nadźwiękowanie		OSADY I	OSADY II	OSADY III
Amplituda	Czas [min]			
25% (30 μm)	1	1,31	1,50	1,70
	2	2,51	2,96	3,20
	3	3,09	3,72	4,10
	4	4,74	5,32	5,96
	5	5,90	6,52	7,41
50% (60 μm)	1	2,88	3,48	3,96
	2	4,90	5,51	6,69
	3	8,22	9,16	10,14
	4	11,04	12,60	13,95
	5	14,90	15,87	16,93
75% (90 μm)	1	4,79	5,63	6,96
	2	7,50	8,97	11,93
	3	11,27	14,84	17,35
	4	16,74	19,96	23,35
	5	20,34	24,75	29,48
100% (120 μm)	1	7,26	9,51	11,35
	2	10,91	14,70	18,37
	3	15,18	19,83	24,74
	4	19,77	24,32	29,78
	5	24,53	29,08	34,67



Rys. 2. Zmiana ilości dostarczonej energii podczas sonifikacji osadów ściekowych przy zmiennych parametrach pola ultradźwiękowego i zawartości s.m. osadów (przy zastosowaniu dezintegratora Sonics Vibra cell VCX 134)
Fig. 2. Changes in the energy supplied during sonication of sewage sludge at variable parameters of ultrasound field and dry matter content (using ultrasound disintegrator Sonics Vibra cell VCX 134)

Niezależnie od wielkości amplitudy użytej podczas nadźwiękowania, najwyższą wartość gęstości energii odnotowano po najdłuższym czasie ekspozycji równym 5 minut. W każdym przypadku niezależnie od zawartości w osadach suchej masy wraz z wydłużeniem czasu sonifikacji, wartości gęstości energii rosły. Porównując wartości gęstości energii odnotowanej dla osadów nadźwiękowanych w określonym czasie, ale przy różnych wartościach amplitudy, zaobserwowano, że im wyższa była

amplituda, tym wartości omawianego parametru również przyjmowały wyższe wartości uzyskując dla osadów I, nadźwiękawianych w czasie równym 2 minuty z amplitudą wynoszącą 30 μm , gęstość energii wynosiła 2,51 [kJ/l], dla amplitudy 60 μm była równa 4,90 [kJ/l], dla 90 μm – 7,50 [kJ/l], natomiast dla 120 μm – 10,91 [kJ/l]. Wartości wprowadzanej energii ultradźwiękowej były ściśle związane z zawartością suchej masy w badanych osadach ściekowych.

Przy najwyższych stosowanych parametrach nadźwiękawiania ($t = 5 \text{ min}$, $A = 120 \mu\text{m}$) z użyciem rozpatrywanego dezintegratora dla osadów I uzyskano wartość gęstości energii równą 15,18 [kJ/l], dla osadów II – 19,83 [kJ/l], a dla osadów III – 24,74 [kJ/l]. W przypadku osadów III – o najwyższej zawartości suchej masy równej 49 [g/dm³] – przy największych parametrach nadźwiękawiania wprowadzono energię właściwą o wartości 504,89 kJ/kg s.m.

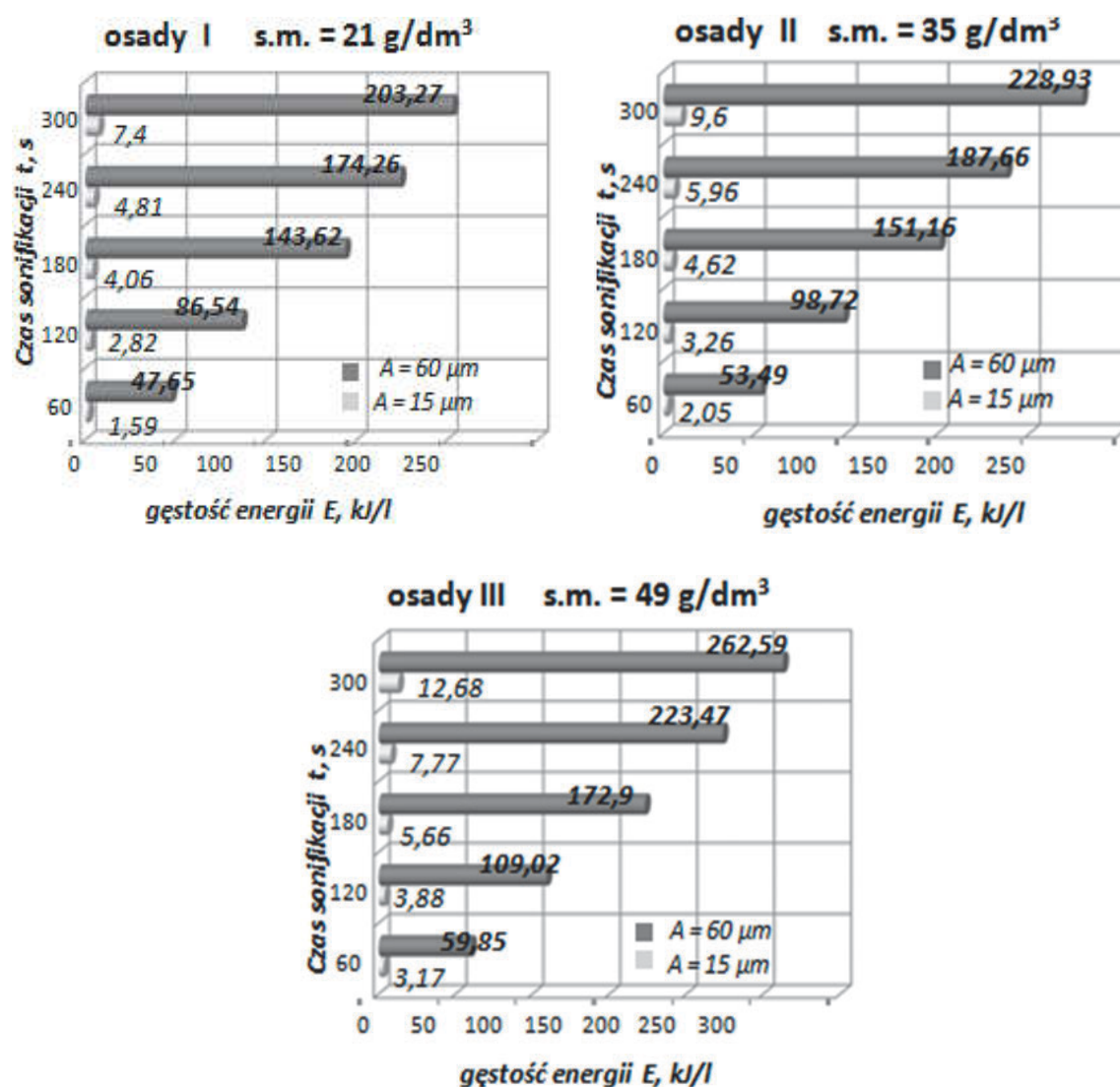
Zwiększając moc urządzenia nadźwiękawiającego (dezintegrator Vibra Cell VC 750 o mocy 750 W) uzyskano wartości zestawione w tabeli 3 i na rysunku 3. Podobnie, jak w przypadku nadźwiękawiania z użyciem dezintegratora o niższej mocy, niezależnie od wielkości amplitudy użytej podczas sonifikacji, najwyższą wartość gęstości energii odnotowano po najdłuższym czasie ekspozycji równym 5 minut.

W każdym przypadku wraz z wydłużeniem czasu nadźwiękawiania, wartości gęstości energii rosły. Dla osadów I, nadźwiękawianych w czasie równym 4 minuty z amplitudą wynoszącą 15 μm , gęstość energii wynosiła 7,77 [kJ/l], dla amplitudy 30 μm była równa 44,22 [kJ/l], dla 45 μm – 107,80 [kJ/l], natomiast dla 60 μm – 223,47 [kJ/l]. Również w przypadku sonifikacji z użyciem dezintegratora o mocy 750 W, wartości gęstości energii rosły wraz ze wzrostem zawartości suchej masy w badanych osadach ściekowych, gdzie przy najwyższej stosowanej amplitudzie i czasie 5 minut uzyskano wartości: dla osadów I – 203,27 kJ/l; osadów II – 228,93 kJ/l i dla osadów III – 262,59 kJ/l. Stanowiło to wartości energii właściwej dla osadów ściekowych o najwyższej zawartości suchej masy w ilości 5358,9 kJ/kg s.m. W porównaniu z wartością uzyskaną dla osadów ściekowych nadźwiękawianych z użyciem dezintegratora o niższej mocy (130 W) była to wartość około 10-krotnie większa.

Tabela 3. Zmiany gęstości energii wniesionej do osadów w wyniku sonifikacji z wykorzystaniem dezintegratora ultradźwiękowego Vibra Cell VC 750

Table 3. Changes of energy density introduced into sludge as a result of sonification with the use of ultrasonic disintegrator Vibra Cell VC 750

Dezintegrator VC 750		GĘSTOŚĆ ENERGII [kJ/l]		
Nadźwiękawianie				
Amplituda	Czas [min]	OSADY I	OSADY II	OSADY III
25% (15 μm)	1	1,59	2,05	3,17
	2	2,82	3,26	3,88
	3	4,06	4,62	5,66
	4	4,81	5,96	7,77
	5	7,40	9,60	12,68
50% (30 μm)	1	9,24	10,56	12,27
	2	17,48	20,29	22,19
	3	28,26	31,40	35,48
	4	33,90	39,10	44,22
	5	40,81	47,92	53,14
75% (45 μm)	1	26,74	31,52	44,04
	2	42,12	49,64	53,63
	3	69,24	78,54	84,72
	4	97,26	102,10	107,80
	5	113,65	125,93	137,62
100% (60 μm)	1	47,65	53,49	59,85
	2	86,54	98,72	109,02
	3	143,62	151,16	172,90
	4	174,26	187,66	223,47
	5	203,27	228,93	262,59



Rys. 3. Zmiana ilości dostarczonej energii podczas sonifikacji osadów ściekowych przy zmiennych parametrach pola ultradźwiękowego i zawartości s.m. osadów (przy zastosowaniu dezintegratora Sonics Vibra cell VC 750)

Fig. 3. Changes in the energy supplied during sonication of sewage sludge at variable parameters of ultrasound field and dry matter content (using ultrasound disintegrator Sonics Vibra cell VC 750)

4. Dyskusja wyników

Wstępna obróbka ultradźwiękami jest bardzo skuteczna w zmniejszaniu wielkości cząstek osadów ściekowych, a efektywność rozdrabniania osadów zależy od czasu trwania sonifikacji [7, 19, 20, 21, 22, 32], gęstości ultradźwięków [11, 12, 13, 16, 24, 25, 26, 29], mocy ultradźwięków [26, 28, 29, 34], a także od objętości osadów ściekowych

i ich właściwości [1, 10, 19, 20, 25, 26, 30]. Ze wzrostem czasu stosowania ultradźwięków zmniejsza się stopniowo wielkość cząstek osadów ściekowych, na przykład wielkość cząstek zmniejsza się z 165 do 135 i 85 μm przy zastosowanym czasie nadźwiękowania odpowiednio 30 i 95 s [32]. Podobne zmiany wielkości cząstek osadów ściekowych ze 125 do 10 μm po czasie sonifikacji 5 min zaobserwowali Biggs i Lant[7]. Gonze i inni [19, 20] odkryli podobny trend zmiany wielkości cząstek osadów przy krótkich czasach sonifikacji, ale po czasie sonifikacji 10 min wielkość cząstek wzrosła stopniowo wraz ze wzrostem czasu stosowania ultradźwięków, po 30 s i wprowadzonej energii 3,9 kJ/l, 60 s – 7,8 kJ/l; 180 s – 23,4 kJ/l i 6 min – 46,8 kJ/l, wielkość cząstek zmalała z 66,9 μm do odpowiednio 55,1; 42,6; 24,2 i 18,1 μm . Wydłużając czas nadźwiękowania do 10 min przy 78 kJ/l, 20 min – 156 kJ/l i 60 min – 468 kJ/l, uzyskano stopniowy wzrost wielkości cząstek odpowiednio do 19,5; 20,6 i 31,9 μm . Wzrost wielkości cząstek przy wyższych czasach sonifikacji jest wynikiem ponownej flokulacji cząstek. Początkowo kłaczkowate są rozdrabniane, ale wraz z wydłużeniem czasu nadźwiękowania ze względu na rozpad komórek uwalniane są wewnątrzkomórkowe polimery, które biorą udział przy ponownej flokulacji kłaczków osadów ściekowych [16, 19, 20, 22]. Wzrost uwalnianych biopolimerów o właściwościach „kleistych” przyczynia się do powstawania biokłaczków, a te z kolei tworzą funkcjonalne grupy, takie jak grupy hydroksylowe i ujemnie naładowane grupy karboksylowe [39]. Niski poziom gęstości mocy ultradźwięków nie ma wpływu na zmianę rozmiaru kłaczków osadów ściekowych. Rozdrabnianie kłaczków osadów ściekowych zwiększa się wraz ze wzrostem gęstości mocy ultradźwięków i wydłużaniem czasu ich stosowania. Na przykład, rozmiar kłaczków osadów zmniejsza się z 94 do mniej niż 3 μm przy ultradźwiękach o gęstości mocy 0,22 i 0,44 W/cm^3 [11, 12, 13]. Cao i inni [14] uzyskali zmniejszenie cząstek z 51 do 15 μm przy gęstości mocy 0,52 W/cm^3 , a przy gęstości 0,33 W/cm^3 z 51 do 19 μm . W stałym czasie sonifikacji 60 min uzyskano zmniejszenie wielkości kłaczków poniżej 3 μm przy zastosowanych gęstościach mocy ultradźwięków 0,33 i 0,44 W/cm^3 . Dlatego też przy wyższej zawartości suchej masy w osadach początkowa ilość dostarczanej energii ultradźwięków (potrzebna na rozbicie kłaczków) jest wysoka, następnie po dyspersji cząstek osadów i wydłużaniem nadźwiękowania nie obserwowano proporcjonalnego jej przyrostu. Badania mikroskopo-

we ujawniają, że struktura kłaczków zostanie zniszczona całkowicie po 60 min sonifikacji, więc dalsze wydłużanie czasu stosowania pola ultradźwiękowego lub zwiększanie poziomu mocy nie wpływa już na rozpad kłaczków a generuje tylko wzrost kosztów nadźwiękawiania. Bougrier i inni [9] oceniali wpływ ultradźwięków na zmianę wielkości cząsteczek w zakresie od 0,4 do 1000 μm w osadach nadmiernych przy częstotliwości 20 kHz przy zmiennych nakładach energetycznych. Wzrost ilości cząstek mniejszych niż 1 μm zaobserwowano przy zwiększonej ilości dostarczonej energii właściwej ultradźwięków. Na przykład, przy zastosowaniu energii właściwej ultradźwięków $E_s = 14\ 550\ \text{kJ/kg s.m.}$ cząstki o rozmiarze $\geq 1\ \text{mm}$ zajmują 1,5% całej próbki [19, 20]. Ultradźwięki rozbijają więcej i skuteczniej małe cząstki niż duże, co potwierdzają badania przeprowadzone przez Fenga [17, 18], Na [27] i El-Hadj [16].

5. Podsumowanie i wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań oraz po analizie otrzymanych wyników, można stwierdzić, że ilość wprowadzonej energii ultradźwięków do osadów ściekowych zależy ściśle od zawartości w nich suchej masy.

Zmiana gęstości energii wniesionej do osadów podczas nadźwiękawiania pozwala na sformułowanie następujących wniosków:

- Wraz ze wzrostem zawartości suchej masy wzrasta ilość wprowadzonej energii do osadów.
- Niezależnie od mocy użytego do sonifikacji dezintegratora, dla każdej rozpatrywanej amplitudy, wraz z wydłużeniem czasu ekspozycji, wartości gęstości energii nieliniowo rosły.
- Gęstość energii odnotowana dla osadów nadźwiękawianych w określonym czasie, zmieniała się w zależności od zastosowanej amplitudy. Im wyższa była amplituda, tym ilość wniesionej energii również przyjmowała wyższe wartości.

Badania przeprowadzono w ramach BS/MN-401-311/11.

Literatura

1. **Akin B., Khanal S.K., Sung S., Grewell D., Van-Leeuwen J.:** *Ultra-sound pre-treatment of waste activated sludge*. WaterSci. Technol., 6, 35–42 (2006).
2. **Bień J., Kowalczyk M., Kamizela T.:** *Wpływ parametrów warstwy filtracyjnej oraz sposobu preparowania osadów ściekowych na efekty ich odwadniania*. Gosp. Opad. Kom., V, 129–138 (2009).
3. **Bień J.:** *Ultradźwięki w gospodarce osadowej*. Materiały konferencyjne „Nowe spojrzenie na osady ściekowe”, Częstochowa, 2003.
4. **Bień J., Kowalczyk M., Kamizela T.:** *Skuteczność odwadniania osadów kondycjonowanych substancjami chemicznymi w metodach łączonych ultradźwiękami*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Inżynieria i Ochrona Środowiska Nr 1, Tom 11, 65–72 (2008).
5. **Bień J., Stępnia L., Wolny L.:** *Ultradźwięki w dezynfekcji wody i preparowaniu osadów ściekowych przed ich odwadnianiem*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Seria Monografie nr 37, Częstochowa, 1995.
6. **Bień J., Wolny L., Wolski P.:** *Działanie ultradźwięków i polielektrolitów w procesie odwirowania osadów ściekowych*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, Nr 4, Tom 1, 41–50 (2001).
7. **Biggs C., Lant P.:** *Identifying the Mechanisms of Activated Sludge Flocculation*. Env. Engin. Res. Eve., 1998.
8. **Boruszko D.:** *Przeróbka i unieszkodliwianie osadów ściekowych – ćwiczenia laboratoryjne*. Politechnika Białostocka, Białystok, 2001.
9. **Bougrier C., Albasi C., Delgenes J.P., Carrere H.:** *Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability*. Chem. Eng. Process., 45, 711–718 (2006).
10. **Bourgier C., Carrere H., Delgenes J.P.:** *Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment*. Chem. Eng., 106, 163–169 (2005).
11. **Chu C.P., Chang B.V., Liao G.S., Jean D.S., Lee D.J.:** *Observations on changes in ultrasonically treated waste-activated sludge*. Water Res., 35, 1038–1046 (2001).
12. **Chu C.P., Lee D.J.:** *Experimental analysis of centrifugal dewatering process of polyelectrolyte flocculated waste activated sludge*. Water Res., 35 (10), 2377–2384 (2001).
13. **Chu C.P., Lee D.J., You C.S., Tay J.H.:** *Weak ultrasonic pretreatment on anaerobic digestion of flocculated activated biosolids*. Water Res., 36, 2681–2688 (2002).
14. **Cao X.Q., Chen J., Cao Y.L., Zhu J.Y., Hao X.D.:** *Experimental study on sludge reduction by ultrasound*. Water Sci. Technol., 54, 87–93 (2006).
15. **Dutkiewicz E.:** *Fizykochemia powierzchni*. WNT, Warszawa, 1998.

16. **El-Hadj T.B., Dosta J., Marquez-Serrano R., Mata-Alvarez J.:** *Effect of ultrasound pretreatment in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion with emphasis on naphthalene and pyrene removal.* Water Res., 41, 87–94 (2007).
17. **Feng X., Deng J., Lei H., Bai T., Fan Q., Li Z.:** *Dewaterability of waste activated sludge with ultrasound conditioning.* Biores. Technol., 100, 1074–1081 (2009).
18. **Feng X., Lei H.Y., Deng J.C., Yu Q., Li H.L.:** *Physical and chemical characteristics of waste activated sludge treated ultrasonically.* Chem. Eng. Process., 48, 187–194 (2009).
19. **Gonze E., Commenges N., Gonthier Y., Bernis. A.:** *High frequency ultrasound as a pre- or a post-oxidation for paper mill wastewaters and landfill leachate treatment.* Chem. Eng. J., 92, 215–225 (2003).
20. **Gonze E., Pillot S., Vallete E., Gonthier Y., Bemis, A.:** *Ultrasonic treatment of an aerobic activated sludge in a batch reactor.* Chem. Eng. Process., 42, 965–975 (2003).
21. **Guangming Z., Panyue Z., Yanming C.:** *Ultrasonic enhancement of industrial sludge settling ability and dewatering ability.* Sci. Technol., 11, 373–378 (2006).
22. **Jorand F., Zartarian F., Thomas F., Block J.C., Bottero J.Y., Villemin G., Urbain V., Manem J.:** *Chemical and structural (2D) linkage between bacteria within activated sludge flocs.* Water Res., 29, 1639–1647 (1995).
23. **Kowalczyk M.:** *Wspomaganie procesów odwadniania osadów ściekowych.* Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Seria Monografie nr 221, Częstochowa, 2012.
24. **Laurent J., Casellas M., Pons M.N., Dagot C.:** *Flocs surface functionality assessment of sonicated activated sludge in relation with physico-chemical properties.* Ultrason. Sonochem., 16, 488–494 (2009).
25. **Mao T., Hong S.Y., Show K.Y., Tay J.H., Lee D.J.:** *A comparison of ultrasound treatment on primary and secondary sludges.* Water. Sci. Technol., 50, 91–97 (2004).
26. **Mao T., Show K.Y.:** *Performance of high-rate sludge digesters fed with sonicated sludge.* Water. Sci. Technol., 54, 27–33 (2006).
27. **Na S., Kim Y-U., Khim J.:** *Physiochemical properties of digested sludge with ultrasonic treatment.* Ultrason. Sonochem., 14, 281–285 (2007).
28. **Rawle A.:** *Basic principles of particle-size analysis.* Surf. Coat. Int., 86, 58–65 (2003).
29. **Show K.Y., Mao T., Lee D.J.:** *Optimization of sludge disruption by sonication.* Water Res., 41, 741–747 (2007).

30. **Sridhar P., Puspendu B., Song Y., LeBlanc R.J., Tyagi R.D., Surampalli R.Y.:** *Ultrasonic pretreatment of sludge: A review.* Ultrason. Sonochem., 18, 1–18 (2011).
31. **Śliwiński A.:** *Ultradźwięki i ich zastosowania.* WNT, Warszawa, 1993.
32. **Tiehm A., Nickel K., Neis U.:** *The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge.* Water. Sci. Technol., 36, 121–128 (1997).
33. **Tiehm A., Nickel K., Zellhorn M., Neis U.:** *Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization.* Water Res., 35, 2003–2009 (2001).
34. **Wang F., Ji M., Lu S.:** *Influence of ultrasonic disintegration on the dewaterability of waste activated sludge.* Env. Prog., 25, 257–260 (2006).
35. **Wolny L.:** *Ultradźwiękowe wspomaganie procesu przygotowania osadów ściekowych do odwadniania.* Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2005.
36. **Yin X., Lu X.P., Han P.F., Wang Y.R.:** *Ultrasonic treatment on activated sewage sludge from petro-plant for reduction.* Ultrasonics, 44, 397–399 (2006).
37. **Zawieja I., Wolny L.:** *Wpływ mocy procesora ultradźwiękowego na biodegradowalność osadów ściekowych.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 1719–1730 (2011).
38. **Zielewicz-Madej E.:** *Ultradźwięki w odwadnianiu osadów ściekowych.* Akustyka Molekularna i Kwantowa, IPPT PAN Polskie Towarzystwo Akustyczne, Gliwice, 14, 265–269 (1993).
39. **Zhang P.Y., Zhang G.M., Wang W.:** *Ultrasonic treatment of biological sludge: floc disintegration, cell lysis and inactivation.* Biores. Technol., 98, 207–210 (2007).

Change of Ultrasound Energy Amount Put Into Sewage Sludge Depending on their Content of Dry Mass

Abstract

Despite of many studies on the use of ultrasonic disintegration for sewage sludge conditioning, have not yet been generally accepted indicators to choose the best parameters of used ultrasound to assist in the process of dewatering sludge. Still the most important issue is to adjust proper quantities of introduced energy depending on the characteristic parameters of sewage sludge.

The publication presents the results of studies which purpose was to determine the relation of ultrasound energy introduced during sonification of sewage sludge with variable contents of their dry mass.

Based on the survey and after analysis of the results, we can conclude that the amount of ultrasound energy introduced into the sewage sludge depends strictly on the content of their dry mass. Together with the increase of dry matter content, grows the amount of energy introduced into sludge. Regardless of the used disintegrator's power for sonification, for each analyzed amplitude, together with increasing exposure time, density of energy increased nonlinearly. For sludge treated sonification at a specific time, value of this parameter was also changing nonlinearly to the size of used amplitude. The greater the value of the amplitude, the quantity of energy introduced had higher values.



Wpływ chemiczno-termicznej modyfikacji osadów nadmiernych na generowanie lotnych kwasów tłuszczowych w procesie fermentacji metanowej

Iwona Zawieja, Paweł Wolski
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

Wraz ze wstąpieniem Polski do Unii Europejskiej ustalono, że: osad powstający w wyniku procesu oczyszczania ścieków winien być ponownie wykorzystany w każdym przypadku, gdy jest to właściwe. Sposoby usuwania osadów powinny ograniczać do minimum skutki niekorzystnego wpływu na środowisko [5]. Składowanie osadów o wysokiej zawartości związków organicznych jest niedopuszczalne. Oczyszczalnie ścieków zostały zmuszone do modernizacji istniejących ciągów technologicznych, ponieważ mają określoną kubaturę i przepustowość, co przy wzroście ilości przepływających ścieków ma negatywny wpływ na efekty procesu przeróbki osadów [4]. Przeróbka osadów ściekowych stanowi około 70% kosztów pracy oczyszczalni. Aby proces oczyszczania ścieków był opłacalny w dużych oczyszczalniach (gdzie $Q_{śc}$ wynosi około $500 \text{ m}^3/\text{d}$) osady wstępne i wtórne stabilizowane są w procesie fermentacji metanowej [2]. Fermentacja metanowa jest powszechnie uważana za technologię ekonomiczną i przyjazną dla środowiska.

Badania dotyczące wpływu wstępnej przeróbki osadów ściekowych na poprawę efektów fermentacji metanowej prowadzone są od ponad kilkunastu lat. Stopień upłynnienia nierozpuszczalnych polimerów organicznych do postaci rozpuszczonej, dostępnych dla mikroorganizmów, ma znaczący wpływ na szybkość biodegradacji osadów oraz efektywność zagęszczania osadów po procesie stabilizacji [3, 10, 17, 24].

Fazami ograniczającymi szybkość beztlenowego rozkładu są faza hydrolityczna i metanogenna.

W celu usprawnienia przebiegu stabilizacji beztlenowej stwierdzono, że poddanie osadów nadmiernych procesowi wstępnej dezintegracji ma znaczący wpływ na efektywność procesu. W wyniku intensyfikacji fazy hydrolizy można zaobserwować wydłużenie fazy metanogennej procesu, znaczny wzrost produkcji biogazu. W dzisiejszych czasach rozwój technologii wpływających na wzrost produkcji biogazu, jako niekonwencjonalnego źródła energii stanowi ważne zagadnienie badawcze [15]. Pozyskiwany biogaz posiada dużą kaloryczność, która pozwala na pokrycie zapotrzebowania energetycznego oczyszczalni ścieków, wytworzenie ciepła użytego do celów grzewczych oraz wytworzenie energii elektrycznej wykorzystywanej do bezpośredniego napędu urządzeń.

Zgodnie z podziałem metod dezintegracji osadów ściekowych [19] wyróżnia się następujące metody: mechaniczne, chemiczne, termiczne i hybrydowe. Z podanych metod jednak tylko nieliczne znajdują praktyczne zastosowanie w procesach technologicznych oczyszczania ścieków, między innymi czynne działanie pola ultradźwiękowego [8, 11]. Jak podaje literatura źródłowa [16, 19] do metod termicznej dezintegracji osadów ściekowych zalicza się między innymi:

- metody niskotemperaturowe – zachodzące w temperaturach poniżej 100°C,
- metody wysokotemperaturowe – zachodzące powyżej 100°C.

Najwcześniej zastosowanie znalazły metody obróbki termicznej. W wyniku zachodzącej hydrolizy termicznej osadów następuje już na etapie procesu kondycjonowania generowanie lotnych kwasów tłuszczowych (LKT). Uzyskana wartość LKT determinuje przebieg hydrolizy biologicznej, stanowiącej pierwszą fazę stabilizacji beztlenowej. Zwiększenie szybkości wytwarzania LKT oraz wzrost ich wartości w kolejnych dobach kwaśnej fermentacji wpływa bezpośrednio na efektywność procesu stabilizacji tj. wzrost produkcji biogazu oraz stopień przefermentowania osadów [2, 13, 19].

Hydroliza termiczna prowadzona przez 20 min w temperaturze 170°C spowodowała ponad 70% zmniejszenie suchej masy przy ponad 3-krotnym zwiększeniu obciążenia komory masą organiczną [23]. Prowadzenie procesu hydrolizy w niższych temperaturach (60–80°C)

wpływa korzystnie na skład otrzymanego hydrolizatu, lecz wymaga dłuższego czasu reakcji (60–120 min) [16, 18]. Kolejną metodą intensyfikacji procesu stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych jest metoda wstępnej hydrolizy chemicznej, która wywiera duży wpływ na stopień upłynnienia substancji organicznych zawartych w osadach. W metodzie chemicznej w celu dezintegracji stałej frakcji organicznej wykorzystuje się energię reakcji chemicznych, często powiązane z warunkami, w jakich zachodzi reakcja między innymi jest temperatura, czy też ciśnienie. Chemiczne metody dezintegracji można podzielić na: utleniające (ozonowanie, utlenianie) oraz na hydrolizę kwaśną i zasadową. Środki, które najczęściej wykorzystywane są do przeprowadzenia chemicznej dezintegracji to: O_2 , O_3 , H_2O_2 , HCl , H_2SO_4 , $NaOH$, NH_3 [18, 19, 25]. Liczne badania prowadzone są również nad wpływem odczynika Fentona na podatność osadów ściekowych na biodegradację [6, 7].

Związkiem o silnych właściwościach utleniających jest również kwas nadoctowy. Z powodu swoich właściwości chemicznych, kwas nadoctowy należy do grupy reaktywnych związków mikrobójczych. Substancje z tej grupy, do której należą również aldehydy wywierają swój wpływ poprzez chemiczne przekształcenie substancji zawartych w komórce lub/i błonie komórkowej. Ich mechanizm działania jest zatem nieswoisty, przez co istnieje mała możliwość rozwoju oporności. Kwas nadoctowy działa zabójczo lub inaktywująco na szerokie spektrum bakterii, włączając mykobakterie i przetrwalniki bakteryjne, a także na grzyby i wirusy, włączając trudne do inaktywacji wirusy bez toczkowe, jak wirus polio czy wzw typu A. Z uwagi na wysoką reaktywność chemiczną kwas nadoctowy może również wchodzić w reakcje chemiczne z innymi substancjami organicznymi. Podczas działania kwasu nadoctowego następuje tworzenie się rodników, które reagują z grupami funkcyjnymi białek, doprowadzając do ich nieodwracalnego uszkodzenia [1].

Technologię termochemiczną badali m.in. hiszpańscy naukowcy, uzyskując wzrost wartości ChZT substancji rozpuszczonych w cieczy osadowej o 76% w porównaniu z osadem niekondycjonowanym. Efekt taki był wynikiem 1-godzinnego alkalizowania osadu dawką $2,5 \text{ g NaOH/dm}^3$ w temperaturze 170°C i pod ciśnieniem 1 MPa. Szybkość hydrolizy termochemicznej dzięki zastosowaniu 0,03 n NaOH w temperaturze 80°C była w pierwszym dniu badań 2-krotnie większa od szybkości hydrolizy w temperaturze 60°C i aż 40-krotnie większa, niż

w przebiegu mezofilowej fermentacji metanowej. Do obróbki termochemicznej stosowano także KOH, $Mg(OH)_2$ i $Ca(OH)_2$, uzyskując efektywny przyrost ChZT substancji rozpuszczonych odpowiednio o: 51,8; 47,8; 18,3 i 17,1% [16].

Celem przeprowadzonych badań było określenie wpływu chemiczno-termicznej modyfikacji osadów nadmiernych na intensyfikację produkcji lotnych kwasów tłuszczowych w procesie 8-dobowej stabilizacji beztlenowej. Efektywność procesu dezintegracji oceniono ponadto na podstawie uzyskanego stopnia dezintegracji oraz odnotowanego po procesie 8-dobowej stabilizacji stopnia przefermentowania osadów.

2. Substrat badań

Substratem badań był nadmierny osad czynny (90%) oraz osad przefermentowany (10%) pełniący rolę zaszczepu. Osady pobrano z Centralnej Oczyszczalni Ścieków P.S.W. „Warta” w Częstochowie. Fermentacji metanowej poddano następujące mieszaniny osadów tj.:

- Mieszanina A – surowy osad nadmierny + osad przefermentowany;
- Mieszanina B – osad nadmierny dezintegrowany termicznie w temperaturze $50^{\circ}C$ przez 1,5 h + osad przefermentowany;
- Mieszanina C – osad nadmierny dezintegrowany termicznie w temperaturze $70^{\circ}C$ przez 6 h + osad przefermentowany;
- Mieszanina D – osad nadmierny dezintegrowany chemicznie przy użyciu kwasu nadoctowego jako reagenta w ilości $0,1 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu + osad przefermentowany;
- Mieszanina E – osad nadmierny dezintegrowany chemicznie przy użyciu kwasu nadoctowego, jako reagenta w ilości $0,5 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu + osad przefermentowany;
- Mieszanina F – osad nadmierny dezintegrowany chemicznie przy użyciu kwasu nadoctowego, jako reagenta w ilości $2,5 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu + osad przefermentowany;
- Mieszanina G – osad nadmierny dezintegrowany metodą hybrydową tj. dezintegrowany chemicznie przy użyciu kwasu nadoctowego, jako reagenta w ilości $0,5 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu, a następnie dezintegrowany termicznie w temperaturze $70^{\circ}C$ przez 6 h + osad przefermentowany;

- Mieszanina H – osad nadmierny dezintegrowany metodą hybrydową tj. dezintegrowany chemicznie przy użyciu kwasu nadoctowego, jako reagenta w ilości $2,5 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu, a następnie dezintegrowany termicznie w temperaturze 70°C przez 6 h + osad prefermentowany.

W tabeli 1 oraz 2 przedstawiono ogólną charakterystykę osadów użytych do badań, stanowiących substrat do sporządzenia mieszanin poddanych stabilizacji (Mieszanina A–H).

Tabela 1. Wybrane parametry fizyczno-chemiczne mieszanin osadów użytych do badań (Mieszanina A, B, C, D)

Table 1. Selected parameters of the physical-chemical sludge mixtures used in the study (mixture of A, B, C, D)

Mieszanina A, Mieszanina B	OSAD PRZEFERMENTOWANY (<i>inoculum</i>)				
	sucha masa	sucha masa min.	sucha masa org.	LKT	ChZT
	g/dm^3	g/dm^3	g/dm^3	$\text{mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$	$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$
	18,03	6,38	11,65	822,86	1357,50
	SUROWY OSAD NADMIERNY				
	8,98	1,99	6,99	102,86	165,00
Mieszanina C	OSAD PRZEFERMENTOWANY (<i>inoculum</i>)				
	19,60	7,24	13,36	617,14	1021,00
	SUROWY OSAD NADMIERNY				
	9,81	3,15	6,67	85,71	69,50
Mieszanina D	OSAD PRZEFERMENTOWANY (<i>inoculum</i>)				
	15,30	5,01	10,29	720,00	1125,00
	SUROWY OSAD NADMIERNY				
	18,03	7,61	10,42	102,86	86,00

Tabela 2. Wybrane parametry fizyczno-chemiczne osadów użytych do badań użytych do badań (Mieszanina E, F, G, H)

Table 2. Selected parameters of the physical-chemical sludge mixtures used in the study (mixture of E, F, G, H)

Mieszanina E	OSAD PRZEFERMENTOWANY (<i>inoculum</i>)				
	sucha masa	sucha masa min.	sucha masa org.	LKT	ChZT
	g/dm ³	g/dm ³	g/dm ³	mg CH ₃ COOH/dm ³	mg O ₂ /dm ³
	17,84	5,41	12,43	205,71	1004,00
	SUROWY OSAD NADMIERNY				
10,96	3,29	7,68	120,00	89,00	
Mieszanina F	OSAD PRZEFERMENTOWANY (<i>inoculum</i>)				
	10,74	3,49	7,26	257,14	1051,00
	SUROWY OSAD NADMIERNY				
	10,97	3,29	7,68	120,00	96,00
Mieszanina G, Mieszanina H	OSAD PRZEFERMENTOWANY (<i>inoculum</i>)				
	16,97	7,79	9,19	857,14	1026,00
	SUROWY OSAD NADMIERNY				
	8,87	1,97	6,90	154,29	105,00

3. Metodyka badań

Osady poddano dezintegracji metodą termiczną, chemiczną oraz hybrydową, stanowiącą kombinację w/w metod samodzielnych.

W celu określenia najkorzystniejszych warunków termicznego kondycjonowania osady wprowadzono do kolb laboratoryjnych zabezpieczonych przed dostępem powietrza szklanym korkiem z rurką manometryczną i umieszczono w łaźni wodnej. Objętość próbki wynosiła 500 ml.

Przy określeniu najkorzystniejszych warunków kwaśnej dezintegracji osadów nadmiernych wykorzystano kwas nadoctowy. Był to preparat o nazwie handlowej STERIDIAL W – 15, jest on koncentratem, który zawiera 15% roztwór kwasu nadoctowego i nadtlenek wodoru w mieszaninie równowagowej. Jest preparatem żrącym i posiada silne właściwości utleniające [14, 22]. Czas dezintegracji kwaśnej wynosił 24 godziny, proces prowadzony był w temperaturze otoczenia.

W przypadku dezintegracji chemiczno-termicznej efekt lizy komórek, zainicjowany poprzez dodanie kwasu nadoctowego został zintensyfikowany poprzez hydrolizę termiczną. W pierwszym etapie osady (500 ml) poddano modyfikacji chemicznej wybraną dawką reagenta, następnie poddano obróbce termicznej.

W badaniach zastosowano następujące warunki kondycjonowania:

- metoda termiczna: temperatura 50°C, czas ogrzewania 1,5 h oraz temperatura 70°C, czas ogrzewania 6 h;
- metoda chemiczna: dawka reagenta 0,1 cm³ CH₃COOOH/dm³ osadu, 0,5 cm³ CH₃COOOH/dm³ osadu i 2,5 cm³ CH₃COOOH/dm³ osadu, czas modyfikacji metodą chemiczną 24 h w temperaturze otoczenia.
- metoda hybrydowa: dezintegracja chemiczna przy użyciu kwasu nadoctowego, jako reagenta w ilości 0,5 cm³ CH₃COOOH/dm³ osadu i 2,5 cm³ CH₃COOOH/dm³ osadu wspomagana dezintegracją termiczną w temperaturze 70°C przez 6 h.

W celu określenia wpływu chemicznej modyfikacji osadów prowadzonej kwasem nadoctowym, na wzrost podatności osadów nadmiernych na biodegradację, uzyskana po procesie dezintegracji wartość LKT oraz ChZT została skorygowana o wartość tych parametrów pochodzącą z wprowadzonej do osadów dawki kwasu nadoctowego. Zgodnie z Appels L. i in. [12] założono, że kwas nadoctowy w środowisku wodnym ulega całkowitemu rozkładowi do kwasu octowego. Wartość dodatkowego ChZT pochodzącą z wprowadzonej dawki reagenta można obliczyć z zależności 1,07 g O₂/g CH₃COOH. W przeprowadzonych obliczeniach uwzględniono ponadto procentową zawartość kwasu nadoctowego w preparacie oraz jego gęstość.

W celu zaobserwowania zmian struktury osadów wykonano preparaty mikroskopowe. Do obserwacji struktury osadów posłużył mikroskop Olympus BX 41 z oprzyrządowaniem do wykonywania zdjęć. Obserwacje prowadzono stosując 10-krotne powiększenie.

Proces fermentacji metanowej prowadzony był w ośmiu szklanych kolbach laboratoryjnych, które pełniły rolę komór fermentacyjnych. Przed rozpoczęciem procesu kolby laboratoryjne o objętości 0,5 dm³ zostały zabezpieczone przed dostępem powietrza korkami o średnicy 33 mm oraz szklanymi rurkami manometrycznymi, co umożliwiała od-

plyw powstającego biogazu. Umieszone w cieplarni laboratoryjnej w temperaturze 37°C kolby mieszane były ręcznie, jednokrotnie w ciągu doby w celu wymieszania całej objętości osadów, przeciwdziałania powstawaniu kożucha oraz niedopuszczenia do powstania obszarów przeciążonych ładunkiem zanieczyszczeń. Wykonano następujące oznaczenia fizyczno-chemiczne [9, 20, 21]:

- suchej masy, suchej masy organicznej, suchej masy mineralnej wg PN-EN-12879,
- lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) metodą destylacji z parą wodną wg PN-75/C-04616/04,
- chemicznego zapotrzebowania tlenu metodą dwuchromianową wg ISO 7027.

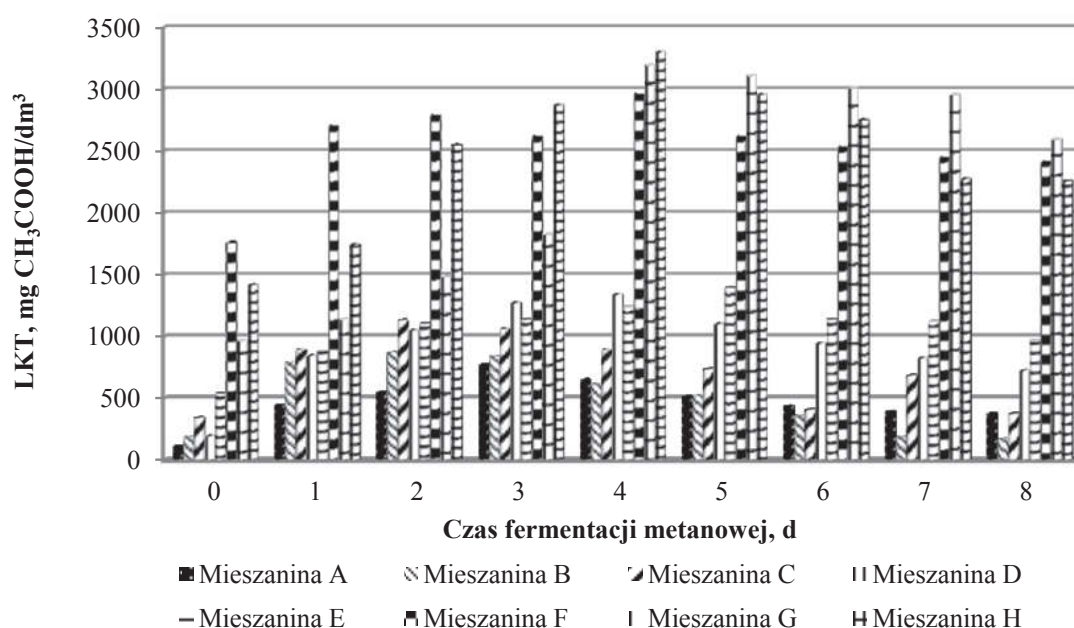
4. Wyniki badań

Poddanie osadów nadmiernych termicznej, chemicznej oraz termiczno-chemicznej dezintegracji, przed procesem stabilizacji beztlenowej, przyczyniło się do zwiększonego generowania lotnych kwasów tłuszczowych oraz do intensyfikacji rozkładu związków organicznych zawartych w osadach nadmiernych w odniesieniu do przebiegu procesu stabilizacji beztlenowej surowych osadów nadmiernych. Stabilizacja beztlenowa wymaga zniszczenia ścian komórkowych mikroorganizmów zawartych w osadzie nadmiernym. Efekt ten został osiągnięty poprzez poddanie osadów działaniu w/w metod dezintegracji. Wpływ dezintegracji na przebieg procesu stabilizacji beztlenowej oceniono na podstawie zaobserwowanego wzrostu wartości ChZT wody osadowej w stosunku do wartości początkowej. Aby określić efektywność przebiegu procesu stabilizacji beztlenowej za parametr kontrolny przyjęto wartość LKT, która w odniesieniu do wartości początkowej odnotowanej w dobie zainicjowania procesu wzrastała w kolejnych dniach jego prowadzenia. Ocenie poddano również stopień przefermentowania osadów. Dla badanych mieszanin po 8 dobach prowadzenia procesu stabilizacji uzyskano następujący stopień przefermentowania osadów:

- Mieszanina A – 16,88%,
- Mieszanina B – 30,76%,
- Mieszanina C – 33,63%,
- Mieszanina D – 18,63%,

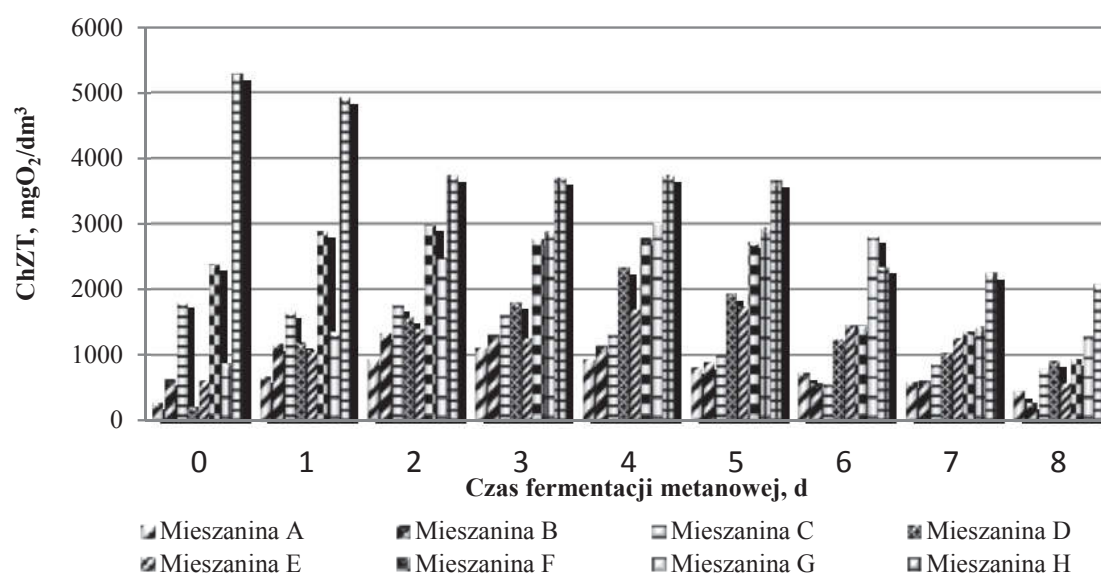
- Mieszanina E – 27,36%,
- Mieszanina F – 35,09%,
- Mieszanina G – 37,12%,
- Mieszanina H – 39,87%.

Na rysunku 1 przedstawiono zmiany wartości lotnych kwasów tłuszczowych (LKT), natomiast na rysunku 2 zmiany wartości chemicznego zapotrzebowania na tlen odnotowane w kolejnych dobach prowadzenia procesu stabilizacji beztlenowej badanych mieszanin.



Rys. 1. Zmiany wartości lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) odnotowane podczas 8-dobowej stabilizacji beztlenowej badanych mieszanin (Mieszanina A–H)
Fig. 1. Changes in the volatile fatty acids (VFAs) recorded during the 8-daily anaerobic stabilization examined mixtures (Mixture A–H)

W przypadku stabilizacji beztlenowej surowych osadów nadmiernych (Mieszanina A) maksymalną wartość LKT oraz ChZT wynosząco odpowiednio 771 mg CH₃COOH/dm³ oraz 1123 mg O₂/dm³ odnotowano w 3 dobie procesu. Wartość początkowa tych wskaźników wynosiła 111 mg CH₃COOH/dm³ oraz 288 mg O₂/dm³.



Rys. 2. Zmiany wartości chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT) odnotowane podczas 8-dobowej stabilizacji beztlenowej badanych mieszanin (Miesz. A–H)

Fig. 2. Changes in the chemical oxygen demand (COD) recorded during the 8-daily anaerobic stabilization examined mixtures (Mixture A–H)

Zaobserwowano wzrost wartości lotnych kwasów tłuszczowych w przypadku każdej z mieszanin, której podstawowy substrat tj. osad nadmierny został poddany dezintegracji, jedną z badanych metod (rys. 1). W przypadku Miesz. B maksymalną wartość LKT oraz ChZT wynosząco odpowiednio $874 \text{ mg CH}_3\text{COOH/dm}^3$ oraz $1344 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ odnotowano w 2 dobie procesu. Wartość początkowa tych wskaźników wynosiła $189 \text{ mg CH}_3\text{COOH/dm}^3$ oraz $640 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Termiczne kondycjonowanie w temperaturze 50°C (Miesz. B) spowodowało 22% wzrost wartości LKT zaobserwowany w 2 dobie procesu w stosunku do wartości początkowej.

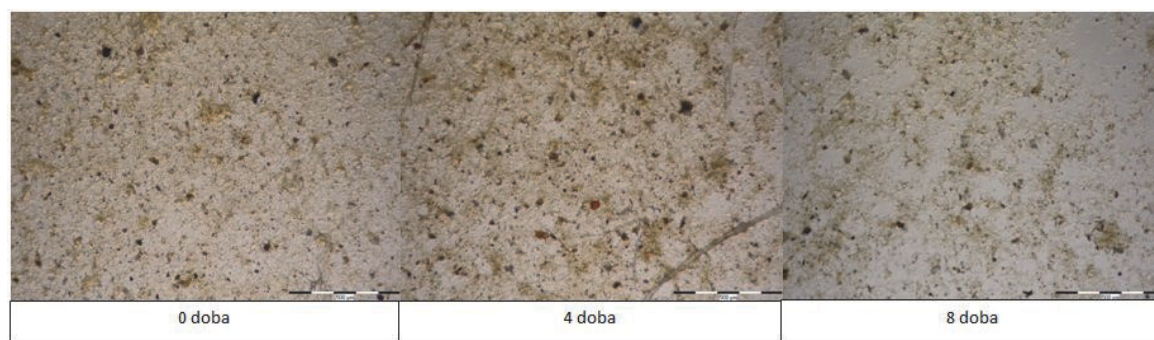
W przypadku Miesz. C maksymalną wartość LKT oraz ChZT wynosząco odpowiednio $1131 \text{ mg CH}_3\text{COOH/dm}^3$ oraz $1778 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ odnotowano w 2 dobie procesu. Wartość początkowa tych wskaźników wynosiła $343 \text{ mg CH}_3\text{COOH/dm}^3$ oraz $1826 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Dezintegracja termiczna przeprowadzona w temperaturze 70°C wpłynęła na wzrost wartości LKT o 30% w stosunku do wartości początkowej. Kolejne metody, które zostały przeprowadzone to chemiczna dezintegracja osadów ściekowych z zastosowaniem reagenta w ilości 0,1; 0,5 i $2,5 \text{ cm}^3$

$\text{CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu. Odnosząc się do metody chemicznej z zastosowaniem reagenta w ilości $0,1 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu (Mieszanina D) zanotowano wzrost wartości LKT o 15% tj. z wartości początkowej $194 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ do wartości maksymalnej $1342 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ w 4 dobie procesu. Natomiast o 41% nastąpił wzrost przy użyciu reagenta w ilości $0,5 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu (Mieszanina E) tj. z wartości $540 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ do wartości maksymalnej $1398 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ uzyskanej w 5 dobie procesu. Najbardziej skuteczna okazała się metoda chemiczna z zastosowaniem dawki reagenta $2,5 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu (Mieszanina F), w przypadku której wzrost wartości LKT wyniósł 60% w stosunku do wartości początkowej wynoszącej $1761 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$. Natomiast w przypadku badanych Mieszanin D, E oraz F maksymalną wartość ChZT wynoszącą 2347, 1747 oraz 2789 odnotowano odpowiednio dla mieszaniny D oraz F w 4 dobie stabilizacji, natomiast w przypadku Mieszaniny E w 5 dobie procesu.

Połączenie metody chemicznej dezintegracji z termiczną dezintegracją przyczyniło się do wzrostu wartości LKT oraz ChZT, w odniesieniu do wartości tych parametrów uzyskanych podczas stabilizacji beztlenowej osadów dezintegrowanych metodą samodzielną. W osadzie nadmiernym dezintegrowanym metodą hybrydową tj. dezintegrowanym chemicznie przy użyciu kwasu nadoctowego, jako reagenta w ilości $0,5 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu, a następnie dezintegrowanym termicznie w temperaturze 70°C przez 6 h (Mieszanina G) stwierdzono najwyższą wartość LKT oraz ChZT odpowiednio $3198 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ oraz $3036 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ w 4 dobie procesu fermentacji. Wartość początkowa tych wskaźników wynosiła $969 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ oraz $2883 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Dla Mieszaniny H najwyższa wartość LKT $3304 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ została osiągnięta w 4 dobie fermentacji, odnotowano 43% wzrost wartości LKT w odniesieniu do wartości początkowej, wynoszącej $1418 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$. Natomiast maksymalna wartość ChZT została osiągnięta w zerowej dobie fermentacji i wynosiła $5300 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, po której odnotowano tendencję spadkową i w 8 dobie wartość ChZT wyniosła $2083 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$.

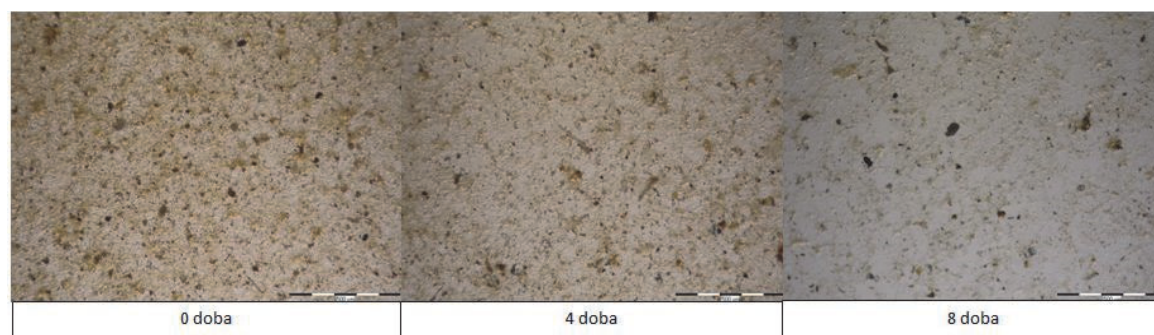
Dezintegracja termiczna, chemiczna oraz termiczno-chemiczna wpłynęła na zmianę struktury osadów nadmiernych, co potwierdziły przeprowadzone obserwacje mikroskopowe (Rysunek 3, 4, 5). Zauważono, że struktura niekondycjonowanych osadów nadmiernych charakteryzuje się licznymi skupiskami fazy stałej oraz widocznymi przestrzeniami

fazy ciekłej. Osady poddane dezintegracji termicznej, chemicznej oraz hybrydowej charakteryzują się znacznym rozdrobnieniem fazy stałej i widocznymi przestrzeniami fazy ciekłej. Spowodowane jest to dyspergującym działaniem zastosowanych metod preparowania osadów, co warunkuje przebieg hydrolizy kwaśnej w trakcie fermentacji metanowej. Liza komórek mikroorganizmów wpływa na zwiększenie stopnia minimalizacji cząstek osadów, pozostałych do unieszkodliwiania. Największy stopień upłynnienia osadów zaobserwowano dla Mieszanki H tj. osadów nadmiernych dezintegrowanych chemicznie przy użyciu kwasu nadoctowego, jako reagenta w ilości $2,5 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH}/\text{dm}^3$ osadu, a następnie dezintegrowanych termicznie w temperaturze 70°C przez 6 h.



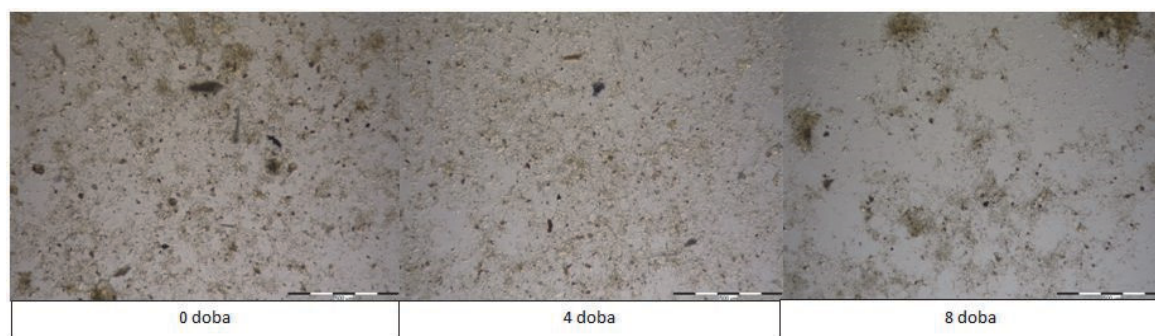
Rys. 3. Struktura surowych osadów nadmiernych (Mieszanka A) poddanych 8-dobowej stabilizacji beztlenowej

Fig 3. The structure of raw excess sludge (Mixture A) submitted 8-daily anaerobic stabilization



Rys. 4. Struktura osadów nadmiernych dezintegrowanych termicznie w temperaturze 70°C przez 6 h (Mieszanka C) poddanych 8-dobowej stabilizacji beztlenowej

Fig 4. The structure of thermally disintegrated excess sludge by heat at 70°C for 6 hours (Mixture C) undergoing 8-daily anaerobic stabilization



Rys. 5. Struktura osadów nadmiernych dezintegrowanych metodą hybrydową tj. dezintegrowanych chemicznie przy użyciu kwasu nadoctowego, jako reagenta w ilości $2,5 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH} / \text{dm}^3$ osadu, a następnie dezintegrowanych termicznie w temperaturze 70°C przez 6 h (Mieszania H) poddanych 8-dobowej stabilizacji beztlenowej

Fig. 5. The structure of excess sludge disintegrated by hybrid method i.e. chemically disintegrated using peracetic acid as a reagent in an amount of $2.5 \text{ cm}^3 \text{ CH}_3\text{COOOH} / \text{dm}^3$ of sludge then thermally disintegrated at 70°C for 6 hours (Mixture H) exposed 8-daily anaerobic stabilization

5. Podsumowanie i wnioski

Poddanie osadów dezintegracji metodą termiczną, chemiczną oraz hybrydową, stanowiącą połączenie w/w metod samodzielnych wpłynęło na znaczną intensyfikację fazy hydrolitycznej procesu stabilizacji beztlenowej. Wynikiem wzrostu podatności substancji organicznych zawartych w osadach nadmiernych na biodegradację był wzrost ilości oraz tempa generowania lotnych kwasów tłuszczowych z osadów poddanych modyfikacji w odniesieniu do stabilizacji beztlenowej osadów surowych. Wspomaganie działania hydrolizy kwaśnej hydrolizą termiczną w połączeniu z działaniem hydrolizy biologicznej, stanowiącej pierwszą fazę procesu fermentacji metanowej wpłynęło na uzyskanie największego, spośród badanych metod dezintegracji, wzrostu produkcji LKT z preparowanych osadów, co korelowało z uzyskaną wartością ChZT oraz otrzymanym stopniem przefermentowania osadów.

Na podstawie uzyskanych wyników badań sformułowano następujące wnioski:

1. W przypadku procesu stabilizacji beztlenowej termicznie dezintegrowanych osadów nadmiernych, przy użyciu temperatury 50°C i czasu ogrzewania 1,5 h (Mieszanina B) oraz 70°C i czasu ogrzewania 6 h (Mieszanina C) uzyskano stopień przefermentowania wyno-

- szący odpowiednio: 30,76% oraz 33,63%. Dla badanych osadów tj. Mieszanina B oraz C maksymalną wartość lotnych kwasów tłuszczowych tj. 874 i 1131 mg CH₃COOH/dm³ uzyskano w 2 dobie procesu.
2. W przypadku prowadzenia procesu stabilizacji beztlenowej kondycjonowanych chemicznie osadów nadmiernych tj. Mieszanina D, E oraz F odpowiednio dawką 0,1; 0,5; 2,5 cm³ CH₃COOOH/dm³ osadu największy stopień przefermentowania osadów wynoszący 35,09% uzyskano dla Mieszaniny F, dla której w 2 dobie procesu uzyskano maksymalną wartości LKT wynoszącą 2961 mg CH₃COOH/dm³.
 3. W przypadku przebiegu procesu stabilizacji osadów dezintegrowanych samodzielną metodą kwaśną oraz metodą hybrydową łączącą dezintegrację kwaśną i dezintegrację termiczną, w obu przypadkach dawką 0,5 cm³ CH₃COOOH/dm³ osadu (odpowiednio Mieszanina E oraz G) uzyskano dla metody hybrydowej wzrost stopnia przefermentowania osadów wynoszący około 10%. Natomiast w przypadku przebiegu stabilizacji beztlenowej osadów dezintegrowanych samodzielną metodą kwaśną oraz hybrydową łączącą dezintegrację kwaśną i dezintegrację termiczną, stosując w obu przypadkach dawkę 2,5 cm³ CH₃COOOH/dm³ osadu (odpowiednio Mieszanina F oraz H) uzyskano dla metody hybrydowej wzrost stopnia przefermentowania osadów wynoszący około 5%. Dla Mieszaniny G oraz H maksymalną wartość lotnych kwasów tłuszczowych odpowiednio 3198 mg CH₃COOH/dm³ oraz 3304 mg CH₃COOH/dm³ uzyskano w 4 dobie procesu.

Badania przeprowadzono w ramach BS – PB – 401/303/12.

Literatura

1. **Bering H.:** *100 lat kwasu nadoctowego, stara substancja z nowymi perspektywami.* Aseptyka, nr 2, 15–17 (2003).
2. **Bień J. B.:** *Osady ściekowe – teoria i praktyka.* Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2002.
3. **Bień J., Kamizela T., Kowalczyk M., Mrowiec M.:** *Possibilities of gravitational and mechanical separation of sonicated activated sludge suspensions.* Environment Protection Engineering, 35(2), 67–7 (2009).
4. Dezintegracja osadów ściekowych – informacje podstawowe, <http://www.oczyszczanie-sciekow.pl>, 05.2011.

5. Dz. U. L. 135 z 30 maja 1991 r. (Polskie Wydanie Specjalne, Rozdział 15, Tom 02, P. 26–30).
6. **Erden Kaynak G., Filibelt A.:** *Assessment of fenton process as a minimization technique for biological sludge: Effects on anaerobic sludge bioprocessing.* Journal of Residuals Science and Technology, Volume 5, Issue 3, 151–160 (2008).
7. **Erden, G., Filibeli, A.:** *Improving anaerobic biodegradability of biological sludges by Fenton pre-treatment: Effects on single stage and two-stage anaerobic digestion.* Desalination, Volume 251, Issue 1-3, 58–63 (2010).
8. **Grosser A., Kamizela T., Neczaj E.:** *Oczyszczanie ścieków z produkcji płyt pilśniowych wspomagane polem ultradźwiękowym w reaktorze SBR.* Inżynieria i Ochrona Środowiska, Tom 12, nr 4, 295–305 (2009).
9. International Measurements Standards ISO 7027.
10. **Kim D.-H., Jeong E., Oh S.-E., Shin H.-S.:** *Combined (alkaline + ultrasonic) pretreatment effect on sewage sludge disintegration.* Water Research, Volume 44, Issue 10, 3093–3100 (2010).
11. **Kwarciak A., Bohdziewicz J., Mielczrek K., Puszczalo E.:** *Influence of Ultrasound Field on Co-Treatment Efficiency of Landfill Leachate and Synthetic Wastewater in Hybrid System Biological – Nanofiltration Process.* Polish J. of Environ. Stud. Vol.18, nr 3A, 214–219 (2009).
12. **Appels L., Van Assche A., Willems K., Degreve J., Van Impe J., Dewil R.:** *Peracetic acid oxidation as an alternative pre-treatment for the anaerobic digestion of waste activated sludge.* Bioresource Technology, 102, 4124–4130 (2011).
13. **Malej J.:** *Generowanie lotnych kwasów tłuszczowych ze strumienia ścieków surowych oraz niektóre problemy ścieków dowożonych taborem asenizacyjnym.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 3, 103–128 (2001).
14. **Meyer B.:** *Kwas nadoctowy jako substancja czynna w dezynfekcji.* Asceptyka, nr 3, 10–11 (2002).
15. **Myszograj S.:** *Biochemical methane potential as indicator of biodegradability of organic matter in anaerobic digestion process.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13, 1245–1260 (2011).
16. **Myszograj S.:** *Fermentacja metanowa osadów ściekowych hydrolizowanych termochemicznie.* Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, tom 10, nr 2, 141–152 (2007).
17. **Neczaj E., Kacprzak M., Lach J., Okoniewska E.:** *Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor.* Desalination, Vol. 204, 227–233 (2007).

18. **Neyens E., Baeyens J.:** *A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewater ability.* Journal of Hazardous Materials, B98, 51–67 (2003).
19. **Podedworna J., Umiejewska K.:** *Technologia osadów ściekowych.* Oficyna wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 2008.
20. **Polskie Normy (PN-75/C-04616/04),** Wydawnictwo Normalizacyjne, Warszawa.
21. **Polskie Normy (PN-EN-12879),** Wydawnictwo Normalizacyjne, Warszawa.
22. **Rajczyk-Janosz M., Wiśniowska E., Wołczyński M.:** *Wpływ kondycjonowania osadów ściekowych kwasem nadcoctowym na zmiany ich właściwości fizyczno-chemicznych.* Inżyniera i Ochrona Środowiska, t. 12, nr 1, 51–63 (2009).
23. **Skiadas I., Gavala H., Lu J., Ahring B.:** *Thermal pretreatment of primary and secondary sludge at 70°C prior to anaerobic digestion.* 10-th World Congress on Anaerobic Digestion, Nat. Res. Council Canada, Montreal, 1121–1124 (2004).
24. **Wolski P., Wolny L.:** *Effect of disintegration and fermentation on the susceptibility of sewage sludge to dewatering.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13, 1697–1706 (2011).
25. **Yang S.-S., Guo W.-Q., Cao G.-L., Zheng H.-S., Ren N.-Q.:** *Simultaneous waste activated sludge disintegration and biological hydrogen production using an ozone/ultrasound pretreatment.* Bioresource Technology, 124, 347–354 (2012).

Effect of Chemical-thermal Modification of Excess Sludge on the Volatile Fatty Acids Generation During Methane Fermentation Process

Abstract

Kinetics of the changes taking place in the anaerobic sludge stabilization condition for the slow pace of biochemical decomposition of organic substances, affecting the length of time required to stop sludge digesters. The method of chemical-thermal treatment of sludge, increases the degree of disintegration of the particles, determining the acceleration of the hydrolysis process, the process of limiting the anaerobic stabilization. The use of excess sludge hybrid treatment prior to anaerobic stabilization process affects the intensification of subsequent phases of methane fermentation. The aim of the study was to determine the effect of chemical-thermal sludge modified in the following during the hydrolysis process increase the production of volatile fatty acids, and

also obtained at this stage of the process, the digested degree of sludge. Excess sludge, which has been conditioned against anaerobic stabilization process was more susceptible to the generation of volatile fatty acids. Ability to transform organic matter is an important factor in the process of anaerobic stabilization. The effect of increase in susceptibility to biodegradation of excess sewage was evaluated on the basis of COD and VFA levels in sewage sludge that have been submitted to processes of disintegration of thermal, chemical, and chemical-thermal, relative to baseline. In the case of 8-daily methane fermentation of raw sewage over-the maximum rate of COD and VFA 1123 mg O₂/dm³, respectively, and 771.43 mg CH₃COOH/dm³ recorded on the 3rd day of the process. During the 8-daily anaerobic digestion of excess sewage disintegrated by hybrid method, i.e. with peracetic acid at a dose of 2.5 cm³ CH₃COOOH/dm³ of sludge and then heat at 70°C for a period of 6 h maximum COD value was recorded in the age of initiation of the process – 5,616.67 mg O₂/dm³, while the maximum value of the VFA – 3600 mg CH₃COOH/dm³ on the 4th day of the process.



Problem jednoznacznego ustalenia parametrów wytrzymałości na ścinanie odpadów powęglowych i poenergetycznych

Przemysław Baran, Mariusz Cholewa, Eugeniusz Zawisza
Uniwersytet Rolniczy, Kraków

Kamil Kulasik
Bureau Veritas Polska

1. Wstęp

Od 29 grudnia 2012 r. obowiązuje nowa ustawa o odpadach wprowadzająca unijne unormowania dotyczące gospodarki takimi materiałami. Nowe przepisy regulują między innymi obowiązki wytwórców odpadów, posiadaczy odpadów gospodarujących nimi oraz nowych podmiotów – sprzedawców i pośredników, w obrocie odpadami, a także obowiązki organów administracji publicznej w zakresie gospodarki odpadami. Unormowania zawarte w ustawie wprowadzają postanowienia dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE i zastąpią obowiązującą od października 2001 roku ustawę o odpadach. Nowa ustawa przyjmuje hierarchię sposobów postępowania z odpadami: zapobieganie, przygotowywanie do ponownego użycia, recykling lub inne metody odzysku (np. odzysk energii) i unieszkodliwianie. W porównaniu do dotychczasowych przepisów, kładzie duży nacisk na zapobieganie powstawaniu odpadów oraz na ponowne ich użycie. W Polsce ponad 90% odpadów stanowią odpady przemysłowe wytwarzane w przemyśle energetycznym, metalurgicznym i górnictwie. Powołując się na Główny Urząd Statystyczny [7], w roku 2011, 124 mln Mg odpadów stanowiły odpady przemysłowe, a 9,8 mln. Analizując przytoczone opracowanie możemy znaleźć między innymi, iż 3.6% odpadów to popioły lotne ze spalania

węgla, a według Zadrogi i Olańczuk-Neyman [9] 42,5% odpadów przemysłowych, to odpady powęglowe z kopalń i zakładów przetwórczych. Tym też rodzajom odpadów poświęcono niniejszy artykuł.

W ujęciu geotechnicznym odpady powęglowe to mieszanina okruchów skalnych pochodzących z warstw towarzyszących pokładom węgla oraz z przewarstwień serii węglonośnych wydobytych na powierzchnię ziemi w procesie urobku węgla w czasie drążenia szybików i chodników międzypokładowych. Okruchy te składają się głównie ze skał ilastych, mułowców, piaskowców i zlepieńców [5].

Wytwarzanie energii elektrycznej w elektrowniach i elektrociepłowniach opalanych węglem powoduje powstawanie różnego rodzaju odpadów paleniskowych. W procesie spalania w kotłach cząstki lotne, czyli popiół, unoszone są razem ze spalinami i osadzane w elektrofiltrach. Frakcje grubsze, czyli żużel, są usuwane spod kotła mechanicznie. W Polsce popioły lotne i żużle stanowią około 15% nagromadzonych 300 mln ton odpadów przemysłowych. Składowane są one na składowiskach zajmujących łączną powierzchnię ponad 3 tys. hektarów [8].

Zapotrzebowanie na materiały ziemne jest bardzo duże, dlatego coraz częściej zamiast rekultywacji hałd, wykorzystuje się wspomniane odpady jako surowiec mineralny. Zmniejsza się w ten sposób koszty magazynowania, czerpiąc korzyści techniczne i ekonomiczne, gdyż zmniejsza się koszty oraz zużycie gruntów naturalnych w budownictwie ziemnym hydrotechnicznym i drogowym redukując koszty inwestycji o około 5–8%.

2. Metodyka badań

Dotychczasowe prace badawcze pozwalają na stwierdzenie, że odpady kopalniane i poenergetyczne nadają się do zastosowania w różnych dziedzinach inżynierii – zwłaszcza do budowy nasypów. Z uwagi na fakt, iż tego typu konstrukcje przenoszą obciążenia tak własne, jak i zewnętrzne, ustalenie wartości parametrów wytrzymałościowych wspomnianych odpadów nabiera kluczowego znaczenia. Problem poprawnego ustalenia wartości parametrów wytrzymałości na ścinanie prowadzi do poszukiwania alternatywnych metod badawczych [1, 2, 4]. W celu wiarygodnego określenia parametrów wytrzymałościowych gruntów antropogenicznych zdecydowano się skorzystać z metody analizy półwstecznej wyników próbnych obciążeń nasypu. Formowanie nasypu zgodnie z obowiązującą technologią prowadzenia robót ziemnych po-

zwala na dobre dopasowanie ścieżki obciążenia, co jest istotne w przypadku wrażliwości materiałów rozdrobnionych na tę właściwość. Kolejną niewątpliwą zaletą badań modelowych jest większa powierzchnia badawcza, w porównaniu z próbą laboratoryjną, umożliwiającą przy mniejszej liczbie badań a nawet jednostkowym badaniu formułowanie wiarygodnych wniosków [4]. W niniejszym artykule przedstawiono wyniki z dwóch metod badawczych: bezpośredniego ścinania oraz analizy nośności granicznej skarp modelowych. Następnie wyniki tych badań połączono ze sobą, aby sprawdzić czy istnieje związek między parametrami wytrzymałości na ścinanie uzyskanymi w laboratorium, a możliwością zainicjowania się zjawiska utraty stateczności nasypów badawczych wykonanych z materiałów odpadowych. W wyniku połączenia powyższych metod oraz wprowadzenia pewnych parametrów wskaźnikowych możliwe było uzyskanie realnych, w danych warunkach pracy, wartości parametrów wytrzymałości gruntów na ścinanie.

2. Charakterystyka geotechniczna wykorzystanych materiałów odpadowych

Do badań zostały użyte odpady powęglowe z kopalni węgla kamiennego Makoszowy, o uziarnieniu mniejszym od 60 mm. Z petrograficznego punktu widzenia dominujący składnik stanowiły skały ilaste, których udział wynosił 95% (90% przypadało na łupki ilaste, a 5% na iłowce węglowe zawierające przerosty węgla). Skały piaskowcowe występowały w badanych odpadach w ilości 5% jako piaskowce arkozowe [10]. Rozkład uziarnienia badanych odpadów powęglowych wraz z wybranymi wartościami parametrów fizycznych przedstawiono w tabeli 1. Według normy PN-86/B-02480 opisywana skała płona odpowiadała bardzo różnoziarnistym żwirom gliniastym – wskaźnik różnoziarnistości wyniósł 158. Według normy PN-EN ISO 14688 materiał użyty w badaniach to żwir pylasty.

Drugim materiałem badawczym był popiół z elektrocieplowni Skawina, pochodzący ze spalania węgla kamiennego dostarczanego przez kopalnie: Piast, Wesoła i Rydułtowy, w ilości odpowiednio 50, 30 i 20%. Biorąc pod uwagę skład fazowy badanych popiołów należy wyróżnić przede wszystkim kwarc, mullit i hematyt. Z punktu widzenia chemicznego, popiół z Elektrowni Skawina jest popiołem krzemianowym. Pierwiastkami wiodącymi są natomiast cynk, mangan i ołów, przy

stosunkowo niskiej zawartości chromu, miedzi i niklu. Rozpuszczalność popiołów z węgla kamiennego szacuje się na około 2%. Najłatwiej rozpuszczane związki w popiołach to: siarczan wapnia, magnezu, sodu i potasu oraz tlenek wapnia, decydujący o alkaliczności roztworu. Wymywalność metali z popiołu pochodzącego z Elektrowni Skawina nie przekracza w żadnym przypadku 50%. Najlepsze wartości wymywania do roztworu zaobserwowano dla cynku, a najmniejsze dla kadmu [3]. Wybrane wartości parametrów fizycznych badanego popiołu zestawiono w tabeli 2. Według normy PN-86/B-02480 opisywany materiał badawczy sklasyfikowano jako pył piaszczysty, a według normy PN-EN ISO 14688 jako pył ilasty.

Tabela 1. Wybrane właściwości fizyczne odpadów powęglowych z KWK Makoszowy

Table 1. Selected physical properties of Makoszowy minestone

Parametr geotechniczny	Symbol	Jedn.	Wartość
Zawartość frakcji:			
-kamienista > 40 mm	f_k	%	5,7
-żwirowa 40–2 mm	f_z		66,8
-piaskowa 2–0,05 mm	f_p		18,4
-pyłowa 0,05–0,002 mm	f_π		6,0
-iłowa < 0,002 mm	f_i		3,1
Wilgotność optymalna	w_{opt}	%	7,8
Maksymalna gęstość objętościowa szkieletu	ρ_{ds}	g/cm ³	1,77
Gęstość właściwa szkieletu	ρ_s		2,8

Oznaczenie uziarnienia odpadów powęglowych i popiołów lotnych wykonano metodą przemywania (dla frakcji powyżej 0.063 mm) oraz sedymentacyjną. Wilgotność optymalną i maksymalną gęstość objętościową szkieletu wyznaczono w aparacie Proctora śreniowymiarowym (odpady powęglowe) i standardowym (popiół). Gęstość właściwą szkieletu określono metodą piknometru.

Tabela 2. Wybrane właściwości fizyczne popiołów lotnych z Elektrowni Skawina
Table 2. Selected physical properties of ashes from Skawina Power Station

Parametr geotechniczny	Symbol	Jedn.	Wartość
Zawartość frakcji:			
-piaskowa 2–0,05 mm	f_p	%	16,0
-pyłowa 0,05–0,002 mm	f_π		68,0
-iłowa < 0,002 mm	f_i		16,0
Wilgotność optymalna	w_{opt}	%	29,8
Maksymalna gęstość objętościowa szkieletu	ρ_{ds}	g/cm ³	1,26
Gęstość właściwa szkieletu	ρ_s		2,19

3. Wyznaczenie parametrów wytrzymałościowych metodą bezpośredniego ścinania

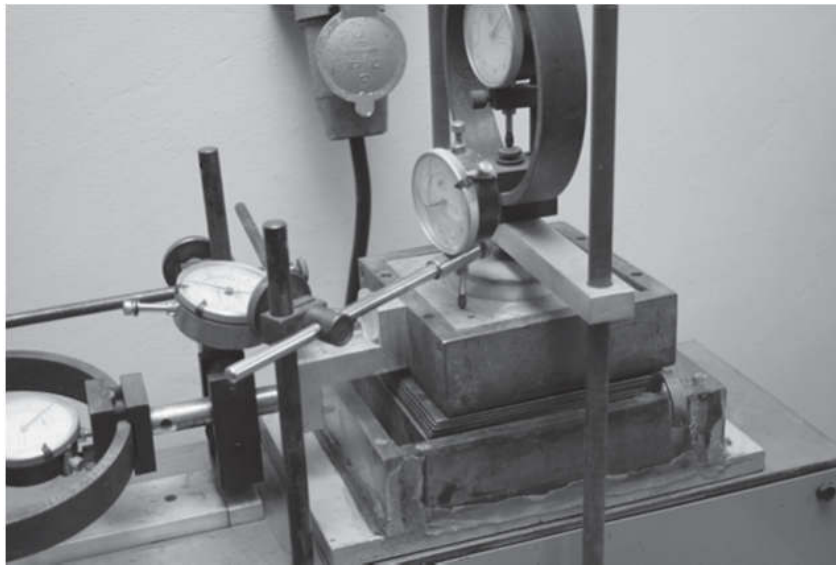
Wartości parametrów wytrzymałościowych odpadów powęglowych wyznaczono w średniowymiarowym aparacie bezpośredniego ścinania (rys. 1). Skrzynka aparatu miała wymiary 30 x 30 x 20 cm, i doposażona została w ramki pośrednie tworzące strefę ścinania o grubości 3 cm. Badanie przeprowadzono na próbkach o wilgotności optymalnej, przy wskaźniku zagęszczenia $I_s = 0,90$. Próbkę poddano konsolidacji przy obciążeniu pionowym: 110, 200, 300 i 400 kPa przez pół godziny, a następnie ścinano przy prędkości 1 mm/min.

Wartości parametrów wytrzymałościowych badanego popiołu ustalono w standardowym aparacie bezpośredniego ścinania. Badanie wykonano na pięciu próbkach o wymiarach 60 x 60 x 27,7 mm. Podobnie jak w przypadku aparatu średniowymiarowego, standardowy został doposażony w ramki pośrednie tworzące strefę ścinania o grubości 1 cm (rys. 2). Badanie przeprowadzono na próbkach o wilgotności optymalnej, przy wskaźniku zagęszczenia $I_s = 0,95$. Próbkę poddano konsolidacji przy obciążeniu pionowym: 200, 400, 500, 700 i 900 kPa przez pół godziny, a następnie ścinano przy prędkości 1 mm/min.

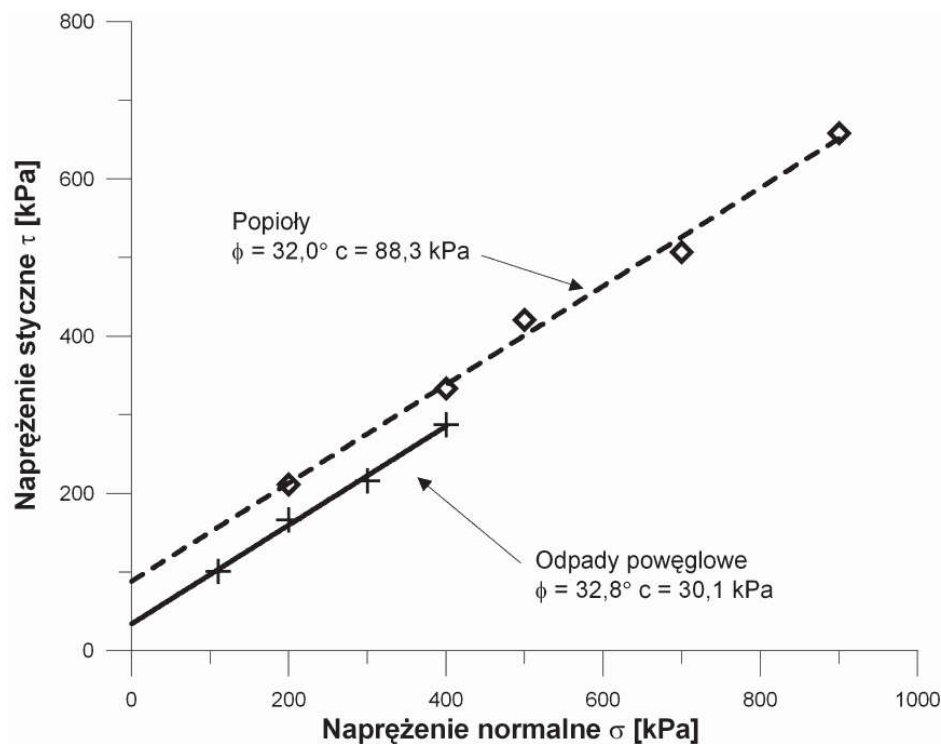
Wyniki przeprowadzonych badań wraz z przebiegiem prostych Coulomba dla odpadów powęglowych i popiołu elektrownianego przedstawiono na rys. 3.



Rys. 1. Użyty do badań średniowymiaryowy aparat bezpośredniego ścinania
Fig. 1. Medium-size direct shear box apparatus used for tests



Rys. 2. Użyty do badań standardowy aparat bezpośredniego ścinania
(fot. P. Baran)
Fig. 2. Standard-size direct shear box apparatus used for tests (photo P. Baran)



Rys. 3. Proste Coulomba dla badanych materiałów

Fig. 3. Coulomb's straight lines for tested materials

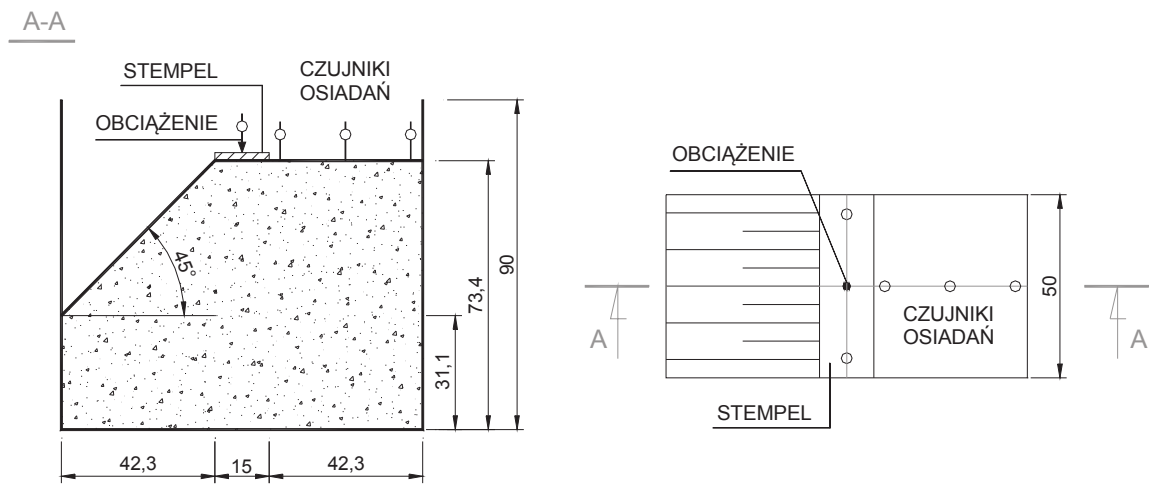
4. Ustalenie granicznego obciążenia skarp modelowych

Tytułowe badania przeprowadzono na wielkowymiarowym stanowisku badawczym, składającym się z następujących elementów:

- skrzyni modelowej (rys. 4) o wymiarach w rzucie około 50 x 100 cm i wysokości 90 cm, z przezroczystą przednią ścianą z pleksiglasu i pozostałymi ścianami z blachy stalowej,
- stempla stalowego o wymiarach w rzucie 15 x 49,8 cm do obciążania powierzchni nasypu,
- dźwigniowego systemu obciążania, składającego się ze stalowej ramy przymocowanej do podstawy skrzyni oraz dźwigni z kompletem obciążników,
- czujników zegarowych do pomiarów osiadania stempla i powierzchni nasypu.

Do budowy modelu doświadczalnego został użyty popiół o uziarnieniu poniżej 2 mm. Nasyp modelowy był budowany warstwami przy założonym wskaźniku zagęszczenia $I_s = 0,95$ i wilgotności optymalnej,

a pomiędzy formowane warstwy dodawano paski barwionego popiołu w celu łatwiejszego ustalenia przebiegu krzywej poślizgu. Po każdorazowym ułożeniu warstwy przeprowadzano kontrolę jej zagęszczenia. Na górnej krawędzi skarpy umieszczono stempel obciążeniowy. Następnie, średnio co 2 minuty, obciążano go wielokrotnością naprężenia 24,5 kPa. Badanie zakończono z chwilą utraty stateczności nasypu modelowego (rys. 5).



Rys. 4. Schemat skrzyni modelowej

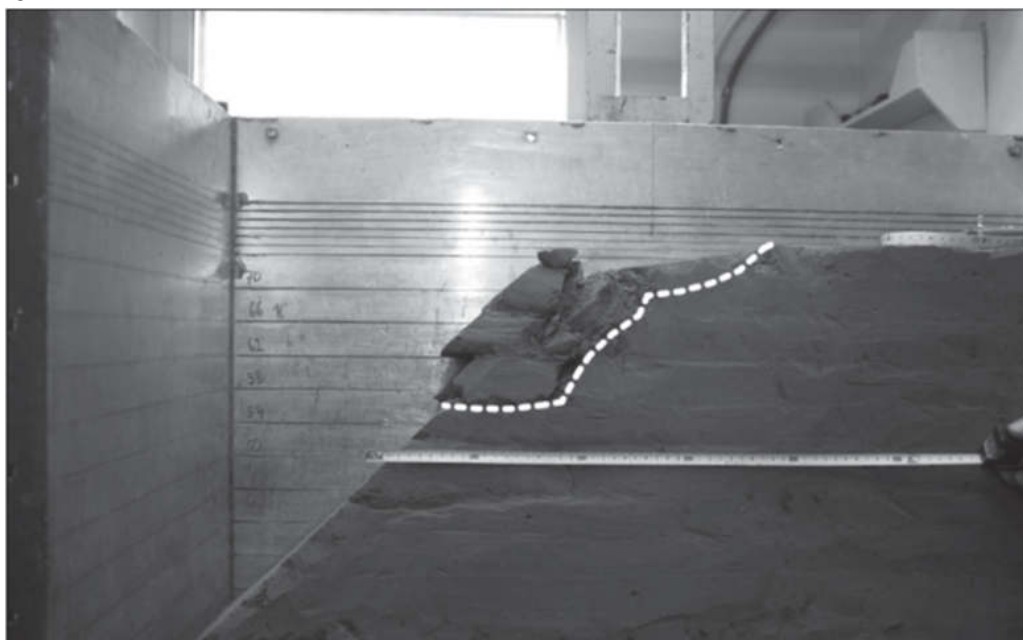
Fig. 4. Scheme of model test box

Na podstawie pomiaru przemieszczeń poziomych pasków barwionego popiołu oraz widocznego obsunięcia się nasypu dokonano analizy deformacji, określając przebieg płaszczyzny poślizgu (rys. 6). badanym przypadku graniczne naprężenie przekazane przez stempel, przy którym zainicjował się mechanizm utraty stateczności, wyniosło ~823 kPa.



Rys. 5. Deformacje modelu nasypu z popiołów lotnych na skutek utraty stateczności

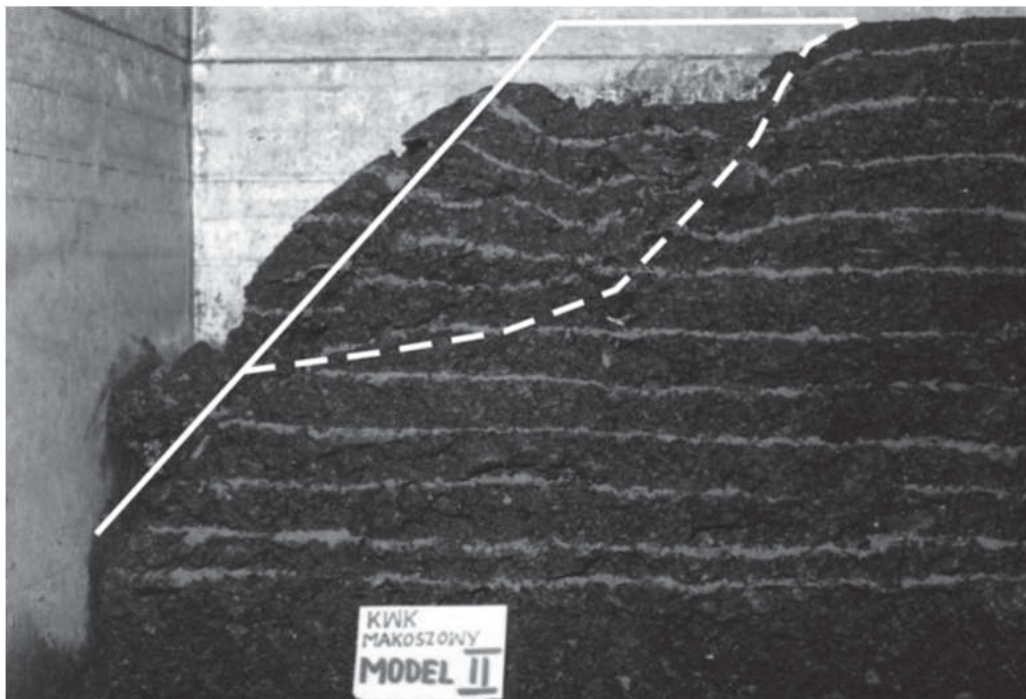
Fig. 5. Deformations of the embankment model made of ashes due to slope failure



Rys. 6. Deformacja modelu skarpy z popiołów lotnych wraz z przebiegiem powierzchni poślizgu

Fig. 6. Deformations of the embankment model made of ashes with a failure surface

Nasyp modelowy z odpadów powęglowych budowano z materiału o wilgotności zbliżonej do optymalnej, warstwami o grubości 4 cm. Podobnie jak w przypadku wspomnianych wcześniej badań popiołu, na powierzchni każdej warstwy w osi nasypu wprowadzano paski barwionego popiołu. Wskaźnik zagęszczenia materiału w nasypie wynosił $I_s = 0,90$. Stempel umieszczono na krawędzi górnej powierzchni skarpy i obciążano stopniami o wielokrotności 24,5 kPa, przykładanymi co pół godziny. W trakcie badania prowadzono pomiary osiadania stempla i powierzchni nasypu poza stemplem. Badanie zakończono z chwilą obsunięcia się skarpy. Następnie dokonano analizy powstałych deformacji za pomocą pomiaru przemieszczeń pasków barwionego popiołu (rys. 7). W badanym przypadku graniczne naprężenie przekazane przez stempel, przy którym zainicjował się mechanizm utraty stateczności, wyniosło ~ 230 kPa.



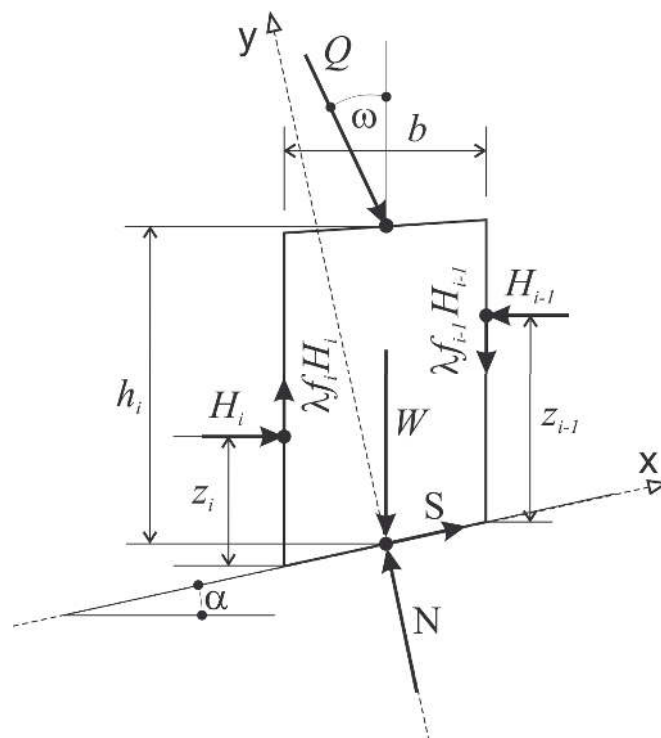
Rys. 7. Deformacja modelu skarpy z odpadów powęglowych wraz z przebiegiem powierzchni poślizgu

Fig. 7. Deformations of the embankment model made of colliery spoils with a failure surface

Znacząca różnica w wartościach naprężenia granicznego badanych modeli nasypów wynikała z cementacji popiołu.

5. Sprawdzenie stateczności obciążonych modeli nasypów

Zakładając, iż badane modele nasypów tuż przed zniszczeniem znajdują się w stanie granicznym, ich współczynnik stateczności ma wartość około 1,0. Aby to sprawdzić, wykonano analizę stateczności wykorzystując jedną z metod równowagi granicznej – metodę Morgensterna-Price’a. Wybór metody został podyktowany rygorystycznym podejściem do spełnienia wszystkich warunków równowagi jakim podlega masyw gruntowy. Metoda opiera się na założeniu, iż poślizg bryły osuwiskowej przebiega po dowolnie ukształtowanej płaszczyźnie poślizgu. Opisywane poniżej równania są w nieco odmienny sposób formułowane niż w oryginalnej pracy Morgensterna – Price’a [6]. Zaproponowano tu pewną modyfikację [11], w której rezygnuje się z wielkości nieskończenie małych, a tym samym równania nie mają charakteru równań różniczkowych, stąd ich rozwiązanie jest prostsze i zawsze istnieje.



Rys. 8. Układ sił działających na 1 m szerokości wydzielonego bloku gruntu w metodzie Morgensterna-Price’a

Fig. 8. Group of force acting on 1 m width of selected soil block in the Morgenstern-Price method

Na każdy z wydzielonych bloków bryły osuwiskowej (rys. 8) działają następujące siły: W – ciężaru własnego, N – normalna do podstawy, H_i, H_{i-1} – składowe poziome sił oddziaływania z lewej i prawej strony bloku, S – zmobilizowana tarcia, Q – zewnętrzna. Ponadto: λ – współczynnik liczbowy, f – wartość funkcji międzyblokowej ustalana dla danego bloku.

Poniżej przedstawiono równania zmodyfikowanej metody, które zostały użyte bezpośrednio w obliczeniach stateczności.

$$R_i = [W_i \cdot \cos \alpha_i + Q_i \cdot \cos(\omega_i - \alpha_i)] \operatorname{tg} \phi_i + c_i \cdot b_i \cdot \sec \alpha_i \quad (1)$$

$$T_i = W_i \cdot \sin \alpha_i - Q_i \cdot \sin(\omega_i - \alpha_i) \quad (2)$$

gdzie:

R – suma oporów tarcia wywołana siłami działającymi na blok (z wyjątkiem sił międzyblokowych),

T – suma składowych sił działających na blok (z wyjątkiem sił międzyblokowych) dążących do jego osunięcia,

i – numer bloku,

(pozostałe oznaczenia zgodnie z rys. 8).

$$\Phi_i = (\sin \alpha_i - \lambda \cdot f_i \cdot \cos \alpha_i) \operatorname{tg} \phi_i + (\cos \alpha_i + \lambda \cdot f_i \cdot \sin \alpha_i) F \quad (3)$$

$$\Phi_{i-1} = (\sin \alpha_{i-1} - \lambda \cdot f_{i-1} \cdot \cos \alpha_{i-1}) \operatorname{tg} \phi_{i-1} + (\cos \alpha_{i-1} + \lambda \cdot f_{i-1} \cdot \sin \alpha_{i-1}) F \quad (4)$$

$$\Psi_{i-1} = \frac{[(\sin \alpha_i - \lambda \cdot f_{i-1} \cdot \cos \alpha_i) \operatorname{tg} \phi_i + (\cos \alpha_i + \lambda \cdot f_{i-1} \cdot \sin \alpha_i) F]}{\Phi_{i-1}} \quad (5)$$

$$F = \frac{\sum_{i=1}^{n-1} \left(R_i \prod_{j=i}^{n-1} \Psi_j \right) + R_n}{\sum_{i=1}^{n-1} \left(T_i \prod_{j=i}^{n-1} \Psi_j \right) + T_n} \quad (6)$$

gdzie:

Φ, Ψ – współczynniki liczbowe,

F – współczynnik stateczności,

f – wartość funkcji międzyblokowej przyjęta w postaci:

$$f(x_i) = \sin^\mu \left[\pi \left(\frac{x_i}{x_{n+1}} \right)^\nu \right] \quad (7)$$

x_i – odległość pozioma mierzona od początku układu odniesienia do krawędzi i -tego bloku,

μ, ν – parametry funkcji ($\mu = 0-4,0$ i $\nu = 0.5-1,5$).

$$H_i = \frac{\Psi_{i-1} \cdot H_{i-1} \cdot \Phi_{i-1} + F \cdot T_i - R_i}{\Phi_i} \quad (8)$$

$$\lambda = \frac{\sum_{i=1}^n [b_i(H_i + H_{i-1}) \operatorname{tg} \alpha_i + 2 \cdot Q_i \cdot \sin \omega_i \cdot h_i]}{\sum_{i=1}^n [b_i(f_i \cdot H_i + f_{i-1} \cdot H_{i-1})]} \quad (9)$$

Obliczenia współczynnika stateczności wykonano dla parametrów wytrzymałościowych pozyskanych z badań laboratoryjnych (rys. 3). Bryły odłamu podzielono na 30 bloków zgodnie ze schematami przedstawionymi na rys. 9. Przebieg krzywej poślizgu wynikał z przeprowadzonych badań modelowych. Przyłożone od strony naziomu obciążenie odpowiadało naciskowi jednostkowemu stempla w chwili zainicjowania mechanizmu zniszczenia skarpy. W toku obliczeń otrzymano następujące wyniki (tab. 3).



Rys. 9. Profile analizowanych brył osuwiskowych

Fig. 9. Profiles of analyzed sliding masses

Do analizy uzyskanych wyników obliczeń współczynnika stateczności F w funkcji parametrów μ i ν przyjęto tylko te jego wartości,

dla których parametr skali λ nie przekraczał 1,0 (wyróżniono szarym tłem). Z powyższego zestawienia wynika jednoznacznie, iż w żadnej akceptowalnej konfiguracji μ i ν , zarówno w przypadku modelu wykonanego z odpadów, jak i z popiołów, nie uzyskano wyniku sugerującego utratę stateczności. Skłania to do konieczności zmodyfikowania uzyskanych w drodze badań laboratoryjnych wartości parametrów wytrzymałości na ścinanie.

Tabela 3. Porównanie obliczonych wartości F i λ

Table 3. Comparison of computed values of F and λ

μ	ν	Popiół		Odpady powęglowe	
		λ	F	λ	F
0	n/d	0,864	2,031	0,711	1,553
0,5	0,5	0,956	2,017	0,808	1,544
	1	0,979	2,004	0,867	1,519
	1,5	1,080	2,000	0,996	1,497
1	0,5	1,085	2,011	0,885	1,556
	1	1,126	1,984	0,992	1,491
	1,5	1,242	1,987	1,183	1,447
2	0,5	1,341	2,007	1,027	1,582
	1	1,389	1,960	1,186	1,425
	1,5	1,442	1,992	1,442	1,390
3	0,5	1,571	2,006	1,159	1,611
	1	1,602	1,944	1,320	1,367
	1,5	1,604	2,013	1,658	1,382
4	0,5	1,756	2,004	1,282	1,641
	1	1,772	1,932	1,422	1,326
	1,5	1,769	2,040	1,856	1,393

6. Proponowana procedura modyfikacji wartości parametrów wytrzymałościowych

Modyfikacja parametrów wytrzymałości na ścinanie powinna odbywać się z założeniem, iż zmiana ma podlegać tylko jeden z parametrów (analiza półwsteczna). W celu określenia który parametr będzie ulegać zmianie, konieczne jest wprowadzenie wielkości wskaźnikowych. Zaproponowano następujące parametry:

- tarcia bezwymiarowego:

$$\eta = \frac{\tan \phi_{ABS} \sum_{i=1}^n \frac{W_i \cdot \cos^2 \alpha_i}{b_i}}{q_{gr}} \quad (10)$$

- spójności bezwymiarowej:

$$\xi = \frac{c_{ABS}}{q_{gr}} \quad (11)$$

gdzie:

ϕ_{ABS} , c_{ABS} – parametry wytrzymałości gruntu uzyskane w aparacie bezpośredniego ścinania,

q_{gr} – graniczne naprężenie w naziomie modelu nasypu.

(pozostałe oznaczenia zgodnie z rozdz. 5)

Jeżeli $\eta > \xi$, to zmiana ulega spójność, a gdy $\eta < \xi$, to zmiana dotyczy kąta tarcia wewnętrznego. Uzyskane wartości wskaźnikowe dla nasypu modelowego z odpadów powęglowych wyniosły: $\eta = 0,152$; $\xi = 0,131$. Na ich podstawie dokonano modyfikacji spójności przez podstawienie takiej wartości do obliczeń metodą omówioną w rozdz. 5, dla której współczynnik stateczności $F = 1,0$ (rys. 10).

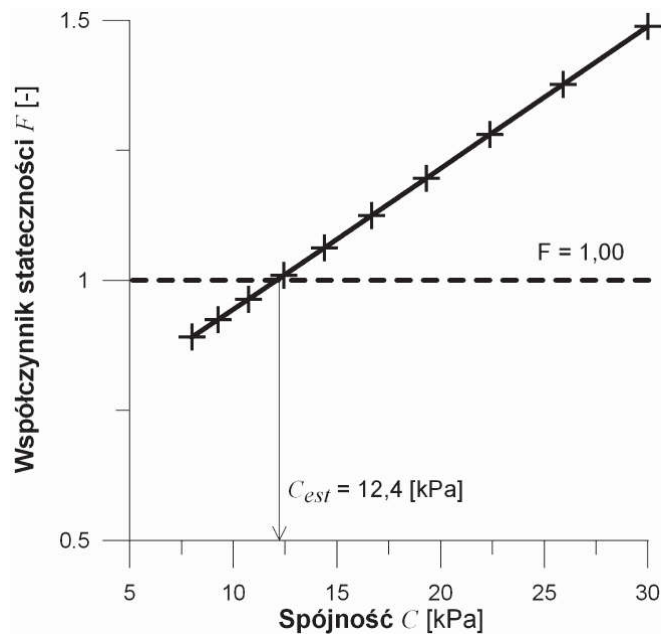
W przypadku modelu nasypu z popiołów elektrownianych wartości wskaźnikowe wyniosły: $\eta = 0,012$; $\xi = 0,108$. W tym przypadku zmodyfikowano wartość kąta tarcia wewnętrznego (rys. 11) w oparciu o ten sam sposób jak w modelu z odpadów powęglowych.

Zestawienie wyjściowych i zmodyfikowanych parametrów wytrzymałości na ścinanie przedstawiono w tab. 4.

Tabela 4. Zestawienie wartości parametrów wytrzymałości na ścinanie badanych materiałów

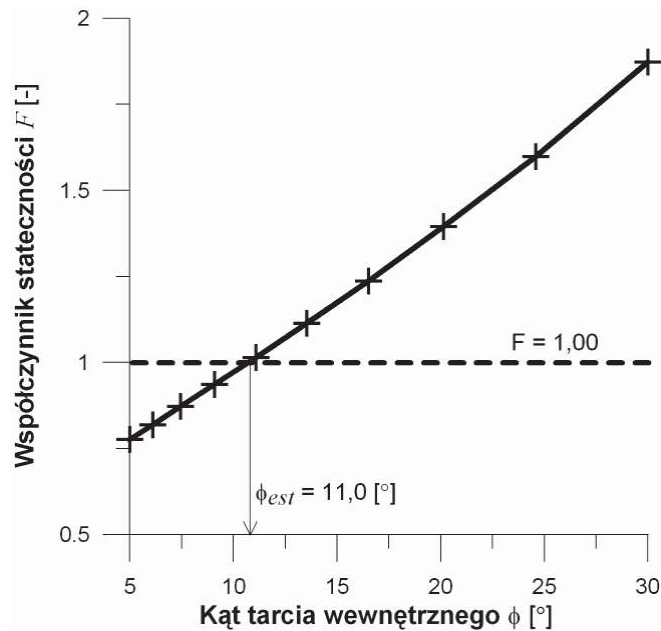
Table 4. Listing of shear strength parameters values of tested materials

Materiał	Parametry wytrzymałości na ścinanie			
	aparat bezpośredniego ścinania		analiza półwsteczna	
	ϕ [°]	c [kPa]	ϕ [°]	c [kPa]
Odpady powęglowe	32,8	30,1	32,8	12,4
Popiół elektrowniany	32,0	88,3	11,0	88,3



Rys. 10. Wpływ spójności na wartość współczynnika stateczności modelu nasypu z odpadów powęglowych ($\phi = \text{const}$)

Fig. 10. An influence of cohesion on the value of stability factor in the embankment model made of colliery spoils ($\phi = \text{const}$)



Rys. 11. Wpływ kąta tarcia wewnętrznego na wartość współczynnika stateczności modelu nasypu z popiołu elektrownianego ($c = \text{const}$)

Fig. 11. An influence of friction angle on the value of stability factor in the embankment model made of fuel ashes ($c = \text{const}$)

7. Wnioski

1. Rodzaj metody badawczej użytej do ustalenia wartości parametrów wytrzymałościowych odpadowego materiału grubookruchowego i drobnoziarnistego silnie oddziałuje na warunki brzegowe badania.
2. Parametry wytrzymałościowe badanych materiałów odpadowych są silnie związane ze ścieżką obciążenia, w związku z tym istotne jest w jakich warunkach materiał ma pracować, a w jakich się go bada.
3. W analizowanych materiałach odpadowych wbudowanych w nasypy modelowe poddane obciążeniu niszczącemu, użyte do sprawdzenia stateczności wartości parametrów wytrzymałościowych uzyskane z aparatu bezpośredniego ścinania nie potwierdziły zaobserwowanego zjawiska utraty stateczności.
4. Zaproponowane parametry wskaźnikowe (tarcia bezwymiarowego η i spójności bezwymiarowej ξ) mogą być użyte w celu sprawdzenia, który z parametrów wytrzymałościowych, ustalonych na drodze bezpośredniego ścinania, wymaga skorygowania.
5. Badanie parametrów wytrzymałościowych kopalnianego grubookruchowego materiału odpadowego w aparacie bezpośredniego ścinania zawiąza w istotny sposób wartość spójności.
6. W przypadku drobnoziarnistego materiału odpadowego jakim był popiół, badanie w aparacie bezpośredniego ścinania zawiąza wartość kąta tarcia wewnętrznego. Uzyskana w tym badaniu wartość spójności jest zauważalnie wyższa niż w przypadku gruntów naturalnych i jest wynikiem wiązania cząstek na skutek stosunkowo dużej zawartości związków wapnia (szczególnie w popiołach po półsuchym i suchym odsiarczaniu spalin [10]).
7. Postuluje się, aby z uwagi na bezpieczeństwo użytkowania budowli ziemnej, parametry wytrzymałościowe materiałów antropogenicznych były ustalane w rzeczywistych warunkach ich pracy. Jeżeli nie jest to możliwe, to uzyskane wartości na drodze badań laboratoryjnych powinny być skorygowane przy użyciu badań symulujących pracę danej budowli.

Literatura

1. **Baran P., Zawisza E., Szymacha A.:** *Próba weryfikacji parametrów wytrzymałościowych odpadów powęglowych metodą granicznego stanu naprężenia*. Zimowa Szkoła Mechaniki Górniczo-Geoinżynierii. Geotechnika i Budownictwo Specjalne. Kwartalnik Akademii Górniczo-Hutniczej. Górnictwo I Geoinżynieria. rok 33. zeszyt 1. 47–55. (2009).
2. **Baran P., Zawisza E., Trela A.:** *Użycie wybranych metod równowagi granicznej jako narzędzia analizującego wartość parametrów wytrzymałościowych odpadów powęglowych*. Inżynieria Morska i Geotechnika. Nr 4/2012. 456–461 (2012).
3. **Damijan E., Sikora W., Szczawiński W.:** *Charakterystyka odpadów energetycznych z elektrowni w Belchatowie i Skawinie*. Ochrona powietrza i problemy odpadów. 1/1999 [33] (1999).
4. **Kawalec J.:** *Określanie parametrów wytrzymałościowych gruntów antropogenicznych na podstawie wstecznej analizy deformacji nasypu*. Przegląd Naukowy SGGW w Warszawie. Zeszyt nr 20. 161–166 (2001).
5. **Krzyk P., Baran P.:** *Analiza stateczności skarp nasypów wykonanych z odpadów powęglowych*. Czasopismo techniczne. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej. Z. 3-B/2001. 106–113 (2001).
6. **Morgenstern N.R., Price V.E.:** *The analysis of the stability of general slip surfaces*. Geotechnique Nr 1 79–93 (1965).
7. Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej. Główny Urząd Statystyczny. Warszawa 2012.
8. **Zabielska-Adamska K.:** *Popiół lotny jako materiał do budowy warstw uszczelniających*. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej. Białystok 2006.
9. **Zadroga B., Olańczuk-Neyman K.:** *Ochrona i rekultywacja podłoża gruntowego*. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej. Gdańsk 2001.
10. **Zawisza E.:** *Geotechniczne i środowiskowe aspekty uszczelniania grubookruchowych odpadów powęglowych popiołami lotnymi*. Rozprawa habilitacyjna. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie. Kraków 2001.
11. **Zhu D.Y., Lee C.F., Qian Q.H., Chen G.R.:** *A concise algorithm for computing the factor of safety using the Morgenstern – Price method*. Can Geotech J.42, 272–278 (2005).

The Problem of Unequivocal Determination of the Shear Strength Parameters of Colliery Waste and Fuel Ashes

Abstract

Previous researches conclude that coal mining waste and fly ashes are useful in many kind of engineering – especially in building of embankments. In fact that the embankments transfer self weight and external loads, determination of strength parameters is very crucial. The problem of well-determined shear strength parameters conducts to searching alternative investigation methods. In the aim of credible determination of strength parameters of anthropogenic soils, the half-back analysis have been proposing.

The paper presents the results of two investigation method: direct shear and limit bearing capacity analysis of slope models. Results of the tests were combined together, for verification of a relationship between shear strength obtained during laboratory tests and possibility slope failure to be initiate in embankment models made of the waste materials. In consequence of the methods combination and apply of some indexing factors into analysis, a real values of the shear strength were obtained in a specific working conditions. Proposed indexing factors can be use to examine what strength parameter, determined using direct shear test, have to be modify.

In the analysed waste materials incorporated into embankments treated by braking load, the shear strength parameters determined in direct shear apparatus used for stability analysis, did not confirm stability failure phenomena what has occurred. Investigation of shear strength parameters of coarse mine-stone waste material in direct shear box apparatus overstate in significant way the value of cohesion. In case of fine size fly ash, the direct shear box test overstate the value of friction angle.

It has to be postulated in attention of earth structure safety exploitation, the strength parameters of anthropogenic soils should be determine in real work conditions. If it is not possible, the laboratory tested strength parameters should by modify using tests simulating real work condition of the structure.

A testing method used for obtaining the shear strength parameters of coarse and fine size granular waste material, strong interacting on the boundary conditions in test. Shear strength parameters of the tested waste materials are strong associated with the loading path. In consequence, is very crucial what are the work and test conditions of the material.



Analiza przestrzennego rozkładu typów zanieczyszczeń powietrza w układzie dzielnic m.st. Warszawy

Konrad Podawca, Gabriela Rutkowska
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa

1. Wstęp

Jakość powietrza jest jednym z głównych elementów, który w znaczący sposób wpływa na funkcjonowanie ekosystemu miasta i decyduje o zdrowotnych warunkach życia człowieka. Dlatego uważa obserwacja i monitorowanie zachodzących zmian w powietrzu atmosferycznym pomaga zapobiec degradacji szeroko rozumianego środowiska terenów zurbanizowanych. Podejmowanie prawidłowych decyzji, nie tylko pod względem rodzaju inwestycji (komunikacyjne, przemysłowe itp.), ale również ich lokalizacji przestrzennej jest konieczne w kontekście dbałości o jakość powietrza, a co za tym idzie jest warunkiem świadomego korzystania z ekosystemu miasta.

W Warszawie jakość powietrza jest determinowana przez czynniki naturalne, takie jak: warunki meteorologiczno-klimatyczne, ukształtowanie terenu oraz czynniki antropogeniczne związane z działalnością i życiem człowieka (przemysł, komunikacja, osiedla mieszkaniowe). Szczegółowa wiedza oraz analiza danych o emisji oraz imisji zanieczyszczeń w Warszawie pozwala tworzyć prognozy oraz przewidzieć działania mające na celu ochronę powietrza atmosferycznego [6].

Pojawia się pytanie czy zawsze miasto jest planowane przestrzennie zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju, tj. takiego, który dąży do zminimalizowania emisji zanieczyszczeń do środowiska, poprawy jakości poszczególnych komponentów środowiska, a przede wszystkim poprawy jakości życia mieszkańców oraz jakie są różnice w tych kwe-

ściach pomiędzy poszczególnymi częściami jednostki osadniczej. Należy również pamiętać, że przestrzeń jest rezultatem działalności człowieka i przyrody, a jej ostateczna postać jest wynikiem konfliktów i kompromisów zderzających się płaszczyzn: ekonomicznej, społecznej i środowiskowej, osadzonych w uwarunkowaniach prawnych i stawiających sobie różne priorytety rozwoju przestrzeni [2].

W badaniu European Cities Monitor 2009 Warszawa sklasyfikowana została na 24 miejscu spośród 32 porównywanych wielkich miast Europy pod względem stanu środowiska naturalnego i uciążliwości zanieczyszczenia środowiska [4]. Stanowi to poprawę w stosunku do roku 2008, w którym Warszawa zajęła ostatnie, 32 miejsce. Także wśród mieszkańców Warszawa postrzegana jest jako miasto silnie zanieczyszczone, źle skomunikowane i szczególnie uciążliwe z punktu widzenia transportu [6].

2. Zakres analizy

Zakres analizy obejmuje graficzne i opisowe ukazanie różnic w rozkładzie procentowym typów emisji zanieczyszczeń powietrza w dzielnicach Warszawy na tle pewnych elementów zagospodarowania przestrzennego.

W celu uzyskania liczbowego obrazu emisji zanieczyszczeń posłużono się danymi z monitoringu w ramach systemu oceny jakości powietrza prowadzonego przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie oraz danych zawartych w Programie Ochrony Środowiska dla m.st. Warszawy. Ponieważ celem nie jest przedstawienie stężeń zanieczyszczeń, a jedynie orientacyjny rozkład przestrzenny różnych typów ich emisji, to parametry zawarte w artykule zostały otrzymane przy następujących założeniach:

- do analizy przyjęto zanieczyszczenia trzema substancjami (dwutlenku siarki, tlenków azotu i pyłu PM10), których udziały procentowe były największe;
- pominięto wpływ emisji napływowej, ze względu na brak bezpośredniego powiązania ze strukturą funkcjonalno-przestrzenną miasta, czyli suma udziałów procentowych emisji liniowej, punktowej i powierzchniowej wynosi 100%:

$$U_{EL}+U_{EP}+U_{EPOW}=100\%;$$

- udziały poszczególnych typów emisji wyliczono jako średnią arytmetyczną z udziałów procentowych SO₂, NO_x, PM10 tj.:

$$U_y = \Sigma f_{x,y} / 3$$

gdzie: y – typ emisji zanieczyszczeń, x – rodzaj substancji.

Strukturę przestrzenną z wybranymi elementami m.st. Warszawy opracowano z wykorzystaniem metody bibliograficznej na podstawie opracowań, głównie Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego oraz Panoramy Dzielnic Warszawy w 2010 zawierających dane GUS.

3. Ekologia miasta a zanieczyszczenia

Konieczność ujęcia ekologii w rozwoju miasta wynika m.in. z art. 17 ust.1 ustawy Prawo ochrony środowiska, który stanowi o obowiązku opracowania programu ochrony środowiska w celu realizacji polityki ekologicznej państwa. Program ochrony środowiska określa w szczególności: cele ekologiczne, priorytety ekologiczne, rodzaj i harmonogram działań proekologicznych, środki niezbędne do osiągnięcia celów, w tym mechanizmy prawno-ekonomiczne i środki finansowe [7].

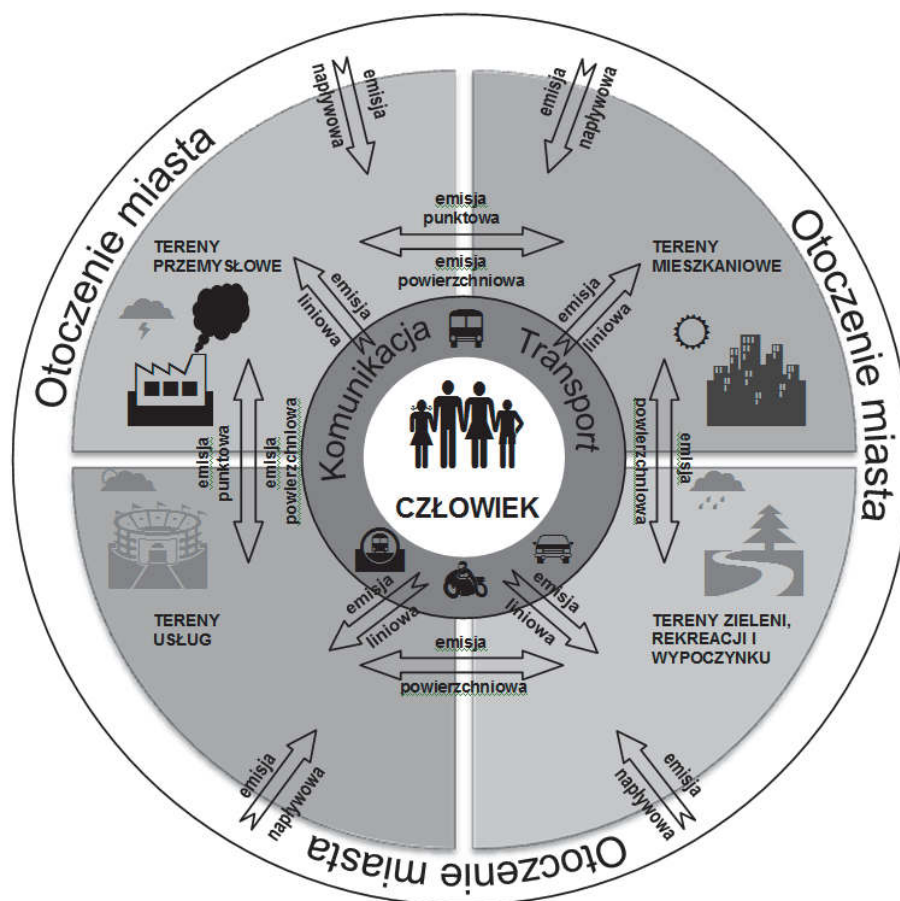
Program ochrony środowiska stanowi również „obraz” aktualnej sytuacji jednostki administracyjnej w aspekcie występowania zanieczyszczeń.

Pojęcie ekologii miasta jest bezpośrednio powiązane z ekosystemem miasta czyli układem strukturalno-funkcyjnym, składającym się z elementów biotycznych (populacja ludzka, flora i fauna) oraz abiotycznych (powierzchnie utwardzone – komunikacyjne, zabudowa, przemysł, infrastruktura naziemna i podziemna) stanowiących środowisko zurbanizowane, w którym zachodzą podstawowe procesy obiegu materii i przepływu energii, w tym wytwarzania i przemieszczania zanieczyszczeń antropogenicznych [3]. Jednocześnie w ujęciu urbanistycznym ekosystem miasta można utożsamiać ze środowiskiem człowieka, czyli środowiskiem zamieszkałym. Tworzą je osiedla ludzkie stanowiące kompleksowe „organizmy” złożone z antropogenicznych elementów przeznaczonych dla pełnienia różnych funkcji, osadzone w środowisku przyrodniczym. Elementy biotyczne i abiotyczne wyznaczają przestrzeń, w której człowiek żyje, pracuje, tworzy rodzinę, odpoczywa i poszukuje bezpieczeństwa, dobrobytu i szczęścia [1].

3.1. System przestrzenno-ekologiczny miasta

Analizując miasto jako system przestrzenno-ekologiczny należy przyjąć następujące założenia:

- funkcjonalnie – miasto jest niepodzielną całością, w którym zachodzą procesy produkcyjne, konsumenckie i reducenckie, powiązaną z terenami otaczającymi;
- przestrzennie – miasto składa się ze zróżnicowanych struktur powiązanych ze sobą procesami i elementami komunikacyjnymi i przyrodniczymi;
- środowiskowo – miasto ma charakter antropogeny tzn. że zarówno żywe, jak i martwe składniki środowiska zurbanizowanego są mocniej uzależnione od człowieka niż on od nich, ponieważ większość procesów i zmian zachodzących w mieście jest wynikiem działań ludzkich.



Rys. 1. Schemat systemu przestrzenno-ekologicznego miasta [opr. Aut.]

Fig. 1. Diagram of the system spatial-ecological a city [autor's study]

3.2. Typy źródeł zanieczyszczeń powietrza

Główne rodzaje emisji zanieczyszczeń powietrza w mieście wynikają z czynników antropogenicznych, pochodzących z działalności przemysłowej (emisja punktowa), z sektora bytowego (emisja powierzchniowa) oraz komunikacji (emisja liniowa). Dodatkowo mamy do czynienia z emisją napływową powodowaną napływem substancji spoza granic miasta, powstających w wyniku przemian chemicznych w atmosferze i pochodzących od emisji pierwotnych substancji gazowych.

Podstawowymi źródłami emisji punktowej w Warszawie są obiekty energetyczne (elektrociepłownie, ciepłownie, kotłownie) oraz źródła technologiczne (zakłady przemysłowe). Głównymi substancjami emitowanymi do atmosfery, a pochodzącymi z procesów energetycznego spalania paliw (głównie węgiel kamienny, koks, olej, biomasa i w niewielkich ilościach mazut przy rozruchu kotłów) są przede wszystkim: dwutlenek siarki, tlenek węgla, tlenki azotu, pyły oraz dwutlenek węgla. Poza tym źródła przemysłowe wprowadzają do powietrza również substancje gazowe i pyłowe oraz związki organiczne, nieorganiczne, metale ciężkie i substancje specyficzne. Emisja punktowa dwutlenku siarki stanowiła 26,8% emisji całkowitej, tlenków azotu – 14,6%, a pyłu około 1,2% [6]. Źródła punktowe na terenie Warszawy to emitory o wysokościach od 15 do 300m, co powoduje, że rozprzestrzenianie zanieczyszczeń odbywa się w wyższych warstwach atmosfery, gdzie warunki ich przemieszczania są korzystne. W związku z tym mniejszy jest wpływ emisji punktowej na jakość powietrza w mieście, natomiast zwiększa się jej znaczenie w ujęciu regionalnym.

Główną przyczyną emisji powierzchniowej w Warszawie są lokalne kotłownie i piece w gospodarstwach domowych. Jest to emisja tzw. Niska ze względu na niewielką wysokość ich emisji do atmosfery. Dlatego wpływają one niekorzystnie na lokalny stan jakości powietrza. Dodatkowo należy zaznaczyć, że źródła emisji powierzchniowej zazwyczaj nie posiadają urządzeń oczyszczających, a spalanie odbywa się w warunkach niekontrolowanych. W ramach emisji powierzchniowej do powietrza dostają się duże ilości dwutlenku siarki, tlenku azotu, pyłów, sadzy oraz tlenku węgla i węglowodorów aromatycznych. Ten rodzaj emisji miał znaczący udział w całkowitej emisji dwutlenku siarki (27%) oraz pyłu (23%).

Emisja liniowa wiąże się nierozdzielnie z komunikacją prywatną i publiczną, w tym również w przypadku Warszawy z transportem tran-

zytowym. Emisja ta powstaje wskutek spalania paliw w pojazdach oraz ze źródeł towarzyszących ruchowi pojazdów (ścieranie nawierzchni dróg, opon, okładzin) oraz unoszenia pyłu z dróg. Do powietrza emitowane są głównie: dwutlenek azotu, pyły i węglowodory aromatyczne, w tym przede wszystkim benzen. Największym problemem emisji liniowej jest wytwarzanie zanieczyszczeń na bardzo małych wysokościach, a czego konsekwencją są złe warunki rozprzestrzeniania się, szczególnie na terenie silnie zurbanizowanym. Dlatego wpływ tego rodzaju emisji na stan powietrza jest bardzo duży. W wyniku emisji liniowej najwyższe udziały wystąpiły dla dwutlenku azotu (56,6%) i pyłu PM10 (33,8%) emisji całkowitej.

W emisji napływowej wyróżnia się wpływ różnych typów emisji: punktowej, liniowej i powierzchniowej powstających poza granicami administracyjnymi. Aerozole wtórne powstające w atmosferze w wyniku reakcji i procesów zachodzących przy transporcie na większe odległości gazów: SO₂, NO_x, NH₃ oraz lotnych związków organicznych) przyczyniają się w sposób istotny do pogorszenia na terenie m.st. Warszawy stanu jakości powietrza. Znaczna ilość pyłów w powietrzu to pyły pochodzenia wtórnego, ponieważ są one zanieczyszczeniami transgranicznymi, które przemieszczają się na odległości od 1000 do 2500 km [6].

Emisja ta, ze względu na bezpośrednie powiązanie ze strukturą funkcjonalno-przestrzenną miasta, została pominięta w analizie.

3.3. Wskaźniki zanieczyszczeń powietrza

Jakość powietrza w Warszawie jest monitorowana w 8 stacjach automatycznych i 6 manualnych poprzez określanie stężeń dla następujących substancji: dwutlenku siarki, tlenków azotu (NO₂, NO, NO_x), ozonu, pyłu PM10, pyłu PM2.5, tlenku węgla, benzenu oraz w pyłe PM10 oznaczane są stężenia metali (arsenu, kadmu, niklu, ołowiu) i benzo/a/pirenu.

Jeżeli chodzi o substancje na podstawie, których dokonywano analizy to w niektórych przypadkach nastąpiły przekroczenia dopuszczalnych poziomów. Dwutlenek siarki jest zanieczyszczeniem sezonowym związanym z okresem grzewczym. Zanieczyszczenia te mają charakter lokalny, obejmują swym zasięgiem niewielki obszar i są związane z emisją powierzchniową. Wartości stężeń dwutlenku siarki w Warszawie w 2008 r. nie przekraczały poziomów dopuszczalnych. Stężenia

1-godzinne (S99,7) na stacjach pomiarowych mieściły się w przedziale od $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co stanowi od 9 do 30% normy. Stężenia 24-godzinne (S99,2) osiągały wartości od 20 do $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, czyli około 16 do 32% normy dopuszczalnej. Stężenia średnioroczne (Sa) na wszystkich stanowiskach pomiarowych wynosiły około $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dwutlenek azotu jest zanieczyszczeniem związanym przede wszystkim z komunikacją. Generalnie stężenia dwutlenku azotu na stacjach typu „tła miejskiego” nie przekroczyły wartości dopuszczalnych i mieściły się w przedziale od 92 do $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (czyli 50% poziomu dopuszczalnego) dla stężenia 1-godzinnego, określone wartością percentyla S99,8 i od 19 do $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (czyli od 50 do 72% normy dopuszczalnej) dla stężenia średniorocznego (Sa). Zdarzają się jednak miejsca wzdłuż dużych arterii komunikacyjnych gdzie poziomy graniczne zostały przekroczone. Odnotowano to na stacji przy Alejach Niepodległości, gdzie wartość stężenia wyniosła $61,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co stanowi około 154% dopuszczalnej normy i przekraczało ją o $21,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, czyli o 54% wartości dopuszczalnej. Natomiast stężenia 1-godzinne, określone wartością percentyla S99,8 na stacji komunikacyjnej wyniosły około $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co stanowi 80% normy. Generalnie w ciągu 2008 roku w Warszawie nie zanotowano przekroczeń stężeń 1-godzinnych NO_2 .

Poziomy średniorocznych stężeń pyłu PM_{10} mieściły się w zakresie od 21 do $47,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co stanowi od 52 do 118% normy dopuszczalnej. Najwyższe stężenia PM_{10} zarejestrowano na stacji komunikacyjnej przy Al. Niepodległości, gdzie norma średnioroczna została przekroczona o $7,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, czyli o około 20%. Stężenia 24-godzinne opisane percentylem S90,4 zostały przekroczone w 2008 r. na dwóch stanowiskach pomiarowych: w Śródmieściu oraz na Ochocie, gdzie została przekroczona norma dobową związaną z dopuszczalną częstością przekraczania określoną liczbą dni – odpowiednio przez 52 i 133 dni.

4. Charakterystyka typów emisji i struktury przestrzennej

Struktura użytkowania gruntów w poszczególnych dzielnicach Warszawy jest zróżnicowana. Dzielnice obrzeżne mają w swojej strukturze duży udział użytków rolnych, które są nimi jedynie w ewidencji. W rzeczywistości posiadają charakter nieużytkowanej roślinności, a sporadycznie prowadzone są na nich działania rolnicze. Tereny te staną się

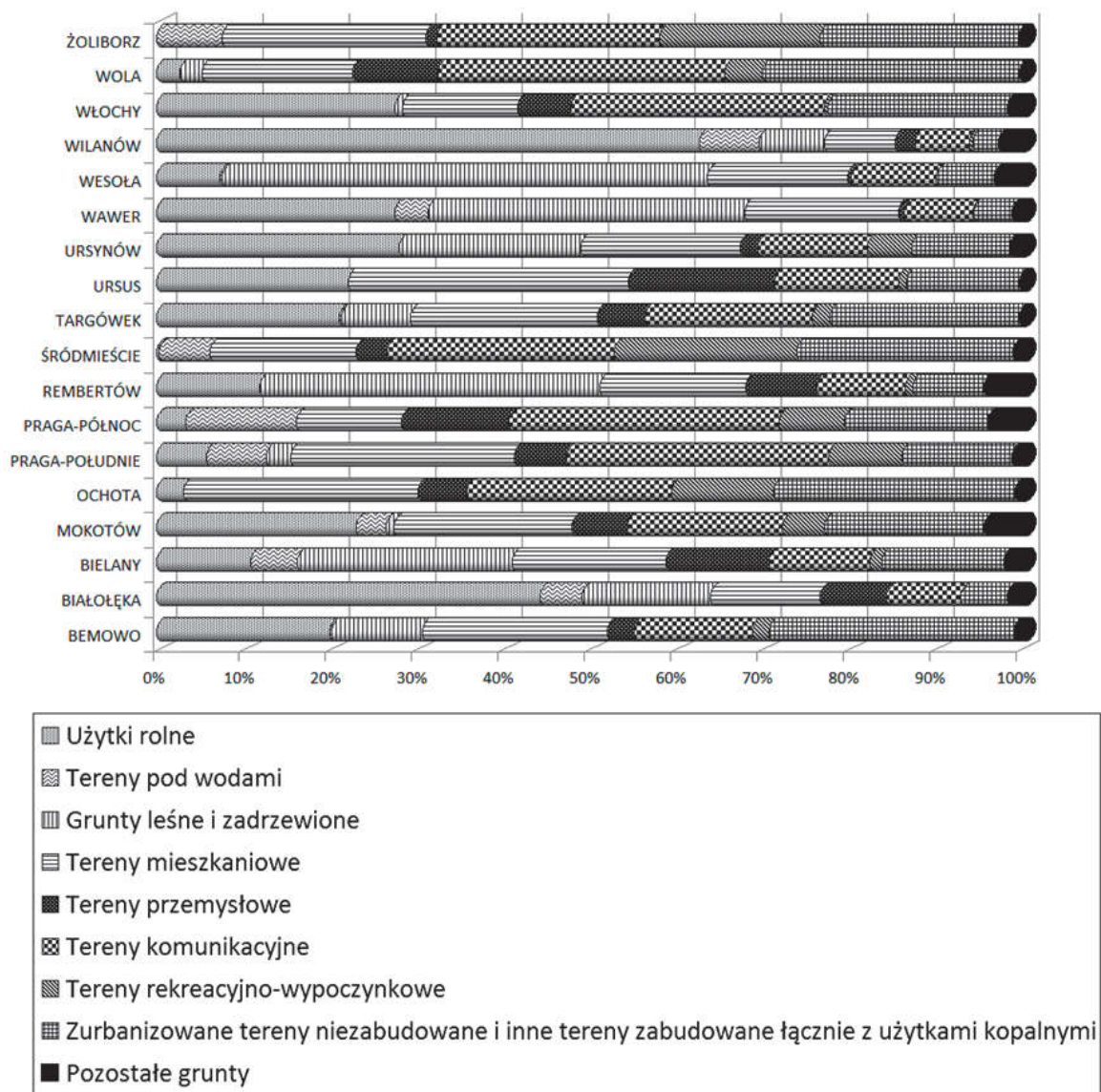
w przyszłości obszarami zurbanizowanymi. Różnice można dostrzec również pomiędzy udziałami terenów komunikacyjnych i mieszkaniowych w stosunku do terenów zielonych. Wyodrębnia się tutaj zdecydowanie grupa dzielnic centralnych i dzielnic peryferyjnych.

Tabela. 1. Struktura użytkowania gruntów w dzielnicach Warszawy w 2010 (na podstawie [4])

Table. 1. Structure of area of Warsaw C.C. by land use in 2010

Dzielnica	STRUKTURA UŻYTKOWANIA GRUNTÓW [%]									
	Użytki rolne	Grunty pod wodami	Grunty leśne i zadrzewione	Pozostałe grunty	Grunty zabudowane i zurbanizowane					
					ogółem	Tereny mieszkaniowe	Tereny przemysłowe	Tereny komunikacyjne	Tereny rekreacyjno-wypoczynkowe	Pozostałe*
Bemowo	20,0	0,2	10,6	0,7	68,5	21,4	3,1	13,7	1,9	28,4
Białołęka	44,4	4,8	14,9	1,5	34,4	12,8	7,7	8,5	0,1	5,3
Bielany	10,9	5,3	24,9	1,9	57,0	17,9	11,9	11,7	1,4	14,1
Mokotów	23,0	3,5	0,9	4,2	68,4	20,7	6,4	18,0	4,8	18,5
Ochota	3,0	0	0	0,6	96,4	27,2	5,7	23,7	11,8	28,0
Praga-Południe	5,7	6,9	2,9	0,9	83,6	25,9	6,1	30,4	8,4	12,8
Praga-Północ	3,3	12,8	0	3,8	80,1	12,2	12,5	31,3	7,6	16,5
Rembertów	11,9	0	39,4	4,2	44,5	16,9	8,2	10,3	0,9	8,2
Śródmieście	0,2	5,9	0	0,8	93,1	17,0	3,6	26,2	21,2	25,1
Targówek	21,1	0,3	8,0	0,1	70,5	21,6	5,6	19,3	2,1	21,9
Ursus	22,1	0	0	0,1	77,8	32,5	16,9	14,4	0,9	13,0
Ursynów	28,0	0,1	21,0	1,2	49,7	18,5	2,1	12,6	5,2	11,3
Wawer	27,6	3,8	36,7	0,9	31,0	17,8	0,7	7,9	0,2	4,4
Wesoła	7,3	0,2	56,2	3,0	33,3	16,3	0,4	9,9	0,0	6,7
Wilanów	62,8	7,0	7,5	2,5	20,2	8,3	2,3	6,3	0,3	3,0
Włochy	27,5	0,1	0,9	1,5	70,0	13,3	6,1	29,4	0,5	20,7
Wola	2,6	0	2,6	0,1	94,7	17,5	9,9	33,2	4,4	29,7
Żoliborz	0	7,5	0	0,2	92,3	23,6	1,3	25,8	18,7	22,9

* – zurbanizowane tereny niezabudowane i inne tereny zabudowane łącznie z użytkami kopalnymi



Rys. 2. Struktura użytkowania gruntów w dzielnicach Warszawy w 2010 (na podstawie [4])

Fig. 2. Structure of area of Warsaw C.C. by land use in 2010

Tabela. 2. Zestawienie typów zanieczyszczeń powietrza w dzielnicach Warszawy (na podstawie [5])

Table. 2. The types of air polluting emissions in the districts of Warsaw

Dzielnica	Procentowy udział zanieczyszczeń powietrza* [%]											
	Typy źródeł zanieczyszczeń											
	Punktowe				Liniowe				Powierzchniowe			
	SO ₂	NO _x	PM10	Śr.	SO ₂	NO _x	PM10	Śr.	SO ₂	NO _x	PM10	Śr.
Bemowo	48,6	12,4	1,6	20,9	0,4	77,2	65,2	47,6	51,0	10,4	33,2	31,5
Białołęka	66,4	33,3	3,4	34,4	0,2	54,2	54,2	36,2	33,4	12,5	42,4	29,4
Bielany	57,6	16,0	2,0	25,2	0,4	73,8	64,5	46,2	42,0	10,2	33,5	28,6
Mokotów	49,8	11,3	1,6	20,9	0,6	81,1	71,4	51,0	49,6	7,6	27,0	28,1
Ochota	48,3	10,7	1,4	20,1	0,6	81,6	71,9	51,4	51,1	7,7	26,7	28,5
Praga-Płd.	45,7	15,5	2,0	21,1	0,3	71,6	58,4	43,4	54,0	12,9	39,6	35,5
Praga-Płn.	45,8	15,0	1,7	20,8	0,3	72,8	58,7	43,9	53,9	12,2	39,6	35,3
Rembertów	47,8	25,7	3,1	25,5	0,1	50,3	35,6	28,7	52,1	24,0	61,3	45,8
Śródmieście	51,2	10,8	1,5	21,2	0,6	82,3	73,6	52,2	48,2	6,9	24,9	26,6
Targówek	64,9	27,0	3,6	31,8	0,2	60,5	53,8	38,2	34,9	12,5	42,6	30,0
Ursus	26,6	13,7	1,2	13,8	0,2	65,2	38,9	34,8	73,2	21,1	59,9	51,4
Ursynów	48,2	22,3	1,8	24,1	0,4	67,2	59,0	42,2	51,4	10,5	39,2	33,7
Wawer	46,5	22,3	2,0	23,6	0,2	55,8	41,1	32,4	53,3	21,9	56,9	44,0
Wesoła	40,7	28,5	2,5	23,9	0,1	35,2	24,5	19,9	59,2	36,3	73,0	56,2
Wilanów	53,9	20,9	2,3	25,7	0,3	66,6	56,2	41,0	45,8	12,5	41,5	33,3
Włochy	39,6	12,7	1,4	17,9	0,4	75,6	59,6	45,2	60,0	11,7	39,0	36,9
Wola	53,5	13,2	2,0	22,9	0,5	78,6	70,3	49,8	46,0	8,2	27,7	27,3
Żoliborz	63,6	14,8	1,9	26,8	0,4	77,7	73,7	50,6	36,0	7,5	24,4	22,6
Warszawa	49,6	17,8	2,1	23,2	0,4	68,9	58,3	42,5	50,0	13,3	39,6	34,3

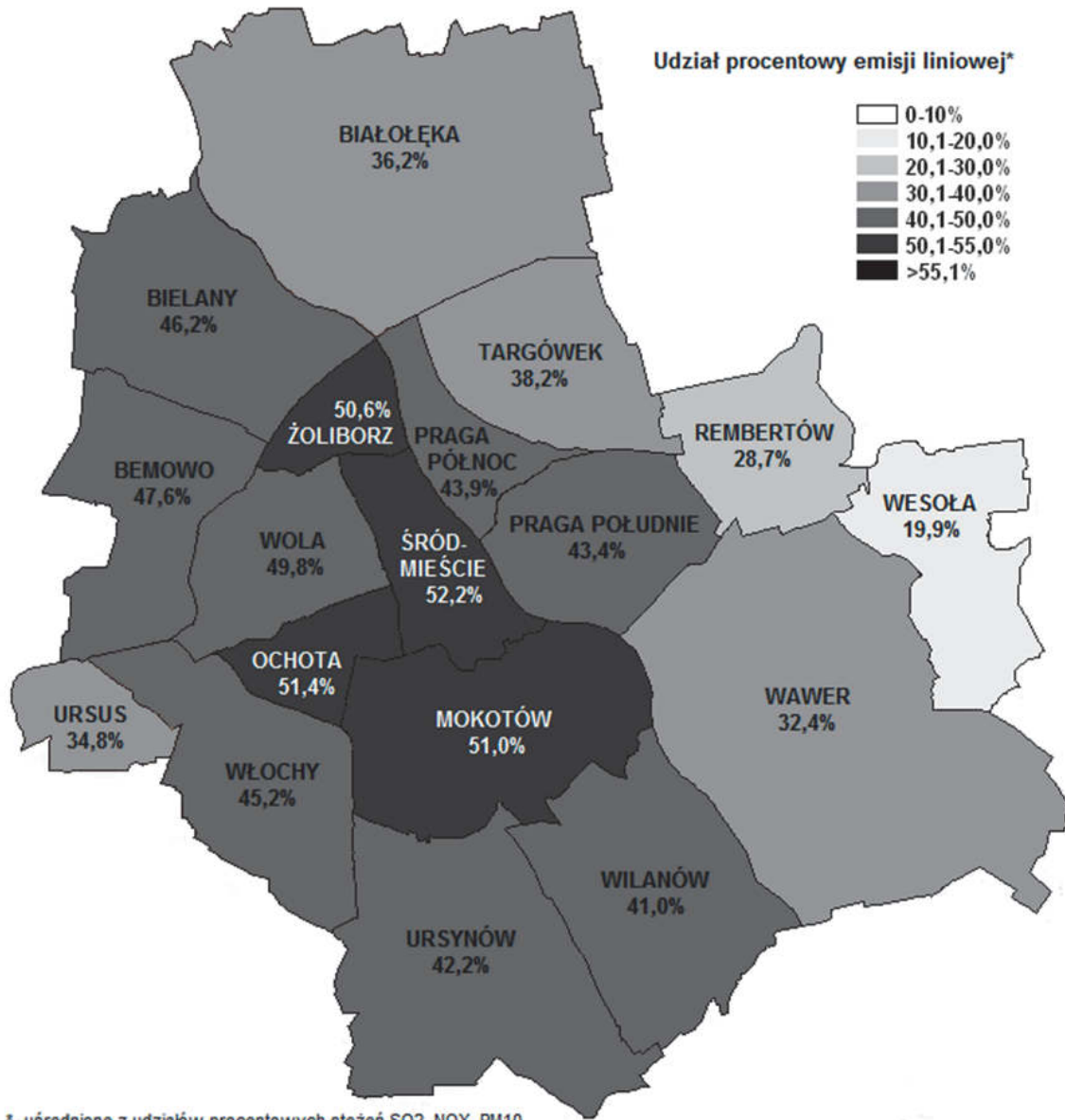
* – udział nie uwzględnia emisji napływowej, udziały procentowe wyliczone przy założeniu, że suma emisji liniowej, punktowej i powierzchniowej wynosi 100%

Analizując dane zestawione w tabeli 2 widać, że największy udział procentowy jest wynikiem emisji liniowej zanieczyszczeń. Wynika to z gęstej siatki ulic w Warszawie oraz ciągle rozwijającej się infrastruktury komunikacyjnej. Największy procent emisji liniowej jest w dzielnicach centralnych, w których oprócz dużej ilości ulic, następuje przemieszczanie się ludności w wyniku konieczności pokonywania drogi praca-dom, w kierunkach północ-południe i wschód-zachód. Do dzielnic tych należą: Śródmieście, Ochota, Mokotów, Żoliborz. W granicach 40–50% udziału emisji liniowej mieszczą się silnie zurbanizowane, w których zamieszkuje duża liczba ludności. Są to tak dzielnice ze starszą za-

budową, jak i części Warszawy obecnie silnie rozwijające się pod kątem zabudowy mieszkaniowej. Należą do nich: Praga Południe, Praga Północ, Wola, Bielany, Włochy, Bemowo, Ursynów i Wilanów. Najmniejsze emisje zanieczyszczeń, których źródłem jest głównie komunikacja zlokalizowane są w dzielnicach, w których duża powierzchnia jest gruntów leśnych, zadrzewionych i rolniczych. Są to Wesoła, Rembertów, Wawer. Procentowe udziały emisji liniowej w większości przypadków rosną wraz ze zwiększaniem się powierzchni komunikacyjnej. Należy jednak zaznaczyć, że znaczenie w emisji liniowej ma nie tylko ilość, ale również rodzaj funkcjonalny drogi. Im więcej dróg głównych, głównych ruchu przyspieszonego czy ekspresowych, z dużym natężeniem ruchu pojazdów tym emisja liniowa również jest wysoka mimo mniejszej ilości dróg lokalnych.

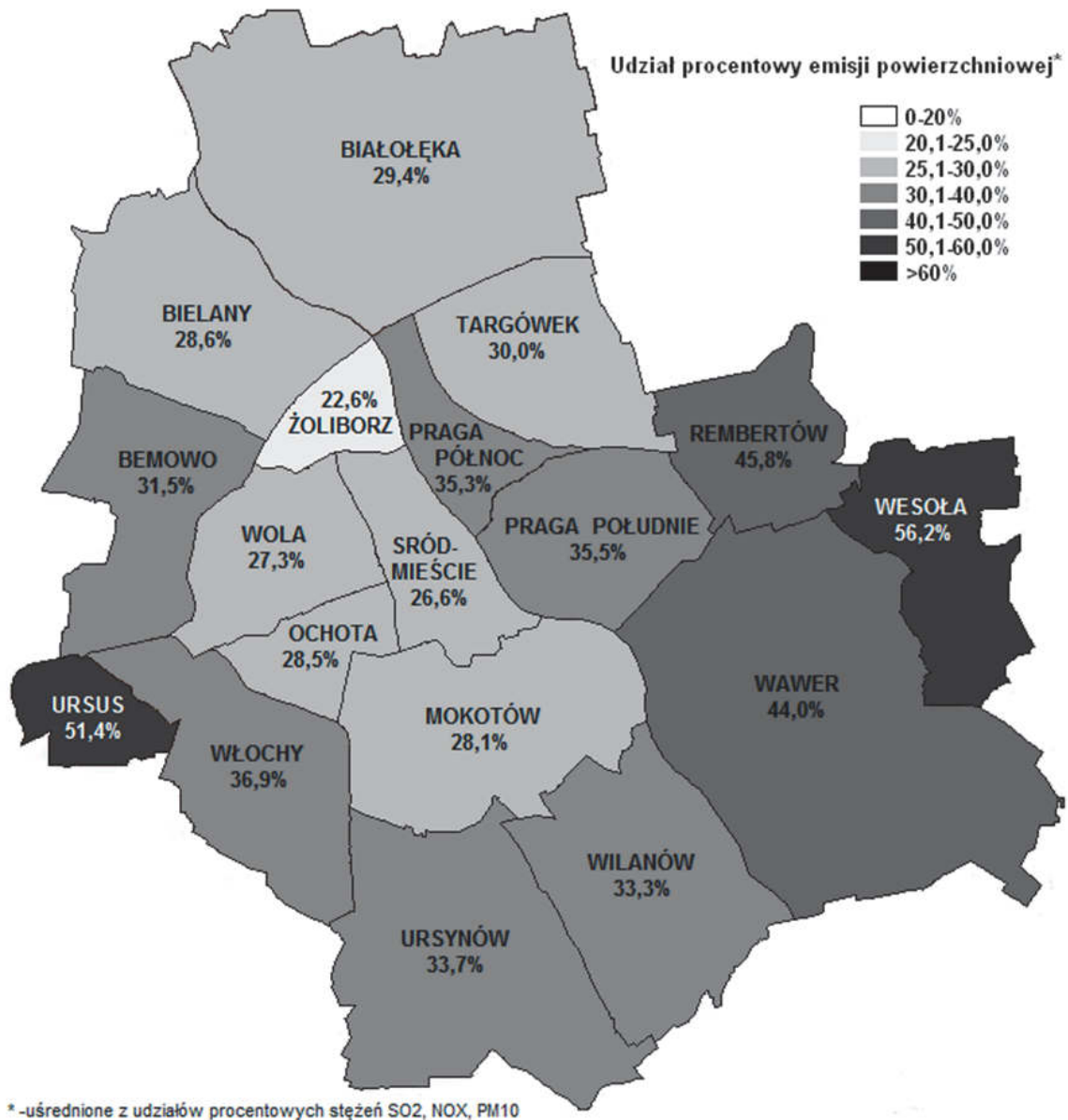
Największy udział emisji powierzchniowej występuje w dzielnicach: Wesoła, Rembertów, Wawer, ale również Ursus i Włochy. Wiąże się to z występowaniem terenów mieszkaniowych, ale takich, na których znajdują się budynki mieszkalne, ogrzewane indywidualnie (emisja niska). Dodatkowym argumentem jest również przyrost nowych budynków mieszkalnych oddanych do użytkowania w latach 2008, 2010. Najwięcej takich obiektów w odniesieniu do powierzchni dzielnicy było w Wesołej, Wawrze, Rembertowie, ale również w Ursusie i Białołęce, w granicach od 5 do 9 budynków na 1 km².

Analizując emisję punktową indywidualnie należy stwierdzić, że największe wielkości emisji substancji występują w dzielnicach: Białołęka, Mokotów, Rembertów i Bemowo, co wiąże się z lokalizacją na tym terenie największych źródeł emisji tj. Elektrociepłowni „Żerań”, Elektrociepłowni „Siekierki”, Elektrociepłowni „Kawęczyn” i ciepłowni „Wola”. Udział tego rodzaju emisji rzeczywiście dominuje na Białołęce i Rembertowie, ale już na Bemowie i Mokotowie jest na poziomie średnim i ustępuje emisji liniowej. Emisja punktowa ma dość duże znaczenie również na Bielaniech, Targówku i Wilanowie. Mimo nie występowania w ich granicach wysokich emitorów to ich bliskie położenie przy granicy sąsiednich dzielnic może wpływać na taką sytuację.



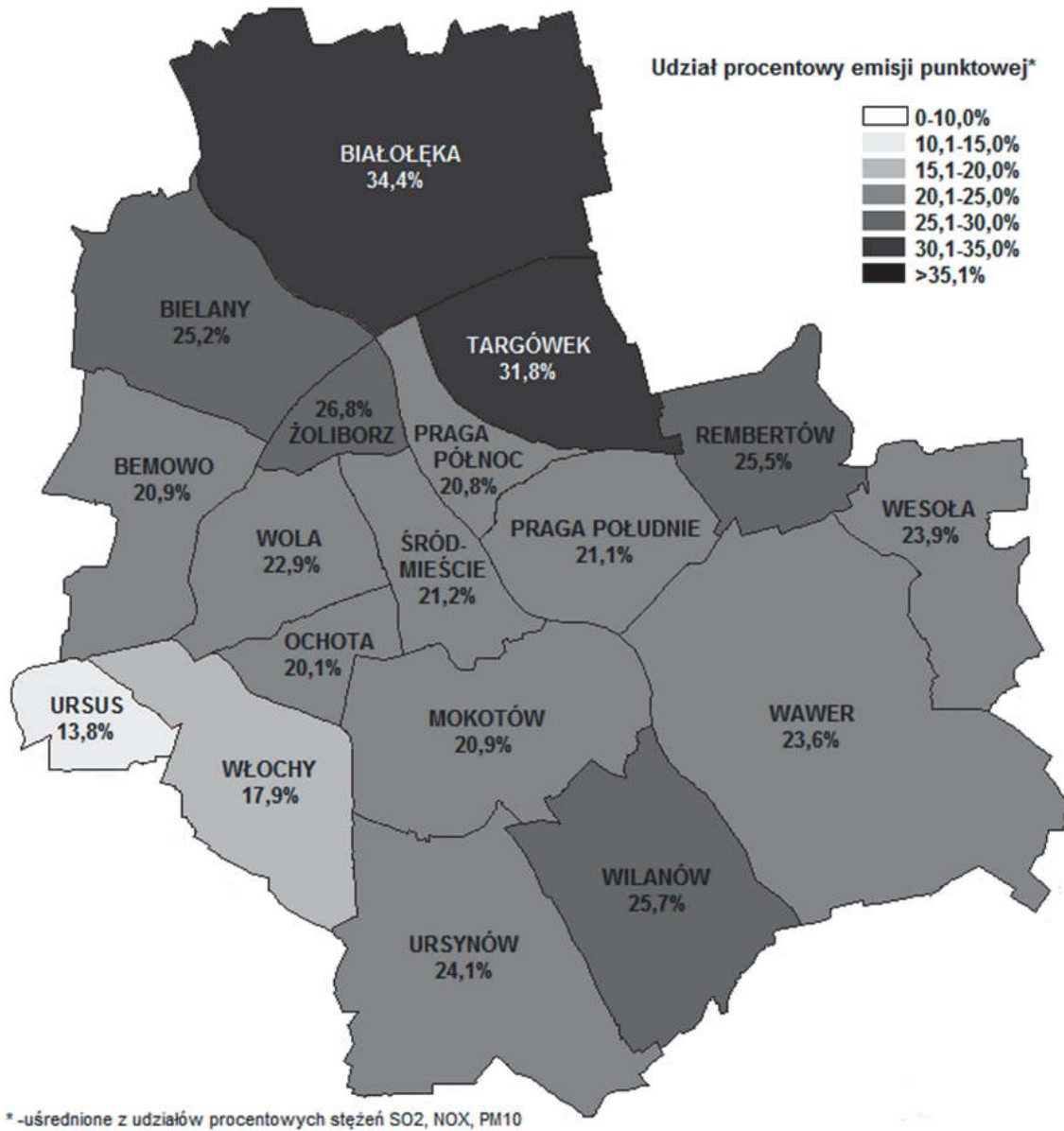
Rys. 3. Średnie udziały emisji liniowej zanieczyszczeń powietrza na tle dzielnic Warszawy [opr. Aut.]

Fig. 3. The average distribution of the linear emission air pollution in the districts of Warsaw [autor's study]



Rys. 4. Średnie udziały emisji powierzchniowej zanieczyszczeń powietrza na tle dzielnic Warszawy [opr. Aut.]

Fig. 4. The average distribution of the surface emission air pollution in the districts of Warsaw [autor's study]



Rys. 5. Średnie udziały emisji punktowej zanieczyszczeń powietrza na tle dzielnic Warszawy [opr. Aut.]

Fig. 5. The average distribution of the point emission air pollution in the districts of Warsaw [autor's study]

5. Wnioski

Analizując przedstawione dane oraz kierunki rozwoju Warszawy należy stwierdzić, że:

- W 14 dzielnicach dominującym typem emisji zanieczyszczeń jest emisja liniowa, z czego w 4 przypadkach stanowi ponad 50%;
- Uwzględniając plany komunikacyjne zawarte w Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego, można przypuszczać, że udział emisji liniowej w porównaniu z punktową i powierzchniową jeszcze bardziej się zwiększy;
- Rozwój układu obwodnicowego w Warszawie może odciążyć w pewnym zakresie drogi dzielnic centralnych, a tym samym zmniejszyć nieco udział emisji liniowej; natomiast w dzielnicach tworzących strefę przedmieść emisja ta na skutek realizacji dróg głównych ruchu przyspieszonego i ekspresowych może znacząco się zwiększyć w stosunku do dwóch pozostałych emisji;
- Wpływ zanieczyszczeń komunikacyjnych na wielkości stężeń w bezpośrednim sąsiedztwie ulic o bardzo dużym natężeniu ruchu jest znaczący i stanowi istotny problem w Warszawie;
- W 4 dzielnicach największy procent stanowi emisja powierzchniowa; są to dzielnice obrzeżne, w których dominującą formą zabudowy mieszkaniowej jest zabudowa jednorodzinna z indywidualnymi systemami ogrzewania;
- W wyniku postępu technologicznego oraz zwiększania się wykorzystania źródeł energii odnawialnych można przyjąć, że udziały emisji powierzchniowej będą się systematycznie zmniejszać;
- W ostatnich latach emisja punktowa zorganizowana, w wyniku proekologicznych inwestycji została obniżona, co w istotny sposób ograniczyło jej niekorzystny wpływ na środowisko i we wszystkich dzielnicach ten typ emisji stanowi procentowo najmniejszą wartość.

6. Podsumowanie

Zanieczyszczenia powietrza mają znaczący wpływ na zdrowie ludzi oraz stan techniczny budynków. Są nierozdzielnie połączone z warunkami atmosferycznymi. Najbardziej niekorzystna jest niska temperatura powietrza, mała prędkość wiatru, brak ruchów wstępujących powie-

trza, ponieważ wówczas występują złe warunki rozprzestrzeniania zanieczyszczeń, a więc ich kumulacja. To niebezpieczne zjawisko koncentracji zanieczyszczeń powietrza na terenach słabo przewietrzanych lub zacisznych, występuje m.in. w rejonie Al. Jerozolimskich, ul. Marszałkowskiej i Nowego Świata, w rejonie ul. Jagiellońskiej, ul. Starzyńskiego i Al. Solidarności, w rejonie Szmulowizny i Targówka Przemysłowego oraz w rejonie Służewca Przemysłowego, a więc głównie dzielnic Śródmieścia, Pragi Północ, Targówka, Mokotowa, Ochoty, Pragi Południe. Jak potwierdziły graficzne obrazy udziału zanieczyszczeń może następować gromadzenie się zanieczyszczonego powietrza, spływającego grawitacyjnie na tereny podskarpowe np. Wilanów, Dolny Mokotów, Powiśle z rejonu Mokotowa Górnego i Śródmieścia. Największe natężenie tych zjawisk występuje w okresach bezwietrznych, gdy prędkość wiatru jest mniejsza niż 2 m/s.

Podjmując decyzje o zagospodarowaniu przestrzennym należy pamiętać, że będą one miały wpływ na generowanie zanieczyszczeń powietrza. Dlatego wyznaczając przebieg dróg wyższego rzędu należy pamiętać, aby w miarę możliwości trasować je w pewnej odległości od terenów mieszkaniowych oraz na obszarze o dobrym przewietrzaniu. Lokalizując emitery punktowe należy wziąć pod uwagę np. przeważające kierunki wiatrów oraz usytuowanie względem terenów zielonych, które mogą być barierą w stosunku do obszarów zabudowy mieszkaniowej.

Aspekty ewentualnego wpływu zanieczyszczeń na planowanie rozwoju przestrzennego powinny przede wszystkim znaleźć się w opracowaniu ekofizjograficznym do miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego oraz prognozie oddziaływania na środowisko do projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego.

Literatura

1. **Chmielewski J.M.:** *Teoria urbanistyki w projektowaniu i planowaniu miast.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 2010.
2. **Podawca K., Pawłat-Zawrzykraj A.:** *Przestrzeń jako „płaszczyzna” konfliktów – Historia, perspektywy i problemy gospodarki przestrzennej w Polsce.* 10 lat Gospodarki Przestrzennej w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 54–64 (2009).
3. **Szponar A.:** *Fizjografia urbanistyczna,* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2003.

4. European Cities Monitor, Cushman&Wakefield, 2009.
5. Panorama dzielnic Warszawy w 2010 roku, Urząd Statystyczny w Warszawie, Warszawa, 2011.
6. Program ochrony środowiska dla Miasta stołecznego Warszawy na lata 2009–2012 z uwzględnieniem perspektywy do 2016 r., Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, 2009.
7. Ustawa Prawo ochrony środowiska z dnia 27 kwietnia 2001r. (Dz. 2008r. Nr 25, poz. 150 z późn. zm.)

Analysis of the Spatial Distribution of the Air Pollution Types in the District Layout of Warsaw

Abstract

The issue of linkages between land use and air emission types has been brought up in this paper. Based on the example of Warsaw districts, the average distribution of the line point and surface emission in relation to land use has been illustrated. Based, on the literature review related to aspects of urban ecology, physiographic of the city and air emission, the graphical layout of natural – ecological functioning of the city has been created.

Analyzing data and trends in Warsaw should be noted that:

- in 14 districts, the dominant type of emission is the line emission, of which 4 cases represent more than 50% (Śródmieście, Ochota, Mokotów, Żoliborz), 8 cases are between 40–50% (Praga Południe, Praga Północ, Wola, Bielany, Włochy, Bemowo, Ursynów, Wilanów);
- taking into account the communication plans developed in the study of conditions and directions of spatial development, it can be assumed, that the share of line emission compared to the point and the surface ones will be increased;
- development of bypass system, can relieve some roads of central districts, thereby reducing somewhat the share of linear emission, while in districts forming the suburban zone because of implementing major roads and expressways, the linear emission can significantly increase in comparison to the other two emissions;
- impact of traffic pollution on concentrations in the immediate vicinity of the streets with very heavy traffic, is significant, and is an important problem in Warsaw;
- in 4 districts (Wesoła, Ursus, Rembertów, Wawer) the highest percentage is a surface emission because they are border districts, in which the dominant form of housing is single-family houses with individual heating systems;

- as a result of technological progress and increasing the use of renewable energy sources, it can be assumed, that surface emissions will be systematically decreasing;
- in recent years, the organized point emissions due to ecological investment has been reduced, which significantly reduced its negative impact on the environment and in all districts this type of emission has the smallest percentage value.

When making decisions about spatial management, one has to remember, that they will have an impact on the emission of air pollutants. Therefore, setting roads of higher rank, it is necessary to mind, to trace them, at a distance from residential areas and in an area with good ventilation. Locating point emitters, it should be taken into account (for example) a predominant wind directions and the location of the green areas, which can act as a barrier in relation to residential areas.

Aspects of the possible impact of pollution on the development of spatial planning should primarily be in the ecophysiographic studies for local spatial management plans and the environmental impact assessment prognosis for project to the local community spatial management plan.



Półciągła kofermentacja osadów ściekowych i odpadów tłuszczowych pochodzenia roślinnego

*Anna Grosser, Małgorzata Worwąg, Ewa Neczaj, Anna Grobelak
Politechnika Częstochowska*

1. Wstęp

Stabilizacja beztlenowa osadów ściekowych jest uznaną metodą przeróbki osadów stosowaną na średnich i dużych oczyszczalniach ścieków [21]. Jednak długi czas fermentacji (SRT) oraz niski stopień przefermentowania sprawiły, że w ostatnich latach badania skupiają się na intensyfikacji tego procesu. Optymalizację fermentacji próbuje uzyskać się poprzez wprowadzenie wstępnej obróbki wsadu, poszukiwanie nowych rozwiązań konstrukcji reaktorów, modyfikację warunków prowadzenia procesu jak i wspólną fermentację osadów ściekowych (kofermentację) z różnymi odpadami organicznymi [16, 24, 36–38].

Jedną z ciekawszych opcji jest ostatni z wymienionych kierunków. W większości publikacji dotyczących kofermentacji odnotowywano poprawę efektywności procesu fermentacji (zwiększenie produkcji biogazu oraz stopnia rozkładu substancji organicznej). Jak podaje Bień i in. [2] ten pozytywny efekt mógł być związany z: poprawą bilansu nutrientów, zwiększeniem zawartości makro- i mikroelementów, poprawą ilorazu C/N we wsadzie, zwiększeniem poziomu biodegradowalnych frakcji, rozcieńczeniem toksycznych związków (np. amoniaku) jak i zwiększeniem pojemności buforowej fermentowanego wsadu. Niemniej jednak w niektórych pracach wykazano, że wprowadzenie dodatkowego substratu do komór fermentacyjnych wywiera negatywny wpływ na fermentację. Przypisywane jest to specyficznym własnością fermentowanych odpadów [12, 22].

Najczęściej stosowanymi kosubstratami w procesie stabilizacji osadów ściekowych są: organiczna frakcja odpadów komunalnych (OFMSW – ang. *organic fractions of municipal wastes*) oraz odpady z rolnictwa lub przemysłu rolno-spożywczego, w tym na uwagę zasługują opady o wysokiej zawartości tłuszczów [2]. Tłuszcze, a dokładnie triacyloglicerole są frakcją występującą m.in. w ściekach mleczarskich, odpadach z ubojni (np. z separatorów tłuszczów), odpadach rybnych jak również odpadowych tłuszczach roślinnych generowanych w szeregu procesów i instalacji związanych z produkcją spożywczą jak również w instalacjach przemysłowych [11, 25]. Z uwagi na wysoki potencjał produkcji metanu odpady te są atrakcyjnym substratem dla fermentacji metanowej [2, 34]. Szacuje się, że z 1 g tłuszczów można uzyskać 1,014 dm³ metanu. Podczas, gdy dla analogicznej ilości węglowodanów oraz białek produkcja metanu wynosi odpowiednio 0,415 oraz 0,496 dm³ [1]. Niemniej w praktyce fermentacja tych odpadów jest problematyczna. Powstające w wyniku ich rozkładu produkty pośrednie (wyższe kwasy tłuszczowe – LCFAs – ang. *Long chain fatty acids*) uznawane są za czynnik inhibitujący proces fermentacji. Zahamowanie procesu prawdopodobnie może być wynikiem zakłócenia funkcji transportowych i ochronnych komórki będących konsekwencją adsorpcji LCFAs na ścianie / błonie komórkowej bądź uszkodzenia błon komórkowych metanogennów [6, 12]. Dodatkowo podczas fermentacji odpadów o wysokiej zawartości tłuszczów może wystąpić szereg problemów operacyjnych m.in. flotacja osadów, pienienie, zmniejszenie drożności instalacji [6, 7, 34].

Powstające LCFAs mogą być degradowane na drodze β -oksydacji do octanów (lub propianów w przypadku nieparzystej liczby atomów węgla w cząsteczce) i wodoru. Efektywność procesu zależy od zdolności hydrogenotroficznych metanogennów do usuwania wodoru powstającego podczas utleniania kwasów tłuszczowych, ponieważ degradacja LCFAs może zachodzić tylko przy niskim ciśnieniu parcjnym ww. gazu (10^{-3} atm) [8, 30].

W ostatnich latach w większość publikacji naukowych analizowano wpływ dodatku odpadów tłuszczowych pochodzących z dwóch źródeł, a mianowicie odtłuszczaczy oraz separatorów tłuszczu m.in. z restauracji lub rzeźni/ubojni. W niniejszej publikacji zbadano możliwość zastosowania, jako kosubstratu innej grupy odpadów tłuszczowych. Celem przeprowadzonych badań było określenie wydajności wspólnej

fermentacji metanowej osadów ściekowych oraz odpadów tłuszczowych pochodzenia roślinnego w układzie ciągłym. W pracy dodatkowo przedstawiono obserwowane w całym cyklu badawczym zmiany stężenia wyższych kwasów tłuszczowych w mieszaninach kofermentacyjnych jak również osadzie przefermentowanym.

2. Metody

2.1. Charakterystyka substratu badań

Substratem badań była mieszanina zagęszczonego osadu nadmiernego i wstępnego z komunalnej oczyszczalni ścieków oraz roślinne odpady tłuszczowe pochodzące z wytwórni estrów metylowych kwasów tłuszczowych. Charakterystykę ww. substratów i ich mieszanin wprowadzanych do reaktora w trakcie badań jak również osadu przefermentowanego, pełniącego rolę zaszczezu przedstawiono w tabelach 1 i 2.

Tabela 1. Charakterystyka substratów zastosowanych w badaniach
Table 1. Characteristics of materials used in the study

Substrat	Zawartość odpadów tłuszczowych w mieszaninie [% s.m.o.]	s.m. (%)	s.m.o. (%)	s.m.o./s.m.	pH
Osad przefermentowany	–	2,407	1,486	0,616	7,83
Osady ściekowe	–	2,520–3,767	2,085–2,880	0,683–0,796	5,33–7,54
Odpadtłuszczowy	–	63,862	41,707	0,653	5,35–5,37
Mieszanina 1	5	3,432	2,436	0,710	6,89
Mieszanina 2	10	3,643	2,481	0,681	7,31
Mieszanina 3	15	3,767	2,880	0,765	5,53
Mieszanina 4	20	3,850	2,857	0,742	5,60
Mieszanina 5	22	4,042	2,965	0,733	5,61
Mieszanina 6	24	4,293	3,120	0,727	5,78
Mieszanina 7	26	3,930	2,852	0,726	5,86
Mieszanina 8	35	3,876	2,713	0,700	7,67
Mieszanina 9	35	3,896	2,702	0,694	7,87
Mieszanina 10	35	4,140	2,841	0,686	7,01
<i>s.m. – sucha masa, s.m.o – sucha masa organiczna</i>					

Tabela 2. Zawartość wyższych kwasów tłuszczowych w substratach zastosowanych w badaniach**Table 2.** The LCFAs composition of materials used in the study

		<i>innoculum</i>	Odpad tłuszczowy	Osady ściekowe
LCFAs [mg/ g s.m.]	Kwas laurynowyC12	<	<	<
	KwasmirystynowyC14:0	<	46,9	<
	KwaspalmitynowyC16:0	1,31	247,18	6,6–83,17
	KwasoleinowyC18:1	1,31	407,18	5,3–67,33
	KwasstearynowyC18:0	<	93,19	2,6–26,40
	KwasarachidowyC20:0	<	12,91	<
	KwasbehenowyC:22	x	x	x
<i>x – nie wykryto</i> <i>< – poniżej progu detekcji (0,004 mg/dm³)</i> <i>Cn.d, gdzie n – liczba atomów węgla w cząsteczce, d – liczba podwójnych wiązań</i>				

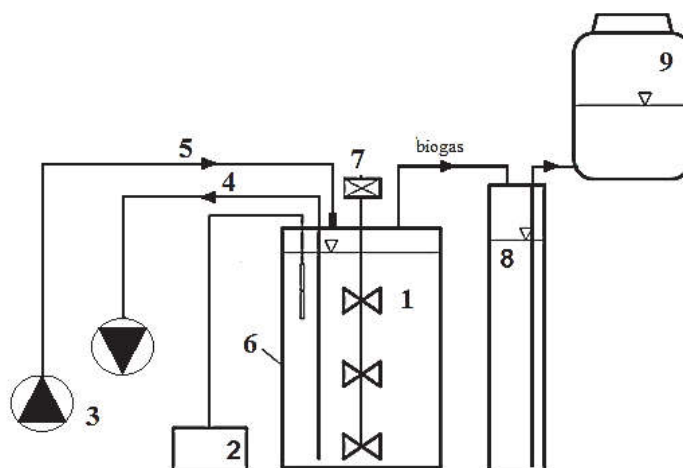
2.2. Stanowisko badawcze

Proces fermentacji metanowej realizowany był w reaktorze o objętości czynnej równej 6,5 dm³. Komora fermentacyjna z termostatowanym płaszczem wodnym, w której prowadzono proces wyposażona była ponadto w mechaniczne mieszadło łopatkowe z regulacją obrotów, sondy redoks i pH oraz czujnik temperatury. W skład stanowiska badawczego oprócz reaktora wchodził również: cylinder pomiarowy (pojemność 15 dm³) wypełniony nasyconym roztworem chlorku sodu sporządzonym zgodnie z PN-75 C-04616/07 oraz zbiornik wyrównawczy (pojemność 20 dm³). Schemat stanowiska badawczego przedstawia rysunek 1.

2.3. Metodyka badań

Badania realizowano w warunkach mezofilowych (37°C), przy SRT równym 10 dób i intensywności mieszania w początkowej fazie na poziomie 185 rpm. W 66 dobie procesu po zaobserwowaniu problemów z pienieniem intensywność mieszania zwiększono do 195 rpm. Proces kofermentacji poprzedzony był fermentacją samych osadów ściekowych (próba kontrolna). Dopiero po uzyskaniu stabilnej pracy reaktora zaczęto do niego wprowadzać mieszaninę kofermentacyjną, w której stopniowo zwiększano dodatek odpadów tłuszczowych (w przeliczeniu na suchą masę organiczną). Mieszaniny kofermentacyjne sporządzano raz na 8 dni, przygotowany wsad przechowywany był w lodówce w temperaturze 4°C.

Osady w reaktorze wymieniało się raz na dobę; odprowadzono je grawitacyjnie, natomiast wprowadzano 100 ml strzykawką. Codziennie analizowano skład biogazu oraz spisywano jego objętość. Analizę pozostałych wskaźników wykonywano, co 4 dni.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego; 1 – komora fermentacyjna, 2 – system pomiarowo-kontrolny temperatury, pH, 3 – pompa, 4 – odprowadzenie osadów, 5 – doprowadzenie osadów, 6 – płaszcz wodny, 7 – mieszadło, 8, 9 – zbiornik biogazu oraz zbiornik wyrównawczy

Fig. 1. Digester set-up; 1 – reactor, 2 – pH, redox meter, 3 – pump, 4 – effluent, 5 – influent, 6 – thermostatic heater, 7 – mixing equipment, 8, 9 – gas collector and gas metering unit

2.4. Oznaczenia analityczne

W ramach badań wykonano następujące oznaczenia:

- pH – metodą potencjometryczną zgodnie z normą PN-EN 12176:2004,
- Zasadowość – zgodnie z normą PN-91/C-04540/05,
- LKT – metodą destylacji bezpośredniej z parą wodną (destylarka Büchi K-355) zgodnie z normą PN-75/C-04616/04:1975,
- Sucha masa, pozostałość po prażeniu, straty przy prażeniu – metodą wagową zgodnie z PN-EN 12879:2004 oraz PN-EN 12880:2004,
- Azot amonowy (N-NH₄) – zgodnie z normą PN-73/C-04576/02,
- Objętość i skład biogazu – analizator GA 2000, brytyjskiej firmy Geotechnical Instruments.

- LCFAs (laurynowy (C12), mirystynowy (C14), palmitynowy (C16), oleinowy (C18:1), stearynowy (C18), arachidowy (C20), behenowy (C22)) – analizę wykonano zgodnie z procedurą analityczną opracowaną przez Cassado i in. [5] a zmodyfikowaną przez Fijałkowskiego i Grosser [13]. Analizę przeprowadzono przy zastosowaniu chromatografu gazowego sprzężonego z detektorem masowym (ThermoScientific GC-MS system). Prędkość przepływu gazu nośnego (hel czystość 99,9998%) przez wykonaną ze stopionej krzemionki kolumnę kapilarną typu Rxi-5ms (30 x 0,25 mm z filmem 0,25 μm) w trakcie analizy wynosiła 2 ml/min. Nastrzyk automatyczny z dozowaniem bez dzielenia (splitless injection). Temperatura dozowania 200°C, temperatura detektora 240°C, szybkości liniowego narostu temperatury kolumny 10°C/min, izoterma początkowa 65°C, czas jej trwania 1 minuta, izoterma końcowa 240°C czasu jej trwania 5 minut.
- Wolny, niezdysoncjowany amoniak – wyznaczony zgodnie z równaniem podanym przez Caicedo i in. [3].

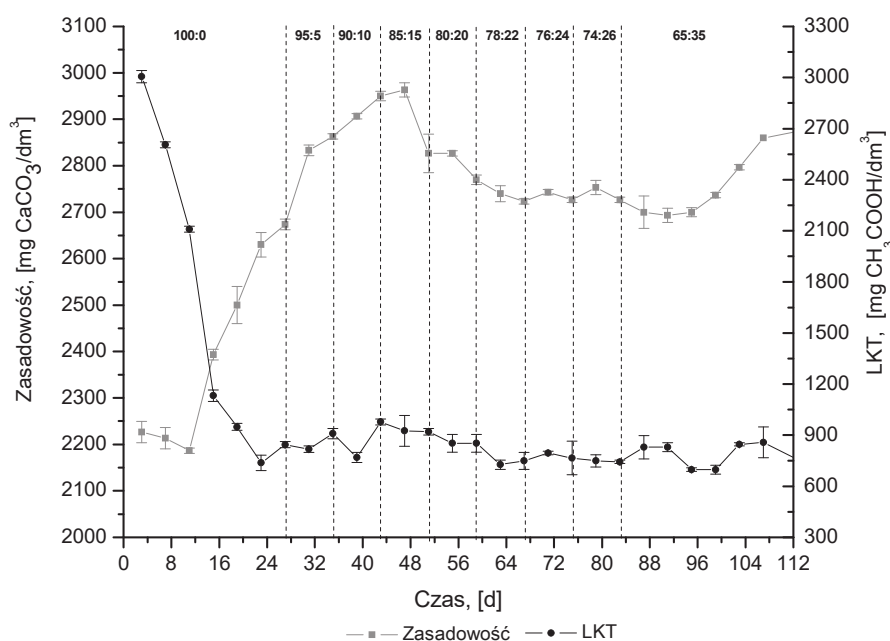
3. Wyniki badań i dyskusja

3.1. Monitoring procesu

Obserwowane na początku procesu wysokie stężenie lotnych kwasów tłuszczowych (rysunek 2) jest charakterystyczne dla początkowej fazy prowadzenia procesu [14]. W miarę ustalania równowagi między poszczególnymi grupami mikroorganizmów zaobserwowano systematyczne obniżanie wartości parametru. Po koniec fermentacji z mieszaniny osadów ściekowych (próba kontrolna) średnie stężenie LKT kształtowało się na poziomie około 790 mg/dm³. Po wprowadzeniu kosubstratów do komory fermentacyjnej zaobserwowano wzrost stężenia LKT. Najwyższe wartości parametru w całym cyklu badawczym odnotowano dla mieszanin z 10 i 15% udziałem kosubstratów. W porównaniu do próby kontrolnej stężenie LKT dla ww. mieszanin wzrosło o około 20%. Dla mieszanin z wyższym dodatkiem odpadów tłuszczowych wahania stężenia kwasów tłuszczowych były niewielkie i oscylowały w granicach 700–850 mg/dm³. Analogiczną tendencję zmian jak dla LKT obserwowano dla zasadowości (rysunek 2). Maksymalną wartość parametru (2963 mg/dm³) odnotowano dla mieszaniny z 15% dodatkiem odpadów tłuszczowych. Po osiągnięciu tego maksimum zasadowość nieznacznie

spadła do poziomu około 2700 g/dm^3 . Dalszy wzrost udziału procentowego kosubstratów w mieszaninie kofermentacyjnej nie powodował istotnych zmian wartości parametru.

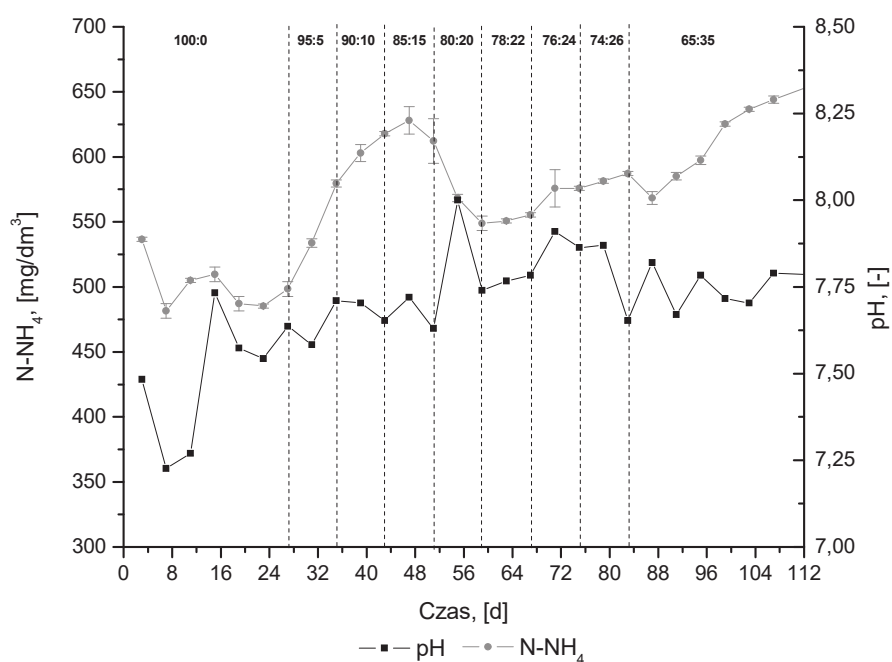
Mimo, że w całym cyklu badawczym stężenie lotnych kwasów tłuszczowych przekraczało wartość optymalną dla fermentacji mezofilowej ($50\text{--}500 \text{ mg CH}_3\text{COOH/dm}^3$) [29] iloraz LKT/Zasadowości wskazywał na stabilną pracę reaktora. Jak podają Lossie and Pütz [19] przy odpowiednio dobranej intensywności doprowadzania wsadu do komór wartość ilorazu zawarta jest w przedziale od 0,2 do 0,6. Natomiast Riau i in. [28] oraz Callaghan i in [4] za graniczny poziom ilorazu będący sygnałem braku równowagi między bakteriami acidogennymi a metanogennymi wskazują wartość odpowiednio powyżej 0,5 oraz 0,4. W badaniach po ustabilizowaniu pracy reaktor dla próby kontrolnej średnia wartość ilorazu wynosiła 0,3. Natomiast po rozpoczęciu kofermentacji wartość ilorazu fluktuowała w zakresie 0,23–0,33.



Rys. 2. Zmiany stężenie LKT oraz zasadowość obserwowane w trakcie badań
Fig. 2. Variance of VFA and alkalinity observed in the study

Dla próby kontrolnej średnie stężenie azotu amonowego kształtowało się na poziomie $505 \pm 19 \text{ mg/dm}^3$ (rysunek 3). Po rozpoczęciu kofermentacji odnotowano stopniowy wzrost stężenia azotu amonowego.

Analogicznie jak w przypadku wcześniej omówionych parametrów po osiągnięciu ekstremum stężenie azotu amonowego nieznacznie spadło by następnie ustabilizować się na mniej więcej stałym poziomie (średnio $592 \pm 34 \text{ mg/dm}^3$). W całym cyklu badawczym odnotowano wyrównany poziom pH (rysunek 3). Jego wartość po ustabilizowaniu pracy reaktora zawarta była w przedziale od 7,5 do 8. Obserwowane w trakcie badań zmiany ww. parametrów pozwoliły na oszacowanie stężenia niezdyso-cjowanego amoniaku. Badania de Beare i in. [10] oraz Poggi-Varaldo i in. [27] pokazały, że zahamowanie fermentacji obserwowane jest dopiero w momencie, gdy stężenie amoniaku jest wyższe odpowiednio od 80 i 100 mg/dm^3 . Podczas fermentacji samych osadów ściekowych stężenie amoniaku wahało się w przedziale od 10 do 33 mg/dm^3 , natomiast po rozpoczęciu dozowania do komory fermentacyjnej mieszanin kofermentacyjnych jego zmiany zawarte były w zakresie $25\text{--}65 \text{ mg/dm}^3$. Tym samym stężenie wolnego amoniaku było niższe od uznawanego w literaturze za inhibitujące.



Rys. 3. Zmiany pH oraz stężenia azotu amonowego podczas fermentacji zmieszanych osadów ściekowych i mieszanin kofemrnetacyjnych

Fig. 3. pH and ammonium-nitrogen concentrations variation during anaerobic digestion of mixed sewage sludge as well as co-digestion mixtures

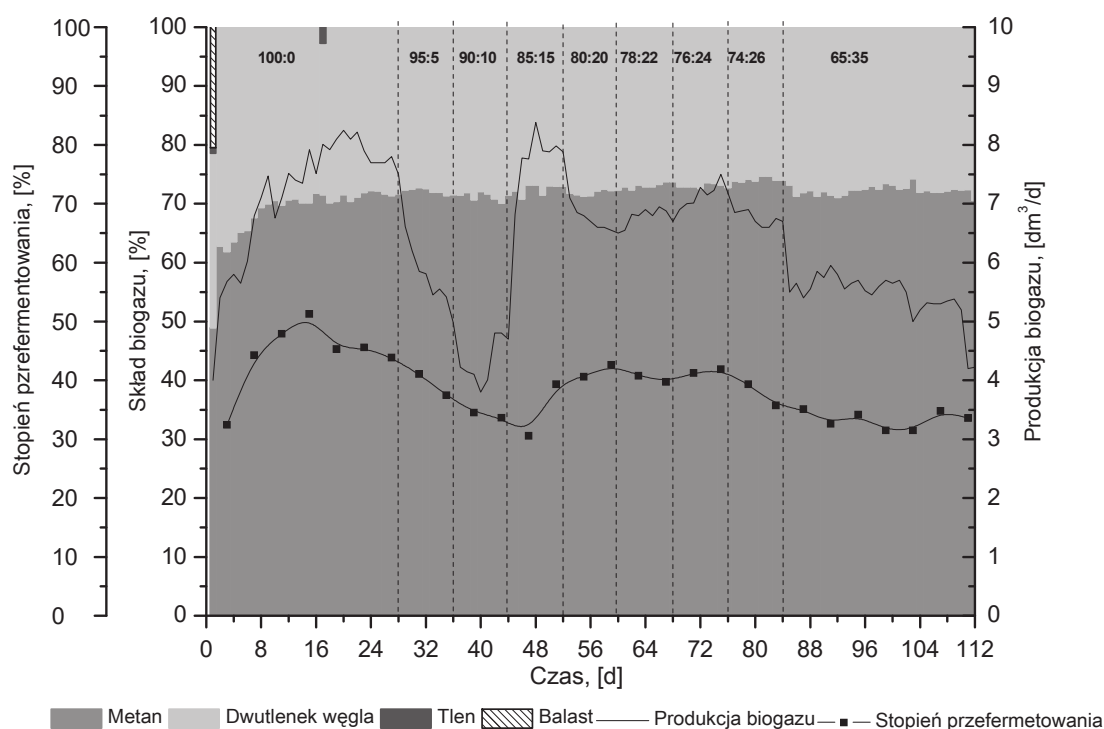
3.2. Wpływ odpadów tłuszczowych na efektywność procesu

Jednymi z najważniejszych parametrów opisujących efektywność procesu fermentacji są współczynnik produkcji metanu oraz stopień przefermentowania. Wartość wyżej omówionych parametrów w publikacjach dotyczących procesu kofermentacji w przypadku stabilizacji samych osadów ściekowych waha się w zakresie, odpowiednio 0,16–0,40 dm³/kg s.m.o._{dop.} (współczynnik wyraża objętość wytwarzanego gazu na kg doprowadzanej s.m.o.) oraz od 30 do 45% [9, 15, 20, 23, 33]. W pracach tych autorzy po aplikacji odpadów o wysokiej zawartości tłuszczu odnotowywali zwiększenie efektywności procesu. Przykładowo Davidsson i in. [9] po aplikacji osadów z separatorów tłuszczu z restauracji (dodatek 10–30% w przeliczeniu na suchą masę organiczną) odnotował zwiększenie współczynnika produkcji metanu o 27%. Natomiast Luostarinen i in. [20] oraz Neczaj i in. [23] dla mieszaniny osadów ściekowych oraz odpadów z separatorów tłuszczów pochodzących z zakładów mięsnych odnotowali wzrost współczynnika produkcji metanu odpowiednio o 66 i 16%. Podczas gdy Kabouris i in. [15] zaobserwowali 2,95-krotny wzrost współczynnika po doprowadzaniu do komór fermentacyjnych odwodnionych odpadów z odtłuszczaczy zlokalizowanych na terenie oczyszczalni ścieków. W przeprowadzonych badaniach w pierwszej fazie procesu (fermentacja samych osadów ściekowych) średnia wartość współczynnika produkcji biogazu oraz stopnia przefermentowania kształtowała się odpowiednio na poziomie 0,33 dm³/kg s.m.o._{dop.} oraz 44% (rysunek 4 i 5).

W porównaniu do próby kontrolnej po aplikacji dodatkowego substratu do komory fermentacyjnej odnotowano obniżenie produkcji biogazu (rysunek 4 i 5). Największy spadek współczynnika produkcji biogazu odnotowano po wprowadzeniu do reaktora dwóch pierwszych mieszanin kofermentacyjnych. W tej fazie badań zaobserwowano również najniższą w całym cyklu badawczym wartość tego parametru (0,16 dm³/kg s.m.o._{dop.}). W 20 dobie od dnia rozpoczęcia kofermentacji wartość współczynnika wzrosła do poziomu zbliżonego jak dla próby kontrolnej (0,33 dm³/kg s.m.o._{dop.}). Po osiągnięciu tego maksimum (0,32 dm³/kg s.m.o._{dop.}) odnotowano systematyczne obniżanie współczynnika produkcji biogazu. Tendencja ta była najbardziej wyraźna dla przedziału czasowego, w którym do reaktora dozowano mieszaninę

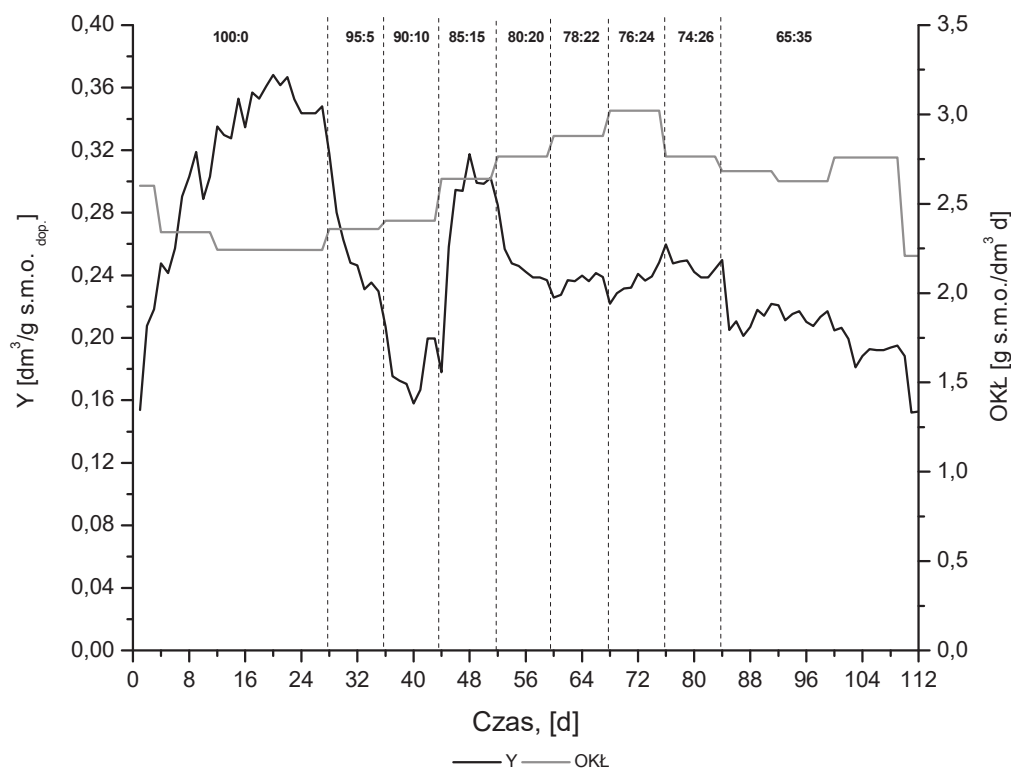
z 20% dodatkiem kosubstratu. W kolejnych dobach procesu wartość parametru wynosiła ok. $0,21 \text{ dm}^3/\text{kg s.m.o.dop.}$ Po zwiększeniu udziału procentowego odpadów tłuszczowych w mieszaninie kofermentacyjnej do 35 % zaobserwowano 10% obniżenie współczynnika produkcji biogazu.

Analogiczny trend jak dla produkcji biogazu odnotowano dla stopnia przefermentowania. W trakcie kofermentacji wartość tego parametru wahała się od 36,75 do 42,65% (rysunek 4). Jedynie w przypadku składu biogazu zaobserwowano pozytywny wpływ kosubstratu na proces stabilizacji osadów ściekowych (rysunek 4). Średnia zawartość metanu w biogazie dla próby kontrolnej wynosiła ok. 69%, podczas gdy dla kofermentacji wzrosła do poziomu 72,5%.



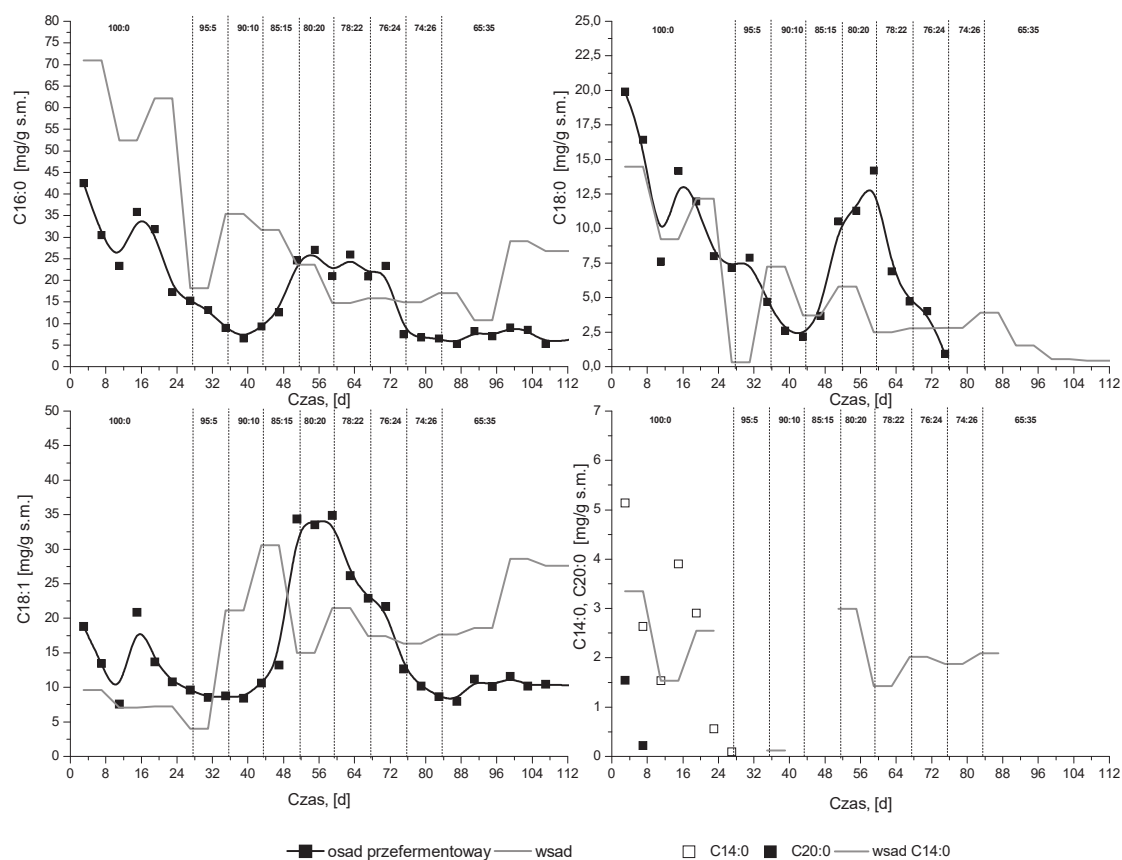
Rys. 4. Skład biogazu, dobową produkcję biogazu oraz stopień przefermentowania w trakcie badań

Fig. 4. Biogas composition, daily biogas production and VS removal during in the study



Rys. 5. Zmiany współczynnika produkcji biogazu (Y) oraz obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń organicznych (OKŁ) obserwowane w trakcie badań
Fig. 5. Variance of biogas yield (Y) and organic loading rate (OLR) observed in the study

Obciążenie reaktorów organicznym ładunkiem zanieczyszczeń (OKŁ) dla próby kontrolnej wahało się od 2,24 do 2,60 g/dm³·d (rysunek 5). Znacznie wyższe wahania parametru zaobserwowano podczas kofermentacji (wartość w przedziale od 2,35 do 3,02 g/dm³·d). Niższa produkcja biogazu przy wahaniami OKŁ zawartych w przedziale od 1,56 do 4,41 g/dm³·d, czyli w zakresie wartości testowanych w publikacjach [9, 15, 20, 23, 33] dotyczących kofermentacji osadów ściekowych oraz odpadów tłuszczowych sugeruje, że zakłócenie aktywności metabolicznej mikroorganizmów może być wynikiem zbyt wysokiego stężenia LCFAs. W celu weryfikacji tej hipotezy w czasie całego cyklu badawczego monitorowano zmiany stężeń wyższych kwasów tłuszczowych (rysunek 6).



Rys. 6. Stężenia różnych wyższych kwasów tłuszczowych (kwas mirystynowy (C14:0), kwas palmitynowy (C16:0), kwas stearynowy (C18:0), kwas oleinowy (C18:1) i kwas arachidowy (C20:0) obserwowane w trakcie badań

Fig. 6. Concentrations of different LCFAs (myristic (C14:0), palmitic (C16:0), stearic (C18:0), oleic (C18:1) and arachidic (C20:0) acid) observed in the study

Obserwowane zmiany zawartości LCFAs w materiale przefermentowanym potwierdzają, że ich skład jest uzależniony od pochodzenia odpadu tłuszczowego. W przypadku odpadów tłuszczowych z rzeźni najwyższy udział procentowy jak pokazują badania Salminen i in. [31] oraz Neczaj i in. [23] ma kwas palmitynowy. Akumulowany jest on jak sugerują pracę Lalman i Bagley [18, 19] w wyniku degradacji kwasu oleinowego oraz linolowego. Nieco inną sytuację obserwowano w trakcie zaprezentowanych badań. W początkowej fazie prowadzenia procesu (próba kontrolna) w osadzie przefermentowanym dominującym kwasem tłuszczowym był kwas palmitynowy (heksadekanowy), stanowił on ok. 50% wszystkich analizowanych w ramach badań LCFAs, podczas gdy

średnia procentowa zawartość kwasu stearynowego (oktadekanowy) oraz oleinowego wynosiła odpowiednio 21,5 i 24,5%. W trakcie kofermentacji zmienił się udział procentowy wymienionych kwasów – zawartość kwasu palmitynowego oscylowała ok. $40 \pm 4\%$, podczas gdy średni poziom kwasu oleinowego kształtował się na pułapie ok. $51,5 \pm 8,6\%$. Natomiast zawartość kwasu stearynowego stopniowo malała; w 79 dobie procesu jego stężenie spadło poniżej progu wykrywalności. Stan ten utrzymywał się do końca badań. Zmiany te korespondowały z wahaniami stężenia kwasu oktadekanowego we wsadzie. Natomiast udział procentowy kwasu oleinowego oraz palmitynowego w mieszaninach kofermentacyjnych był porównywalny, podczas gdy dla próby kontrolnej we wsadzie dominował kwas heksadekanowy.

Na początku procesu w osadzie odprowadzanym z reaktora stężenia kwasów tłuszczowych biorąc pod uwagę cały cykl badawczy kształtowały się na wysokim poziomie. W miarę trwania stabilizacji zmieszanych osadów ściekowych odnotowano systematyczny spadek ich stężenia do poziomu 15,28, 9,61 oraz 7,15 mg/g s.m. odpowiednio dla kwasu palmitynowego, oleinowego oraz stearynowego. W początkowej fazie po rozpoczęciu kofermentacji nie odnotowano istotnych zmian stężeń kwasów w osadzie przefermentowanym. Dopiero po wprowadzaniu do reaktora mieszaniny z 10% dodatkiem odpadów tłuszczowych zaobserwowano stopniowy wzrost stężeń poszczególnych kwasów tłuszczowych. Dla wszystkich kwasów maksimum przypadło w okresie aplikacji do komory fermentacyjnej mieszaniny z 20% udziałem odpadów tłuszczowych. Stężenie kwasu palmitynowego, stearynowego oraz oleinowego wynosiło odpowiednio 27,05, 14,19 oraz 34,38 mg/g s.m. ($684,73$, $285,29$, $848,73$ mg/dm³). Po osiągnięciu tego ekstremum stężenia LCFAs w osadzie przefermentowany stopniowo malało, aby ostatecznie (około 74 doby procesu) ustabilizować się dla kwasu palmitynowego oraz oleinowego na poziomie odpowiednio 6,76 oraz 10,16 mg/g s.m.

Podawane w literaturze stężenia wyższych kwasów tłuszczowych uznawane za odpowiedzialne za załamanie procesu wahają się w szerokim zakresie. Związane jest to z charakterystyką populacji mikroorganizmów odpowiedzialnych za przemiany zachodzące podczas fermentacji oraz warunkami jego prowadzenia [12]. Wartości stężeń hamujących żywotność komórki podawane w literaturze są stosunkowo niskie, i dla IC₅₀ (ang. *inhibitory concentration*) wynoszą ponad 1500 mg/dm³ dla

kwasy stearynowego [32], ponad 1100 mg/dm³ dla kwasu palmitynowego [26] i 30–300 mg/dm³ dla kwasu oleinowego [12]. Wskazuje to, że niska efektywność procesu prawdopodobnie była wynikiem wysokiego stężenia kwasu oleinowego.

4. Podsumowanie i wnioski

Wykonana w ramach pracy ocena możliwości zastosowania odpadów tłuszczowe z wytwórni estrów metylowych kwasów tłuszczowych jako kosubstratu w procesie stabilizacji osadów ściekowych pokazała, że ich dodatek negatywnie wpływa na efektywność fermentacji. W porównaniu do próby kontrolnej odnotowano zmniejszenie współczynnika produkcji biogazu oraz stopnia przefermentowania odpowiednio o 50 i 16,5%. Jednym pozytywnym bezpośrednim efektem zastosowania kofermentacji było zwiększenie zawartości metanu w biogazie.

Prawdopodobną przyczyną takiego stanu rzeczy było odnotowywane w trakcie procesu wysokie stężenie jednego z najbardziej toksycznych wyższych kwasów tłuszczowych. Stężenie kwasu oleinowego, bo o nim mowa znacznie przekraczało poziom uznawany w literaturze za inhibujący. Niestety zakres prowadzonych badań nie pozwala wykluczyć obecności innych czynników mogących hamować proces. Wykluczono jedynie opcję o negatywnym wpływie stężenia amoniaku.

Literatura

1. **Angelidaki I., Sanders W.:** *Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants*. Rev Environ Sci Biotechnol. 3. 117–129 (2004).
2. **Bień J., Grosser A., Neczaj E., Worwąg M., Celary P.:** *Co-digestion of sewage sludge with different organic wastes: a review*. Polish journal of environmental studies. 2. 24–30 (2010).
3. **Caicedo J. R., van der Steen N. P., Arce O., Gijzen H. J.:** *Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodela polyrrhiza*)*. Water Res. 34(15). 3829–3835 (2000).
4. **Callaghan F.J., Wase D.A.J., Thayanithy K., Foster C.F.:** *Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure*. Biomass and Bioenergy. 22 (1). 71–77 (2002).
5. **Casado A.G., Alonso Hernandez E.J., Espinosa P., Vilchez J.L.:** *Determination of total fatty acids (C8-C22) in sludges by gas chromatography-mass spectrometry*. Journal of Chromatography A. 826. 49–56 (1998).

6. **Chen Y., Cheng J.J., Creamer K.S.:** *Inhibition of Anaerobic Digestion Process: A Review*. *Bioresource Technology*. 99. 4044–4064 (2008).
7. **Cho H.S., Moon H.S., Lim J.Y., Kim J.Y.:** *Effect of long chain fatty acids removal as a pretreatment on the anaerobic digestion of food waste*. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. 15(1). 82–89 (2013).
8. **Cirne D.G., Paloumet X., Björnsson L., Alves M.M., Mattiasson B.:** *Anaerobic digestion of lipid-rich waste – Effects of lipid concentration*. *Renewable Energy*. 32. 965–975 (2007).
9. **Davidsson A., Lovstedt C., Jansen J.L., Gruvberger C., Aspegren H.:** *Co-digestion of grease trap sludge and sewage sludge*. *Waste Manage.* 28 (6). 986–992 (2008).
10. **De Baere L.A., Devockt M., Van Assche P., Verstraete W.O.:** *Influence of high NaCl and NH₄Cl salt levels on the anaerobic digestion process*. *Water Research*. 18. 543–548 (1984).
11. **Ferenc Z., Pikoń K.:** *Przegląd rodzajów i ilości odpadów tłuszczowych i olejowych w Polsce*. *Archives of Waste Management and Environmental Protection*. 2. 69–80 (2005).
12. **Fernández A., Sánchez A., Font X.:** *Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin*. *Biochemical Engineering Journal*. 26. 22–28 (2005).
13. **Fijałkowski K., Grosser A.:** *Optimisation of extraction of LCFA's in sewage sludge and their mixtures with animal grease wastes for co-fermentation*. *Book of Abstracts of the 4th international conference on Advances in sustainable sewage sludge management, Szczyrk, Poland, 3–5 December 2012*, 27.
14. **Hartmann, H., Ahring, B.K.:** *Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure*. *Water Res.* 39. 1543–1552 (2005).
15. **Kabouris J.C., Tezel U., Pavlostathis S. G., Engelmann M., Dulaney J., Gillette R.A., Todd A.C.:** *Methane recovery from the anaerobic co-digestion of municipal sludge and FOG*, *Bioresource Technology*, 100, 3701–3705 (2009).
16. **Krzemieniewski M., Zieliński M., Dębowski M.:** *Wpływ termicznego przetworzenia i enzymatycznej hydrolizy biomasy sorgo (*Sorghum bicolor*) na efektywność wytwarzania biogazu w procesie fermentacji metanowej*, *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 13. 1081–1092 (2011).
17. **Lalman J.A., Bagley D.M.:** *Anaerobic degradation and methanogenic inhibitory effects of oleic and stearic acids*. *Water Research*. 35. 2975–2983 (2001).

18. **Lalman J.A., Bagley D.M.:** *Anaerobic degradation and inhibitory effects of linoleic acid.* Water Research. 34, 4220–4228 (2000).
19. **Lossie U., Pütz P.:** *Targeted control of biogas plants with the help of FOS/TAC.* Practice Report Hach-Lange. Available from: <<http://www.nl.hach-lange.be>>. 2008.
20. **Luostarinen S., Luste S., Sillanpää M.:** *Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant.* Bioresour. Technol.. 100. 79–85 (2009).
21. **Malej J.:** *Wybrane problemy przeróbki osadów ściekowych.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 2. 39–69 (2000).
22. **Murto M., L. Björnsson, Mattiasson B.:** *Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure.* J. Environ. Manage. 70. 101–107 (2004).
23. **Neczaj E., Bień J., Grosser A., Worwąg M., Kacprzak M.:** *Anaerobic treatment of sewage sludge and grease traps sludge in continuous co-digestion.* Global NEST Journal. 14. 2., 141–148 (2012).
24. **Neczaj E., Grosser A.:** *Najnowsze trendy w fermentacji metanowej osadów ściekowych – artykuł przeglądowy.* III Ogólnopolska Konferencja Szkoleniowa – Metody zagospodarowania osadów ściekowych. 13–14 lutego Chorzów. 97–109 (2012).
25. **Oh S., Martin A.:** *Long chain fatty acids degradation in anaerobic digester: thermodynamic equilibrium consideration.* Process Biochem. 45. 335–345 (2010).
26. **Pereira, M.A., Pires, O.C., Mota, M., Alves, M.M.:** *Anaerobic biodegradation of oleic and palmitic acids: evidence of mass transfer limitation caused by long chain fatty acid accumulation onto anaerobic sludge.* Biotechnology and Bioengineering. 92 (1). 15–23 (2005).
27. **Poggi-Varaldo HM, Tingley J, Oleszkiewicz J.:** *Inhibition of growth and acetate uptake by ammonia in batch anaerobic digestion.* J Chem Tech Biotechnol. 52. 135–43 (1991).
28. **Riau V., De la Rubi, M.A., Perez M.:** *Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain class Abiosolids: a semi-continuous study.* Bioresource Technol. 101 (8). 2706–2712 (2010).
29. **Sadecka Z.:** *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków.* Wydawnictwo Seidel-Przywecki. Sp. z o.o. Wydanie Pierwsze. 2010.
30. **Salminen E., Rintala J.:** *Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review.* Bioresource Technology. 83. 13–26 (2002).

31. **Salminen, E., Rintala, J., Lokshina, L.Ya., Vavilin, V.A.:** *Anaerobic batch degradation of solid poultry slaughterhouse waste.* Water Science and Technology. 41 (3), 33–41 (2000).
32. **Shin, H.-S., Kim, S.-H., Lee, C.-Y., Nam, S.-Y.:** *Inhibitory effects of long-chain fatty acids on VFA degradation and beta-oxidation.* Water Science and Technology. 47 (10). 139–146 (2003).
33. **Wan C., Zhou Q., Fu G., Li Y.:** *Semi-continuous anaerobic co-digestion of thickened waste activated sludge and fat, oil and grease.* Waste Management. 31. 752–1758 (2011).
34. **Worwąg M., Neczaj E., Grosser A., Krzemińska D.:** *Methane production from fat-rich materials,* Civil and Environmental Engineering Reports, 6. 147–162 (2011).
35. **Zawieja I., Barański M., Małkowski M.:** *Pozyskiwanie biogazu w procesie stabilizacji beztlenowej termicznie modyfikowanych osadów ściekowych.* Inżynieria i Ochrona Środowiska. 13 (3). 185–196 (2010).
36. **Zawieja I., Wolny L., Wolski P.:** *Influence of excessive sludge conditioning on the efficiency of anaerobic stabilization process and biogas generation.* Desalination. 222. 374–381 (2008).
37. **Zawieja I., Wolski P., Wolny L.:** *Wpływ chemicznego kondycjonowania na parametry fizyczno-chemiczne przefermentowanych osadów ściekowych.* Inżynieria i Ochrona Środowiska. 11 (3). 387–396 (2008).
38. **Zieliński M.; Dębowski M.; Krzemieniewski M.:** *Wpływ sposobu wstępnego preparowania odpadów poubojowych na ilość i skład powstającego biogazu w warunkach fermentacji termofilowej.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 12. 895–907 (2010).

Semi-continuous Anaerobic Co-digestion of Mixed Sewage Sludge and Waste Fats of Vegetable Origin

Abstract

Anaerobic digestion (AD) is the most often applied technique for sewage sludge stabilization at medium and large wastewater treatment plants. Nonetheless, the application of AD to sewage sludge stabilization is often limited by long retention time and low VS (volatile solid) removal. For this reason in recent years a number of studies have been focused on optimize anaerobic digestion processes. One of the most interesting options for improving anaerobic digestion yields is co-digestion, namely simultaneous decomposition of a homogenous mixture of at least two biodegradable wastes.

Fat-rich materials are attractive substrate for AD due to the high organic matter content of waste and high energetic potential. It is estimated that about 1,014 dm³ methane at STP (standard temperature and pressure) can be produced from 1 g VS lipids, while only 0,415, 0,496 dm³ can be produced respectively from 1 g VS carbohydrate and protein. However, due to inhibitory effect of intermediate compounds (LCFAs – long chain fatty acids) and operational problems, such as: hindrance, sedimentation clogging, scum formation, and flotation of biomass, separate AD of this waste ended with failure.

The aim of the current study was to investigate how the co-digestion of fats of vegetable origin (FV) and mixed sewage sludge affected the performance of the anaerobic digestion (AD) process.

The process was carried out at mesophilic conditions (37°C) in continuous stirred-tank reactor (CSTR) with working liquid volume equal to 6,5 dm³. The reactors were operated in draw-and fill mode (on a daily basis). The digestion was examined in semi-continuous mode at sludge retention time of 10 days and the organic loading rate maintained in the range 2,24–3,02 g/dm³·d. During the start-up period the digester was fed only sewage sludge. Co-digestion process was initiated after achievement of stable working parameters of bioreactor for sewage sludge digestion. Addition of fat in the feedstock was gradually increased up to 35%.

Anaerobic process state indicators such as: biogas production, biogas composition, pH, alkalinity and volatile fatty acids (VFA) were used to monitor a digestion. Furthermore, the LCFAs concentrations were measured in a feed and digested sludge.

The results showed that use of FV as a co-substrate adversely affects the efficiency of the process. Comparing digestion of MSS alone with co-digestion of wastes, it was shown that co-digestion resulted in lower biogas production and VS removal. Biogas yields for co-digestion mixtures were between 0,16 and 0,32 dm³/g VS added, while volatile solid (VS) removal ranged from 36,75 to 42,65%. However average biogas yield and VS degradation degree observed during fermentation of the MSS (mixed sewage sludge) alone were 0,33 dm³/g VS added and 44%, respectively. Only for biogas composition noted the positive effect of mixed sewage sludge co-fermentation with FV.

The study showed that the concentration of ammonia generated in this experiment did not inhibit anaerobic digestion.

It was found that oleic acid, which is one of the most toxic long chain fatty acids, was present at concentrations (reached a maximum value of 34,38 mg/g TS) within the ranges for which inhibition of methanogenesis has been reported. This suggests that the low efficiency of the process was probably caused a high concentration of oleic acid.



Miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego jako instrument zarządzania procesem suburbanizacji na terenach wiejskich na przykładzie obrębu geodezyjnego Skórzewo

Karol Mrozik, Anna Wiśniewska
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Intensyfikacja procesu suburbanizacji w Polsce związana jest z transformacją systemową. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk poddał analizie miasta nie mniejsze niż 200 tys. mieszkańców oraz pasma gmin je otaczających (miasta 200–500 tys. mieszkańców – 1 pasmo gmin, 500–1000 tys. – 2 pasma, Warszawa – 3 pasma) biorąc pod uwagę zmiany w liczby ludności w latach 1989–2002. Analizy IGiPZ PAN wykazały, że proces ten jest najbardziej zaawansowany w Trójmieście, Poznaniu, Lublinie, Warszawie, Radomiu i Szczecinie [4, 7].

Zdaniem Lorensa [5] na rozwój procesów suburbanizacyjnych w Polsce wpływają przede wszystkim dążenie do zaspokojenia potrzeb mieszkaniowych przez bogacącą się klasę średnią, dążenie do zagospodarowania terenów łatwiej dostępnych, konkutowanie o mieszkańca i podatnika między miastem i gminami ościennymi, inercja planistyczna w strefach podmiejskich oraz brak koordynacji polityki przestrzennej w obrębie obszarów metropolitalnych. Podobne czynniki wymienia także Timar dla Węgier [13] i Roose dla Estonii [11]. Pichler i Roose zwracają także uwagę, że w krajach środkowo-wschodniej Europy procesy suburbanizacji nadal się rozwijają, natomiast w Europie Zachodniej rozpoczęła się już faza reurbanizacji [9, 11].

Suburbanizacja wpływa zarówno na tradycyjne struktury miejskie, jak i na przestrzeń podmiejską. Brak kontroli, a zwłaszcza właściwego zarządzania tym procesem, rodzi liczne niekorzystne konsekwencje [10, 15, 16]. Pojęciem, które je negatywnie wartościuje, jest rozproszona suburbanizacja (urban sprawl). „Sprawl” oznacza bowiem rozprzestrzenianie się lub rozwijanie w sposób nieregularny i nieładny [1, 4].

Skutki suburbanizacji inaczej postrzegają miasta centralne stanowiące rdzeń obszaru metropolitalnego i gminy ościenne zaliczane do strefy podmiejskiej. Dalsza inercja planistyczna poszczególnych gmin może spowodować, że „suburbanizacja, zamiast procesem stymulującym rozwój nowych obszarów o atrakcyjnych warunkach życia, będzie źródłem problemów i przyczyną utraty przez nie posiadanych walorów” [4].

W obecnych uwarunkowaniach prawnych polskiego systemu planowania przestrzennego (Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym – Dz.U. z 2012 r., poz. 647, ze zm.) aktem prawa miejscowego określającym przeznaczenie terenu, rozmieszczenie inwestycji celu publicznego oraz określenie sposobów zagospodarowania i warunków zabudowy terenu jest miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego (zwany dalej planem miejscowym lub mpzp). Pomimo iż mpzp jest podstawowym instrumentem realizującym politykę przestrzenną, jego uchwalenie ma charakter fakultatywny, a jedynie w przypadkach przewidzianych przez ustawę o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym – obligatoryjny (m.in. dla obszarów: scaleń i podziału nieruchomości, rozmieszczenia obiektów handlowych o powierzchni sprzedaży powyżej 2000 m², przestrzeni publicznej i wymagających zmiany przeznaczenia gruntów rolnych i leśnych na cele nierolnicze i nieleśne).

W 2010 r. miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego pokrywały zaledwie nieco ponad 26% powierzchni kraju, przy czym w miastach grodzkich wskaźnik ten przekroczył 35% [3]. Stan ten decyduje o ograniczonych możliwościach zrównoważonego planowania na poziomie lokalnym. Teoretycznie politykę przestrzenną gminy określa studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego (zwane dalej studium lub suikzp). Studium, choć posiadają je prawie wszystkie gminy w Polsce, nie jest aktem prawa miejscowego. Wiąże ono natomiast organy gminy przy sporządzaniu miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego [6].

Niski stan pokrycia obszaru Polski mpzp doprowadził do wykształcenia dualnego systemu kształtowania ładu przestrzennego. W przypadku braku planu miejscowego wydawana jest bowiem decyzja o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu. Ustalanie warunków zabudowy w trybie decyzji administracyjnej oznacza, że czynność ta jest poza kontrolą społeczną. Jest to sposób uniemożliwiający rozważenie interesów różnych podmiotów, a tym samym obciążony ryzykiem powstawania konfliktów społecznych. Ponadto decyzje o warunkach zabudowy są w znacznie większym stopniu korupcjogenne niż procedury planistyczne [2].

W pracy analizie poddano wyłącznie plany miejscowe, gdyż po pierwsze muszą być zgodne z polityką przestrzenną gminy określona w studium, po drugie w procesie ich uchwalania przewiduje się udział społeczny, po trzecie projekty mpzp sporządza się wraz z prognozą oddziaływania na środowisko i po czwarte stanowią zgodnie z definicją zaproponowaną przez Paryską model ładu, czyli stan organizacji terytorialnego systemu społecznego (np. gminy), jaki zamierza się osiągnąć, zgodnie z pryncypiami zagospodarowania przestrzennego [8].

2. Metodyka

Celem pracy było określenie zmian: pokrycia planami miejscowymi obrębu geodezyjnego Skórzewo oraz przeznaczenia terenu określonego w tych mpzp.

Podstawowym materiałem źródłowym w pracy były mpzp uchwalane w latach 1992–2012 dla miejscowości Skórzewo. Zgodnie z najnowszą historią planowania przestrzennego w Polsce analizowane dokumenty podzielono na trzy grupy:

- I. Plan ogólny z 1992 roku. Plan ogólny to rodzaj planu miejscowego uchwalany na podstawie Ustawy z dnia 12 lipca 1984 r. o planowaniu przestrzennym (Dz.U. z 1989 r. nr 17, poz. 99, ze zm.).
- II. Mpzp, które straciły moc – uchwalone przed 1995 rokiem (Zgodnie z Ustawą z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym plany uchwalone przed 1 stycznia 1995 roku traciły moc 31 grudnia 2003 roku [14]) lub plany, które straciły moc w wyniku uchwalenia na ich terenie innego mpzp (Plany miejscowe w tej grupie uchwalane były na podstawie Ustawy z dnia 12 lipca 1984 r.

o planowaniu przestrzennym (Dz.U. z 1989 r. nr 17, poz. 99, ze zm.) (obejmują miejscowe plany szczegółowe) oraz Ustawy z dnia 7 lipca 1994 r. o zagospodarowaniu przestrzennym (tj. Dz.U. z 1999 r. nr 15, poz. 139 ze zm.).

III. Mpszp obowiązujące (uchwalone w latach 1996–2012). Plany miejscowe w tej grupie uchwalane były na podstawie Ustawy z dnia 7 lipca 1994 r. o zagospodarowaniu przestrzennym (tj. Dz.U. z 1999 r. nr 15, poz. 139 ze zm.) oraz Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (tj. Dz.U. z 2012 r., poz. 647, ze zm.).

W związku ze stosowaniem na przestrzeni lat różnych oznaczeń w mpzp dla potrzeb analizy zostały one ujednolicone wg rozporządzenia Ministra Infrastruktury w sprawie wymaganego zakresu projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego (Dz.U. z 2003, nr 164, poz.1587) (tab. 1).

Analizy planów miejscowych dokonano z zastosowaniem oprogramowania firmy IMAGIS MapInfo wersja 10.5. Z tego względu metodyka badań wynikała w dużym stopniu z zastosowanego narzędzia w postaci systemu informacji przestrzennej (rys. 1).

W strukturze bazy danych dotyczących mpzp zawarto następujące informacje i wskaźniki urbanistyczne:

- przeznaczenie podstawowe,
- przeznaczenie dopuszczalne,
- symbol planu,
- symbol ujednolicony,
- powierzchnia mpzp,
- maksymalna powierzchnia zabudowy,
- minimalna powierzchnia biologicznie czynna,
- maksymalna wysokość zabudowy,
- możliwa liczba budynków na działce,
- geometria dachu,
- minimalna powierzchnia nowowydzielonej działki,
- rok uchwalenia mpzp.

Tabela 1. Zestawienie symboli stosowanych w analizowanych mpzp, które zostały ujednolicone i zgeneralizowane zgodnie z rozporządzeniem Ministra Infrastruktury [12]

Table 1. List of symbols used in the analyzed local development plans that has been unified and generalized in accordance with the regulation of the Minister of Infrastructure [12]

Symbole oznaczeń stosowane w pracy		Symbole użyte w mpzp wymagające ujednolicenia i generalizacji	
Symbol	Znaczenie symbolu	Symbol	Znaczenie symbolu
MN	tereny zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej	MN/U	tereny rozwojowe mieszkaniowo-usługowe o przewadze funkcji mieszkaniowej
		M	zabudowa szeregowa
		MJ	zabudowa mieszkaniowa jednorodzinna
		MG	zabudowa mieszkaniowa z dopuszczeniem zabudowy gospodarczej
		M/UW	tereny zabudowy mieszkaniowej z zabudową usługowo-warsztatową
		MU	zabudowa mieszkaniowa z usługami
U	tereny zabudowy usługowej	U/MN	tereny rozwojowe mieszkaniowo-usługowe o przewadze funkcji usługowej
		UO	tereny usług oświaty
		US	tereny usług sportu i rekreacji
		UR	tereny rzemiosła produkcyjnego i usługowego
		UH/UR	tereny usług i handlu
P	tereny obiektów produkcyjnych, składów i magazynów	AG	tereny aktywizacji gospodarczej
		AG/MN	tereny aktywizacji gospodarczej z zabudową mieszkaniową
		GM	tereny działalności gospodarczej z dopuszczeniem zabudowy mieszkaniowej
		G	tereny działalności gospodarczej
		PS	tereny wytwórni pasz
R	tereny rolnicze	RO	tereny upraw ogrodniczych

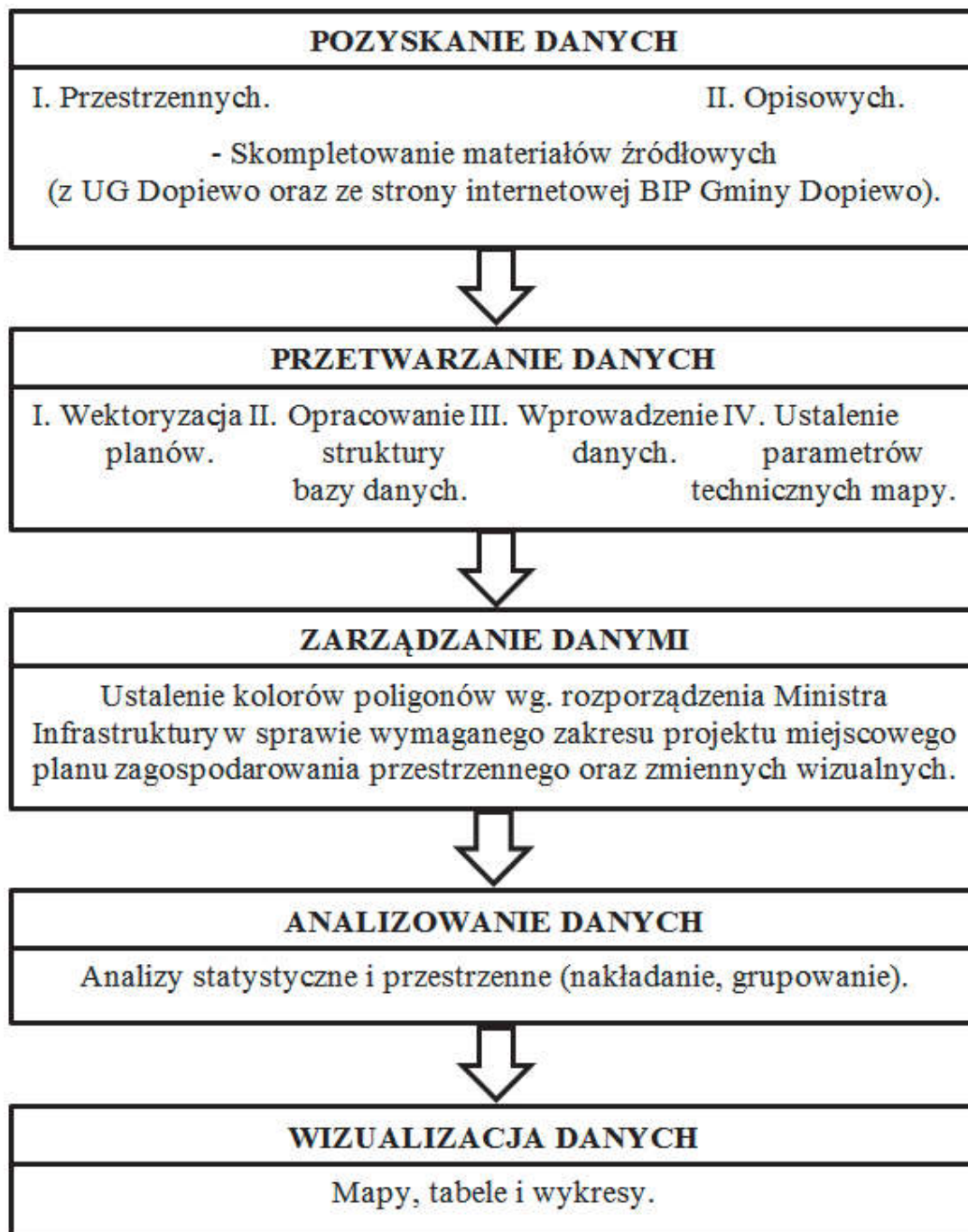
Tabela 1. cd
Table 1. cont.

Symbole oznaczeń stosowane w pracy		Symbole użyte w mpzp wymagające ujednoczenia i generalizacji	
Symbol	Znaczenie symbolu	Symbol	Znaczenie symbolu
RU	tereny obsługi produkcji w gospodarstwach rolnych, hodowlanych, ogrodniczych oraz gospodarstwach leśnych i rybacczych	RPZ	tereny hodowli zwierząt
		RP	tereny urządzeń produkcji gospodarki rolnej
RM	tereny zabudowy zagrodowej w gospodarstwach rolnych, hodowlanych i ogrodniczych	ROM	tereny zabudowy mieszkaniowo-ogrodniczej
		MR/MN	tereny rozproszonej zabudowy
ZP	tereny zieleni urządzonej	ZPD	tereny parków dworskich
		ZI	tereny zieleni izolacyjnej
		ZO	tereny zieleni ochronnej i krajobrazowej
		ZE	tereny zieleni ekologicznej
WS	tereny wód powierzchniowych śródlądowych	W/ZP	tereny wód otwartych z zielenią towarzyszącą
		W	tereny wód otwartych
E	elektroenergetyka	EE	tereny urządzeń elektroenergetycznych
K	kanalizacja	NO	tereny urządzeń neutralizacji ścieków
		NO _p	tereny przepompowni ścieków
		NO _s	tereny istniejącej oczyszczalni ścieków
W	wodociągi	WZ	tereny urządzeń wodociągowych
		WW	stacja uzdatniania wody wodociągu komunalnego
O	gospodarowanie odpadami	NU	tereny wysypisk śmieci

Źródło: Opracowanie własne.

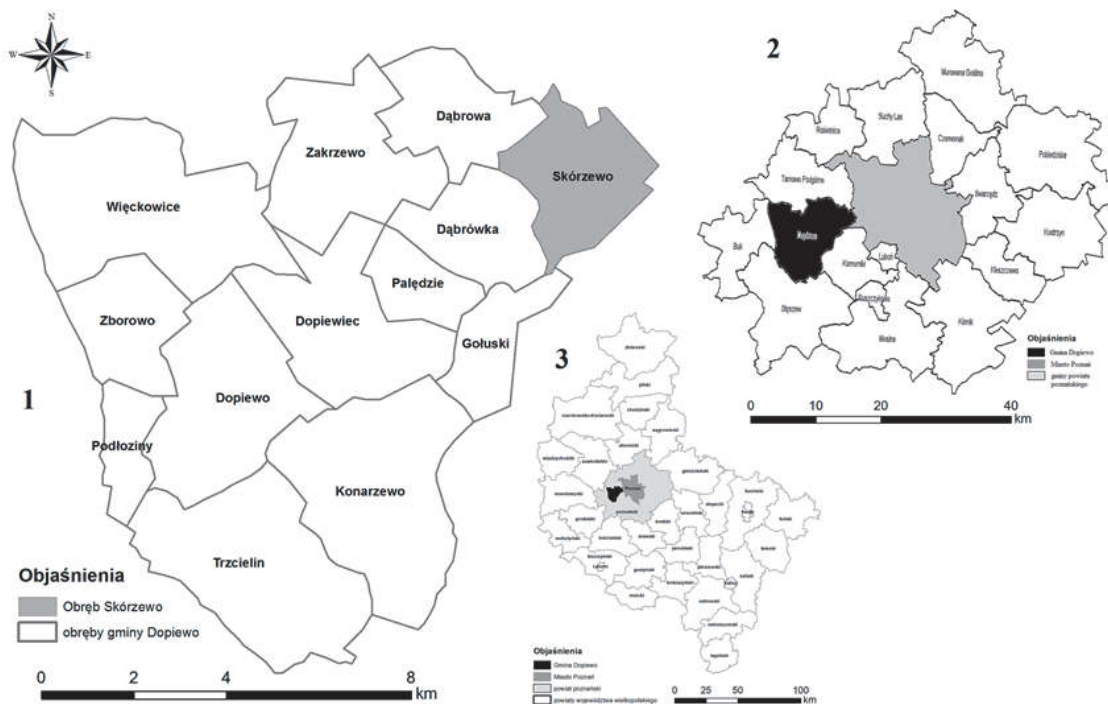
Podmiotem analiz w niniejszej pracy była miejscowość Skórzewo w gminie Dopiewo o powierzchni 713 ha podlegająca procesowi intensywnej suburbanizacji, położona w bezpośrednim sąsiedztwie miasta Poznania (rys. 2). Liczba mieszkańców Skórzewa w latach 1995–2012, zwiększyła się o 3 864 osoby. Wskaźnik dynamiki wzrostu ludności, w odniesieniu do roku wyjściowego 1995 wyniósł 394,5. Duża liczba

mieszkańców Skórzewa przekłada się na wysoką gęstość zaludnienia, która w 2011 r. wynosiła 701 os/km².



Rys. 1. Zakres prac przy tworzeniu systemu informacji przestrzennej badanego obszaru

Fig. 1. The scope of work in creating spatial information system of analyzed area



Rys. 2. Położenie obrębu geodezyjnego Skórzewo na tle gminy Dopiewo (1) oraz gminy Dopiewo na tle powiatu poznańskiego (2) i województwa wielkopolskiego (3)

Fig. 2. Location of the Skórzewo geodesic predict against the Dopiewo commune (1) and the Dopiewo commune against poznański district (2) and Wielkopolska region (3)

3. Wyniki badań

Aktualny stan pokrycia mpzp dla obrębu geodezyjnego Skórzewo wynosi 183,1 ha, co stanowi 25,7% powierzchni sołectwa. Pokrycie to zapewnia 38 planów miejscowych. Wśród obowiązujących mpzp najstarszy plan pochodzi z 1996 r., a najnowszy z 2011 r. W roku 2001 w Skórzewie odnotowano najwyższy przyrost powierzchni objętej nowymi miejscowymi planami – 54,8 ha. Tego roku uchwalono aż 6 mpzp. Z kolei najwięcej planów uchwalono w 2003 r. (8 mpzp). Objęto nimi jednak obszar o powierzchni zaledwie 20,3 ha. W 2009 i 2012 r. nie uchwalono żadnych mpzp.

Plan ogólny pokrywał całą powierzchnię Skórzewa. Mpzp nie muszą pokrywać całej powierzchni obrębu geodezyjnego. Negatywną, ale dopuszczalną praktyką jest ich uchwalanie nawet dla 1 działki. Powstają zatem duże rozbieżności w powierzchniach pokrywanych przez mpzp.

W latach 1993–1994 średniorocznie uchwalano 3 plany miejscowe, a średnia powierzchnia pokrywana nowymi mpzp wynosiła 47,2 ha. Najmniejsza powierzchnia uchwalonego wówczas planu wynosiła 1,0 ha, a średnia wartość dla tej kategorii to 1,4 ha. W omawianym okresie powstał największy plan miejscowy dla Skórzewa. Powierzchnia tego planu wynosiła 76,4 ha. Średnia powierzchnia największych planów dla tego okresu wynosiła 43,1 ha. W latach 1993–1994 średnia powierzchnia uchwalanych mpzp wynosiła 8,9 ha (tab. 2).

W latach 1995–2012 średniorocznie uchwalano 2 mpzp. Średnia powierzchnia pokrywana nowymi planami miejscowymi wynosiła rocznie 10,1 ha. Miejscowy plan o najmniejszej powierzchni (0,03 ha) powstał w 2003 roku. W omawianym okresie sporządzano mpzp o średniej powierzchni 3,3 ha (tab. 2).

Uchwalane w latach 1995–2012 mpzp dla Skórzewa przeważnie dotyczyły powierzchni w przedziale 0–1 ha. W omawianym okresie mpzp o powierzchni z tego przedziału wielkości uchwalono 16 razy. Kolejny najczęściej występujący przedział powierzchni uchwalanych mpzp zawiera się w granicach 1–3 ha. Z tego przedziału wielkości uchwalono 9 mpzp. Najmniej, bo zaledwie jeden plan, zawiera się w przedziale 16–20 ha. W granicach przedziału >20 ha zawierają się dwa mpzp. Powierzchnia największego mpzp wynosiła 31,7 ha (rys. 3).

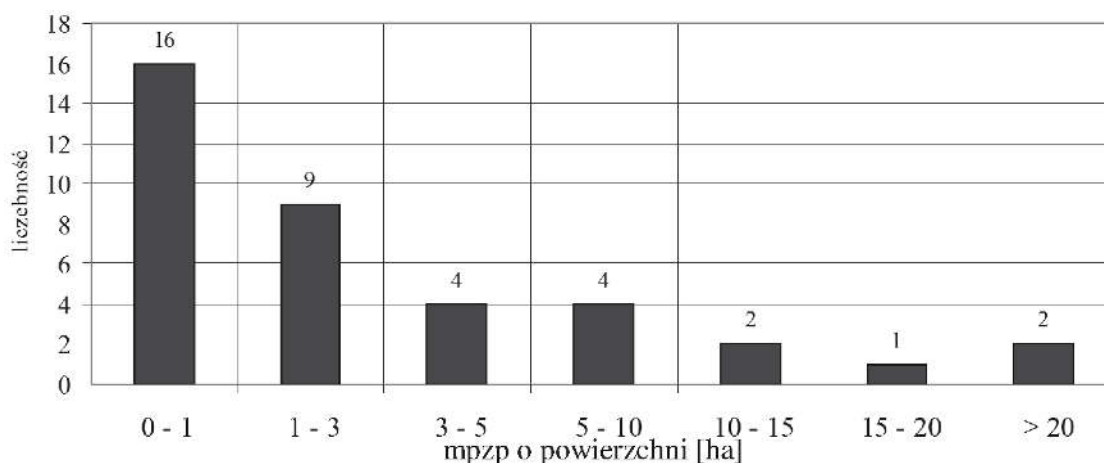
Zmiany pokrycia mpzp terenu Skórzewa w latach 1995–2012 przebiegały dość nieregularnie. Powierzchnia pokrycia planami miejscowymi w roku wyjściowym, tj. 1995, wynosiła 94,4 ha (13,2% powierzchni Skórzewa). Największe tempo przyrostu pokrycia mpzp terenu Skórzewa było w latach 2000–2003. Suma w tych latach wzrosła z 146,9 ha do 223,8 ha, co oznaczało wzrost całkowitego pokrycia obrębu geodezyjnego mpzp z 20,6% do 31,2%. Po 2003 r., w związku z uchwaleniem ustawy z 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym, straciły moc plany uchwalone przed 1995 r. Obecny stan pokrycia mpzp na terenie Skórzewa wynosi 183,1 ha, co stanowi 25,7% powierzchni sołectwa (rys. 4).

Biorąc pod uwagę średnią powierzchnię pokrywaną nowymi planami miejscowymi rocznie w latach 1995–2012 (10,1 ha), można założyć, że cała powierzchnia Skórzewa zostanie pokryta planami miejscowymi w 2065 r.

Tabela 2. Charakterystyka wybranych parametrów ilościowych planów miejscowych wsi Skórzewo uchwalanych w latach 1992–2012**Table 2.** List of data on local development plan in Skórzewo enacted in the years 1992–2012

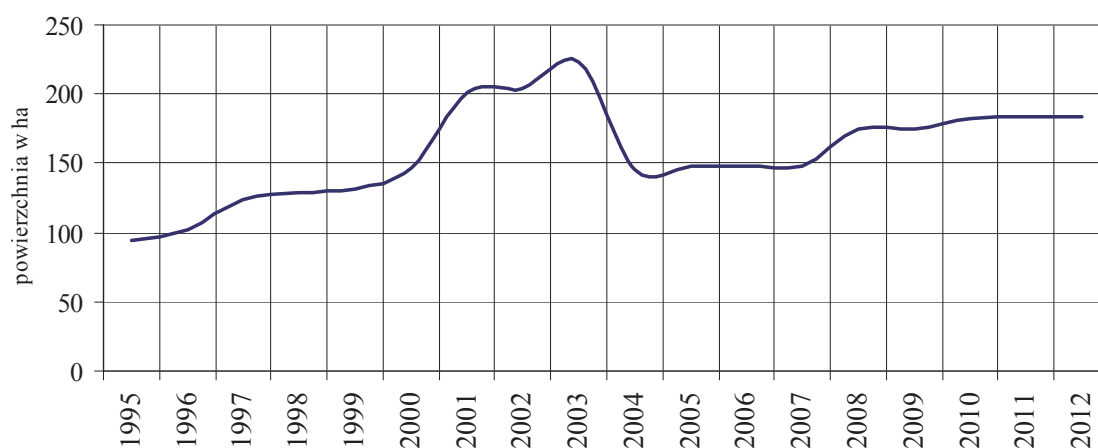
Rok uchwalenia mpzp	Liczba uchwalonych mpzp	Powierzchnia uchwalanych mpzp	Najmniejsza powierzchnia uchwalonego mpzp	Największa powierzchnia uchwalonego mpzp	Średnia powierzchnia uchwalonych mpzp
1992	1	713,00	–	–	–
Wartość uśredniona 1992	1	713,00	–	–	–
1993	3	17,00	1,80	9,80	5,70
1994	2	77,38	0,98	76,40	38,69
Wartość uśredniona 1993–1994	3	47,19	1,39	43,10	8,88
1995	–	–	–	–	–
1996	1	8,00	8,00	8,00	8,00
1997	5	21,60	1,40	13,56	4,32
1998	2	4,90	0,20	4,70	2,45
1999	1	2,20	2,20	2,20	2,20
2000	2	15,80	1,40	14,40	7,90
2001	6	54,20	0,30	31,70	9,03
2002	1	2,40	2,40	2,40	2,40
2003	8	20,30	0,03	5,50	2,54
2004	2	16,20	1,50	14,70	8,10
2005	2	1,90	0,93	0,97	0,95
2006	1	0,20	0,20	0,20	0,20
2007	1	0,20	0,20	0,20	0,20
2008	4	26,80	0,20	23,80	6,70
2009	–	–	–	–	–
2010	2	7,50	0,10	7,40	3,75
2011	1	0,30	0,30	0,30	0,30
2012	–	–	–	–	–
Wartość uśredniona 1995–2012	2	10,14	1,08	7,22	3,28

Źródło: Opracowanie własne.



Rys. 3. Histogram z szeregów rozdzielczych przedziałowych powierzchni uchwalanych mpzp w Skórzewie w latach 1995–2012

Fig. 3. Histogram of the distribution of interval series of enacted local development plan for the period 1995–2012

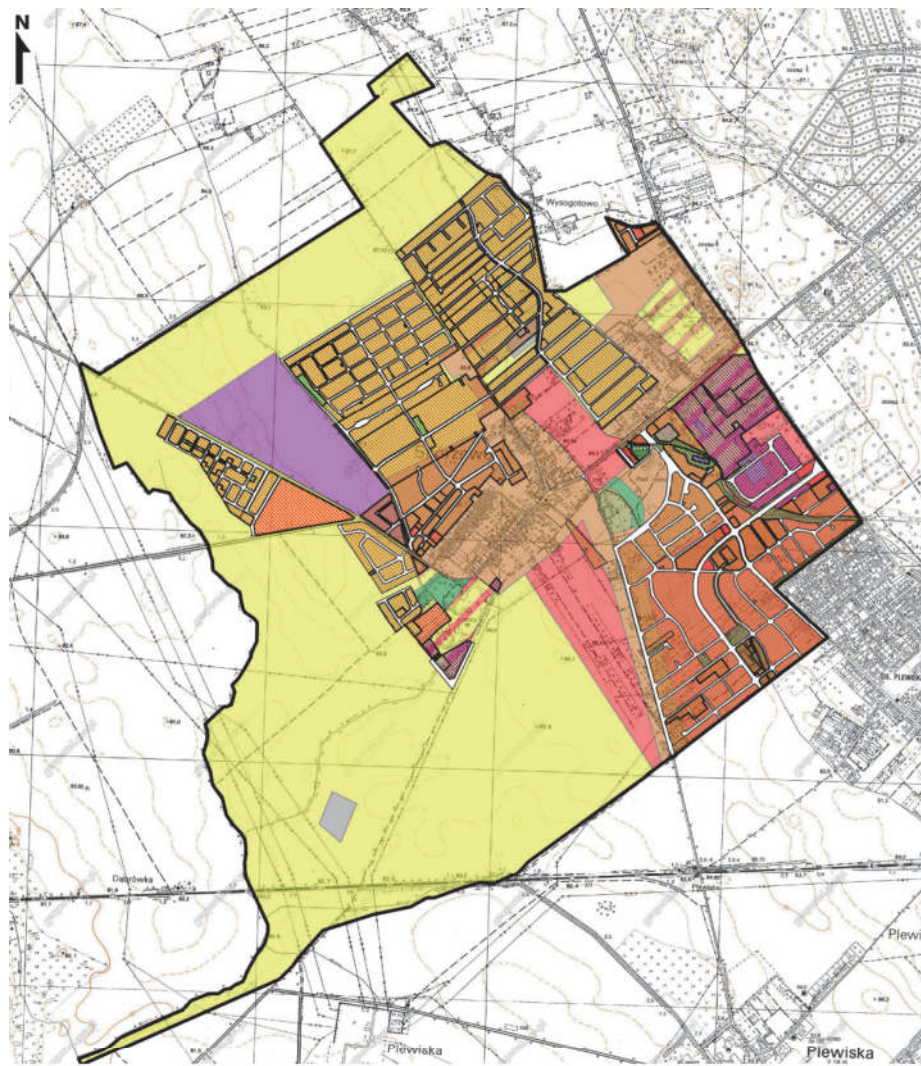


Rys. 4. Zmiany sumy powierzchni pokrycia mpzp obrębu geodezyjnego Skórzewa w latach 1995–2012

Fig. 4. Changes in total surface coverage of local development plan in geodetic district Skórzewo in the years 1995–2012

4. Podsumowanie

Przeprowadzone analizy zmian przeznaczenia terenu potwierdziły, że Skórzewo jest jednostką osadniczą, w której zachodzą ciągłe intensywne procesy suburbanizacyjne, co jest wynikiem bezpośredniego sąsiedztwa z miastem Poznań. Skórzewo jest sypialnią dla metropolii Poznań, a także zapleczem usługowym i coraz bardziej ztraca swój wiejski charakter.



Legenda

Objaśnienia ogólne

— granica obrębu geodezyjnego Skórzewo

0 0,5 1 km

Przeznaczenie terenu wg planu ogólnego

- MN - tereny zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej
- P - tereny obiektów produkcyjnych, składów i magazynów
- U - tereny zabudowy usługowej
- R - tereny rolnicze
- RM - tereny zab. zagrodowej w gosp. rolnych, hodowl. i ogrod.
- RU - tereny obsługi prod. w gosp. rol., hodowl., ogrod., leśn. i rybactwie
- ZP - tereny zieleni urządzonej
- ZC - tereny cmentarzy
- K - kanalizacja
- O - gospodarowanie odpadami
- W - wodociągi

Przeznaczenie terenu wg obowiązujących planów

Przeznaczenie terenu wg planów, które straciły moc

- MN - tereny zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej
- P - tereny obiektów produkcyjnych, składów i magazynów
- U - tereny zabudowy usługowej
- ZP - tereny zieleni urządzonej
- KD - tereny dróg publicznych
- E - elektroenergetyka

- MN - tereny zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej
- MW - tereny zabudowy mieszkaniowej wielorodzinnej
- P - tereny obiektów produkcyjnych, składów i magazynów
- U - tereny zabudowy usługowej
- RM - tereny zabudowy zagrodowej w gosp. rol., hodowlanych i ogrod.
- ZP - tereny zieleni urządzonej
- WS - tereny wód powierzchniowych śródlądowych
- KD - tereny dróg publicznych
- E - elektroenergetyka
- K - kanalizacja
- W - wodociągi

Rys. 5. Zmiany przeznaczenia terenu we wsi Skórzewo w latach 1992–2012
Fig. 5. Land function changes in Skórzewo village in the years 1992–2012

Dynamiczny wzrost liczby mieszkańców Skórzewa przyczynił się do powstania nowych terenów mieszkaniowych wyznaczonych w uchwalanych mpzp. W latach 1992–2012 sukcesywnie wzrastała powierzchnia terenów zabudowy mieszkaniowej. W planie ogólnym z 1992 r. dominowało przeznaczenie na tereny rolnicze, którymi objęto ponad 60% powierzchni obrębu geodezyjnego. Pod tereny zabudowy mieszkaniowej przewidywano wówczas 15% powierzchni obrębu (107 ha), a pod usługi 14% (99 ha). W grupie mpzp, które straciły moc, dominującym przeznaczeniem były tereny mieszkaniowe – 63% i objęły 58 ha. Wówczas plany pokrywały jednak zaledwie 13% Skórzewa. Obecnie przy pokryciu obrębu mpzp wynoszącym 26% tereny zabudowy mieszkaniowej zajmują 124 ha, co stanowi 68% powierzchni objętej planami miejscowymi.

Skórzewo jest przykładem wsi podmiejskiej, w której suburbanizacja jest zjawiskiem kontrolowanym. Nie dochodzi tutaj do przeznaczania terenów pod zabudowę mieszkaniową, które nie nawiązują do dawnych terenów zabudowy mieszkaniowej. Zwraca uwagę także relatywny wzrost udziału dróg w strukturze ustalonego przeznaczenia, stanowiący 21% dla planów, które straciły moc, a dla obowiązujących – 25%.

Rozwój Skórzewa następuje w bardzo szybkim tempie. W latach 90., gdy wykonywano plan ogólny Skórzewa nie sądzono, że zjawiska suburbanizacyjne będą miały aż taki wymiar. W tekście planu ogólnego prognozowano, że liczba mieszkańców Skórzewa w roku 2005 wyniesie 1 500 osób, a w rzeczywistości wyniosła ona wówczas 3 145 osób.

Analiza jakościowa dokumentów planistycznych z lat 1992–2012 wykazała, że w zależności od daty uchwalenia zmienia się ich szczegółowość i forma zapisu. W obowiązujących planach miejscowych stosowane są precyzyjniejsze zapisy i podawana jest większa liczba wyrażonych liczbowo wskaźników urbanistycznych niż w planach, które straciły moc. Świadczy to o podjętej przez gminę próbie zarządzania procesem suburbanizacji poprzez plany miejscowe. Negatywnie o procesie planowania przestrzennego w obrębie Skórzewa świadczy natomiast niewielka przeciętna powierzchnia uchwalanych mpzp (3,28 ha dla lat 1995–2012) oraz przewaga planów najmniejszych o powierzchni do 1 ha (42%).

*Praca zrealizowana w ramach projektu badawczego
NCN nr 2011/01/B/HS4/03298*

Literatura

1. **Jaeger J. A.G., Bertiller R., Schwick Ch., Kienast F.:** *Suitability criteria for measures of urban sprawl*. Ecological Indicators, Volume 10, Issue 2, March, 397–406 (2010).
2. **Kolipiński B.:** *Ekspertyza nt.: Ład przestrzenny w Polsce – stan i problemy*, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego. Warszawa, 1–18 (2011).
3. *Koncepcja Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030*. Uchwała nr 239 Rady Ministrów z dnia 13 grudnia 2011 r. w sprawie przyjęcia Koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030 (M.P. 2012, poz. 252)
4. **Lisowski A., Grochowski M.:** *Procesy suburbanizacji. Uwarunkowania, formy i konsekwencje*, [w:] K. Saganowski, M. Zagrzejewska-Fiedorowicz, P. Żuber (red.) *Ekspertyzy do Koncepcji Zagospodarowania Przestrzennego Kraju*, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego. Warszawa: tom 1, 217–280 (2008).
5. **Lorens P.:** *Suburbanizacja w procesie rozwoju miasta postsocjalistycznego* [w:] P. Lorens (red.) *Problem suburbanizacji*. Biblioteka Urbanisty 7, Urbanista. Warszawa, 33–44 (2005).
6. **Mrozik K., Bossy M., Zaręba K.:** *Polityka przestrzenna gmin wiejskich na tle zmian zagospodarowania przestrzennego wynikających z suburbanizacji*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 14, 761–771 (2012).
7. **Parysek J.J.:** *Aglomeracje miejskie w Polsce oraz problemy funkcjonowania i rozwoju*, [w:] J. J. Parysek, A. Tölle (red.), *Wybrane problemy rozwoju i rewitalizacji miast: aspekty poznawcze i praktyczne*. Biuletyn IGS-EiGP UAM w Poznaniu. Seria Rozwój regionalny i Polityka Regionalna. Bogucki WN. Poznań, 5, 29–48 (2008).
8. **Parysek J.J.:** *Wprowadzenie do gospodarki przestrzennej. Wybrane aspekty praktyczne*, Wyd. UAM. Poznań, 2006.
9. **Pichler-Milanović N., Gutry-Korycka M., Rink D.:** *Sprawl in the Post-Socialist City: the changing economic and institutional context of Central and Eastern European Cities* [w:] C. Couch, G. Petschel-Held, L. Leontidou (Eds.), *Urban Sprawl in Europe: Landscape, Land-Use Change and Policy*, Wiley-Blackwell, 102–135 (2007).
10. **Przybyła Cz., Bykowski J., Mrozik K., Napierała M.:** *Rola infrastruktury wodno-melioracyjnej w procesie suburbanizacji*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13, 769–786 (2011).
11. **Roose A., Kull A., Gauk M., Tali T.:** *Land use policy shocks in the post-communist urban fringe: A case study of Estonia*, *Land Use Policy*, Volume 30, Issue 1, January, 76–83 (2013).
12. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 26 sierpnia 2003 r. w sprawie wymaganego zakresu projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego (Dz.U. z 2003, nr 164, poz.1587)

13. **Timar J., Varadi D.:** *The uneven development of suburbanisation during transition in Hungary*, Eur. Urban Reg. Stud., 8, 349–360 (2001).
14. Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym [tj. Dz.U. z 2012 r. poz. 647 ze zm.].
15. **Zimnicka A., Czernik L.:** *Kształtowanie przestrzeni wsi podmiejskiej na przykładzie obszaru oddziaływania miasta Szczecin*. Szczecin, 2007.
16. **Zuziak Z.:** *Strefa podmiejska w architekturze miasta. W stronę nowej architektury regionu miejskiego*. [w:] P. Lorens (red.), *Problem suburbanizacji*. Biblioteka Urbanisty 7. Urbanista. Warszawa, 17–32 (2005).

Local Spatial Development Plans as a Tool for Management of Suburbanization in Rural Areas

Abstract

The paper presents the analysis of changes in land function and in total surface coverage of local development plan in Skórzewo in the years 1995–2012.

The area of study included Skórzewo geodesic precinct located in direct neighborhood of Poznan city, where intense changes associated with the process of suburbanization take place, e.g. population growth rate in the years 1995–2012 was about 394.

Principles modifying the spatial policy of local government bodies and central government bodies, as well as the scope and procedures in land function allocation for specific uses, and identification of principles of their management and development are specified in the Act of 27 March 2003 on spatial planning and land development (SPaLD Act) (The Journal of Law “Dziennik Ustaw” of 2012, item 647 with later amendments).

Studies on conditions and directions of spatial management (hereinafter referred to as the communes studies) and local spatial development plans (local plans) are developed at the local level of spatial planning. Communes studies determine the spatial policy of a given commune, including e.g. principles of spatial development, while not being an act of local law, and its stipulations are binding for the organs of the commune when preparing local plans (art. 9. of SPaLD Act).

Land function, allocation of public investments as well as types of management and conditions of land building development are specified in the local plan (art. 4. of SPaLD Act), which is an act of local law. Moreover, local spatial development plans obligatorily specify e.g. principles of environmental protection, nature conservation and protection of cultural landscape, boundaries and types of land development or protected objects, specified on the basis of separate regulations, including e.g. those at risk of floods.

The analysis carried out in the work was based on planning, statistical and registration data of two decades from 1992 to 2012. The main research concerned changes in land function residential buildings. Moreover, local spatial development plans prepared for Skórzewo, Dopiewo community study and the project of its change have been analyzed in terms of quality and quantity.

The primary source material in the work were local development plans adopted in the years 1992–2012 for the village Skórzewo. According to the recent history of Poland, the analyzed spatial planning documents were divided into three groups:

- I. The general plan of 1992,
- II. Local development plans, which have been repealed (enacted before 1995, or plans that have lost power as a result of the adoption of the new local development plans),
- III. Current local development plans (enacted in 1996–2012).

In connection with the application over the years a variety of indications in the Local Development Plan, for the purpose of analysis, they have been standardized by the Minister of Infrastructure on the required scope of the draft local development plan (Journal of Laws of 2003, No. 164, poz.1587).

Analysis of local development plan were made with the use of software company IMAGIS Mapinfo version 10.5. Therefore, the research methodology was due in large part to the tools used in the form of geographic information system.

Qualitative analysis of planning documents from the years 1992–2012 showed that, depending on the date of enactment, their details and entry form changes. The existing local plans are used accurate records and is given the more number of urban indicators, than in the plans, which had lost power. This show undertaken by the commune attempt to manage the process provides of suburbanization through local plans. Negatively about the spatial planning in Skórzewo geodesic district provides low average area of enacting local plans (3.3 ha for the years 1995–2012) and advantage plans smallest up to 1 ha (42%).



Wpływ pola ultradźwiękowego na adsorpcję kationów kadmu

Joanna Lach, Ewa Okoniewska, Longina Stępnia, Ewa Ociepa
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

Węgłe aktywne wykorzystywane są najczęściej do usuwania z wody związków organicznych, ale w pewnych przypadkach również metali ciężkich [3, 21]. W ściekach z wielu gałęzi przemysłu obecne są jony metali ciężkich. Do toksycznych metali często znajdujących się w ściekach zaliczyć można miedź, kadm, chrom, cynk, nikiel i ołów [7]. Usuwanie więc metali ze ścieków jest ważnym problemem. Kadm z wody i ścieków może być usuwany poprzez: chemiczne strącanie, współstrącanie z żelazem, wymianę jonową, koagulację i flokulację, filtrację, kompleksowanie i biosorpcję, procesy membranowe i ekstrakcję. Szeroko stosowana jest również adsorpcja na węglu aktywnym produkowanym z różnych materiałów, często odpadowych, np. koksu, torfu, drewna, trocin, skorupki orzechów [10, 18] ryżowych [16], odpadów owocowych i warzywnych [9].

W literaturze analizowana jest również adsorpcja metali ciężkich na różnych adsorbentach [14], z roztworów jedno i wieloskładnikowych [6], na utlenionych i nieutlenionych węglach aktywnych oraz na węglach modyfikowanych [13, 18, 21]. Badania prowadzone są w celu:

- określenie możliwości adsorpcji metali ciężkich na komercyjnych węglach aktywnych,
- poszukiwania nowych tanich adsorbentów np. z materiałów odpadowych,
- modyfikacji węgla aktywnych zwiększających ich pojemności adsorpcyjne w stosunku do jonów metali ciężkich.

Adsorpcja jonów metali ciężkich zależy od wielkości powierzchni właściwej, od struktury porowatej, a przede wszystkim od chemicznej budowy powierzchni węgla aktywnego [1, 24]. Według wielu autorów najwyższa adsorpcja metali ciężkich zachodzi na węglach aktywnych posiadających dużo grup funkcyjnych zdolnych do wymiany jonów [7]. Jednym z analizowanych kierunków zwiększenia efektów adsorpcji jonów metali ciężkich lub regeneracji węgla po takiej adsorpcji jest wykorzystanie energii pola ultradźwiękowego [4, 8, 11]. Energia ultradźwięków stosowana jest w różnych procesach inżynierii środowiska [12, 22, 23].

Celem niniejszej pracy było badanie wpływu na adsorpcję kadmu modyfikacji węgla aktywnego polem ultradźwiękowym. Innym analizowanym zagadnieniem była ocena wpływu sonifikacji roztworu zawierającego kadm, roztworu kadmu z granulowanym węglem aktywnym i roztworu kadmu z pylistym węglem aktywnym na uzyskane pojemności adsorpcyjne.

2. Materiały i metody

2.1. Użyte adsorbenty węglowe

W badaniach użyto trzech komercyjnych granulowanych typów węgla aktywnego używanych do uzdatniania wody (R, F, W) i pylistego (P). Ich charakterystykę zamieszczono w tabelach 1–3. Grupy funkcyjne oznaczono i zinterpretowano, stosując metodykę Bohema [2]. Metoda ta polega na selektywnej neutralizacji grup funkcyjnych zasadami o różnej mocy (NaHCO_3 – 0,1 M, Na_2CO_3 – 0,05 M, NaOH – 0,1 M, $\text{C}_2\text{H}_5\text{ONa}$ – 0,1 M). Przed przystąpieniem do badań granulowany węgiel aktywny poddano odpopielaniu, które miało na celu usunięcie wpływu alkalicznych wyciągów wodnych węgla na podwyższenie pH badanych roztworów. Do odpopielania użyto 10% roztworu HCl . Po odpopielaniu węgiel aktywny przepłukano wodą destylowaną i poddano suszeniu w temperaturze 105°C . Tak przygotowane węgle oznaczono R0, F0 i W0. Węgiel pylisty przed dawkowaniem jedynie suszono. Powierzchnię właściwą (S_{BET}) i rozkład porów wyznaczono na podstawie niskotemperaturowej adsorpcji azotu w 77K na aparaturze Sorptomatic 1990 (tabela 2). Rozkład objętości porów wyznaczono metodą Horvatha i Kawazoe. Objętość makroporów wyznaczono z użyciem porozymetru Porosimeter 2000.

Tabela 1. Właściwości fizyczne i chemiczne węgla aktywnych (PN-83/C-97555)
Table 1. Physical and chemical properties of activated carbons R0, F0 and W0 (PN-83/C-97555)

Wskaźnik	Badane węgle aktywne		
	R0	F0	W0
Masa nasypowa, g/dm ³	417	542	450
Nasiąkliwość wodna, cm ³ /g	0,97	0,72	0,61
Wytrzymałość mechaniczna, %	98	97	98
pH wyciągu wodnego	8,6	6,8	6,8
Własność adsorpcyjne wobec:			
– błękitu metylenowego, LM	34	31	28
– jodu, LI, mg/g	760	1055	1117
– fenolu*, mg/g	53,8	55,6	59

*Badania sorpcji fenolu prowadzono z roztworu o objętości 0,25 dm³ o stężeniu 250mg/dm³ z dodatkiem 1 g węgla aktywnego

Tabela 2. Rozkład objętości kapilar w węglach aktywnych
Table 2. The distribution of capillaries volumes in activated carbons

Symbol węgla		Promień kapilar, nm					ΣΔV cm ³ /g	S _{BET} m ² /g
		<1,5	1,5÷15	15÷150	150÷ 1500	1500÷ 7500		
		Objętość kapilar ΔV						
W0	cm ³ /g	0,244	0,106	0,049	0,2530	0,276	0,929	1098
	%	26,26	11,40	5,32	27,24	29,72	100	
F0	cm ³ /g	0,308	0,230	0,233	0,5239	0,033	0,927	859
	%	33,19	24,80	25,19	13,37	3,52	100	
R0	cm ³ /g	0,250	0,240	0,309	0,3197	0,017	1,134	890
	%	22,00	21,12	27,25	28,17	1,45	100	

Tabela 3. Ilość powierzchniowych grup funkcyjnych na wyjściowych węglach aktywnych oznaczona metodą Boehma

Table 3. The number of surface functional groups in initial activated carbons determined by means of the Boehm method

Węgiel aktywny	Grupy funkcyjne, mmol/g					
	Karboksy-Lowe	laktonowe	fenolowe	karbonylowe	Σ zasadowe	Σ kwasowe
W	0,182	0,209	0,110	0,085	0,467	0,501
F	0,138	0,048	0,326	0,060	0,544	0,512
R	0,163	0,12	0,309	0,021	0,434	0,592

Tabela 4. Fizyczne i chemiczne właściwości pylistego węgla aktywnego P (PN-83/C-97555)

Table 4. Physical and chemical properties of powdery activated carbons P (PN-83/C-97555)

Wskaźnik	Wartość
Powierzchnia właściwa, m ² /g	900–1100
Masa nasypowa, g/dm ³	280–360
Liczba metylenowa, cm ³	30–34
pH wyciągu wodnego	10–11,5
Zawartość popiołu, %	5–8
Adsorpcja jodu, mg/g	900–1100
Liczba melasowa, mg	240–400
Typowe uziarnienie:	
> 100 mikronów, %	7
> 88 mikronów, %	15
> 60 mikronów, %	25

2.2. Modyfikacja węgla aktywnego

W badaniach stosowano także węgiel aktywny R modyfikowany przy udziale fali ultradźwiękowej (tabela 5). Węgiel aktywny w ilości 100 g zalewano wodą do objętości 600 cm³ i umieszczano w dezintegratorze Hielsher UP 400S z sonotrodą typu H22L o powierzchni 3,8 cm³. Parametry techniczne generatora ultradźwiękowego wynosiły: moc użyteczna (aktywna) 400 W (300 w ośrodku wodnym), częstotliwość robocza 24 kHz, maksymalna gęstość mocy akustycznej 85 W/cm². Sonifika-

cję próbek prowadzono w różnych czasach przy dwóch amplitudach 30 i 60 μm . Węgłe R1, R2, R3 – modyfikowane były falami o amplitudzie 30 μm (gęstość mocy akustycznej 42,5 W/cm^2) w czasie 5, 10 i 15 minut, a R4, R5, R6, R7 – falami o amplitudzie 60 μm (gęstość mocy akustycznej 85,0 W/cm^2) w czasie 5, 10, 15 i 20 minut.

Tabela 5. Charakterystyka węgla aktywnego R modyfikowanego falami ultradźwiękowymi (PN-83/C-97555)

Table 5. Physical and chemical properties of activated carbon modified with ultrasounds (PN-83/C-97555)

Wskaźnik	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7
Masa nasypowa, g/dm^3	405	409	409	407	415	417	428
Liczba jodowa LJ, mg/g	750	770	790	840	820	810	800
Liczba metylenowa LM, cm^3/g	35	34	33	40	37	35	33
Zawartość popiołu, %	5,5	6,0	6,5	5,0	5,5	5,5	6,5
Ubytek masy, g	13,2	18,3	19,0	19,4	20,3	20,3	20,7

2.3. Pomiary adsorpcyjne

Adsorpcja na węglach R, F i W

Adsorpcję jonów kadmu prowadzono w warunkach statycznych z roztworów o stężeniu: 2,24; 4,48; 6,72; 8,96; i 11,2 mg/dm^3 . Przedstawione wyniki badań są średnią z trzech pomiarów. Sorpcję prowadzono z roztworu o objętości 0,25 dm^3 , do którego dodawano 1 g węgla aktywnego. Przez pierwsze 2 godziny wstrząsano węgiel z roztworem kadmu, a następnie odstawiano na 22 h, po czym mierzono stężenie końcowe. Badania sorpcji prowadzono przy $\text{pH}=6$. Roztwory kadmu wykonano z $3\text{CdSO}_4 \times 8\text{H}_2\text{O}$. Proces prowadzono z roztworów o pH naturalnym dla danej soli ($\text{pH}=5,6-5,9$).

Badania wpływu temperatury na efektywność adsorpcji prowadzono z użyciem łaźni wodnej z mechanicznym wytrząsaniem umieszczonej w zimie w pomieszczeniu nieogrzewanym. Pomiary prowadzono w temperaturze 10, 20 i $30 \pm 2^\circ\text{C}$. Temperatura zewnętrzna pozwoliła na uzyskanie temperatury 10°C .

Prowadzono pomiary adsorpcji na wyjściowym i modyfikowanych węglach aktywnych R. Wpływ pola ultradźwiękowego analizowano

również w przypadku gdy nadźwiękawiano roztwór z węglem aktywnym przez 5 minut przed procesem adsorpcji właściwej opisanej powyżej. Sonifikację prowadzono falami o różnej amplitudzie, a pomiary takie oznaczono zgodnie z następującym kodem: (R+r)UD1 – (R+r) oznacza, że nadźwiękawiany był roztwór z węglem aktywnym, UD1 oznacza użycie fal o różnej amplitudzie (UD1 – amplituda 12 μm , UD2 – 24 μm , UD3 – 36 μm , UD2 – 48 μm , UD2 – 60 μm).

Adsorpcja na węglach P

Adsorpcję na węglach pylistych prowadzono z roztworów o stężeniu kadmu: 2,24; 4,48; 6,72; 8,96; i 11,2 mg/dm^3 . Przedstawione wyniki badań są średnią z trzech pomiarów. Próbkę węgla o masie 0,2 g wsypywano do 0,250 dm^3 roztworu i całość mieszano przez 5 min. z intensywnością 190 obr/min. Roztwór pozostawiano na 15 minut, a następnie filtrowano przez twardy sączek. Takie warunki, zgodnie z wcześniejszymi badaniami wystarczyły do otrzymania równowagi adsorpcji. Adsorpcję prowadzono również z sonifikowanych mieszanin. W tym przypadku roztwór z węglem aktywnym nadźwiękawiano przez 5 min falami o różnej amplitudzie. W tym przypadku nie stosowano mieszania mechanicznego. Po tym czasie odstawiano mieszaninę węgla z roztworem na 15 min i po przesączeniu oznaczano w roztworze pozostałą ilość kadmu.

Pomiary stężeń kadmu wykonano na atomowym spektrometrze emisyjnym z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP) (PN-EN ISO 11885).

2.4. Modele opisu sorpcji w warunkach statycznych

Do opisu wyników badań w warunkach statycznych wykorzystano równania izoterm Freundlicha (1) i Langmuira (2):

$$Q = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}} \quad (1)$$

$$Q = \frac{Q_m \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (2)$$

gdzie:

- Q – pojemność adsorpcyjna
- K_F i n – stałe równania Freundlicha
- C_e – stężenie równowagowe
- Q_m i K_L – stałe równania Langmuira.

Z postaci liniowych izoterm Freundlicha (3) i Langumira (4) oblicza się stałe tych równań.

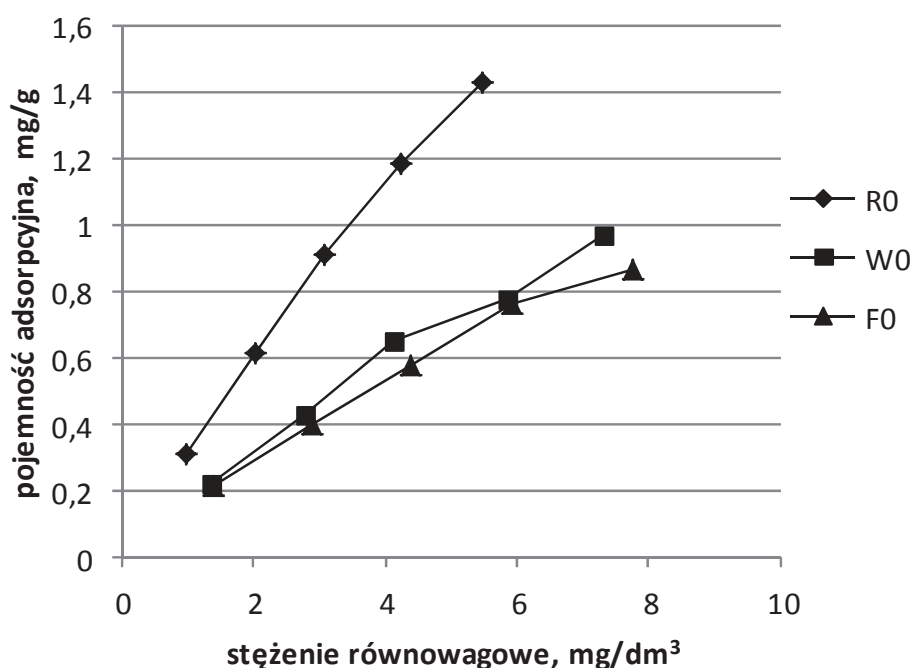
$$\log Q = \log K_F + 1/n \log C_e \quad (3)$$

$$\frac{1}{Q} = \left(\frac{1}{K_L \cdot Q_m} \right) \frac{1}{C_e} + \frac{1}{Q_m} \quad (4)$$

3. Wyniki badań i ich omówienie

W pierwszym etapie badań oceniono na podstawie adsorpcji kadmu trzy węgle aktywne: R, W i F, które stosowane są w stacjach uzdatniania wody (rys.1). Uzyskane wyniki badań izoterm zostały opisane równaniami Freundlich i Langmuira (tabela 6). Wyznaczone równania dobrze korelują z uzyskanymi wynikami badań o czym świadczą bardzo wysokie wartości współczynnika R^2 . Wyraźnie najlepsze rezultaty adsorpcji kationu Cd(II) otrzymano dla węgla R0. Węgiel ten charakteryzuje się wyraźnie większą ilością ugrupowań kwasowych, a mniejszą ugrupowań zasadowych. Jest to sorbent posiadający najwięcej mezoporów spośród analizowanych węgli aktywnych. Ma jednak znacząco mniejszą powierzchnię właściwą niż węgiel W0 i charakteryzuje się mniejszymi możliwościami adsorpcji jodu. Węgle W0 i F0 sorbujące podobne ilości jonów kadmu, różnią się znacząco powierzchnią właściwą i strukturą porowatą, posiadają jednak porównywalne ilości tlenków kwasowych. Węgiel F0 adsorbujący najmniejsze ilości analizowanego kationu posiada na swej powierzchni najwięcej ugrupowań zasadowych. Leyva-Ramos i in. [15] stwierdzili również decydującą rolę grup funkcyjnych podczas adsorpcji kadmu.

Można stwierdzić, że przy niskich pH (poniżej 7,5 gdzie nie następuje zafałszowanie wyników adsorpcji procesem wytrącania kadmu w postaci wodorotlenku) za adsorpcję odpowiada przede wszystkim wymiana jonowa i elektrostatyczne przyciąganie [5, 20]. Mogą również podczas adsorpcji zachodzić takie procesy jak kompleksowanie lub powstawanie wiązań koordynacyjnych.



Rys. 1. Izotermi adsorpcji Cd(II) na węglach aktywnych R0, W0 i F0

Fig.1. Adsorption isotherms for Cd(II) on activated carbons R0, W0 and F0

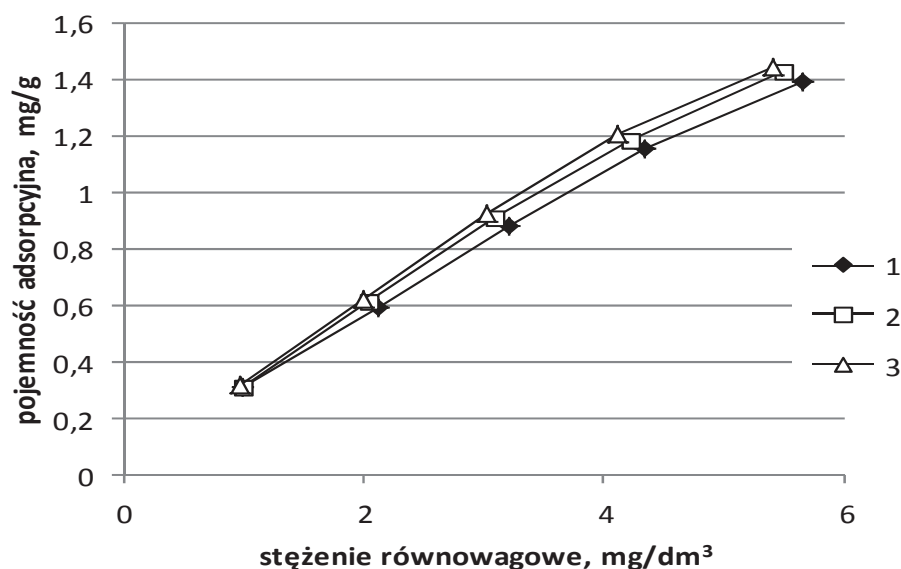
Tabela 6. Współczynniki równań izoterm Freundlicha i Langmuira sorpcji jonów Cd(II) na węglach aktywnych R0, W0 i F0

Table 6. Coefficients of Freundlich and Langmuir isotherms for adsorption of Cd(II) ions on carbons R0, W0 and F0

Węgiel	Stałe izotermi Freundlicha			Stałe izotermi Langmuira		
	1/n	K _F mg/g	R ²	Q _m mg/g	K _L dm ³ /mg	R ²
R0	0,895	0,322	0,998	7,315	0,045	0,999
W0	0,858	0,179	0,993	3,873	0,046	0,998
F0	0,831	0,166	0,995	2,783	0,061	0,996

W następnym etapie badań przeanalizowano wpływ temperatury na efekty adsorpcji kadmu. W doniesieniach literaturowych nie ma jednoznacznej oceny wpływu temperatury na adsorpcję kadmu. Badania Rakhshae i in. świadczą o endotermiczności procesu, a Ferro-Garcia o egzotermiczności [1, 19]. Podjęto takie pomiary, ponieważ nadźwiękawianie roztworów prowadzi również do ich ogrzania. Ocena wpływu temperatury na adsorpcję kadmu będzie jednym z elementów koniecznych do wytłumaczenia zjawisk zachodzących podczas sono-sorpcji.

Otrzymane izotermy adsorpcji nie różnią się znacząco (rys. 2). Obserwowany nieznaczny, pozytywny wpływ wzrostu temperatury świadczy o endotermiczności procesu. Taki niewielki wpływ temperatury na adsorpcję kadmu obserwowali również Leyva-Ramos i in. [15].

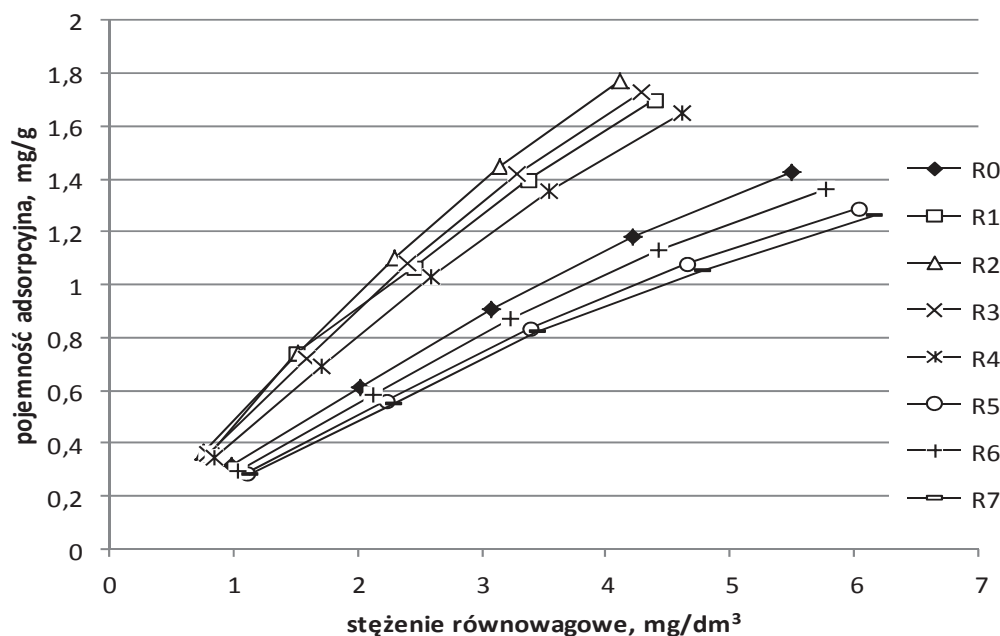


Rys. 2. Wpływ temperatury na izotermy adsorpcji Cd(II) na węglu aktywnym R0; 1 – 10°C, 2 – 20°C, 3 – 30°C

Fig. 2. Effect of temperature on the Cd(II) adsorption isotherm on activated carbon R0; 1 – 10°C, 2 – 20°C, 3 – 30°C

W następnym etapie badań oceniano modyfikację granulowanego węgla aktywnego z udziałem fal ultradźwiękowych na podstawie sorpcji kationu kadmu. Przystępując do badań założono, że kawitacja występująca podczas sonifikacji roztworu z węglem aktywnym może prowadzić do powstawania wysoko reaktywnych rodników hydroksylowych. Rodniki te mające zdolność do nieselektywnego utleniania materii organicznej mogą zmieniać budowę chemiczną powierzchni węgli aktywnych [17]. Spośród grupy modyfikowanych w różnych warunkach węgli aktywnych otrzymano cztery, na których adsorpcja kadmu była zdecydowanie wyższa niż węgla wyjściowym R0 (rys. 3, tabela 7). Były to węgle modyfikowane polem ultradźwiękowym o mniejszej amplitudzie (30 μm) dla wszystkich czasów modyfikacji (5, 10 i 15 min) oraz węgiel modyfikowany z udziałem fal ultradźwiękowych o amplitudzie 60 μm , ale tylko w czasie 5 minut. Najwyższe rezultaty adsorpcji Cd(II) otrzymano dla

węgłu modyfikowanym ultradźwiękami o amplitudzie 30 μm w czasie 10 minut (R2). Skuteczność adsorpcji dla najwyższego analizowanego stężenia na węglu wyjściowym wynosiła 50%, a na R2 – 63%.



Rys. 3. Izotermy adsorpcji Cd(II) na modyfikowanych węglach aktywnych
Fig. 3. Adsorption isotherms for Cd(II) on modified activated carbon R0

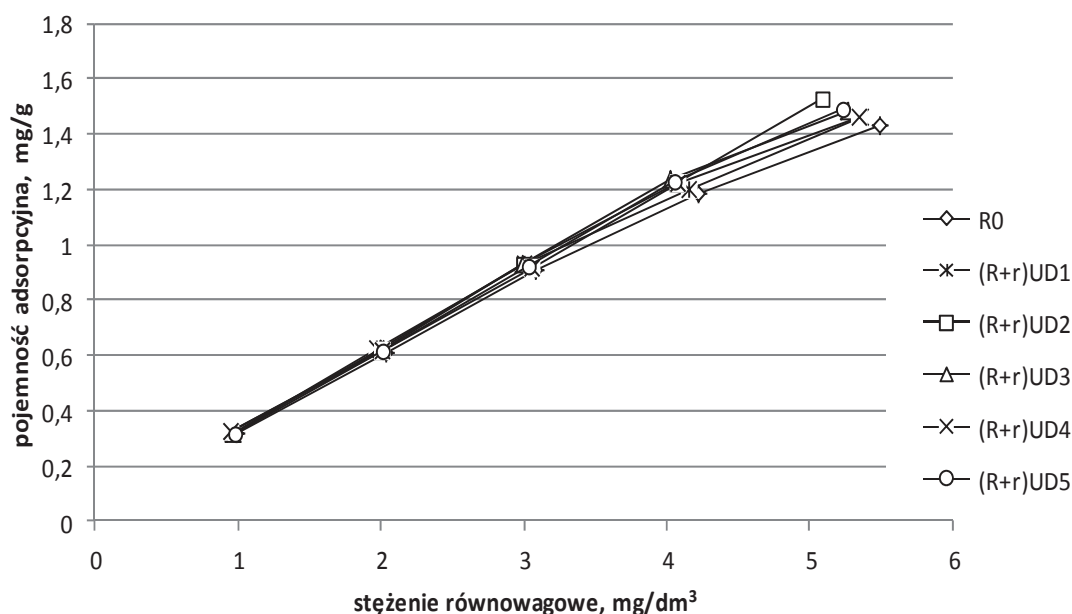
Tabela 7. Współczynniki równań izoterm Freundlicha i Langmuira sorpcji jonów Cd(II) na węglach aktywnych modyfikowanych R0

Table 7. Coefficients of Freundlich and Langmuir isotherms for adsorption of Cd(II) ions on modified carbons R0

Węgiel	Stałe izoterm Freundlicha			Stałe izoterm Langmuira		
	1/n	K_F mg/g	R^2	Q_m mg/g	K_L dm^3/mg	R^2
R0	0,895	0,322	0,998	7,315	0,045	0,999
R1	0,910	0,462	0,989	26,042	0,018	0,991
R2	0,936	0,489	0,997	19,305	0,025	0,989
R3	0,933	0,462	0,988	17,699	0,026	0,999
R4	0,931	0,412	0,989	16,807	0,025	0,995
R5	0,899	0,267	0,997	7,868	0,034	0,986
R6	0,899	0,293	0,997	7,776	0,038	0,998
R7	0,899	0,257	0,986	7,911	0,032	0,997

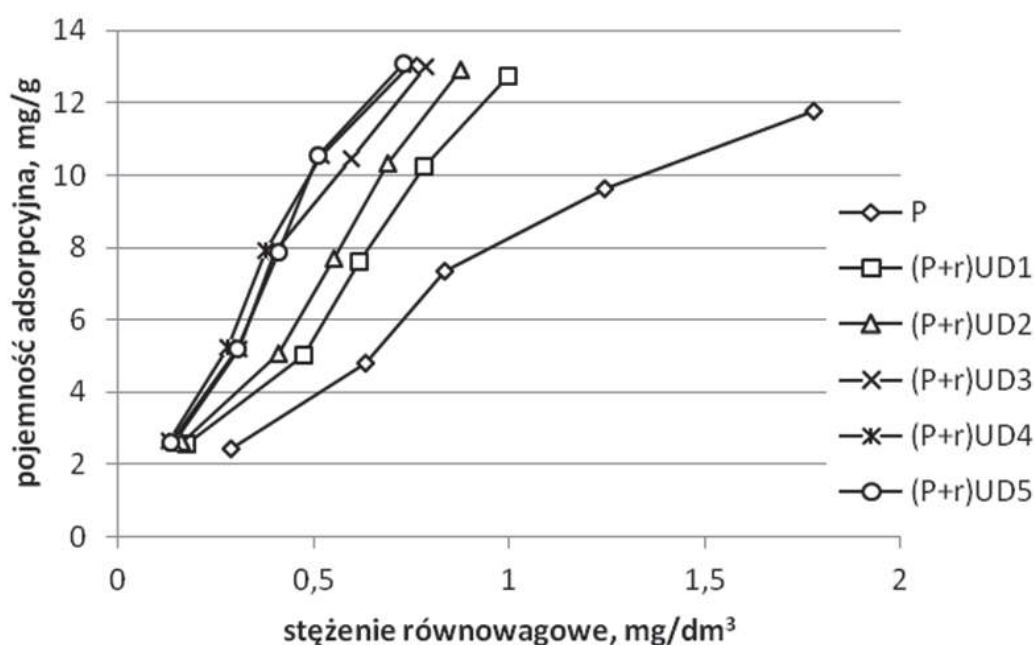
Działanie ultradźwięków o wyższej amplitudzie drgań w czasie 10, 15 i 20 minut powoduje takie zmiany w węglach aktywnych, których efektem jest obniżona adsorpcja jonów kadmu. W tym przypadku działanie zbyt wysokiej energii fal ultradźwiękowych powoduje prawdopodobnie destrukcyjne zmiany w ugrupowaniach tlenowych na powierzchni węgla aktywnego. Obserwowane było również pewne niszczenie ziaren węgla aktywnego (pył w roztworze) szczególnie przy wyższym natężeniu gęstość mocy akustycznej ($85,0 \text{ W/cm}^2$).

Następnie nadźwiękawiano roztwory kadmu i do tak przygotowanych roztworów dodawano węgiel aktywny i przeprowadzano sorpcję w sposób konwencjonalny. Wyniki adsorpcji kadmu z roztworów wyjściowych i sonifikowanych nie różniły się. W następnej kolejności przebadano również wpływ sonifikacji mieszaniny roztworu kadmu z węglem aktywnym R0 na skuteczność adsorpcji jonów Cd(II) (rys. 4). Mieszaninę nadźwiękawiano przez 5 minut falami o różnej amplitudzie, a następnie poddawano konwencjonalnej adsorpcji. Również w przypadku tak prowadzonej sono-sorpcji nie otrzymano znaczących zmian w otrzymanych efektach.



Rys. 4. Wpływ sonifikacji na adsorpcję kadmu na węglu aktywnym R0
Fig. 4. Effect of sonification on the adsorption of cadmium on the activated carbon R0

Przeprowadzono również badania wpływu ultradźwięków na adsorpcję kadmu na pylistym węglu aktywnym. W tym przypadku przeanalizowano sono-sorpcję z udziałem ultradźwięków o różnej amplitudzie (rys. 5, tabela 8). W próbkach nadźwiękawanym wyeliminowano mieszanie mechaniczne, ponieważ w trakcie sonifikacji następuje intensywne mieszanie roztworu z węglem. Ten sposób pozwolił na uzyskanie znacznie lepszych efektów adsorpcji kadmu. Im wyższa amplituda fal ultradźwiękowych (większa moc) tym wyższa adsorpcja. Otrzymane rezultaty mogą być efektem zmian w chemicznym charakterze powierzchni węgla aktywnego, podwyższeniem temperatury (maksymalnie do 28°C) oraz zmianami w wielkości ziaren. W próbkach nadźwiękawanym obserwowano znacznie dłużej utrzymującą się zawieszinę węgla aktywnego w roztworze. Zwolniona sedimentacja świadczy o rozbiciu ziaren na mniejsze pyłki. Może to prowadzić do odkrycia nieaktywnych porów i udostępnienia miejsc aktywnych. Podwyższenie temperatury również może poprawić efekty sorpcji. Otrzymane rezultaty, znacznie lepsze gdy prowadzono sono-sorpcję, są prawdopodobnie wypadkową wielu występujących zjawisk.



Rys. 5. Wpływ sonifikacji na adsorpcję kadmu na węglu aktywnym P

Fig. 5. Effect of sonification on the adsorption of cadmium on the activated carbon P

Tabela 8. Wpływ sonifikacji na współczynniki równań izoterm Freundlicha i Langmuira**Table 8.** Effect of sonification on the coefficients of Freundlich and Langmuir isotherms

Węgiel	Stałe izoterm Freundlicha			Stałe izoterm Langmuira		
	1/n	K_F mg/g	R^2	Q_m mg/g	K_L dm ³ /mg	R^2
P	0,899	7,619	0,983	75,758	0,114	0,994
(P+r)UD1	0,937	12,056	0,974	37,594	0,405	0,973
(P+r)UD2	0,968	13,979	0,979	53,191	0,307	0,982
(P+r)UD3	0,955	17,018	0,990	153,846	0,122	0,995
(P+r)UD4	0,947	18,463	0,989	156,25	0,132	0,996
(P+r)UD5	0,988	18,599	0,987	163,934	0,120	0,992

4. Podsumowanie

Ultradźwięki mogą być czynnikiem fizycznym powodującym modyfikację klasycznego procesu adsorpcji kadmu. Prawdopodobnie wysoko reaktywne rodniki hydroksylowe powstające podczas kawitacji odpowiadają za zmiany zachodzące w chemicznej budowie powierzchni węgla aktywnego. Mają one zdolność utleniania materii organicznej. Dzięki temu węgle modyfikowane z udziałem ultradźwięków mogą adsorbować większe ilości kationów kadmu niż węgiel wyjściowy. Wysoka energia dostarczona do układu podczas sonifikacji może również nieco wpływać na strukturę porowatą węgla aktywnych. Ta energia może mieć również działanie destrukcyjne. Korzystna okazała się modyfikacja węgla ultradźwiękami o mniejszej analizowanej amplitudzie (30 μm) w całym zakresie badanych czasów, oraz z wyższą amplitudą, ale tylko w najkrótszym czasie (5 min.).

Nadźwiękawianie roztworu przed adsorpcją lub mieszaniny roztworu z węglem aktywnym granulowanym nie zmieniło w sposób znaczący rezultatów adsorpcji kadmu. Poprawę efektów adsorpcji otrzymano podczas adsorpcji jonów Cd na pylistym węgle aktywnym. Może być to rezultatem zmian w budowie chemicznej węgla, podwyższeniem temperatury procesu lub rozbiciem ziaren węgla aktywnego.

*Praca została przygotowana ze środków
BG-401-402/11 i BS/PB- 401-301/12*

Literatura

1. **Bansal R.C., Goyal M.:** *Adsorpcja na węglu aktywnym*. WNT Warszawa, 2009.
2. **Boehm H.P.:** *Surface oxides on carbon and their analysis: a critical assessment*. Carbon, 40, 145–149 (2002).
3. **Dąbek L., Ozimina E., Picheta-Oleś A.:** *Wpływ właściwości węgla aktywnych na szybkość usuwania wybranych barwników z roztworów w obecności nadtlenu wodoru*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 1023–1042 (2011).
4. **Dąbek L., Piechota A., Siejka J.:** *Assessment of sorptive capacities of chemically regenerated*. Chemia i Inżynieria Ekologiczna, 14, 10, 1037–1050 (2007).
5. **El-Hendawy A.A.:** *The role of surface chemistry and solution pH on the removal of Pb²⁺ and Cd²⁺ ions via effective adsorbents from low-cost biomass*. J. Hazard. Mater., 167, 260–267 (2009).
6. **Genc-Fuhrman H., Mikkelsen P.S., Ledin A.:** *Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents*. Wat. Resch., 41, 591–602 (2007).
7. **Giraldo-Gutierrez L., Moreno-Pirajan J.C.:** *Pb(II) and Cr(VI) adsorption from aqueous solution on activated carbons obtained from sugar cane husk and sawdust*. J. Anal. Appl. Pyrolysis, 81, 278–284 (2008).
8. **Jing G., Zhou Z., Song L., Dong M.:** *Ultrasound enhanced adsorption and desorption of chromium (VI) on activated carbon and polymeric resin*. Desalination, 279, 423–427 (2011).
9. **Junior O.K., Gurgel L.V.A., de Melo J.C.P., Botaro V.R., Melo T.M.S., de Freitas Gil R.P., Gill L.F.:** *Adsorption of heavy metal ion from aqueous single metal solution by chemically modified sugarcane bagasse*. Bio-resour. Technol., 98, 1291–1297 (2006).
10. **Kadirvelu K., Namasivayam C.:** *Activated carbon from coconut coirpith as metal adsorbent: adsorption of Cd(II) from aqueous solution*, Adv. Environ.Res., 7, 471–478 (2003).
11. **Korkut O., Sayan E., Lacin O., Bayrak B.:** *Investigation of adsorption and ultrasound assisted desorption of lead (II) and copper (II) on local bentonite: A modeling study*. Desalination, 259, 243–248 (2010).
12. **Kusiak M., Stepniak L.:** *Metody sonochemiczne usuwania zanieczyszczeń organicznych z wody*. Proceedings of ECOpole, 4/2, 439–445 (2010).
13. **Lach J., Ociepa E., Stepniak L.:** *Sorpcja metali ciężkich na utlenionych węglach*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, 9/2, 161–171 (2006).
14. **Lach J., Wolny L., Wolski P.:** *The usage of activated carbons on the adsorption of copper, lead, cadmium, nickel and chromium from water solution*. International Congress of Chemical and Process Engineering, Praha, 178–188 (2008) (full texts of CD-ROM).

15. **Leyva-Ramos R., Bernal-Jacome L.A., Acosta-Rodriguez I.:** *Adsorption of cadmium(II) from aqueous solution on natural and oxidized corncob.* Sep. Purif. Technol., 45, 41–49 (2005).
16. **Montanher S.F., Oliveira E.A., Rollemberg M.C.:** *Removal of metal ions from aqueous solutions onto rice bran.* J. Hazard. Mater., B117, 207–214 (2005).
17. **Naddeo V., Belgiorno V., Napoli R.M.A.:** *Behaviour of natural organic mater during ultrasonic irradiation.* Desalination 210, 157–158 (2007).
18. **Nadeem M., Shabbir M., Abdullah M.A., Shah S.S., McKay G.:** *Sorption of cadmium from aqueous solution by surfactant-modified carbon adsorbents.* Chem. Engineering J., 148, 365–370 (2009).
19. **Rakhshae R., Khosravi M., Ganji M.T.:** *Kinetic modeling and thermodynamic study to remove Pb(II), Cd(II), Ni(II) and Zn(II) from aqueous solution using dead and living Azolla filiculoides.* J. Hazard. Mater., B134, 120–129 (2006).
20. **Tan G., Xiao D.:** *Adsorption of cadmium ion from aquas solution by ground wheat stems.* J. Hazard. Mater., 164, 1359–1363 (2009).
21. **Walczyk M., Świątkowski A., Pakuła M., Biniak S.:** *Electrochemical studies of the interaction between a modified activated carbon surface and heavy metal ions.* J. Appl. Electrochem., 35, 123–130 (2005).
22. **Wolski P., Wolny L.:** *Wpływ dezintegracji I fermentacji na podatność osadów ściekowych do odwadniania.* Rocznik Ochrony Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 1697–1706 (2011).
23. **Wolski P., Zawieja I.:** *Effect of ultrasound field on dewatering of sewage sludge.* Archives of Environmental Protection, 38, 2, 25–31 (2012).
24. **Wilson K., Yang, H., Seo, C.W., Marshall W.E.:** *Select metal adsorption by activated carbon made from peanut shells.* Bioresour. Technol., 97, 2266–2270 (2006).

The Effect of Ultrasonic Field on the Adsorption of Cadmium Ions

Abstract

Adsorption on activated carbon is one of the methods applied for removal of heavy metals from water and wastewater contaminated with these elements. Ion exchange is a predominating mechanism in the process of sorption of ions. In case of sorption of heavy metals cations various surface aggregates are formed. Other processes, such as reduction and oxidation, and precipitation in the pores of insoluble compounds (e.g. hydroxides, carbonates) also occur. The processes behind the

formation of aggregates with various degrees of resistance have a particular effect on the selectivity of ion exchange on activated carbons. The chemical composition of activated carbon surface – in particular, the presence of oxygen groups capable of ion exchange – shows the most significant effect during adsorption of heavy metals ions. Typically, the surface of the activated carbons produced with the steam-gaseous method has functional groups both of acidic and alkaline character that are capable of exchanging cations as well as anions. Carbon materials with no functional groups can also sorb protons. This is possible due to the fact that dislocated electrons π in the solutions act as Lewis base. There are a number of methods currently being investigated that would allow for improving the efficiency of adsorption of heavy metals. In the presented work the effect of ultrasonic field on the adsorption of cadmium from the model solutions was analyzed. Various configurations of ultrasonic field applied in the process of adsorption were investigated. Ultrasounds were generated in the UP 400S disintegrator. In the first phase the activated carbon in the form of granules was modified with the ultrasonic field of acoustic power density of 42,5 W/cm² or 85,0 W/cm², at the amplitude of 30 and 60 μ m, and at the exposure time of 5, 10, 15 and 20 min. Modified activated carbons were used for sorption of cadmium ions from the solutions at the initial concentrations ranging from 2,24 do 11,2 mg/dm³. The adsorption of cadmium on the activated carbon modified with ultrasounds (at the amplitude of 30 μ m and 60 μ m) and at the shortest exposure time (i.e. 5 min.) was higher than on the initial activated carbon. The most favorable results were obtained for the activated carbon modified with ultrasonic field with the acoustic power density of 42,5 W/cm³ and the exposure time of 10 min. The efficiency of cadmium adsorption for the highest concentration increased from 50% (the initial activated carbon) to 63%. Also, the work included the analysis of the effect of ultrasonic field on the cadmium solution with the activated carbon in the form of granules in the first phase of static adsorption. In this case, no significant differences in the adsorption capacities were observed. Also, the effect of ultrasounds on the solution used for the adsorption of cadmium did not have an impact on the efficiency of adsorption. In the final phase of the investigations the effect of sonification on the adsorption of cadmium on the powdery activated carbon was analyzed. The control sample was mechanically mixed for 5 min, and the remaining samples were subjected to the ultrasonic field at various amplitudes but with the same exposure time. The efficiency of adsorption combined with ultrasounds was significantly higher. The final concentrations during the adsorption without ultrasounds were in the range of 0,291 to 1,778 mg/dm³ whereas for the adsorption combined with ultrasounds these concentrations ranged from 0,13 to 0,748 mg/dm³.



Modelowanie matematyczne przelewu burzowego z cylindrycznym regulatorem wirowym odpływu

Bartosz Kaźmierczak
Politechnika Wrocławska

1. Wstęp

Przelewy burzowe stosowane są głównie na kanalizacji ogólnospławnej w celu zabezpieczenia oczyszczalni ścieków przed przeciążeniem hydraulicznym w czasie deszczów nawalnych oraz zmniejszenia wymiarów kolektora za przelewem [3, 6, 7]. Zadaniem hydraulicznym przelewu burzowego jest podział maksymalnego strumienia dopływu Q_d ścieków do obiektu na dwa strumienie, tj.: odpływu do oczyszczalni Q_o oraz odpływu do odbiornika Q .

Ze względu na orientację krawędzi przelewowej przelewy podzielić można na trzy rodzaje: czołowe (prostopadłe do osi podłużnej kanału), ukośne (pod pewnym kątem do osi podłużnej kanału) oraz boczne (równoległe względem osi podłużnej kanału). Pod względem hydraulicznym, każdy z przelewów może działać w warunkach: niezatopienia lub zatopienia krawędzi przelewowej. Zarówno orientacja krawędzi przelewowej, jak i warunki działania, decydują o sprawności hydraulicznej przelewu i wpływają na dobór metody wymiarowania. Ze względów praktycznych, tj. uproszczenia konstrukcji i obniżenia kosztów budowy, w systemach kanalizacyjnych stosowane są najczęściej przelewy boczne [6, 15, 24, 25].

Przy projektowaniu przelewów należy uwzględniać ilościowe i/lub jakościowe kryteria ochrony wód odbiornika przed zanieczyszczeniem, wyrażone bądź to dopuszczalną liczbą zrzutów burzowych w ciągu roku (czasem ich trwania czy dopuszczalną objętością), bądź też dopuszczalnym stężeniem i/lub ładunkiem zanieczyszczeń, odprowadzanych

w zrzutach burzowych do odbiornika. Ochrona środowiska powinna tutaj polegać na odprowadzeniu do wód ścieków o ładunkach zanieczyszczeń dopuszczalnych z punktu widzenia zachowania w środowisku zdolności do samooczyszczenia [18].

Obligatoryjnym kryterium ilościowym w Polsce jest limitowana wartość średniej rocznej liczby zrzutów ścieków, uzależniona od rodzaju kanalizacji oraz odbiornika. Przykładowo, w komunalnej kanalizacji ogólnospławnej, ścieki z przelewów burzowych mogą być odprowadzane do śródlądowych wód powierzchniowych płynących lub przybrzeżnych, o ile średnia roczna liczba zdarzeń poszczególnych przelewów nie przekracza 10 – wg RMŚ z 2006 r. [19]. Z braku danych projektowych potrzebnych do weryfikacji powyższego kryterium, ścieki z przelewów burzowych na komunalnej kanalizacji ogólnospławnej mogą być wprowadzane do wód, jeżeli kanalizacja ta doprowadza ścieki do oczyszczalni o RLM poniżej 100 000, a w chwili rozpoczęcia działania przelewu, strumień objętości zmieszanych ścieków dopływających do przelewu jest co najmniej czterokrotnie większy, niż średni dobowy w roku strumień ścieków w okresie pogody bezopadowej $Q_{\dot{sc}(p.b.)}$.

Uwzględniając powyższe kryteria, wartość granicznego strumienia objętości Q_{gr} w kanale przed przelewem, warunkującego rozpoczęcie zrzutu ścieków do odbiornika, określić można ze wzoru:

$$Q_{gr} = Q_{\dot{sc}(p.b.)} + Q_{dgr} \quad (1)$$

gdzie Q_{dgr} to graniczny strumień dopływu ścieków deszczowych ze zlewni bezpośredniej. Należy zwrócić uwagę, że przy maksymalnym (obliczeniowym) dopływie ścieków do przelewu $Q_{d(max)}$, odpływ z przelewu do oczyszczalni $Q_{o(max)}$ będzie większy od strumienia Q_{gr} , wskutek spiętrzenia ścieków przelewających się przez krawędź przelewową. Dopuszcza się wówczas: $Q_{o(max)} = \beta Q_{gr} = (1,1 \div 1,2) Q_{gr}$ wg [6].

Wartość granicznego strumienia Q_{dgr} wyznaczyć można m.in. metodą rozcieńczeń, której istotą jest współczynnik początkowego rozcieńczenia ścieków n_{rp} (w chwili rozpoczęcia przelewania się przez krawędź przelewową), definiowany jako:

$$n_{rp} = \frac{Q_{dgr}}{Q_{\dot{sc}(p.b.)}} \quad (2)$$

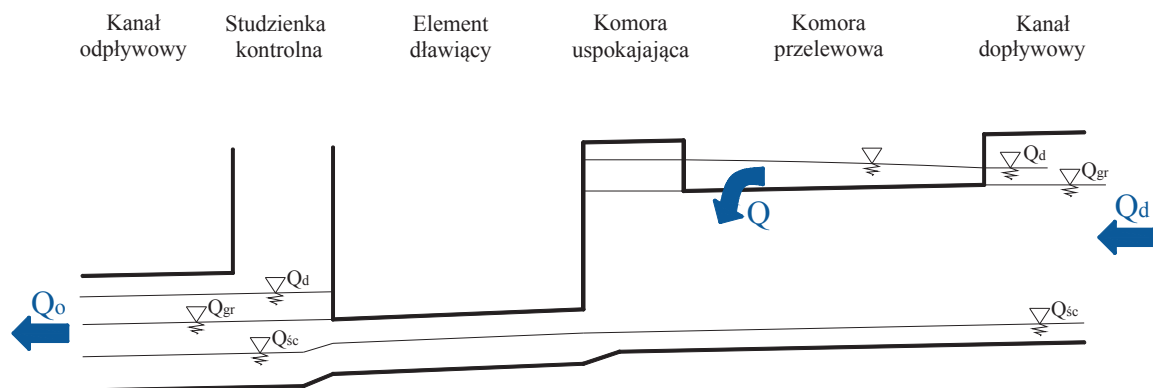
Przelewy burzowe zlokalizowane na komunalnej kanalizacji ogólnospławnej (w aglomeracjach o RLM ≤ 100000), należy projektować na rozcieńczenie początkowe $n_{rp} \geq 3$, wg [19], wówczas wzór (1) można zapisać jako [6, 8]:

$$Q_{gr} = (1 + n_{rp}) Q_{\acute{s}c(p.b.)} \quad (3)$$

Przy granicznej wartości strumienia dopływu ścieków do przelewu burzowego, wszystkie ścieki kierowane są więc do oczyszczalni, a odpływ burzowcem do odbiornika wynosi $Q = 0$ (ścieki spiętrzone są do wysokości krawędzi przelewu). Przy maksymalnym strumieniu dopływu ścieków do przelewu $Q_{d(max)}$ występuje maksymalny zrzut ścieków $Q_{(max)}$ przez krawędź przelewową:

$$Q_{(max)} = Q_{d(max)} - \beta Q_{gr} = Q_{d(max)} - \beta[(1 + n_{rp}) Q_{\acute{s}c(p.b.)}] \quad (4)$$

Na wartość $Q_{(max)}$ projektowany jest wymiar kanału burzowego, odprowadzającego ścieki do odbiornika. Schemat bocznego przelewu burzowego z elementem dławiącym przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat hydrauliczny przelewu burzowego z dławionym odpływem
Fig. 1. Situation of storm overflow with throttled outflow

Wymiarowanie przelewów burzowych opiera się jak dotychczas na przepływach maksymalnych – quasi ustalonych. Nie uwzględnia się więc zmienności strumienia ścieków w czasie. Na etapie wymiarowania, nie można zatem odpowiedzieć na pytania dotyczące krotności działania przelewu w roku, czy też czasu działania i objętości zrzutów [5, 13], a także ładunku zanieczyszczeń ścieków odprowadzanych w zrzutach

burzowych do odbiornika [14, 27]. Kontrola tych parametrów jest możliwa jedynie poprzez modelowanie hydrodynamiczne [21, 22, 23, 26].

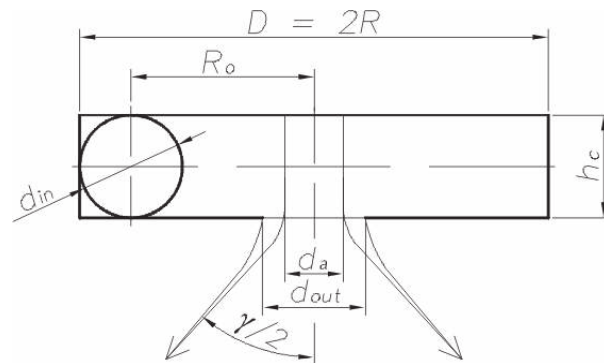
Szczegółowa procedura wymiarowania przelewów burzowych z dławionym odpływem została podana w pracy [6]. Należy zwrócić uwagę, że element dławiący w postaci klasycznej już rury dławiącej wymaga sporej ilości miejsca. Długość rury dławiącej osiąga bowiem często wartość kilkudziesięciu metrów. Znacznie mniej miejsca zajmą rozwiązania w postaci układów szeregowo połączonych łuków lub kolan [12]. W niniejszej pracy przedstawiono przelew burzowy z dławieniem odpływu do oczyszczalni za pomocą cylindrycznego regulatora wirowego, jako nowoczesnego rozwiązania do sterowania strumieniami ścieków w obiektach sieciowych typu zbiorniki retencyjne, separatory czy przelewy burzowe.

2. Regulatory wirowe

W kanalizacji, regulatory wirowe stosowane mogą być w tych miejscach sieci, gdzie wymagana jest ochrona niżej położonych obiektów przed przeciążeniem hydraulicznym. Urządzenia te zapewniają więc bezpieczeństwo działania samych sieci jak i oczyszczalni ścieków, które nie są przeciążane. Regulatory wirowe zaliczyć należy do nowoczesnych urządzeń pasywnych, o zasadzie działania opartej na dławieniu miejscowym. Wykorzystuje się tutaj energię potencjalną i kinetyczną napływającej cieczy do wymuszenia ruchu wirowego w urządzeniu. Cechuje je stosunkowo prosta budowa, niezawodność działania oraz wysoka efektywność dławienia przepływu. Współczynnik oporu miejscowego regulatora cylindrycznego osiągać może wartość $\zeta = 368$ (czemu odpowiada wartość współczynnika przepływu $\mu = 0,05$) [10, 11, 28]. Przykładowo, aby zapewnić taki sam efekt dławienia, jak w regulatorze wirowym, należałoby zastosować rurę dławiącą o długości kilkuset metrów. Najprostszymi cylindrycznymi regulatorami wirowymi (rys. 2) składają się z krótkiego przewodu (króćca) dopływowego, cylindrycznej komory wirowej oraz centralnego otworu wylotowego [6].

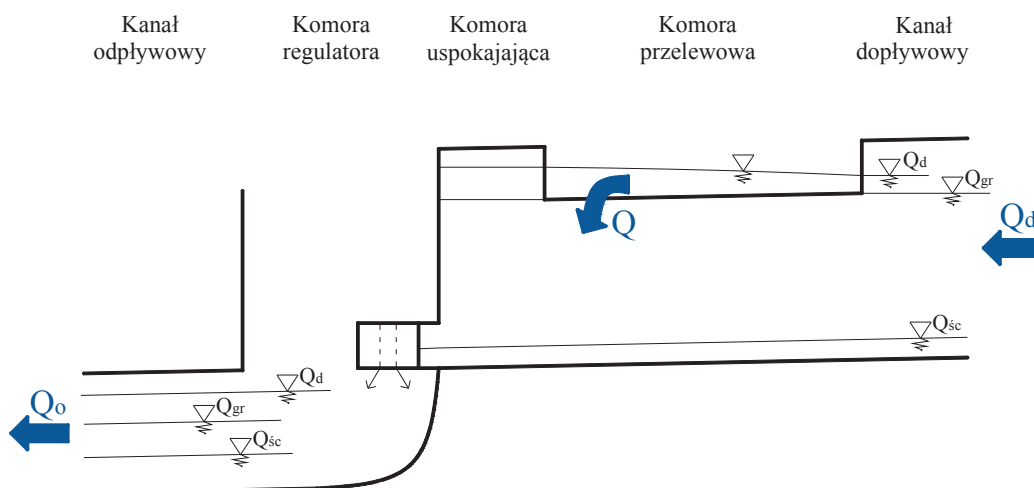
W regulatorze, o kształcie cylindra, ciecz dopływa do urządzenia przez króciec dopływowy, stykający się z powierzchnią cylindra, dzięki czemu nadawany jest jej ruch wirowy. W ruchu tym prędkość obwodowa zwiększa się wraz ze zbliżaniem się do osi cylindra, a dzięki sile odśrodkowej, w komorze wirowej ciśnienie maleje w kierunku jej osi, aby na

powierzchni rdzenia powietrznego osiągnąć ciśnienie otoczenia. Wytwarzający się tutaj rdzeń gazowy ma wpływ na skuteczność dławiącego działania urządzenia.



Rys. 2. Parametry konstrukcyjne i eksploatacyjne regulatora wirowego
Fig. 2. Geometrical and operational parameters of vortex flow regulator

W regulatorach wirowych dochodzi do napowietrzenia strumienia cieczy wypływającej z komory wirowej. Efekt napowietrzający jest rzędu $4 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, co ma istotne znaczenie technologiczne. Większość odorów w obiektach gospodarki komunalnej powstaje w wyniku rozkładu substancji organicznych z udziałem bakterii beztlenowych, a najważniejszym produktem tych przemian jest siarkowodór. W płynących kolektorach ściekach następuje relatywnie szybkie zużycie tlenu na rozkład substancji organicznych i zapoczątkowanie procesów beztlenowych [2, 16].



Rys. 3. Schemat hydrauliczny przelewu burzowego z regulatorem wirowym
Fig. 3. Situation of storm overflow with vortex flow regulator

Wymiarowanie cylindrycznych regulatorów wirowych należy rozpocząć od doboru średnicy króćca dopływowego d_{in} dla zakładanego strumienia objętości odpływu ścieków do oczyszczalni Q_o przy spełnieniu relacji [6, 10]:

$$d_{in} \leq \sqrt[5]{\frac{16Q_o^2}{g\pi^2}} \quad (5)$$

co zapewni (z kryterium Froude'a) zachowanie w regulatorze warunków w pełni rozwiniętego ruchu wirowego ($Fr > 1$), przy czym $d_{in \min} = 0,30$ m (w kanalizacji ogólnospławnej). Dla przyjętych wartości strumienia Q_o i naporu H oraz ustalonej średnicy d_{in} króćca dopływowego do regulatora, należy obliczyć wymaganą wartość współczynnika przepływu μ z wzoru:

$$\mu = \frac{4Q_o}{\pi d_{in}^2 \sqrt{2gH}} \quad (6)$$

Wysokość (h_c) i średnicę cylindra (D) regulatora należy dobrać, z zalecanego w pracach [6, 28] zakresu racjonalnych ich wartości. Mianowicie, efektywna pod względem dławienia, konstrukcja regulatora cylindrycznego powinna zawierać następujące wartości stosunków: $h_c/d_{in} \in [1; 1,5]$ oraz $D/d_{in} \in [3; 4]$, przy spełnieniu warunku wolnego przelotu kuli ($d_{out} \geq d_{in}$) odnośnie stosunku średnic regulatora: $d_{out}/d_{in} \in [1; 1,5]$ – istotnego zwłaszcza dla ścieków. Promień zawirowania cieczy R_o na wlocie do regulatora, obliczany jest z wzoru (rys. 2):

$$R_o = \frac{D - d_{in}}{2} \quad (7)$$

Dobór średnicy otworu odpływowego d_{out} regulatora prowadzi się iteracyjnie. Mianowicie, w pierwszej iteracji należy założyć średnicę tego otworu równą średnicy króćca dopływowego ($d_{out} = d_{in}$) i obliczyć wartość stałej K regulatora cylindrycznego, z wzoru postaci:

$$K = \frac{R_o r_{in}^2}{r_{out}^3} = \frac{2R_o d_{in}^2}{d_{out}^3} \quad (8)$$

a następnie obliczyć w 1. przybliżeniu wartość współczynnika przepływu $\mu_{(1)}$. Średnicę otworu wylotowego d_{out} należy zmieniać dyskretnie, aż do momentu uzyskania zgodności wymaganej wartości μ z obliczoną $\mu_{(i)}$ – w i -tym kroku iteracyjnym, z przyjętą dokładnością:

$$\delta = \left| \frac{\mu - \mu_{(i)}}{\mu} \right| \cdot 100\% \leq 1\% \quad (9)$$

Współczynnik przepływu regulatora, o przyjętych parametrach konstrukcyjnych (h_c/d_{in} , D/d_{in} , d_{out}/d_{in}), obliczyć można ze wzoru:

$$\begin{aligned} \mu = & K^{-0,189} + \left(\frac{d_{out}}{d_{in}} \right)^{0,064} + \left(\frac{h_c}{d_{in}} \right)^{-0,019} \\ & + \left(\frac{d_a}{d_{out}} \right)^{-0,040} - 0,551 \tan \frac{\gamma}{2} - 2,97 \end{aligned} \quad (10)$$

przy czym stosunek średnicy rdzenia powietrznego do średnicy otworu odpływowego

$$\frac{d_a}{d_{out}} = 1,80 - K^{0,084} - 0,050 \frac{d_{out}}{d_{in}} - 0,0061 \frac{h_c}{d_{in}} + 0,0122 \frac{D}{d_{in}} \quad (11)$$

oraz tangens kąta $\gamma/2$ rozpylenia cieczy

$$\tan \frac{\gamma}{2} = 2,38 K^{0,561} \left(\frac{d_{out}}{d_{in}} \right)^{2,16} \left(\frac{h_c}{d_{in}} \right)^{-0,080} \left(\frac{D}{d_{in}} \right)^{-0,896} \quad (12)$$

Po określeniu współczynnika $\mu_{(i)}$ (z ostatniego przybliżenia), przepustowość zaprojektowanego regulatora z przekształconego na Q_o wzoru (6), wyniesie:

$$Q_o = \mu_{(i)} \frac{\pi d_{in}^2}{4} \sqrt{2gH} \quad (13)$$

3. Przykładowy przelew burzowy z regulatorem wirowym

Na potrzeby modelowania działania przelewu burzowego zaproponowano przykładową zlewnię ogólnospławną o powierzchni $F = 60$ ha. Przyjmując zastępczy współczynnik spływu powierzchniowego

deszczu ze zlewni $\psi = 0,25$, jej powierzchnia zredukowana wyniesie $F_{zr} = 15$ ha. Przyjęto przeciętną gęstość zaludnienia 100 mieszkańców na hektar, stąd oszacowano liczbę mieszkańców na 6000. Na podstawie założeń niemieckich [1, 20], jako miarodajny odpływ ścieków bytowo-gospodarczych przyjęto wskaźnik jednostkowy (na mieszkańca) $q_j = 0,005 \text{ dm}^3/\text{s}$, skąd ustalono strumień odpływu ścieków bytowych z modelowej zlewni na $0,030 \text{ m}^3/\text{s}$. Ponadto założono, że czas przepływu w kolektorze miarodajny do wymiarowania przelewu wynosi $t = 15$ minut. Strumień ścieków deszczowych obliczono ze wzoru na maksymalną wysokość opadu (w mm) w warunkach wrocławskich [4, 9], przyjmując częstość deszczu obliczeniowego $C = 2$ lata [17]:

$$h = -4,583 + 7,412t^{0,242} + (97,105t^{0,0222} - 98,675) \left(-\ln \frac{1}{C} \right)^{0,809} \quad (14)$$

Całkowity strumień objętości dopływu ścieków do przelewu burzowego, po dodaniu ścieków bytowych, wynosi: $Q_d = 2,167 + 0,030 = 2,197 \text{ m}^3/\text{s}$. Rozdział strumieni ścieków określono metodą rozcieńczeń, przyjmując współczynnik rozcieńczenia początkowego $n_{rp} = 4$, mając na uwadze weryfikację dopuszczalnej liczby zrzutów burzowych do odbiornika, mniejszą od 10 w roku. Graniczny strumień dopływu ścieków ogólnospławnych do przelewu, wg (3), wyniesie więc: $Q_{gr} = (1 + 4)Q_{sc(p.b)} = 0,150 \text{ m}^3/\text{s}$.

Na podstawie przyjętego rozdziału ścieków na przelewie oraz przy założeniu, że maksymalny strumień objętości odpływu ścieków w kierunku oczyszczalni ścieków wynosić może $Q_o = 1,2Q_{gr} = 0,180 \text{ m}^3/\text{s}$, wyznaczono parametry przelewu burzowego przy użyciu programu PRZELEW [5]. Program pozwala dobierać parametry przelewów burzowych z rurą dławiącą lub układem kolan bądź łuków, nie zawiera natomiast opcji z regulatorem wirowym.

W pierwszej kolejności wyznaczono parametry przelewu burzowego z rurą dławiącą:

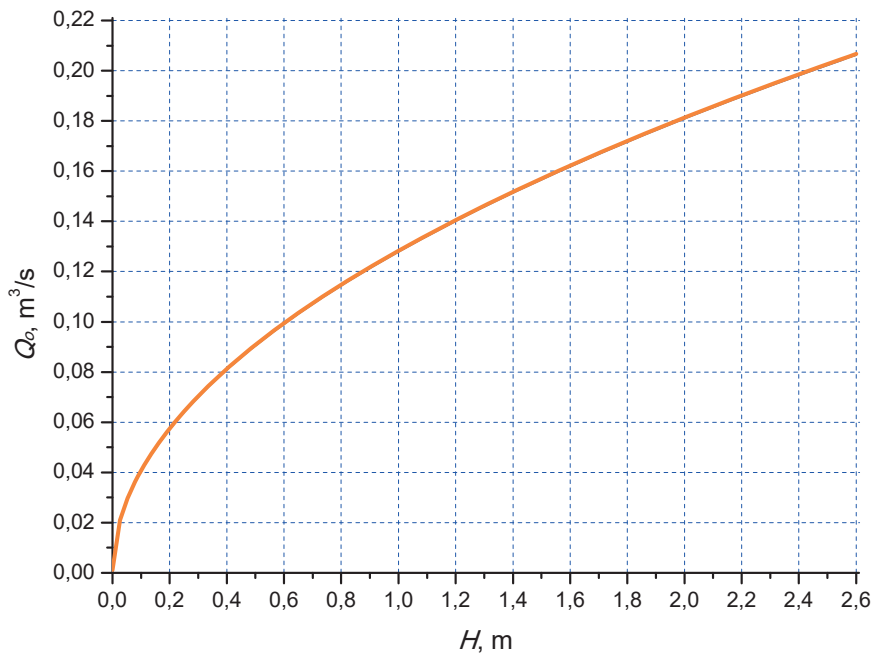
- kanał dopływowy jajowy $1,50 \times 2,25$ m o spadku dna $i = 1,0 \text{ ‰}$,
- krawędź przelewowa o wysokości $p = 1,40$ m i długości $l_p = 3,10$ m,
- wysokość warstwy przelewowej na końcu krawędzi przelewowej $h_k = 0,59$ m,
- rura dławiąca o średnicy $d_r = 0,30$ m, długości $l_r = 36,6$ m i spadku dna $i_r = 3,33 \text{ ‰}$,

- kanał odpływowy do oczyszczalni J0,60x0,90 m o spadku dna $i_o = 1,67 ‰$.
- kanał burzowy J1,50x2,25 m o spadku dna $i = 1,0 ‰$.

W następnej kolejności obliczono parametry regulatora wirowego, który zastąpi rurę dławiącą. Dla projektowanej wartości naporu $H = p + h_k = 1,99$ m i przyjętej wartości strumienia objętości odpływu ścieków $Q_o = 0,180$ m³/s obliczono średnicę króćca dopływowego z wzoru (5): $d_{in} = 0,35$ m, dla której $Fr = 1,02$. Wymaganą wartość współczynnika przepływu $\mu = 0,30$ obliczono z wzoru (6). Następnie przyjęto racjonalne wartości stosunków: $h_c/d_{in} = 1,5$ i $D/d_{in} = 3,0$. Wówczas wysokość cylindra $h_c = 0,53$ m a średnica $D = 1,05$ m. Promień zawirowania cieczy na wlocie do regulatora, z wzoru (7), wyniesie $R_o = 0,35$ m. Następnie przyjęto średnicę otworu odpływowego $d_{out(1)} = d_{in} = 0,35$ m i obliczono z wzoru (8) wartość stałej $K_{(1)} = 2,00$. Stosunek średnicy rdzenia powietrznego do średnicy otworu odpływowego, wg (11), wyniesie wówczas $d_a/d_{out} = 0,717$ a tangens kąta rozpylenia cieczy wg (12): $\tan(\gamma/2) = 1,269$. Na tej podstawie wartość współczynnika przepływu z wzoru (10) wyniesie $\mu_{(1)} = 0,214$. Ponieważ obliczona wartość $\mu_{(1)}$ różni się znacznie od wymaganej $\mu = 0,30$, w drugiej iteracji przyjęto większą wartość $d_{out(2)} = 0,51$ m i obliczono nową wartość $K_{(2)} = 0,650$, a następnie nowe wartości: $d_a/d_{out(2)} = 0,790$ oraz $\tan(\gamma_{(2)}/2) = 1,524$, stąd obliczono $\mu_{(2)} = 0,301$. Błąd względny obliczonej w drugiej iteracji wartości współczynnika przepływu $\mu_{(2)}$ od wymaganej wartości μ wyniesie $\delta = 0,3\%$, co spełnia warunek (9). W efekcie, zgodnie z (13), przepustowość zaprojektowanego regulatora cylindrycznego wyniesie:

$$Q_o(H) = 0,128\sqrt{H} \quad (15)$$

Przykładowo, dla projektowanej wartości naporu $H = 1,99$ m otrzymamy $Q_o = 0,181$ m³/s. Charakterystyka hydrauliczna cylindrycznego regulatora wirowego z przykładu obliczeniowego została przedstawiona na rysunku 4.



Rys. 4. Charakterystyka hydrauliczna regulatora wirowego

Fig. 4. Hydraulic characteristic of vortex regulator

4. Modelowanie matematyczne

Model działania przelewu burzowego z cylindrycznym regulatorem wirowym obejmuje opis procesów: dopływu ścieków do obiektu, odpływu do oczyszczalni, przelewu przez krawędź boczną do odbiornika, a także retencji w komorze przelewowej. Zmiana w czasie (t) objętości (V) ścieków w komorze przelewowej wynosi:

$$dV(t) = Q_d(t)dt - Q_o(t)dt - Q(t)dt \quad (16)$$

Zarówno strumień odpływu ścieków Q_o do oczyszczalni, jak i strumień zrzutu ścieków Q przez przelew boczny, zależne są od wysokości napełnienia H komory przelewowej.

Strumień objętości odpływu ścieków w kierunku oczyszczalni obliczany jest ze wzoru (13). Zrzut ścieków do odbiornika następuje w przypadku, gdy wypełnienie H przekracza wysokość p krawędzi przelewowej i obliczany jest ze wzoru:

$$Q = \frac{2}{3} l_p \mu_p \sqrt{2g} (H - p)^{3/2} \quad (17)$$

przy czym μ_p to współczynnik przepływu przelewu bocznego wg zależności [6, 7]:

$$\mu_p = 0,64 - 0,052q_r + 0,0088L_0 + 0,035W_0 - 0,075Fr_0 - 0,065K_0 \quad (18)$$

gdzie:

q_r – współczynnik rozdziału przepływów na przelewie: $q_r = Q/Q_d$,
 L_0 – względna długość krawędzi przelewowej: $L_0 = l_p/H_a$, gdzie
 $H_a = p + h_a$ (h_a – wysokość warstwy przelewowej na początku przelewu),

W_0 – względna wysokość warstwy przelewowej na początku przelewu: $W_0 = h_a/H_a$,

Fr_0 – liczba Froude'a w początkowym przekroju poprzecznym komory przelewowej: $Fr_0 = Q_d/(A_0(Q_{d.sp}) g^{0,5} H_a^{0,5})$,

$A_0(Q_{d.sp})$ – pole powierzchni przekroju poprzecznego spiętrzonego strumienia Q_d , na początku komory przelewowej, m^2 .

K_0 – współczynnik kształtu komory przelewowej na jej początku:

$K_0 = bH_a/A_0(Q_{d.sp})$, gdzie b to szerokość kanału dopływowego.

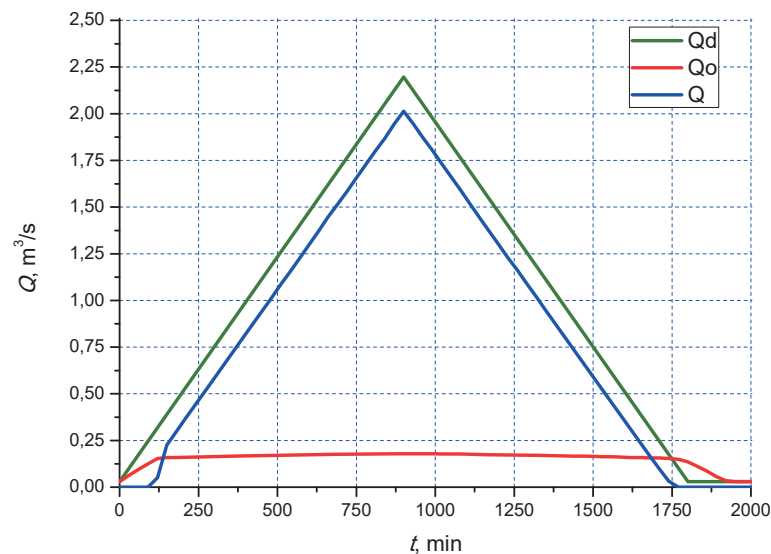
Na podstawie sformułowanych modeli hydraulicznego i matematycznego funkcjonowania przelewu opracowano program komputerowy *SYMULACJE* do numerycznego opisu jego działania. Założono trójkątny hydrogram dopływu ścieków deszczowych do przelewu (rys. 5).

Wyniki przeprowadzonej symulacji przedstawiono w tabeli 1. Zestawiono kolejno strumienie dopływu Q_d , odpływu Q_o i zrzutu ścieków przez przelew Q , a także sumaryczną objętość dopływu V_d , odpływu V_o , i zrzutu ścieków V oraz wysokość napełnienia ścieków H . Z uwagi na dużą liczbę danych wynikowych, w tabeli 1 przedstawiono charakterystyczne wartości z 60 sekundowym krokiem czasowym.

Przy zadanym obciążeniu, przelew zacznie zrzucić ścieki do kanału burzowego w 120 s dopływu ścieków. W 900 s wystąpi maksymalny chwilowy zrzut ścieków wartości $Q_{(max)} = 2,014 m^3/s$, przy dopływie $Q_{d(max)} = 2,197 m^3/s$. Zrzut ścieków będzie trwał do 1740 s (27 minut). Łączna objętość zrzuconych w tym czasie ścieków do odbiornika wyniesie $V = 1702 m^3$, natomiast w kierunku oczyszczalni popłynie objętość $V_o = 306 m^3$ (Łącznie $V_d = 2008 m^3$). Hydrogramy przepływów ścieków przedstawiono na rysunku 5.

Tabela 1. Wyniki symulacji działania przelewu burzowego**Table 1.** The results of the simulation of a storm overflow functioning

t , s	Q_d , m^3/s	Q_o , m^3/s	Q , m^3/s	V_d , m^3	V_o , m^3	V , m^3	H , m
0	0,030	0,030	0,000	0,0	0,0	0,0	0,05
60	0,174	0,096	0,000	6,2	3,8	0,0	0,57
120	0,319	0,154	0,051	21,1	11,4	0,1	1,45
180	0,463	0,160	0,298	44,6	20,9	13,4	1,56
240	0,608	0,162	0,442	76,8	30,6	35,6	1,60
300	0,752	0,165	0,585	117,7	40,4	66,5	1,65
360	0,897	0,167	0,727	167,3	50,3	105,9	1,69
420	1,041	0,168	0,871	225,5	60,4	153,8	1,73
480	1,186	0,170	1,011	292,4	70,5	210,4	1,76
540	1,330	0,172	1,154	367,9	80,8	275,5	1,79
600	1,475	0,173	1,299	452,1	91,1	349,2	1,83
660	1,619	0,175	1,445	545,0	101,6	431,5	1,86
720	1,764	0,176	1,582	646,6	112,1	522,4	1,89
780	1,908	0,178	1,729	756,8	122,8	621,9	1,92
840	2,053	0,179	1,869	875,7	133,5	730,0	1,95
900	2,197	0,181	2,014	1003,2	144,3	846,6	1,98
960	2,053	0,179	1,874	1130,6	155,1	963,3	1,95
1020	1,908	0,178	1,733	1249,4	165,8	1071,5	1,92
1080	1,764	0,177	1,592	1359,5	176,4	1171,0	1,89
1140	1,619	0,175	1,445	1460,9	187,0	1262,0	1,86
1200	1,475	0,174	1,303	1553,6	197,4	1344,4	1,83
1260	1,330	0,172	1,162	1637,7	207,8	1418,3	1,80
1320	1,186	0,170	1,019	1713,1	218,1	1483,6	1,76
1380	1,041	0,169	0,875	1779,8	228,2	1540,3	1,73
1440	0,897	0,167	0,734	1837,9	238,3	1588,5	1,69
1500	0,752	0,165	0,592	1887,3	248,2	1628,2	1,65
1560	0,608	0,163	0,451	1928,0	258,0	1659,3	1,61
1620	0,463	0,160	0,309	1960,1	267,7	1682,0	1,56
1680	0,319	0,157	0,168	1983,5	277,3	1696,2	1,50
1740	0,174	0,154	0,032	1998,2	286,6	1702,1	1,43
1800	0,030	0,135	0,000	2004,3	295,3	1702,4	1,11
1860	0,030	0,087	0,000	2006,1	301,9	1702,4	0,46
1920	0,030	0,035	0,000	2007,9	305,5	1702,4	0,07



Rys. 5. Hydrogramy: dopływu ścieków do przelewu, odpływu na oczyszczalnię oraz odpływu przez przelew do kanału burzowego

Fig. 5. The hydrographs of the sewage inflow towards the overflow, the outflow towards the sewage-treatment plant and the outflow to the storm drain through the overflow

Hydrogramy na rysunku 5 potwierdzają odpowiedni stopień ochrony oczyszczalni ścieków przed przeciążeniem hydraulicznym, poprzez zastosowanie regulatora wirowego na przelewie burzowym. Maksymalny strumień odpływu w kierunku oczyszczalni ścieków wynosi $Q_o = 0,181 \text{ m}^3/\text{s}$. Współczynnik przepływu przelewu bocznego wynosi wówczas $\mu_p = 0,520$, przy czym wartość tego współczynnika zmieniała się w zakresie $\mu_p \in [0,520; 0,560]$, w zależności od wysokości warstwy przelewowej.

3. Podsumowanie i wnioski

Dotychczasowe metody wymiarowania przelewów burzowych nie uwzględniają zarówno częstości zrzutów burzowych do odbiornika, jak i nie dają możliwości określenia czasu ich trwania oraz objętości, a przez to i ładunku zanieczyszczeń odprowadzanych w zrzutach do odbiorników. Symulacje działania przelewów burzowych pozwalają określić te parametry dla zaprojektowanego już przelewu i dowolnie zadane-go obciążenia. Są więc cennym narzędziem wspomagającym proces projektowania tego typu obiektów, co wykazano w pracy.

Przeprowadzona w pracy przykładowa symulacja działania przelewu burzowego na kanalizacji ogólnospławnej wykazała wysoki stopień ochrony oczyszczalni ścieków przed przeciążeniem hydraulicznym przy zastosowaniu przelewu bocznego z cylindrycznym regulatorem wirowym. Regulatory cylindryczne cechują się bardzo wysoką efektywnością dławienia strumienia objętości cieczy. Podkreśla to ich wysoką przydatność techniczną. W przedstawionym w pracy przykładzie obliczeniowym, cylindryczny regulator wirowy o średnicy $D = 1,05$ m i wysokości cylindra 0,53 m uzyskuje ten sam efekt dławienia hydraulicznego, co rura dławiąca o średnicy 0,30 m i długości ok. 37 m.

Literatura

1. Arbeitsblatt DWA-A118: *Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungs-systemen*. DWA, Hennef, 2006.
2. **Dębowski M., Zieliński M., Krzemieniewski M., Białowiec A.:** *Wykorzystanie reakcji Fentona do ograniczania procesu zagniwania i powstawania siarkowodoru w ściekach komunalnych*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 10, 289–300 (2008).
3. **Fidala-Szope M.:** *Ochrona wód powierzchniowych przed zrzutami z kanalizacji deszczowej i półrozdzielczej*. Poradnik. Wyd. IOŚ, Warszawa, 1997.
4. **Kaźmierczak B., Kotowski A.:** *DDF rainfall model for dimensioning and modelling of Wrocław drainage systems*. Environment Protection Engineering. Vol. 38, nr 4, 127–138 (2012).
5. **Kaźmierczak B., Kotowski A.:** *Weryfikacja przepustowości kanalizacji deszczowej w modelowaniu hydrodynamicznym*. Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2012.
6. **Kotowski A.:** *Podstawy bezpiecznego projektowania kanalizacji*. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa, 2011.
7. **Kotowski A.:** *Podstawy wymiarowania bocznych przelewów burzowych z rurą dławiącą*. Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1998.
8. **Kotowski A.:** *Projektowanie separatorów i przelewów burzowych na kanalizacji deszczowej*. Ochrona Środowiska. Nr 2, 25–30 (2000).
9. **Kotowski A., Kaźmierczak B., Dancewicz A.:** *Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji*. Wydawnictwo Polska Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej. Instytut Podstawowych Problemów Techniki. Studia z zakresu inżynierii nr 68, Warszawa, 2010.
10. **Kotowski A., Wójtowicz P.:** *Analysis of hydraulic parameters of cylindrical vortex regulators*. Environment Protection Engineering. Vol. 34, nr 2, 43–56 (2008).

11. **Kotowski A., Wójtowicz P.:** *Analysis of hydraulic parameters of conical vortex regulators.* Polish Journal of Environ. Stud. Vol. 19, nr 4, 749–756 (2010).
12. **Kotowski A., Wójtowicz P.:** *The new method for limiting outflow from storm overflows.* Environment Protection Engineering. Vol. 33, nr 4, 41–53 (2007).
13. **Lau J., Butler D., Schütze M.:** *Is combined sewer overflow spill frequency/volume a good indicator of receiving water quality impact?* Urban Water 4, 181–189 (2002).
14. **Lee S., Lee J., Kim M.:** *The Influence of Storm-Water Sewer Overflows on Stream Water Quality and Source Tracking of Fecal Contamination.* KSCE Journal of Civil Engineering. Vol. 16, nr 1, 39–44 (2012).
15. **Oliveto G., Biggiero V., Fiorentino M.:** *Hydraulic features of supercritical flow along prismatic weirs.* Journal of Hydraulic Research. Vol. 39, nr 1, 73–82 (2001).
16. **Piecuch T., Kowalczyk A., Kupś D., Gomółka D.:** *Sposób likwidacji uciążliwych zapachów powstających w procesie mechanicznego odwadniania komunalnych osadów ściekowych.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 747–768 (2011).
17. PN-EN 752: *Drain and sewer systems outside buildings.* PKN, Warszawa 2008.
18. **Przybyła C., Bykowski J.:** *Efektywność funkcjonowania gminnych oczyszczalni ścieków.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 11, 231–239 (2009).
19. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych. Dz. U. Nr 137 z dnia 31 lipca 2006 r. (poz. 984).
20. **Schmitt T.:** *Kommentar zum Arbeitsblatt A 118 "Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen".* DWA, Hennef, 2000.
21. **Schmitt T., Thomas M., Etrich N.:** *Analysis and modeling of flooding in urban drainage systems.* Journal of Hydrology. Vol. 299, 300–311 (2004).
22. **Schütze M.R., Butler D., Beck M.B.:** *Modelling simulation and control of urban waste water systems.* Springer-Verlag, London, 2002.
23. **Słyś D., Stec A.:** *Hydrodynamic modelling of the combined sewage system for the city of Przemyśl.* Environment Protection Engineering. Vol. 38, nr 4, 99–112 (2012).
24. **Singh R., Manivannan D., Satyanarayana T.:** *Discharge coefficients of rectangular side weirs.* Journal of Irrigation and Drainage Engineering. Vol. 120, nr 4, 814–820 (1994).

25. **Swamee P.K., Pathak S.K., Ali M.S.:** *Side-weir analysis using elementary discharge coefficient*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering. Vol. 120, nr 4, 742–755 (1994).
26. **Weyand M.:** *Real-time control in combined sewer systems in Germany – some case studies*. Urban Water 4, 347–354 (2002).
27. **Weyrauc P., Matzinger A., Pawlowsky-Reusing E., Plume S., von Seggern D., Heinzmann B., Schroeder K., Rouault P.:** *Contribution of combined sewer overflows to trace contaminant loads in urban streams*. Water Research 44, 4451–4461 (2002).
28. **Wójtowicz P., Kotowski A.:** *Influence of design parameters on throttling efficiency of cylindrical and conical vortex valves*. Journal of Hydraulic Research. Vol. 47, nr 5, 559–565 (2009).

Mathematical Modeling of Storm Overflow with a Cylindrical Vortex Regulator

Abstract

A simulation of the functioning of a modern overfall with a cylindrical vortex regulator on a combined sewage system was conducted in this work. In a cylindrical vortex regulator, liquid flows into the device through a connector tangent to the cylinder generator. From this, the liquid receives a vortex motion, which is maintained throughout the entire chamber width all the way to an outlet hole on the cylinder head. In the motion, peripheral speed is increased when approaching the cylinder axis. Because of the centrifugal force in the vortex chamber, the pressure decreases towards its axis until it reaches an ambient pressure on the air core surface. The air core being generated has a crucial influence on the throttling efficiency of the device. The atomized liquid in the outflow creates a cone with the angle of flare γ .

For the modelling of storm overflow activity a combined drainage area of $F = 60$ ha was suggested. The overfall was loaded with sewage and wastewater. A typical, triangular hydrograph of the wastewater inflow to the storm overflow was applied here. The given hydraulic model of storm overflow activity includes a series of characteristic, occurring in sequence phases of filling and emptying of the overfall chamber. The phases were distinguished with the description of boundary conditions in reference to the precisely determined range of variables during the fillings and flows. On the basis of the formulated hydraulic and mathematical models of the storm overflow activity, a computer programme for the numerical simulation of the functioning of the aforementioned overflows was developed.

The simulation of a storm overflow functioning on a combined sewage system proved a high level of sewage-treatment plant protection from a hydraulic overload by the application of modern, unconventional storm overflows. Irrespective of the assigned load, sewage outflow stream towards the sewage-treatment plant is stabilized on a demanded level.

Current methods of designing storm overflows do not take into account the frequency of storm discharges to the receiver, as well as they do not offer the possibility of their duration and volume determination and thus they do not allow for the assessment of pollution load that is drained off in discharges towards receivers. The simulations of storm overflows functioning allow for determination of these parameters for already designed overflow and for any assigned load. Therefore they constitute a valuable instrument supporting the process of designing this type of objects, as it has been proved in this work.



Betony z użyciem kruszywa recyklingowego wysokiej wytrzymałości – dziedzina zrównoważonego rozwoju

Barbara Sadowska-Buraczewska, Piotr Rutkowski
Politechnika Białostocka

1. Wstęp

Wiele nowoczesnych społeczeństw zwraca uwagę na aspekty związane z ekologią, zrównoważonym rozwojem [8, 9] oraz dbaniem o zdrowe i naturalne środowisko. Świadomość ekologiczna dotyczy doboru stosowanych materiałów budowlanych oraz rozwiązań technologicznych tak, by maksymalnie zredukować negatywny wpływ na środowisko. Konflikt pomiędzy potrzebami, a rozwojem gospodarczym, związany z przemysłem budowlanym, można załagodzić poprzez wypracowywanie optymalnych rozwiązań, nieograniczających rozwój, a jednocześnie chroniących nieodnawialne zasoby naturalne. Prowadzić to może do osiągnięcia technologii, pozwalającej na wprowadzenie zasad klarownej produkcji tj.: oszczędności energii, surowców naturalnych, wody oraz ponownego wykorzystywania materiałów odpadowych (recyklingu). Recykling betonu oraz wykorzystanie go ponowne to ograniczenia eksploatacji zasobów naturalnych (wody, kruszywa, skał itp.). odpowiednie gospodarowanie odpadami i używanie ich powtórne przynoszące nie tylko korzyści dla środowiska, ale także rozwiązuje problem zagospodarowania odpadów, składowania, a także utylizacji [1, 2].

W pracy przedstawione zostały badania eksperymentalne modelowych żelbetowych belek o przekroju prostokątnym z użyciem kruszyw z recyklingu o wysokiej wytrzymałości (BWW). Analizy eksperymentalne opracowane w zakresie badań doraźnych dotyczyły: ugięć, nośności, odkształceń betonu po wysokości belki, szerokości i zasięgu rys. Analiza

porównawcza obejmuje zachowanie się belek z recyklingu (z różną zawartością procentową kruszyw w stosunku do m³ mieszanki betonowej) z elementami modelowymi kontrolnymi wykonanymi z BWW na kruszywach naturalnych. Badania właściwe żelbetowych elementów belkowych poprzedzone zostały badaniami wytrzymałościowymi próbek betonów z użyciem kruszyw z recyklingu oraz betonów wysokiej wytrzymałości na kruszywach naturalnych.

2. Badania eksperymentalne żelbetowych elementów belkowych z zastosowaniem kruszyw z recyklingu

Przeprowadzone badania miały na celu określenie wpływu zastąpienia naturalnego kruszywa grubego kruszywem uzyskanym z recyklingu betonu wysokowartościowego na zachowanie się belek. W obecnej dostępnej literaturze jest bardzo mało odniesień do prac badawczych z zakresu stosowania kruszywa z recyklingu wysokiej wytrzymałości [2]. W związku z tym podjęto badania eksperymentalne w tej tematyce. W procesie badawczym można wyróżnić IV etapy.

2.1. I etap badań

W ramach tego etapu wykonano beton wysokiej wytrzymałości posługując się zaleceniami zg z [4, 5, 6, 10]. Do wykonania próbek badawczych mieszanki BWW wykorzystano m.in.: cement CEM I 42,5 HSR, piasek, grys bazaltowy, mikro krzemionka, super plastyfikator, wodę. Wskaźnik wodno-cementowy wynosił dla receptury I – 0,31, II – 0,29; gęstość objętościowa odpowiednio $\rho=2273 \text{ kg/m}^2$ i $\rho=2531 \text{ kg/m}^2$ (różnice wynikały z ilości cementu i kruszywa). Badania wytrzymałościowe wykonanych próbek przeprowadzono po 7, 14 i 28 dniach (tabela 1). Wytrzymałości określono zgodnie z obowiązującymi zasadami podanymi w [12, 13] uzyskując:

2.2. II etap badań

Wszystkie przebadane próbki przekruszono za pomocą szczegółowej kruszarki LAB-02-130 [3] o regulowanym stopniu rozdrobnienia kruszywa docelowego. Destrukt przesiano uzyskując w ten sposób kruszywo frakcji 2–4 oraz 4–8 mm (rys. 1).

Tabela 1. Średnia wytrzymałość na ściskanie i rozciąganie dla receptury I i II (na kruszywach naturalnych)

Table 1. The compression and tensile strengths for formulas I and II (samples made with natural aggregate)

Lp.	Średnia wytrzymałość na ściskanie [MPa]						Średnia wytrzymałość na rozciąganie [MPa]	
	7-dni		14-dni		28-dni			
	I	II	I	II	I	II	I	II
$\bar{x} =$	65,9	81,0	84,5	96,4	100,6	106,0	7,82	8,19



Rys. 1. Widok kruszywa wtórnego uzyskanego z próbek betonu BWW, frakcje 2–4 oraz 4–8 mm

Fig. 1. High strength recycled aggregate, size fractions 2–4 and 4–8 mm

2.3. III etap badań

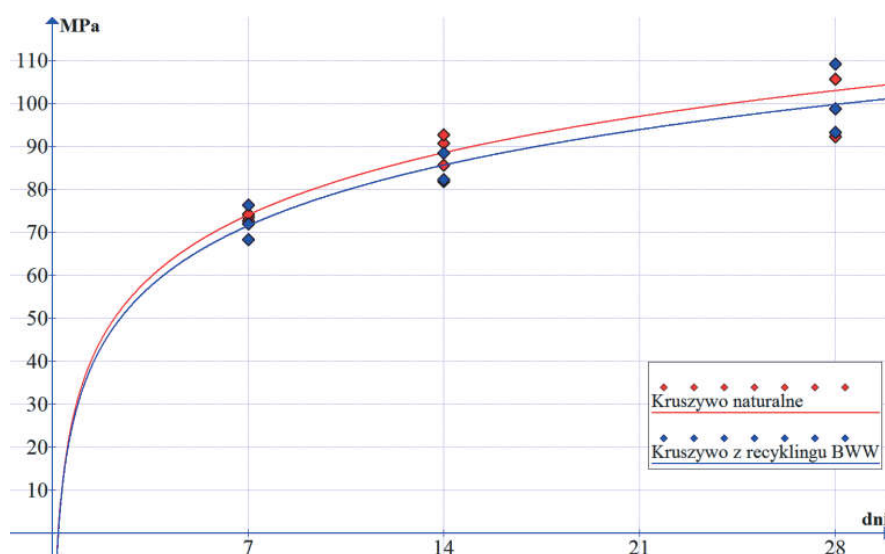
III etap badań polegał na porównaniu parametrów wytrzymałościowych elementów betonowych wykonanych przy całkowitym zastąpieniu kruszywa grubego kruszywem z recyklingu BWW (pochodzącym z elementów wykonanych na podstawie receptur I oraz II – obu o podobnych proporcjach poszczególnych składników oraz wykonanych na tym samym cemencie z elementami modelowymi (wykonanymi przy zastosowaniu kruszywa naturalnego). Otrzymano następujące wyniki z przeprowadzonych badań dla elementów wykonanych przy zastosowaniu kruszywa naturalnego (tabela 2).

Wyniki przedstawione w tabeli 2 i na rysunku 2 wyraźnie pokazują zbieżność wyników w zakresie wytrzymałości na ściskanie i rozciąganie próbek betonów serii I i II.

Tabela 2. Wytrzymałość na ściskanie i rozciąganie próbek dla próbek receptury I i II (na kruszywach z recyklingu)

Table 2. The compression and tensile strengths for formulas I and II (samples made with recycled aggregate)

Lp.	Wytrzymałość na ściskanie [MPa]						Wytrzymałość na rozciąganie [MPa]	
	7-dniowa		14-dniowa		28-dniowa			
1.	72,7	68,3	85,6	81,9	105,7	93,2		
2.	73,5	72,0	90,7	82,3	92,2	98,8	7,26	9,06
3.	74,3	76,4	92,7	88,5	109,2	109,2	6,45	9,00
$\bar{x} =$	73,5	72,2	89,7	84,2	102,4	100,4	7,27	9,10



Rys. 2. Graficzne zestawienie wyników badań próbek kostkowych wykonanych z użyciem kruszywa naturalnego oraz kruszywa z recyklingu BWW.

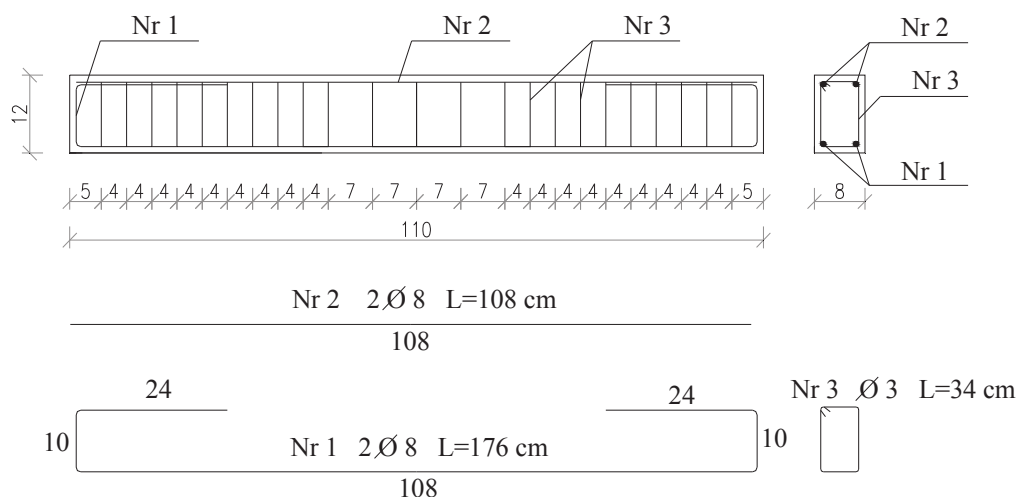
Fig. 2. Graphic results of experimental tests for samples made of natural aggregate and recycled HSC aggregate.

2.4. IV etap

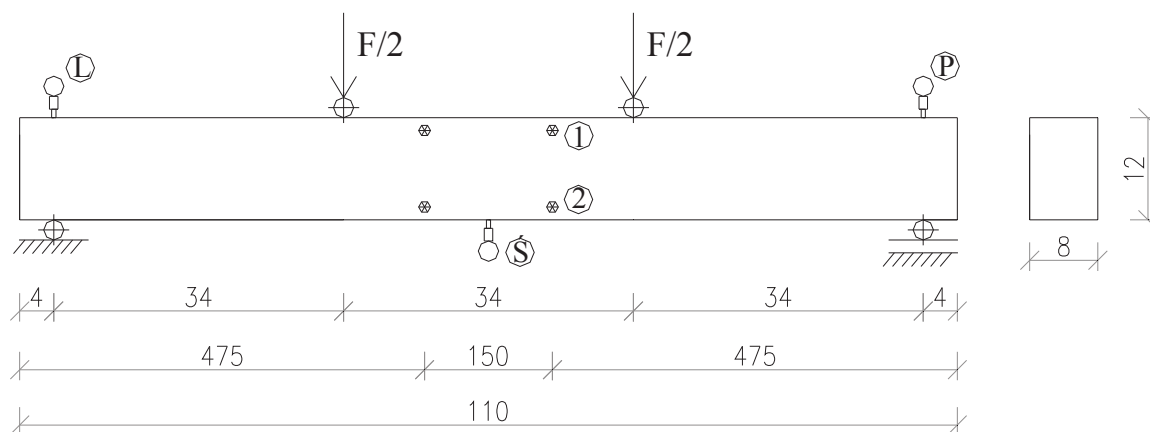
Przygotowanie elementów badawczych

Przedmiotem zasadniczych badań będących głównym celem przedmiotowej pracy była analiza ugięć, odkształceń, rozwoju rys i nośności żelbetowych belek w skali półtechnicznej (o wym. 110 x 12 x 8 cm) wykonanych z zastosowaniem kruszywa recyklingowego wysokiej wytrzymałości (belki A i B). Funkcję belek kontrolnych pełniły elementy wykonane na podstawie tej samej receptury oraz z zastosowaniem identycznego zbrojenia, z tym, że stosowane kruszywo było w pełni kruszy-

wem naturalnym – belki C oraz D. Poniżej pokazano schemat zbrojenia elementów badawczych (rys. 3). Zbrojenie belek zgodnie z Aprobata Techniczną ITB AT-15-4648/2006. Badania przeprowadzono na maszynie wytrzymałościowej DR MB-60. Obciążenie stanowiły dwie siły skupione przykładane w 1/3 rozpiętości przęsła belki. Sposób obciążenia pokazano na rysunku 4.



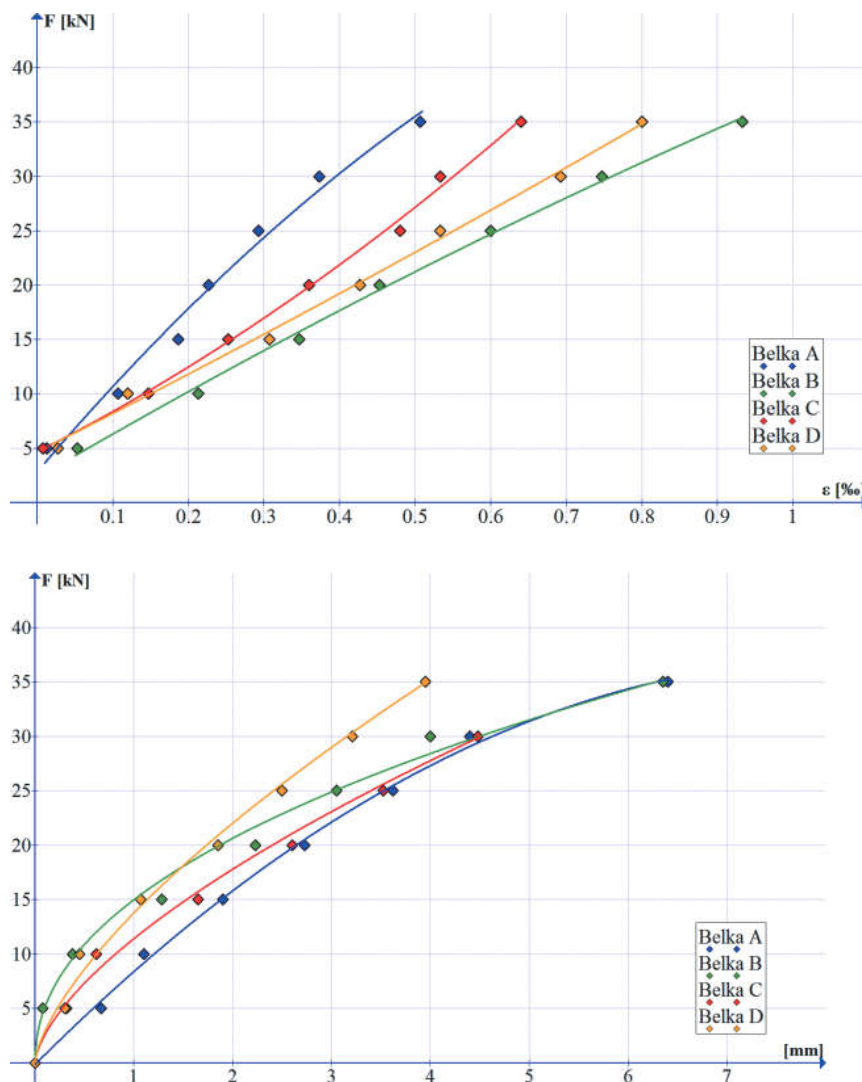
Rys. 3. Układ zbrojenia belek
Fig. 3. Reinforcement bars of beams



Rys. 4. Schemat stanowiska badawczego: 1, 2 – repery do pomiaru odkształceń betonu w strefie odpowiednio ściskanej i rozciąganej; L, P, Ś – czujniki do pomiaru ugięć
Fig. 4. Loading scheme, cross sections and zones of measurements in tested model beams: 1,2 – zone of compressive strain measurement, L, S, P – zone of registration of deflection

Pomiar odkształceń i ugięć

Odkształcenia belek odczytywano za pomocą miernika Demec. Wyniki pomiarów przedstawiono graficznie w zależności siła odkształcenie na rysunku. Pomiarów ugięć dokonywano za pomocą czujników przemieszczeń w środku rozpiętości elementu i na podporach. Pomiarów dokonywano po każdym zwiększeniu obciążenia o 5 kN. Wyniki pomiarów średnich odkształceń betonu i ugięć dla poszczególnych belek pokazano na rysunku 5.



Rys. 5. Wykres zależności siła – odkształcenie betonu strefy ściskanej przekroju oraz siła-ugięcie

Fig. 5. Experimental relationships between concentrated force – compressive strains and force-deflection for tested beams under short time load till to rupture

Z wykresów wynika, że odkształcenia betonu w strefie ściskanej i ugięcia belek w środku rozpiętości belek wykonanych na kruszywach naturalnych nie odbiegają znacząco od siebie w porównaniu z belkami wykonanymi z betonów z zastosowaniem kruszyw z recyklingu.

Obserwacja rozwoju zarysowania

Obserwacji zarysowania oraz pomiaru rozwartości rys dokonywano równoległe z badaniami odkształceń i ugięć. Wszystkie zmiany (powstawanie nowych rys lub rozwój istniejących) notowano i opisywano na powierzchni belki po każdym zwiększeniu siły o 5 kN. Pomiaru rozwarcia rys dokonywano przy pomocy mikroskopu Brinella. Przykładowo na rysunku 6 i 7 pokazano sposób kształtowania się i rozwoju rys wraz ze zwiększeniem obciążenia dla belki z kruszywem z recyklingu.



Rys. 6. Kształtowanie się i rozwój rys belki A wraz z podanymi wartościami obciążenia w kN

Fig. 6. The measurements of cracks of beams A with load level



Rys. 7. Kształtowanie się i rozwój rys belki C wraz z podanymi wartościami obciążenia w kN

Fig. 7. The measurements of cracks of beams C with load level

Na przedstawionych rysunkach widać zarysowanie, przykładowych badanych belek, w strefie czystego zginania. Porównano belki z wykorzystaniem kruszywa z recyklingu z belką z kruszywem naturalnym. Z tej analizy wynika, że stopień nasycenia rys belki A w porównaniu z belką C nie różni się znacząco od siebie, co oznacza że stosowanie kruszywa odpadowego nie wpływa niekorzystnie na stan graniczny użytkowalności.

Nośność na zginanie

Badania wszystkich serii belek wykonywano aż do zniszczenia. W tabeli 3 przedstawiono wyniki analizy wytrzymałościowej badanych belek.

Tabela 3. Wyniki badań nośności na zginanie

Table 3. The carrying capacity values

Serie belek	Siła niszcząca F [kN]	Moment niszczący M_{sd} [kNm]
A	40	6,80
B	41	6,97
C	39	6,63
D	41	6,97

Nośność belek wykonanych z betonu z wykorzystaniem kruszyw naturalnych w porównaniu z belkami z zastosowaniem kruszywa wtórnego nie różni się znacznie wartością. Z tego wynika, że gospodarowanie odpadami jest korzystne dla środowiska jak i nośności elementów.

3. Podsumowanie i wnioski

Przemysł budowlany generuje znaczne ilości odpadów nie tylko podczas rozbiórki obiektów, lecz również w czasie ich eksploatacji (modernizacje, remonty). Dyrektywa Unii Europejskiej [14] to ogromny postęp odnośnie zasad w przypadku gospodarowania zasobami materiałowymi oraz odpadami budowlanymi.

Analiza wyników badań próbek betonowych betonów z kruszywem naturalnym w porównaniu z próbkami betonów z kruszywem z recyklingu (przy zastąpieniu tej samej ilości kruszywa naturalnego kruszywem

wtórny) w zakresie wytrzymałości na ściskanie, rozciąganie przy zginaniu pozwala stwierdzić, że brak jest znaczących różnic w ich wartości.

Elementy kostkowe przy całkowitym zastąpieniu kruszywa grubego kruszywem z recyklingu wykazują od 2 do 5,5% spadku wytrzymałości na ściskanie w porównaniu do analogicznych próbek wykonanych z użyciem kruszywa naturalnego, w przypadku wytrzymałości na rozciąganie przy zginaniu jest to od 11 do 25%.

Zastąpienie kruszywa bazaltowego kruszywem z recyklingu nie wpłynęło negatywnie na nośność i odkształcalność belek modelowych, wielkości te nie różniły się znacząco od siebie (były prawie równe). Stosowanie kruszywa wtórnego poprzez ponowne gospodarowanie odpadami budowlanymi ma ogromny wpływ na ochronę środowiska i zdrowia.

Recykling to nie tylko dziedzina zrównoważonego rozwoju, ale także oszczędności i ekologia.

*Badania finansowane z projektu badawczo-rozwojowego
NCBiRNR04-0012-10/2010 realizowanego na Wydziale Budownictwa
i Inżynierii Środowiska Politechniki Białostockiej.*

Literatura

1. **Adamczyk J., Dylewski R.:** *Recykling odpadów budowlanych w kontekście budownictwa zrównoważonego*. W: Problemy ekorozwoju, Zielona Góra, 2010.
2. **Ajdkiewicz A., Kliszczewicz A.:** *Utilization of recycled aggregates in HS/HPC*. 5th International Symposium on Utilization of High Strength / High Performance Concrete, Vol. 2, Sandefjord, Norway, 973–980 (1999).
3. **Boltryk M., Pawluczuk E.:** *Metoda ustalania wody efektywnej w mieszance betonowej na kruszywie z recyklingu*. W: Zagadnienia materiałowo-technologiczne infrastruktury i budownictwa. Material and technology issues of infrastructure and construction. Praca zbiorowa pod redakcją A. Łapko, M. Broniewicza, J. A. Prusiel, Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok, 2008.
4. **Jasiczak J., Mikołajczak P.:** *Technologia betonu modyfikowanego domieszkami i dodatkami*. Politechnika Poznańska, Poznań, 2003.
5. **Jasiczak J., Wdowska A., Rudnicki T.:** *Betony ultra wysokowartościowe: właściwości, technologie, zastosowania*. Polski Cement, Kraków, 2008.
6. **Kaszyńska M.:** *BWW: możliwości, cechy, zastosowania*. W: XVII Ogólnopolska Konferencja Warsztat Pracy Projektanta Konstrukcji, Ustroń, 2012.

7. **Łapko A., Jensen B.J.:** *Podstawy projektowania i algorytmy obliczeń konstrukcji żelbetowych*. Arkady, Warszawa, 2005.
8. **Pawłowski A.:** *Teoretyczne uwarunkowania rozwoju zrównoważonego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 11, (2009).
9. **Pawłowski L.:** *Rola monitoringu środowiska w realizacji zrównoważonego rozwoju*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13, (2011).
10. **Rangan B.V.:** *High-performance and Durability through Design*. International Workshop on HPC, SP-159, American Concrete Institute, Farmington Hills, MI, 1996.
11. **Zajac B., Gołębiowska I.:** *Nowoczesne metody recyklingu*. Inżynieria I Aparatura Chemiczna, nr 5 (2010).
12. PN-EN 12390-3: *Badania betonu. Wytrzymałość na ściskanie próbek do badań*, PKN, Warszawa 2001.
13. PN-EN 12390-5: *Badania betonu. Wytrzymałość na zginanie próbek do badania*, PKN, Warszawa 2001.
14. Dyrektywa Unii Europejskiej 2008/98/WE, Dz.U. L 312 z22.11.2008, s. 3.

Concrete with Recycled HSC/HPC Aggregates in Sustainable Development

Abstract

The paper summarizes the experimental analysis of flexural capacity and deformability of structural concrete beam prepared with the use of recycled aggregates from high-strength concrete and high performance concrete. The reinforced recycled concrete beams used in the tests were prepared in modelling scale with the rectangular-section of 80 x 120 mm and the effective span of 1100 mm.

Replacement of basalt aggregates with recycling ones has not affected the carrying capacity and flexibility of model beams. Obtained results were not significantly different for each type of aggregate (they were almost equal). The use of secondary aggregates by construction waste management has a huge impact on environmental and health protection.

Recycling is not only in the sphere of sustainable development, but also cost saving and ecology.



Prognozowanie efektów nawadniania roślin na podstawie wybranych wskaźników suszy meteorologicznej i rolniczej

*Jacek Żarski, Stanisław Dudek, Renata Kuśmierk-Tomaszewska,
Roman Rolbiecki, Stanisław Rolbiecki*
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz

1. Wstęp

Uprawa roślin obciążona jest w Polsce klimatycznym ryzykiem, wynikającym z występowania szkodliwych i niekorzystnych zjawisk pogodowych. Należą do nich między innymi okresy posuszne, które pojawiają się głównie w rejonach głównej koncentracji produkcji rolniczej, obejmujących rozległy obszar nizinnej, centralnej części Polski. Susze atmosferyczne przeradzające się w glebowe, a w skrajnych przypadkach nawet w susze hydrologiczne, są na tym obszarze zjawiskiem częstym i nieregularnym [5, 9, 11, 14]. Wynika to z podstawowej cechy przejściowego klimatu Polski, którą stanowi bardzo duża zmienność warunków pogodowych w tych samym okresach kalendarzowych kolejnych lat. Zmienność ta dotyczy wszystkich elementów meteorologicznych, ale najbardziej wysokości i rozkładu opadów atmosferycznych.

Wystąpienie suszy w okresie wzmożonych potrzeb wodnych roślin przyczynia się do pogorszenia plonowania, zarówno w aspekcie ilościowym, jak i jakościowym. Jest to związane z niekorzystnym wpływem niedoborów wodnych na rytm wzrostu i rozwoju roślin, wynikającym głównie z ograniczenia pobierania składników pokarmowych z gleby, osłabienia aktywności procesów fizjologicznych oraz skrócenia okresu fizjologicznej sprawności [5, 19]. W doświadczeniach prowadzonych na obszarach szczególnie deficytowych w wodę, obejmujących gleby o ma-

łej retencyjności w centralnej Polsce, wielokrotnie wykazywano, iż wystąpienie okresów posusznych powoduje straty w plonowaniu upraw rolniczych i warzywnych [2, 12–16, 18]. Straty te wynoszą od 20 do 80%, w zależności od stopnia intensywności suszy, a w skrajnych przypadkach ekstremalna susza może spowodować całkowitą utratę plonu [9, 10, 18].

Zabiegiem skutecznie zapobiegającym negatywnym skutkom suszy jest nawadnianie roślin. Według wielu badań dotyczących roślin rolniczych i ogrodniczych, zapewnia ono prawidłowy rytm wzrostu i rozwoju roślin oraz intensyfikuje procesy fizjologiczne. W efekcie powoduje wzrost plonu i jego stabilizację w latach, a także korzystnie wpływa na jakość plonu [2, 8, 12–16, 18, 19].

W Polsce nawadnianie roślin uprawy polowej nie rozwinęło się dotąd na szerszą skalę głównie z powodu niekorzystnych uwarunkowań ekonomicznych i infrastrukturalnych. Wzrost powierzchni nawadnianych jest nadal rozwiązaniem przyszłościowym i stanowi poważną rezerwę produkcji rolniczej. Do czynników przyspieszających rozwój nawodnień, obok zapewniania wyższych i stabilnych plonów o dobrej jakości, zaliczyć można potrzebę wzrostu nowoczesności i konkurencyjności gospodarstw rolniczych oraz prognozowane zmiany klimatyczne [6, 10, 14, 20].

Rozwój nawodnień powinien dotyczyć w pierwszej kolejności polowego towarowego warzywnictwa i sadownictwa. Najnowsze dane i szacunki wskazują, iż w Polsce nawadnia się około 45 tys. ha warzyw gruntowych [8] i 80–100 tys. ha upraw sadowniczych [17]. Możliwe jest tu stosowanie mikronawodnień, czyli precyzyjnych technik nawodnieniowych, umożliwiających fertygację i zaawansowaną automatyzację w oparciu o ciągły monitoring warunków atmosferycznych, decydujących o potrzebach wodnych roślin [4, 7, 14]. Techniki te zapewniają także oszczędne gospodarowanie wodą. Jest to argument szczególnie ważny, bowiem możliwe do pozyskania w celach nawodnieniowych zasoby wody powinny być w Polsce wykorzystywane w sposób szczególnie racjonalny [3].

Podstawowym wskaźnikiem celowości nawodnień są efekty produkcyjne, czyli bezwzględne przyrosty plonów uzyskane pod wpływem stosowania tego zabiegu w technologii produkcji rolniczej. Wielkość i wartość tych efektów w danym sezonie wegetacyjnym zależy głównie od warunków meteorologicznych, w tym zwłaszcza od wysokości i rozkładu opadów atmosferycznych [14, 19]. Pozytywne skutki nawod-

nień w postaci zwyczajek plonów nie mogą być co prawda jedyną podstawą decyzji o zainstalowaniu i prowadzeniu nawodnień [8], jednak stanowią one podstawę oceny ich efektywności ekonomicznej. Efektywność ta decyduje z kolei o aktualnym stanie i stanowi najważniejszą przesłankę ewentualnego rozwoju nawodnień w polowej uprawie upraw rolniczych, stanowiącej podstawowy dział krajowego rolnictwa.

Celem poznawczym pracy było poszukiwanie istotnych zależności między wielkością efektów produkcyjnych nawadniania i wybranych wskaźników suszy meteorologicznej i rolniczej w okresach wzmożonych potrzeb wodnych testowanych roślin rolniczych. Cel aplikacyjny stanowiło zaproponowanie prostej metody prognozowania efektów nawadniania na podstawie czasowej i przestrzennej zmienności tych wskaźników.

2. Materiał i metody badań

Pracę wykonano na podstawie wyników wieloletnich, ścisłych doświadczeń polowych z nawadnianiem następujących roślin jarych, uprawianych na polach ustalonych według następstwa: ziemniak jadalny na oborniku, jęczmień jary browarny, bobik, kukurydza uprawiana na ziarno. Doświadczenia przeprowadzono w latach 2006–2012 w Stacji Badawczej Wydziału Rolnictwa i Biotechnologii Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego w Bydgoszczy. Stacja zlokalizowana jest w Mochełku, położonym około 20 km od centrum miasta, na południowo-wschodniej krawędzi Wysoczyzny Krajeńskiej ($\varphi = 53^{\circ}13'$, $\lambda = 17^{\circ}51'$, $h = 98,5$ m n.p.m.), a więc w strefie o największych przeciętnych niedoborach opadów atmosferycznych i potrzebach stosowania uzupełniającego nawadniania w Polsce pod względem kryterium klimatycznego. Doświadczenie założono na glebie płowej wytworzonej z piasków fluwioglacjalnych na płytko zalegającej glinie średniej, zaklasyfikowanej do klasy bonitacyjnej IVa i kompleksu przydatności rolniczej żytniego bardzo dobrego. Pod względem stopnia zwięzłości jest to gleba lekka na podłożu zwięzłym. Biorąc pod uwagę warunki glebowe doświadczenia, stosowane nawadnianie miało typowy dla warunków klimatycznych Polski charakter interwencyjny, uzupełniający okresowe braki opadów atmosferycznych w okresie wzmożonych potrzeb wodnych testowanych upraw.

Rośliny nawadniano optymalnie, zgodnie z praktyką nawodnieniową, zapewniając w warstwie gleby o kontrolowanym uwilgotnieniu zapas wody łatwo dostępnej w całym okresie wzmożonych potrzeb wod-

nych [1]. Terminy nawodnień ustalano wykorzystując stały monitoring wilgotności korzeniowej warstwy gleby za pomocą bilansowania zapasu wody łatwo dostępnej na podstawie parametrów meteorologicznych według metody Drupki [1] oraz bezpośrednich pomiarów wilgotności gleby przy użyciu sondy Fieldscout TDR 300 Soil Moisture Meter. Nawodnień jęczmienia browarnego i bobiku dokonywano za pomocą przenośnego systemu deszczownianego, wykorzystującego niskociśnieniowe, sektorowe głowice nawadniające typu Nelson o jednostkowej wydajności $200 \text{ l} \cdot \text{h}^{-1}$. Do nawadniania ziemniaka jadalnego i kukurydzy ziarnowej używano linii kroplującej „drip-line” z wtopionymi co 200 mm w ścianę przewodu emiterami labiryntowymi produkcji firmy NAAN, ułożonej międzyrzędowo. Liczba jednorazowych dawek nawodnieniowych i sumaryczna dawka sezonowa zależała od przebiegu warunków pogodowych, głównie od wysokości i rozkładu opadów atmosferycznych.

W pracy wykorzystano wyniki pomiarów meteorologicznych, prowadzonych w sposób standardowy, zgodny z procedurami IMGW, w punkcie pomiarowym Mochełek, usytuowanym w pobliżu pola doświadczalnego. Uwzględniono następujące wskaźniki suszy meteorologicznej i rolniczej [9]: bezwzględna wysokość opadów atmosferycznych (P), wskaźnik względnego opadu (RPI), wskaźnik standaryzowanego opadu (SPI), klimatyczny bilans wodny (KBW) z wykorzystaniem wzoru na ewapotranspirację wskaźnikową według Bacia $ET_0 = 3d(v^{1/2}) + 4Q$, gdzie d – niedosyt wilgotności powietrza w hPa, v – prędkość wiatru w $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$, Q – promieniowanie słoneczne całkowite w $\text{kcal} \cdot \text{cm}^{-2}$, rolniczoklimatyczny bilans wodny (RKBW) z wykorzystaniem wzoru na ewapotranspirację potencjalną (rzeczywistą w warunkach dostatecznego zaopatrzenia w wodę) według Grabarczyka $ET = 0,32 [d+1/3t]$, gdzie t – średnia temperatura powietrza.

Dysponując efektami produkcyjnymi nawodnień testowanych upraw z siedmiu kolejnych lat badań i kompleksowymi danymi meteorologicznymi, poszukiwano najbardziej istotnych zależności między przyrostami plonów uzyskanymi pod wpływem nawadniania i wymienionymi wskaźnikami suszy. Wskaźniki te obliczano w różnych krokach czasowych (cały okres wegetacji, okresy wzmożonego zapotrzebowania na wodę, obejmujące w zależności od uprawy przedziały dwumiesięczne (V–VI, VI–VII, VII–VIII) lub trzymiesięczne (IV–VI, V–VII, VI–VIII, VII–IX). Analizę statystyczną przeprowadzono wykorzystując średnie

efekty nawadniania uzyskane w kolejnych latach doświadczeń ($n = 7$). Efekty te uśredniono z 32 powtórzeń obejmujących 8 kombinacji doświadczenia dla każdego wariantu wodnego (2 odmiany \times 4 poziomy nawożenia azotowego oraz ich 4 replikacje). Zastosowano metodę regresji, wykorzystując arkusz kalkulacyjny Excel. W pracy przedstawiono zależności najbardziej istotne, które cechowały najwyższe współczynniki korelacji i determinacji.

3. Omówienie wyników badań

3.1. Efekty produkcyjne nawadniania roślin

Podstawę oceny celowości instalacji urządzeń nawadniających stanowią przeciętne (średnie wieloletnie) efekty produkcyjne nawadniania wyrażane za pomocą przyrostów plonów uzyskanych pod wpływem tego zabiegu. W badaniach własnych efekty te były podobne u wszystkich testowanych upraw nawadnianych kropłowo bądź za pomocą deszczowni i wynosiły od 37 do 51%, w zależności od rośliny. Najwyższą względną przyrost plonu pod wpływem nawadniania uzyskano w uprawie kukurydzy na ziarno (tab.1), natomiast najniższą w produkcji surowca dla przemysłu browarniczego (tab. 2). Bezwzględne średnie wieloletnie efekty produkcyjne nawadniania zastosowanego w uprawie roślin wynosiły: ziemniak jadalny $12,08 \text{ t ha}^{-1}$ świeżej masy bulw, kukurydza $3,83 \text{ t ha}^{-1}$ suchej masy ziarna, jęczmień browarny $1,44 \text{ t ha}^{-1}$ ziarna oraz bobik $1,38 \text{ t ha}^{-1}$. Są to przyrosty plonów trudne do osiągnięcia za pomocą stosowania innych zabiegów agrotechnicznych, melioracyjnych bądź hodowlanych. Wskazują one na duże możliwości powiększenia produktywności krajowego rolnictwa pod warunkiem optymalizacji czynnika wodnego. Pomocne w tej optymalizacji mogą być jednostkowe efekty produkcyjne nawadniania wyrażane przyrostami plonów spowodowanymi zastosowaniem 1 mm wody nawodnieniowej. Wynosiły one w przypadku nawadniania kropłowego: $128,1 \text{ kg ha}^{-1}$ bulw ziemniaka oraz $39,7 \text{ kg ha}^{-1}$ suchej masy ziarna kukurydzy, a w przypadku nawadniania za pomocą deszczowni $18,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ziarna jęczmienia i $15,0 \text{ kg ha}^{-1}$ nasion bobiku.

Tabela 1. Efekty produkcyjne nawadniania kropłowego testowanych w badaniach upraw polowych w latach 2006–2012**Table 1.** Effects of drip irrigation production on yield of field crops tested in the research in the years 2006–2012

Rok badań Year	Wysokość plonu w t ha ⁻¹ Yield [t ha ⁻¹]		Zwyżka plonu pod wpływem nawadniania Yield increase under irrigation		
	W ₀	W ₁	t ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹ mm ⁻¹
Ziemniak jadalny – świeża masa bulw Table potatoes – dry matter content in tuber					
2006	14,02	42,57	28,55	204	136,0
2007	30,25	33,26	3,01	10	120,4
2008	15,27	43,97	28,70	188	136,7
2009	30,00	30,00	0	0	0
2010	30,48	49,08	18,60	61	132,9
2011	36,40	40,00	3,60	10	120,0
2012	44,06	46,15	2,09	5	139,3
Średnio	28,64	40,72	12,08	42	128,1
CV	37,7 %	16,9 %			
Kukurydza – sucha masa ziarna Corn – dry matter content in grain					
2006	0,50	8,97	8,47	1694	70,6
2007	9,33	10,36	1,03	11	41,2
2008	2,00	8,26	6,26	313	29,1
2009	9,76	13,04	3,26	33	36,2
2010	6,86	13,50	6,64	97	47,4
2011	13,66	13,98	0,32	2	10,7
2012	10,23	11,02	0,79	8	14,4
Średnio	7,48	11,30	3,83	51	39,7
CV	63,1 %	20,0 %			

CV – współczynnik zmienności, *CV* – the coefficient of variation*W*₀ – bez nawadniania, *W*₀ – without irrigation,*W*₁ – z nawadnianiem, *W*₁ – with irrigation,

Nawadnianie, oprócz efektów produkcyjnych, przyczyniło się także do stabilizacji plonowania testowanych upraw. Współczynnik zmienności plonowania w warunkach naturalnych wynosił od 34,0 do 63,1%, w zależności od rośliny. W warunkach deszczowania kształtował się natomiast na poziomie od 6,8 (jęczmień jary) do 20,3% (bobik).

Tabela 2. Efekty produkcyjne nawadniania deszczownianego testowanych w badaniach upraw polowych w latach 2006–2012

Table 2. Effects of sprinkling irrigation production on yield of field crops tested in the research in the years 2006–2012

Rok badań Year	Wysokość plonu w t ha ⁻¹ Yield [t ha ⁻¹]		Zwyżka plonu pod wpływem nawadniania Yield increase under irrigation		
	W ₀	W ₁	t ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹ mm ⁻¹
Jęczmień jary browarny – ziarno o wilgotności 15 % Malting barley – grain moisture content of 15%					
2006	2,64	5,32	2,68	102	29,8
2007	4,79	5,03	0,24	5	8,0
2008	1,98	5,37	3,39	171	18,8
2009	5,90	5,90	0	0	0
2010	3,76	5,17	1,41	37	13,4
2011	3,67	4,83	1,16	32	15,5
2012	4,45	5,64	1,19	27	17,0
Średnio	3,88	5,32	1,44	37	18,3
CV	34,0 %	6,8 %			
Bobik – nasiona o wilgotności 15 % Beans – grain moisture content of 15%					
2006	1,42	3,54	2,12	149	19,3
2007	4,14	5,01	0,87	21	34,8
2008	0,58	3,70	3,12	538	15,6
2009	5,26	5,38	0,12	2	0
2010	1,83	4,29	2,46	134	13,7
2011	3,42	3,85	0,43	13	6,6
2012	5,35	5,92	0,57	11	8,8
Średnio	3,14	4,53	1,38	44	15,0
CV	60,5 %	20,3 %			

Objaśnienia – jak pod. Tab. 1; Explanations – see Table 1

Na podstawie wielkości zaprezentowanych w tabelach 1 i 2 przeciętnych efektów można stwierdzić, że pod względem kształtowania wskaźników produkcyjnych, wprowadzenie nawadniania do technologii produkcji testowanych upraw jest zabiegiem bardzo celowym. Jednak w praktyce rolniczej ewentualne stosowanie tego zabiegu zależy przede wszystkim od efektywności ekonomicznej przedsięwzięcia,

kształtowanej przez wartość plonu (cenę produktu lub surowca roślinnego) oraz od uwarunkowań infrastrukturalnych, w tym głównie dostępności źródeł wody do nawodnień.

W siedmioletnim okresie badawczym 2006–2012 efekty produkcyjne nawadniania poszczególnych upraw cechowały się bardzo dużą zmiennością czasową w poszczególnych sezonach wegetacyjnych. W uprawie ziemniaka kształtowały się od 0 do 28,70 t ha⁻¹, kukurydzy ziarnowej od 0,32 do 8,47 t ha⁻¹, jęczmienia browarnego od 0 do 3,39 t ha⁻¹, a bobiku od 0,12 do 3,12 t ha⁻¹. Zakres zwyżek względnych wynosił od 0 (ziemniak i jęczmień w 2009 r.) do aż 1694% (kukurydza w 2006 r.). Operowanie względnymi przyrostami plonów w odniesieniu do pojedynczego sezonu wegetacji nie zawsze jest zasadne, bowiem o wielkości tego wskaźnika decyduje w dużej mierze wielkość plonu kontrolnego (bez nawadniania). Jeśli jest on w wyniku wystąpienia ekstremalnej bądź intensywnej suszy rolniczej znikomy (np. kukurydza w 2006 r. 0,50 t ha⁻¹, bobik w 2008 r. 0,58 t ha⁻¹) wówczas zwyżki względne przyjmują bardzo wysokie wielkości. Biorąc pod uwagę wszystkie uprawy można stwierdzić, iż nawadnianie było najbardziej efektywne w sezonach wegetacji 2006, 2008 i 2010 roku. W pozostałych latach (2007, 2011, 2012) efekty produkcyjne nawadniania były znacznie mniejsze. W 2009 roku, w uprawie ziemniaka, jęczmienia i bobiku nie zaszła potrzeba nawadniania roślin, natomiast zastosowanie tego zabiegu w uprawie kukurydzy przyczyniło się do wzrostu plonu o 3,26 t ha⁻¹, tj. o 33%.

3.2. Zależność efektów produkcyjnych nawadniania roślin od wskaźników suszy meteorologicznej i rolniczej

Wykorzystując dużą zmienność efektów nawadniania w latach badań uzależniono ich wielkość od wskaźników suszy meteorologicznej i rolniczej w okresach wzmożonego zapotrzebowania roślin na wodę, obliczonych na bazie parametrów meteorologicznych. Przeprowadzona analiza regresji wykazała, że w każdym z analizowanych przypadków efekty te zależały istotnie, prostoliniowo i odwrotnie proporcjonalnie od wybranych wskaźników suszy atmosferycznej i glebowej. Najlepsze związki uzyskano uzależniając zwyżki plonów od wskaźników suszy w okresach dwumiesięcznych: maj–czerwiec (jęczmień jary) oraz czerwiec–lipiec (pozostałe uprawy). Porównując współczynniki korelacji charakteryzujące omawiane zależności (tab. 3) można stwierdzić, iż były

one najwyższe w przypadku kukurydzy, nieco niższe w odniesieniu do uprawy ziemniaka i jęczmienia, natomiast zdecydowanie najniższe i istotne tylko na poziomie 0,05 w przypadku bobiku.

Tabela 3. Współczynniki korelacji charakteryzujące zależności efektów produkcyjnych nawadniania od wskaźników suszy meteorologicznej i rolniczej
Table 3. Correlation coefficients characterizing the production effects of irrigation depending on meteorological and agricultural drought indicators

Testowana uprawa Crop	Okres wzmożonych potrzeb wodnych Period of increased needs of water	Wskaźniki suszy meteorologicznej i rolniczej Indices of meteorological and agricultural drought			
		RPI	SPI	KBW	RKBW
Ziemniak jadalny	VI–VII	0,9310**	0,9397**	0,9582**	0,9571**
Kukurydza na ziarno	VI–VII	0,9664**	0,9499**	0,9560**	0,9485**
Jęczmień browarny	V–VI	0,9124**	0,9009**	0,9406**	0,9586**
Bobik	VI–VII	0,8266*	0,8026*	0,8424*	0,8361*

** – istotność na poziomie 0,01, * – istotność na poziomie 0,05

** – significant at the 0.01 level, * – significant at the 0.05 level

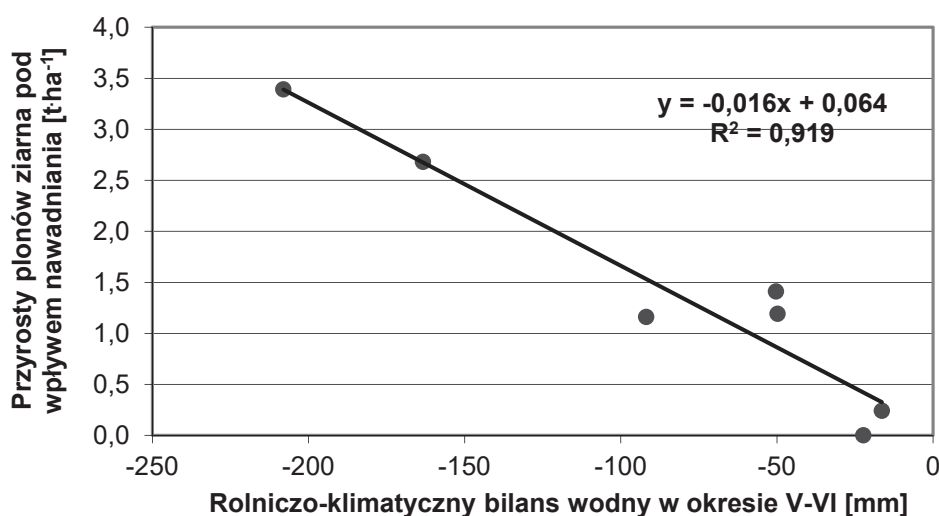
Ziemniak jadalny – Table potatoes

Kukurydza na ziarno – Corn for grain

Jęczmień browarny – Malting barley

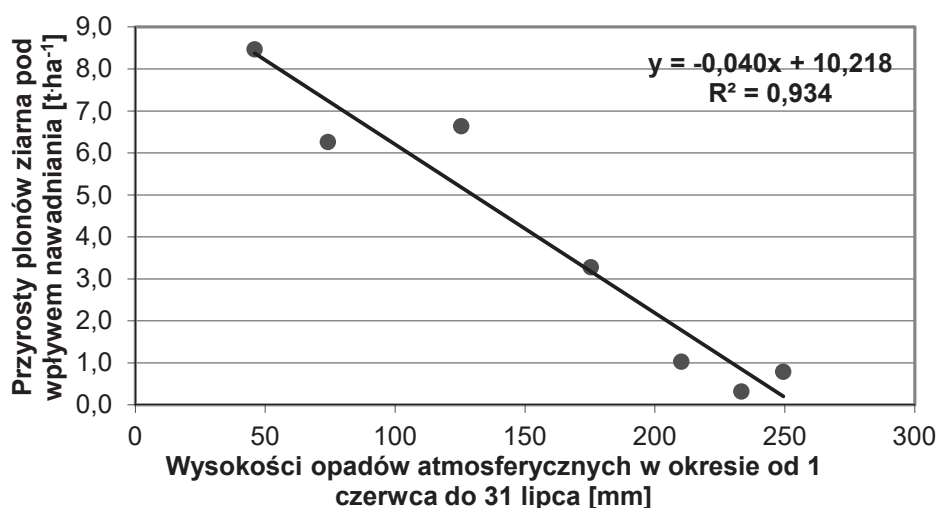
Bobik – Beans

Spośród wskaźników susz bardziej istotnie korelowały z wielkością efektów produkcyjnych wskaźniki klimatycznego lub rolniczoklimatycznego bilansu wodnego, w porównaniu ze wskaźnikami wyliczonymi tylko na bazie pomiarów wysokości opadów atmosferycznych. Przykładowo, efekty produkcyjne nawadniania jęczmienia jarego browarnego najlepiej zależały od wskaźnika rolniczoklimatycznego bilansu wodnego w okresie od 1 maja do 30 czerwca (rys. 1). Jednak w przypadku kukurydzy najwyższy współczynnik korelacji charakteryzował zależność przyrostów plonów suchej masy ziarna od sumy opadów atmosferycznych w okresie od 1 czerwca do 31 lipca danego roku (rys. 2).



Rys. 1. Zależność przyrostów plonów ziarna jęczmienia browarnego w t·ha⁻¹ od wskaźnika rolniczo-klimatycznego bilansu wodnego w okresie od 1 maja do 30 czerwca w mm

Fig. 1. Relationship between the increase of malting barley grain yield [t·ha⁻¹] and the agro-climatic water balance index in the period from 1 May to 30 June [mm]



Rys. 2. Zależność przyrostów plonów suchej masy ziarna kukurydzy w t·ha⁻¹ od wysokości opadów atmosferycznych w okresie od 1 czerwca do 31 lipca w mm

Fig. 2. Relationship between the increase of dry matter content of corn grain yield [t·ha⁻¹] and the rainfall in the period from 1 June to 31 July [mm]

3.3. Prognozowanie efektów nawadniania na podstawie wysokości opadów atmosferycznych

Omówione w podrozdziale 3.2. istotne zależności upoważniają do potraktowania wskaźników suszy meteorologicznej, jako bezpośrednich wyznaczników efektów produkcyjnych nawadniania roślin. Łatwość pomiaru i najlepsza dostępność danych wieloletnich, przemawia za przyjęciem wysokości opadów atmosferycznych (P) jako najlepszego wyznacznika przyrostów plonów możliwych do uzyskania dzięki zastosowaniu nawadniania. Warto także zwrócić uwagę, że współczynniki korelacji charakteryzujące zależność efektów nawadniania od wysokości opadów w okresach wzmożonych potrzeb wodnych testowanych upraw nie odbiegały zasadniczo od cechujących porównywane zależności, a w przypadku uprawy kukurydzy były nawet najwyższe.

W celu przekształcenia otrzymanych na podstawie badań równań regresji można zaproponować formułę prostoliniowej, odwrotnie proporcjonalnej zależności [14, 19] o ogólnej postaci:

$$Q = (P_{OPT} - P_{RZ}) \cdot k \quad (1)$$

gdzie:

Q – spodziewany przyrost plonu pod wpływem nawadniania w $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$,

k – przyrost plonu na 1 mm deficytu opadów atmosferycznych, uzupełnianego nawadnianiem w $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$,

P – suma opadów atmosferycznych optymalnych, to znaczy takich, przy których nie występują już zwwyżki plonów dzięki nawadnianiu (P_{OPT}) oraz rzeczywistych (P_{RZ}) w okresie wzmożonego zapotrzebowania danego gatunku na wodę w mm.

W odniesieniu do testowanych w ścisłych doświadczeniach polowych upraw zależności te przedstawiono w tabeli 4. Pozwalają one na interpolację wyników doświadczeń własnych na różne regiony kraju i uściślenie prognozowanych efektów nawadniania roślin w różnych strefach opadowych Polski, przy założeniu podobnych warunków glebowych. W strefie o opadach atmosferycznych niższych w okresach wzmożonych potrzeb wodnych roślin, obejmującej centralną Polskę, spodziewane przeciętne zwwyżki plonu będą największe, zaś na obszarach o opadach wyższych – odpowiednio mniejsze.

Tabela 4. Równania regresji i formuły prognozujące wielkość efektów nawadniania na podstawie wysokości opadów atmosferycznych w okresie wzmożonych potrzeb wodnych roślin

Table 4. Regression equations and formulas for forecasting the effects of irrigation based on the amount of rainfall during the period of increased water needs for plants

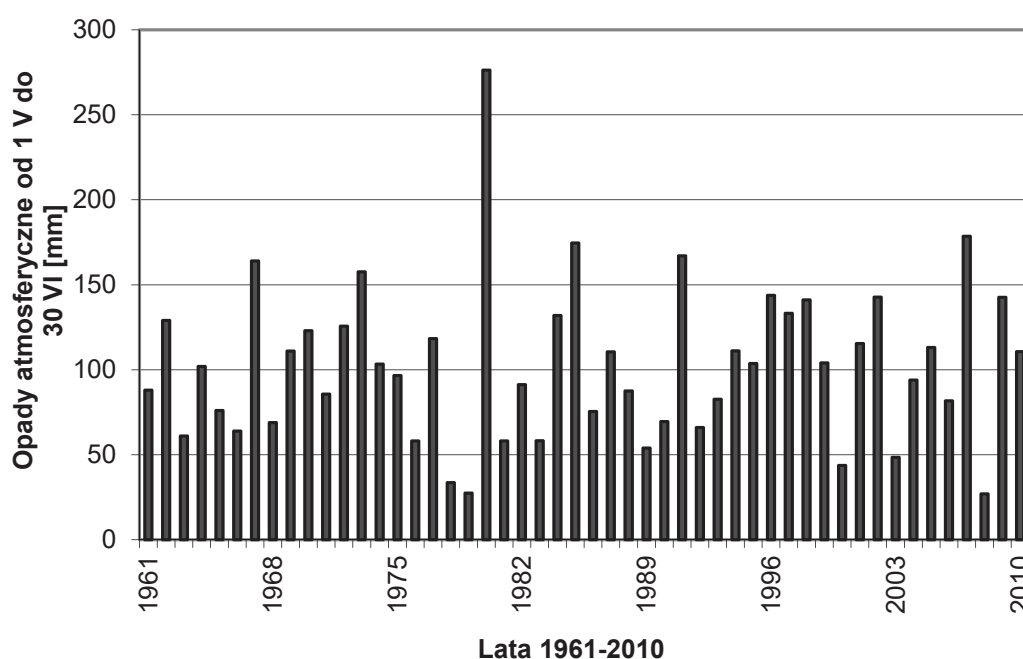
Roślina Plant	Równanie regresji Regression equation	Formuła prognozująca Formulas for forecasting
Ziemniak jadalny	$Y = -0,15x + 36,1$	$Q = (240 - P_{RZ}) \cdot 150$
Kukurydza na ziarno	$Y = -0,04x + 10,2$	$Q = (255 - P_{RZ}) \cdot 40$
Jęczmień browarny	$Y = -0,022x + 4,03$	$Q = (180 - P_{RZ}) \cdot 22$
Bobik	$Y = -0,013x + 3,13$	$Q = (240 - P_{RZ}) \cdot 13$

Objaśnienia – jak pod. Tab. 3; Explanations – see Table 3

Przekształcone równania regresji umożliwiają także określenie zmienności efektów produkcyjnych nawadniania w konkretnej miejscowości w poszczególnych sezonach wegetacyjnych (zmienność czasowa), wynikającej ze zmiennych warunków opadowych w okresach wzmożonych potrzeb wodnych kolejnych lat. Zmienność tych warunków w okresie wieloletnim 1961–2010 w punkcie pomiarowym Mochełek, reprezentatywnym dla rejonu Bydgoszczy zaprezentowano na rys. 3 (okres wzmożonych potrzeb wodnych jęczmienia jarego browarnego) oraz rys. 4 (okres wzmożonych potrzeb wodnych pozostałych upraw testowanych w badaniach z zastosowaniem nawadniania).

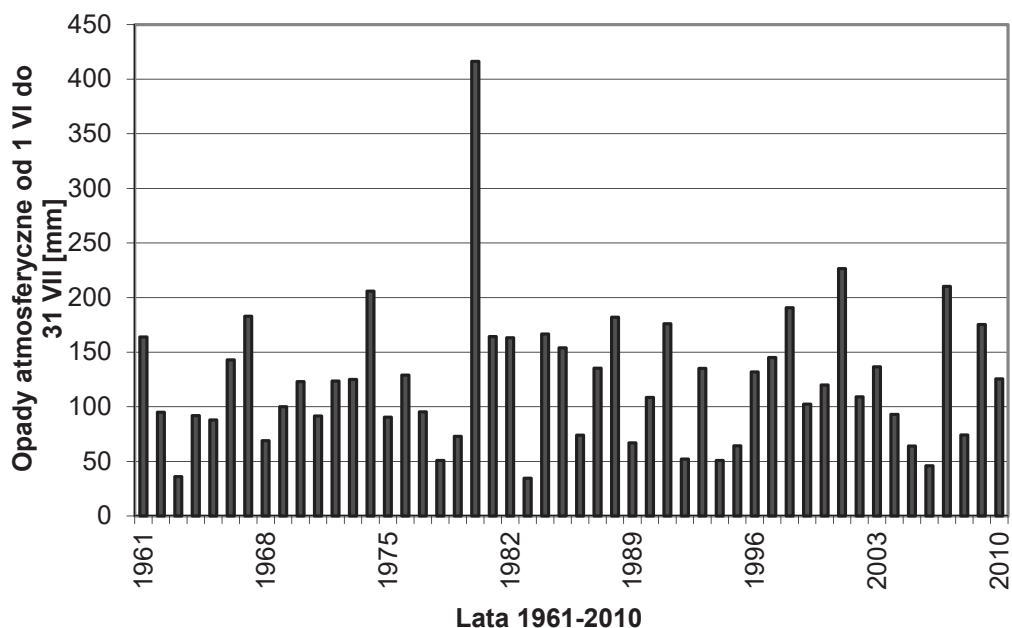
Analiza wysokości opadów atmosferycznych w miesiącach maj–czerwiec w latach 1961–2010 w rejonie Bydgoszczy (rys. 3) wykazała, że ich średnia wieloletnia suma wynosi 103 mm. Zatem średnie niedobory opadów w okresie wzmożonego zapotrzebowania jęczmienia na wodę kształtują się na poziomie 77 mm. Przyjęto, że niedobory opadów o wysokości nie przekraczającej jednej dawki nawodnieniowej (30 mm na glebie lekkiej o podłożu zwięzłym) nie skutkują potrzebą zastosowania nawadniania. Taka sytuacja dotyczyła tylko 6 spośród analizowanych 50 sezonów. W pozostałych latach występują potrzeby nawadniania, które sklasyfikowano jako małe (konieczność zastosowania 1–2 dawek nawodnieniowych), średnie (3–4 dawki nawodnieniowe) lub duże (więcej

niż 4 dawki nawodnieniowe). Stwierdzono, że duże potrzeby deszczowania jęczmienia, wymagające zastosowania co najmniej 5 dawek nawodnieniowych, występują w rejonie Bydgoszczy w 10% lat (tab. 5). Zastosowanie nawadniania prowadzi w tych latach do wzrostu plonów ziarna jęczmienia, wynoszącego co najmniej $2,95 \text{ t ha}^{-1}$. W kolejnych 46% lat występują średnie potrzeby nawadniania jęczmienia i prognozowane przyrosty plonu ziarna $1,65\text{--}2,95 \text{ t ha}^{-1}$. Są to efekty produkcyjne bardzo wysokie, jednak w aktualnych uwarunkowaniach ekonomicznych, wartość nawet tak wysokich efektów produkcyjnych nawadniania jęczmienia może nie zapewnić efektywności ekonomicznej tego zabiegu.



Rys. 3. Zmienność czasowa sum opadów atmosferycznych od 1 maja do 30 czerwca w rejonie Bydgoszczy w latach 1961–2010

Fig. 3. Temporal variability of rainfall totals from 1 May to 30 June in the region of Bydgoszcz in the years 1961–2010



Rys. 4. Zmienność czasowa sum opadów atmosferycznych od 1 czerwca do 31 lipca w rejonie Bydgoszczy w latach 1961–2010

Fig. 4. Temporal variability of rainfall totals from 1 June to 31 July in the region of Bydgoszcz in the years 1961–2010

Tabela 5. Prognoza potrzeb i efektów nawadniania jęczmienia browarnego w rejonie Bydgoszczy

Table 5. Forecast of needs and effects of irrigation for malting barley in the region of Bydgoszcz

Klasyfikacja potrzeb Water needs classification	Częstotliwość (% lat) Frequency (% of years)	Liczba jednorazowych dawek wody 30mm No. of single doses of 30mm	Prognozowany efekt produkcyjny nawadniania t ha ⁻¹ Effect of irrigation forecast t ha ⁻¹
Brak None	12	0	< 0,65
Małe Low	32	1–2	0,65–1,65
Średnie Mean	46	3–4	1,65–2,95
Duże High	10	> 4	> 2,95

Tabela 6. Prognoza potrzeb i efektów nawadniania ziemniaka jadalnego w rejonie Bydgoszczy

Table 6. Forecast of needs and effects of irrigation for table potatoes in the region of Bydgoszcz

Klasyfikacja potrzeb Water needs classification	Częstotliwość (% lat) Frequency (% of years)	Liczba jednorazowych dawek wody 30mm No. of single doses of 30mm	Prognozowany efekt produkcyjny nawadniania t ha ⁻¹ Effect of irrigation forecast t ha ⁻¹
Brak None	8	0	< 4,5
Małe Low	18	1–2	4,5–11,2
Średnie Mean	34	3–4	11,2–20,2
Duże High	40	> 4	> 20,2

W uprawie pozostałych omawianych upraw polowych o efektach produkcyjnych nawadniania decydowała suma opadów atmosferycznych w miesiącach czerwiec–lipiec. Wynosiła ona średnio w wieloleciu 1961–2010 124 mm i cechowała się bardzo dużą zmiennością czasową (rys. 4). Analizując potrzeby i efekty nawadniania roślin w tym okresie na przykładzie ziemniaka jadalnego (tab. 6) można stwierdzić, że duże potrzeby nawadniania tej rośliny występują w rejonie Bydgoszczy w 40% lat. Zastosowanie nawadniania w takich posusznych sezonach powoduje zwiększenie plonu bulw większą od 20,2 t ha⁻¹. Z kolei brak potrzeb nawadniania ziemniaka stwierdzono tylko w 8% lat.

Opracowanie zmienności efektów produkcyjnych nawadniania upraw polowych, wynikających ze zmienności warunków meteorologicznych, w tym zwłaszcza opadów atmosferycznych, stanowi dobrą podstawę analiz celowości stosowania tego zabiegu, zarówno pod względem kryteriów środowiskowych, jak i ekonomicznych.

4. Wnioski

Na podstawie wyników ścisłych doświadczeń polowych z nawadnianiem upraw polowych na glebie lekkiej w rejonie Bydgoszczy, prowadzonych w latach 2006–2012, oraz zależności tych wyników od parametrów meteorologicznych, można wyciągnąć następujące wnioski:

1. Uzyskane w badaniach bezwzględne, względne i jednostkowe przeciętne efekty produkcyjne nawadniania wybranych upraw polowych

wskazują na duże możliwości powiększenia produktywności krajowego rolnictwa pod warunkiem optymalizacji czynnika wodnego. Nawadnianie przyczyniło się także do stabilizacji plonowania testowanych upraw.

2. W siedmioletnim okresie badawczym efekty produkcyjne nawadniania poszczególnych upraw cechowały się bardzo dużą zmiennością czasową w poszczególnych sezonach wegetacyjnych. Przeprowadzona analiza regresji wykazała, że we wszystkich przypadkach efekty te zależały istotnie, prostoliniowo i odwrotnie proporcjonalnie od wybranych wskaźników suszy atmosferycznej i glebowej. Najlepsze związki uzyskano uzależniając zwwyżki plonów od wskaźników suszy w okresach dwumiesięcznych: maj–czerwiec (jęczmień jary) oraz czerwiec–lipiec (pozostałe uprawy).
3. Formuły prognostyczne, wyprowadzone na podstawie uzyskanych równań regresji, umożliwiły określenie zmienności efektów produkcyjnych nawadniania w rejonie Bydgoszczy w poszczególnych sezonach wegetacyjnych (zmienność czasowa) oraz pozwalają prognozować efekty nawadniania roślin w różnych strefach opadowych Polski (zmienność przestrzenna).
4. Opracowanie zmienności efektów produkcyjnych nawadniania upraw polowych, wynikających ze zmienności wskaźników suszy meteorologicznej i rolniczej w okresach wzmożonych potrzeb wodnych roślin powinno być wykorzystane do analiz celowości stosowania tego zabiegu, zarówno pod względem kryteriów środowiskowych, jak i ekonomicznych.

Literatura

1. **Drupka S.:** *Techniczna i rolnicza eksploatacja deszczowni*. PWRiL Warszawa, ss. 310 (1976).
2. **Dzięzyca J., Nowak L.:** *Deszczowanie*. Rozdział w pracy zbiorowej „Czynniki plonotwórcze – plonowanie roślin” pod red. J. Dzięzyca. PWN Warszawa-Wrocław, 329–352 (1993).
3. **Jankowiak J., Bieńkowski J.:** *Kształtowanie i wykorzystanie zasobów wodnych w rolnictwie*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. Nr 5, 39–48 (2011).
4. **Jeznach J.:** *Aktualne trendy w rozwoju mikronawodnień*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. Nr 6, 83–94 (2009).

5. **Kowalik P.:** *Agrohydrologia obliczeniowa*. Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, z. 33, ss. 207 (2010).
6. **Kuchar L., Iwański S.:** *Symulacja opadów atmosferycznych dla oceny potrzeb nawodnień roślin w perspektywie oczekiwanych zmian klimatycznych*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. Nr 5, 7–18 (2011).
7. **Kuśmierk-Tomaszewska R., Żarski J., Dudek S.:** *Meteorological automated weather station data application for plant water requirements estimation*. Computers and Electronics in Agriculture, vol. 88, 44–51 (2012).
8. **Lipiński J.:** *Efekty produkcyjne i ekonomiczne nawadniania truskawek uprawianych na glebach lekkich*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie. Nr 4, 180–183 (2012).
9. **Łabędzki L.:** *Susze rolnicze. Zarys problematyki oraz metody monitorowania i klasyfikacji*. Wydawnictwo IMUZ Falenty, ss.107 (2006).
10. **Łabędzki L.:** *Przewidywane zmiany klimatyczne a rozwój nawodnień w Polsce*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. Nr 3, 7–18 (2009).
11. **Ostrowski J., Łabędzki L.:** *Atlas niedoborów wodnych roślin uprawnych i użytków zielonych w Polsce*. Wydawnictwo IMUZ Falenty, 2008.
12. **Rolbiecki S., Żarski J., Grabarczyk S.:** *Yield-irrigation relationships for field vegetable crops grown in central Poland*. Acta Horticulturae, 537, 867–870 (2000).
13. **Rolbiecki S., Rolbiecki R., Rzekanowski C., Żarski J.:** *The influence of sprinkler irrigation on yields of some vegetable crops in the region of Bydgoszcz, Poland*. Acta Horticulturae, 537, 871–877 (2000).
14. **Rzekanowski C., Żarski J., Rolbiecki S.:** *Potrzeby, efekty i perspektywy nawadniania roślin na obszarach szczególnie deficytowych w wodę*. Postępy Nauk Rolniczych. Nr 1, 51–63 (2011).
15. **Stachowski P.:** *Celowość stosowania nawodnień deszczownianych w zagospodarowaniu rolniczym gruntów pogórniczych*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 11, 1131–1142 (2009).
16. **Stachowski P., Markiewicz J.:** *Potrzeba nawodnień w centralnej Polsce na przykładzie powiatu kutnowskiego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 13, 1453–1472 (2011).
17. **Treder W., Wójcik K., Tryngiel-Gać A., Krzewińska D., Klamkowski K.:** *Rozwój nawodnień roślin sadowniczych w świetle badań ankietowych*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. Nr 5, 61–69 (2011).
18. **Żarski J., Rolbiecki S., Dudek S., Rolbiecki R., Rzekanowski C.:** *Potrzeby i efekty nawadniania roślin w rejonie Bydgoszczy*. Rozdział w monografii „Bilans wodny ekosystemów rolniczych” pod red. M. Rojka, Wydawnictwo AR Wrocław, 187–203 (2004).

19. **Żarski J.:** *Potrzeby i efekty nawadniania zbóż*. Rozdział w pracy zbiorowej „*Nawadnianie roślin*” pod red. S. Karczmarczyka i L. Nowaka. PWRiL Poznań, 383–403 (2006).
20. **Żarski J.:** *Tendencje zmian klimatycznych wskaźników potrzeb nawadniania roślin w rejonie Bydgoszczy*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. Nr 5, 29–37 (2011).

Forecasting Effects of Plants Irrigation Based on Selected Meteorological and Agricultural Drought Indices

Abstract

In Poland, irrigation of plants cultivated in field has been not developed yet on a larger scale mainly due to unfavorable economic conditions and infrastructure. An increase of irrigated area is still prospective, and is a major standby of agricultural production. Factors accelerating the development of irrigation next to providing higher and stable yields of good quality are a need for competitiveness and modernity in farms as well as the projected climate changes.

Main indicators of the purpose of irrigation are the effects of production; it means absolute increases in yields obtained under the influence of this treatment in agricultural production technology. Quantity and value of the effects of irrigation production can be analyzed in terms of the average (mean years) or in relation to a particular growing season. In the first case, the effects depend primarily on the criterion of the soil, and the secondly – on the meteorological conditions, particularly the amount and distribution of rainfall.

The cognitive aim of this study was finding a significant correlation between the amounts of the production effects under irrigation and selected indicators of meteorological and agricultural drought during periods of increased water needs for tested plants. The utility goal was to propose a forecast method of application of these results based on a temporal and spatial variability of these indicators.

The research was accomplished on the basis of long-term, field experiments with irrigation of following crops: table potatoes, malting barley, beans and corn harvested for grain. The experiments were conducted in the years 2006-2012 at the Research Station of University of Technology and Life Sciences in Mochelek, located nearby Bydgoszcz on Luvisols, grouped to the class IVa and very good rye complex of valuation on agricultural suitability. The tested crops were optimally irrigated in periods of agricultural droughts, and were guaranteed by moisture content in a layer of soil with a controlled water supply readily available to plants over the whole period of increased water needs.

In the seven-year research period the production effects of irrigation for the certain crops were characterized by very high temporal variability. For example, for malting barley the effects amounted to an average of 1.44 t ha^{-1} , varying from 0 (in the year 2009) to 3.39 t ha^{-1} . These effects authors subordinate to selected indicators of meteorological and agricultural droughts during periods of increased water needs for the studied crops: rainfall (P), standardized precipitation index (SPI), the relative rate of precipitation (RPI), climatic water balance (KBW) and agricultural-climatic water balance (RKBW). In all cases, authors obtained significant relationships between the compared data which lead to a determination of variability of production effects with irrigation in the region of Bydgoszcz in different growing seasons (temporal variability), and allowed to predict the effects of irrigation plants in a distinct Polish rainfall zones (spatial variability). Compilation of the variability of production effects of irrigation in field crops is the basis for the analysis of the purpose of the treatment, both in terms of environmental criteria, as well as economic.



Kryteria waloryzacji złóż węglowodorów w aspekcie ich ochrony

Barbara Uliasz-Misiak, Bogumiła Winid
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza

1. Wstęp

Idea ochrony zasobów surowców mineralnych i odpowiedniego gospodarowania nimi powstała na początku XX wieku, kiedy zwrócono uwagę na wyczerpywanie się złóż kopalin. Rewolucja przemysłowa i związana z nią szybka industrializacja wywołała zaniepokojenie możliwością wyczerpania się istniejących zasobów surowców mineralnych. Odkrycia nowych złóż i postęp technologiczny po II wojnie światowej sprawiły, że problem ten przestał być uważany za istotny [7]. Ostatnie lata to powrót do idei ochrony zasobów, nie tylko na świecie, ale również w Polsce. Ochrona zasobów kopalin i wykorzystanie środowiska geologicznego do celów produkcyjnych poprzez właściwe gospodarowanie zasobami geologicznymi zostały wpisane do „Polityki ekologicznej Państwa na lata 2009–2012 z uwzględnieniem perspektywy do roku 2016”. W koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030 podkreślono konieczność ochrony złóż kopalin o charakterze strategicznym, w tym gazu ziemnego [6].

Złóża ropy naftowej i gazu ziemnego eksploatowane są od ponad 160 lat, prowadzi to do stopniowego wyczerpywania się zasobów tych paliw kopalnych. Problem dostępności zasobów ropy naftowej prognozował w 1948 roku H. K. Hubbert, według jego oszacowań produkcja ropy miała osiągnąć swój szczyt około 2000 roku, potem miał nastąpić gwałtowny spadek wydobywania. Scenariusz ten się nie sprawdził. Zmniejszone i bardziej racjonalne zużycie, wzrost wydobywania, odkrywanie nowych złóż węglowodorów, uniemożliwiają dokładne określenie czasu na jaki wystarczą zasoby tego paliwa.

Obecnie ważniejszym zagadnieniem niż wyczerpywanie się zasobów, staje się ich dostępność. Możliwość eksploatacji złóż, w tym węglowodorów, ograniczana jest przez wymagania ochrony przyrody i środowiska oraz wykorzystywanie terenów do innej działalności niż górnictwo. Problem ten dotyczy całego kraju, a w szczególności terenów gęsto zaludnionych i zurbanizowanych. Ochrona złóż pojmowana jest jako ochrona terenów ich występowania przed takim zagospodarowaniem, które uniemożliwiłoby dostęp do złoża. Staje się ona więc ważnym elementem planowania przestrzennego [7, 12, 16].

2. Złóża węglowodorów w Polsce

Na obszarze Polski udokumentowanych zostało 283 złoża gazu ziemnego. Głównym regionem występowania tych złóż jest Niż Polski (69% zasobów wydobywalnych). Złóża gazu ziemnego znane są również z zapadliska przedkarpackiego (26% zasobów wydobywalnych). Niezwykle zasoby gazu występują także w małych złożach obszaru Karpat oraz w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku (odpowiednio 4% i 1% zasobów wydobywalnych). Według stanu na koniec 2011 roku w Polsce zostało udokumentowane 84 złoża ropy naftowej. Złóża te występują głównie na Niżu Polskim (75% zasobów wydobywalnych), w obszarze polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku (20% zasobów wydobywalnych), na zapadlisku przedkarpackim (3% zasobów wydobywalnych) i w Karpatach (2% zasobów wydobywalnych). Karpaty i zapadlisko przedkarpackie to rejony najstarszego światowego górnictwa ropy naftowej, gdzie złoża są na wyczerpaniu [1].

W Polsce istnieją również przesłanki do występowania złóż gazu ziemnego z formacji łupkowych (*shale gas*), gazu ziemnego zamkniętego (*tight gas*) oraz złoża ropy naftowej w formacjach łupkowych. Złóża gazu ziemnego i ropy naftowej z formacji łupkowych występować mogą na obszarze basenu bałtyckiego oraz basenu lubelskopodlaskiego. Gaz w łupkach może również występować na bloku łysogórskim i w strefie Biłgoraj-Narol. Występowanie złóż gazu ziemnego zamkniętego w Polsce jest najbardziej prawdopodobne w północno-wschodnim obrzeżeniu monokliny przedsudeckiej. Prawdopodobne jest występowanie ropy naftowej, a w mniejszym stopniu gazu ziemnego w łupkach menilitowych Karpat zewnętrznych [1, 10].

Spośród udokumentowanych konwencjonalnych złóż gazu ziemnego 62 złoża są niezagospodarowane, z tego w obszarze szelfowym Bałtyku – 2, w Karpatach – 2, na Niżu Polskim – 38 a w zapadlisku przedkarpackim – 20. Niezagospodarowanych udokumentowanych złóż ropy naftowej jest na Niżu Polskim – 6 i na zapadlisku przykarpackim – 3 [1]. Ponadto istnieje możliwość odkrycia na obszarze Polski złóż niekonwencjonalnych zarówno gazu ziemnego, jak i ropy naftowej. Wszystkie niezagospodarowane i odkryte w przyszłości złoża powinny być poddane waloryzacji i przeanalizowane pod kątem ochrony ich zasobów.

3. Kryteria waloryzacji złóż węglowodorów pod kątem ich ochrony

Zapewnienie dostępności zasobów surowców dla celów przyszłej eksploatacji wymaga ochrony złóż kopalin. W celu określenia zakresu ochrony niezbędne jest wykonanie, w oparciu o wypracowane kryteria, oceny (waloryzacji) złoża.

Waloryzacja złóż bazuje zwykle na punktowej ocenie podstawowych cech złoża lub aspektów związanych z jego zagospodarowaniem. Suma punktów stanowi podstawę do rankingowania analizowanych złóż w obrębie danej grupy. Jednym z głównych elementów jest ustalenie kryteriów do przeprowadzenia waloryzacji.

W Polsce, metodykę rankingowania i waloryzacji złóż oraz procesu rankingowania czy waloryzacji, pod różnym kątem podejmowano w odniesieniu do różnych rodzajów kopalin. Piwocki i Kasiński (1993) [11] przeprowadzili waloryzację ekonomiczno-socjologiczną złóż węgla brunatnego. Propozycję kryteriów waloryzacji złóż węgla kamiennego pod kątem ich ochrony przedstawili Jureczka i Galos (2010) [4]. Waloryzację złóż kopalin skalnych opracowali Smakowski i in. (1996) [15] oraz Radwanek-Bąk (2005) [12], złóż kamieni budowlanych i drogowych – Bromowicz i in. (2005) [2] oraz Sermet i Górecki (2007) [13], złóż kruszyw naturalnych – Nieć (2006) [8] oraz złóż siarki rodzimej – Nieć i in. (2007) [9]. Problematykę i kryteria waloryzacji złóż gazu ziemnego przedstawił Słupczyński in. (2004) [14]. Zaproponowane w wyżej wymienionej pracy kryteria związane były głównie z uwarunkowaniami geologiczno-górnictwymi.

Waloryzacja powinna uwzględniać istotne cechy złóż węglowodorów traktując je jako nieodnawialne składniki środowiska naturalnego, biorąc pod uwagę umiejscowienie złoża w środowisku. Ocena powinna bazować na informacjach o podstawowych właściwościach złóż oraz ich dostępności z punktu widzenia uwarunkowań środowiskowych. Powinna także uwzględniać czynniki związane z potencjalnymi możliwościami podjęcia eksploatacji tych złóż. Waloryzacja tych cech powinna być wykonywana w oparciu o przyjęty system punktowy i ewentualnie dobór odpowiednich rang. Umożliwi to dokonanie rankingu ocenianych złóż i podział na grupy o różnym stopniu ochrony. W ocenie złóż węglowodorów pod kątem ich potencjalnej ochrony proponuje się uwzględnić kryteria związane z:

- warunkami geologiczno-złożowym (wielkość zasobów, skład kopaliny) – 60% łącznej oceny;
- dostępnością złoża –uwarunkowaniami środowiskowymi i planistycznymi (lokalizacja na terenach obszarów ochrony przyrody, w strefach ochrony ujęć wód podziemnych i powierzchniowych, ujęcie w planach zagospodarowania przestrzennego, odległość od terenów zabudowanych) – 30% łącznej oceny;
- zagospodarowaniem złoża – uwarunkowania techniczne (dostępność komunikacyjna, odległość od rurociągów przesyłowych) – 10% łącznej oceny.

Podstawowe znaczenie przy kwalifikacji złóż, mają aspekty geologiczno-złożowe. Ich niska ocena powinna eliminować dane złożo z dalszej waloryzacji. Podobnie należy kwalifikować złoża, które przy ocenie aspektów środowiskowych i planistycznych uzyskają 0 punktów (co oznacza: brak możliwości dostępu do zasobów). Uzyskanie niskiej oceny aspektów związanych z zagospodarowaniem złoża, nie dyskwalifikuje go do przyszłego wykorzystania.

3.1. Kryteria geologiczno-złożowe

Podstawowym proponowanym kryterium geologiczno-złożowym do oceny złóż węglowodorów są wielkości zasobów wydobywalnych ropy naftowej lub gazu ziemnego, które były stosowane jako kryteria bilansowości złóż węglowodorów. Dla złóż ropy naftowej wielkość ta wynosi 50 tys. ton, a dla złóż gazu ziemnego 60 mln m³. Złoża o zasob-

bach wydobywalnych mniejszych od wymienionych są złożami nie kwalifikującymi się do eksploatacji. Dla złóż ropy naftowej o zasobach od powyżej 50 tys. do powyżej 200 tys. ton lub gazu ziemnego powyżej 60 mln m³ do powyżej 100 mln m³ proponuje się przyjąć w rankingu oceny wartość punktową od 1 do 3 (tab. 1).

Tabela 1. Kryteria waloryzacji złóż węglowodorów pod kątem środowiskowym
Table 1. Criteria of hydrocarbon deposits evaluation for environmental purposes

Grupa kryteriów	Kryterium	Ocena złoża			
		złoża niekwalifikujące się do eksploatacji	niska=1	średnia=2	najwyższa=3
Geologiczno-złożowe (ropa naftowa)	wielkość zasobów ropy naftowej	poniżej 50 tys. ton	50–100 tys. ton	100–200 tys. ton	powyżej 200 tys. ton
Geologiczno-złożowe (gaz ziemny)	wielkość zasobów gazu ziemnego	poniżej 60 mln m ³	60–500 mln m ³	500–1 000 mln m ³	powyżej 1 000 mln m ³
	skład gazu ziemnego	zawartość węglowodorów poniżej 30% lub zawartość rtęci powyżej 30 µg/m ³	gaz zaazotowany wymagający oczyszczenia, zawartość rtęci poniżej 30 µg/m ³	gaz zaazotowany nie wymagający oczyszczenia, zawartość rtęci poniżej 30 µg/m ³	gaz wysokometanowy zawartość rtęci poniżej 30 µg/m ³
Środowiskowe i planistyczne	lokalizacja w obszarach chronionych	teren parków narodowych i rezerwatów	teren parków krajobrazowych; NATURA 2000	teren obszarów chronionego krajobrazu	poza terenami chronionymi
	ujęcie w planach zagospodarowania przestrzennego	obszar problemowy	obszar o priorytetowym sposobie zagospodarowania	obszar o innym sposobie zagospodarowania	obszar górniczy
	lokalizacja w obszarach ochrony ujęć	strefy ochronne ujęć wód podziemnych i powierzchniowych	obszary ochronne GZWP* obszary ochronne zbiorników wód śródlądowych	obszary mikrorentencji obszarowej	poza obszarami ochrony wód
	odległość od terenów zabudowanych	na obszarze gęstej zabudowy	poniżej 0,5 km od obszaru o gęstej zabudowie	poniżej 0,5 km od obszaru o luźnej zabudowie	powyżej 0,5 km od obszaru o luźnej zabudowie
Infrastrukturalne	dostępność komunikacyjna	brak dróg	konieczność budowy drogi dojazdowej powyżej kilku km	konieczność budowy drogi dojazdowej około 1 km	sieć dróg o odpowiedniej nośności
	gazociągi	brak rurociągów	brak rurociągów rozpraszających oraz nie są planowane	brak rurociągów rozdzielczych oraz nie są planowane	rurociągi rozdzielcze

* GZWP – Główny Zbiorniki Wód Podziemnych

Na ekonomikę eksploatacji złóż gazu wpływa nie tylko wielkość zasobów gazu ziemnego, ale również jego skład. Gaz ziemny może zawierać w swoim składzie obok gazów węglowodorowych (metanu, etanu, propanu, butanów i pary węglowodorów cięższych) składniki niewęglowodorowe (azot, dwutlenek węgla, siarkowodór, pary rtęci i inne). Składniki te obniżają wartość kaloryczną gazu (azot, dwutlenek węgla) oraz powodują konieczność oczyszczania gazu z tych składników (siarkowodór i pary rtęci). Udział azotu, często obecnego w gazie ziemnym może wynosić od 0% do ponad 99% objętości. W polskich złożach zawartość azotu waha się od poniżej 1% (złoża na zapadlisku przedkarpacim) do kilkudziesięciu procent (złoża na monoklinie przedsudeckiej). Dwutlenek węgla i siarkowodór występują w polskich złożach gazu ziemnego w mniejszych ilościach, w przypadku CO₂ zawartość nie przekracza 2%, a H₂S od ponad 1 do 12% (złoże Obrzycko). W proponowanych kryteriach przyjęto, że złoża o zawartości składników węglowodorowych poniżej 30% lub zawartości rtęci powyżej 30 µg/m³ nie kwalifikują się do eksploatacji. Złoża gazu o różnym stopniu zaazotowania mają ocenę zależną od konieczności jest oczyszczania 1 lub 2. Najwyższą ocenę zaproponowano dla złóż gazu wysokometanowego (por. tab. 1).

3.2. Kryteria środowiskowe i planistyczne

Proponowany zestaw kryteriów środowiskowych i związanych z zagospodarowaniem przestrzennym (lokalizacja w obszarach chronionych, ujęcie w planach zagospodarowania przestrzennego, odległość od terenów zabudowanych) warunkuje dostępność złóż węglowodorów (por. tab. 1).

Proponowany zestaw kryteriów środowiskowych i związanych z zagospodarowaniem przestrzennym (lokalizacja w obszarach chronionych, ujęcie w planach zagospodarowania przestrzennego, odległość od terenów zabudowanych) warunkuje dostępność złóż węglowodorów (por. tab. 1). Bazują one na analizie obszarów problemowych czyli obszarów szczególnego zjawiska z zakresu gospodarki przestrzennej lub występowania konfliktów przestrzennych wskazanych w dokumentach planistycznych (planie zagospodarowania przestrzennego województwa lub określonych w studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy) [17]. Kryteria te decydują o możliwości podjęcia w przyszłości eksploatacji tych złóż. Środowiskowe kryteria waloryzacji

złóż węglowodorów są czynnikami decydującymi o ograniczeniach lub uciążliwościach w ich eksploatacji. Powierzchniowe ograniczenia wynikają z przyrodniczych, kulturowych, i infrastrukturalnych cech obszarów występowania złóż.

Wydobycie złóż węglowodorów zaliczane jest do przedsięwzięć mogących zawsze znacząco oddziaływać na środowisko, stąd wynikają liczne ograniczenia w prowadzeniu tego rodzaju działalności na obszarach chronionych, które zajmują około 40% obszaru kraju. Obostrzenia są zależne od typu obszaru [16]. Eksploatacja złóż ropy naftowej i gazu ziemnego jest całkowicie zabroniona na terenie niektórych obszarowych form ochrony przyrody (w parkach narodowych, rezerwach), złoża położone na ich obszarze zostały określone jako nie kwalifikujące się do eksploatacji. Mniej restrykcyjne przepisy, dopuszczające wydobycie pod pewnymi warunkami, obowiązują w parkach krajobrazowych i na terenach sieci NATURA 2000, dla złóż zlokalizowanych w tych obszarach zaproponowano ocenę najniższą (1). Obszary chronionego krajobrazu to tereny o przeznaczeniu rekreacyjnym, stąd ograniczenia działalności gospodarczej są niewielkie, dla złóż zlokalizowanych na tych obszarach zaproponowano ocenę 2. Dla złóż położonych na terenach poza obszarami chronionymi zaproponowano ocenę najwyższą (3).

Działalność związana z eksploatacją złóż węglowodorów powinna być uwzględniona w dokumentach planistycznych (studiach uwarunkowań i kierunków rozwoju, planach zagospodarowania przestrzennego). Najważniejszym dokumentem decydującym o sposobie zagospodarowania danego obszaru są plany zagospodarowania przestrzennego, które powinny uwzględniać zarówno obszary chronione, złoża kopalin, jak i potrzeby ich eksploatacji [3].

Nie jest możliwa eksploatacja złóż węglowodorów zlokalizowanych w obszarach np. stref bezpośredniej ochrony ujęć wód zarówno podziemnych jak i powierzchniowych, w obszarach międzywala rzek lub na obszarach wyznaczonych pod inwestycje związane z bezpieczeństwem. Wydobycie ropy naftowej i gazu ziemnego nie może być prowadzone na obszarach ochrony uzdrowiskowej, na terenie miejsc lokalizacji zabytków nieruchomych, pomników historii, stanowisk archeologicznych.

Dla złóż zlokalizowanych w obszarach ochrony użytkowych poziomów wodonośnych, stref ochrony pośredniej ujęć podziemnych i powierzchniowych lub na terenach przeznaczonych pod inwestycje prioryte-

towe np. liniowe, proponuje się ocenę najniższą. Ocenę średnią (2) proponuje się dla złóż zlokalizowanych w obszarach użytkowych poziomów wodonośnych, lub na terenach przeznaczonych w planach zagospodarowania na inną działalność niż górnicza. Najwyższą ocenę proponuje się dla złóż, które leżą na terenach przeznaczonych na działalność górniczą.

Potencjalne negatywne oddziaływanie prac poszukiwawczych i eksploatacji węglowodorów zostało uwzględnione w postaci kryterium odległości od terenów zabudowanych. Na obszarze gęstej zabudowy eksploatacja złóż węglowodorów jest niemożliwa. Najniższa ocena w tej kategorii proponowana jest dla złóż położonych w odległości poniżej 0,5 km od obszaru o gęstej zabudowie mieszkalnej, średnia dla złóż zlokalizowanych w odległości poniżej 0,5 km od obszaru o luźnej zabudowie mieszkalnej. Najwyższą ocenę proponuje się dla złóż położonych w odległości powyżej 0,5 km od obszaru o luźnej zabudowie mieszkalnej.

Obostrzenia wykluczające eksploatację złoża dotyczą stanu faktycznego, zmiany ograniczeń obszarowych, np. skreślenie z listy zabytków, zmiany ustalonych granic parków narodowych i rezerwatów, likwidacja ujęcia wód będzie eliminowała ograniczenia eksploatacyjne, a co za tym idzie zmieniała wartość danego złoża.

3.3. Kryteria dotyczące możliwości zagospodarowania złoża

Czynniki ekonomiczne eksploatacji uwarunkowane są także infrastrukturą rejonu złoża. Prace rozpoznania i udostępniania oraz eksploatacji złóż węglowodorów wiążą się z koniecznością dojazdu ciężkiego sprzętu, w związku z tym dostępność komunikacyjna jest jednym z proponowanych kryteriów. W przypadku położenia złóż w obszarach słabo dostępnych konieczność budowy dróg dojazdowych, ze względu na wysokie koszty może znacznie podnieść nakłady lub zdyskwalifikować pod względem ekonomicznym eksploatację takiego złoża. Najniżej proponuje się ocenić złoża dla udostępnienia, których istnieje konieczność budowy drogi dojazdowej o długości kilku kilometrów, wyżej ocenić należy złoża gdy długość drogi dojazdowej będzie wynosiła poniżej 1 km.

Drugim ważnym kryterium jest atrakcyjność rynkowa czyli odległość od miejsc zbytu. W przypadku gazu ziemnego jest ona warunkowana odległością od rurociągów przesyłowych i rozdzielczych. Długość sieci gazowej w Polsce wynosi około 130 tys. km, z tego sieć rozdzielcza (dystrybucyjna) ma długość około 110 tys. km. Najwięcej rurociągów

rozdzielczych jest zlokalizowana na terenie województwa małopolskiego i podkarpackiego. Sieci przesyłowe najbardziej rozbudowane są w województwach: wielkopolskim, dolnośląskim oraz podkarpackim [5]. Budowa rurociągów związana jest z wysokimi kosztami oraz problemami wynikającymi ze sprzeczności i braku spójności w wielu przepisach, skomplikowanymi procedurami przy wykonywaniu inwestycji, ich blokowaniem i dostępnością gruntów.

3.4. Ocena złóż według proponowanych kryteriów waloryzacji

Podstawą oceny jest zebranie informacji geologiczno – środowiskowych i przedstawienie ich w skali punktowej. Ocenę złoża oblicza się jako sumę poszczególnych elementów z uwzględnieniem ich wag (kryteria geologiczno złożowe – waga 0,6; kryteria środowiskowo-planistyczne – waga 0,3; kryteria dotyczące możliwości zagospodarowania – waga 0,1).

Według zaproponowanych kryteriów i wag przypisanych tym kryteriom złoża ropy naftowej o zasobach powyżej 200 tys. ton, którego lokalizacja ujęta została w planie zagospodarowania (co skutkowało utworzeniem obszaru górniczego), znajdujące się poza obszarami ochronnymi, zabudowaniami itp., w rejonie dróg o odpowiedniej nośności uzyska 5,7 punktu. Natomiast złoża ropy naftowej zlokalizowane w warunkach najbardziej niekorzystnych uzyska 1,9 punktów.

Złoża gazu ziemnego wysokometanowego o zasobach powyżej 1000 mln m³ zlokalizowane poza obszarami ochronnymi, dla którego w planach zagospodarowania wyznaczono obszar górniczy, znajdujące się w rejonie korzystnej infrastruktury technicznej otrzyma 7,8 punktów. W najbardziej niekorzystnych warunkach otrzyma 2,6 punktów.

Proponuje się dokonanie podziału złóż na kategorię ochrony według ilości uzyskanych punktów w waloryzacji (tab. 2).

Tabela 2. Kategorie ochrony złóż węglowodorów

Table 2. Categories of hydrocarbons deposits protection

Kategoria ochrony	Ocena złóż	
	ropy naftowej	gazu ziemnego
I	5,7–4,4	7,8–6,1
II	4,3–3,1	6,0–4,4
III	<3,1	<4,4

Złóża, które uzyskają najwyższą ocenę 5,7 punktów dla złóż gazu ziemnego i 7,8 dla złóż ropy naftowej (kategoria I), powinny być szczególnie chronione ze względu na ich parametry geologiczno-złożowe (dość duże zasoby i kopalinę odpowiedniej jakości), dostępność oraz dostęp do rurociągów i dróg. Druga grupa złóż to złoża średniej ochrony w przypadku proponowanej waloryzacji będą one miały dla złóż ropy naftowej od poniżej 4 do 1,9 punktów; złoża gazu ziemnego od poniżej 5,2 do 2,6 punktów (kategoria II). Złóża najniżej ocenione w waloryzacji mają poniżej 3,1 punktów dla ropy naftowej i poniżej 4,4 dla złóż gazu ziemnego (kategoria III).

Zaliczenie złoża do odpowiedniej kategorii ochrony powinno skutkować działaniami na szczeblu administracyjnym i planistycznym. Tereny wszystkich złóż niezależnie od kategorii ochrony powinny być zagospodarowywane zgodnie z obowiązującą procedurą zawartą w ustawach i rozporządzeniach. Należy podkreślić, że na obszarach złóż najwyższej ochrony (kategoria I) wszelkie działania powinny być podporządkowane późniejszej eksploatacji złoża. Na obszarach lokalizacji złóż kategorii II zagospodarowanie terenu powinno być konsultowane z organami decyzyjnymi dla prac górniczych.

4. Podsumowanie

Problem złóż, które są nieeksploatowane został poruszony w koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030. Złóża surowców energetycznych nieeksploatowane z powodów ekonomicznych, społecznych lub innych powinny być traktowane jako trwały zasób strategiczny, który musi podlegać szczególnej ochronie prawnej przed różnego typu działalnością człowieka, w tym zwłaszcza inwestycyjną (osadnictwo, budowa infrastruktury transportowej). Ograniczenia dotyczące sposobu zagospodarowania przestrzennego obszaru zalegania danego złoża będą różnicowane i zależne od rodzaju złoża

Dla zapewnienia właściwej ochrony złóż niezbędne jest sporządzenie wykazu złóż surowców energetycznych (w tym węglowodorów) o znaczeniu strategicznym dla państwa, z określeniem przestrzennego zasięgu ich zalegania. Następnie, należy szczegółowo określić stopień i formę ochrony zidentyfikowanych obszarów. Dla złóż tych konieczne jest podjęcie działań w zakresie ich ochrony przed stałą zabudową i inwestycjami liniowymi oraz wprowadzenie ograniczeń co do sposobu

gospodarowania na tych terenach. Wskazanie tych obszarów jest szczególnie istotne dla terenów występowania złóż, których eksploatacja nie została jeszcze podjęta. Na obszarach występowania tych złóż należy także zdefiniować rodzaje działań możliwych do prowadzenia do czasu rozpoczęcia eksploatacji tych złóż. Ewentualne uruchomienie nowych złóż eksploatacji zasobów energetycznych, zostanie poprzedzone szczegółową wielokryterialną analizą opłacalności z pełnym uwzględnieniem aspektów społecznych i ekologicznych [6].

Wiarygodność oceny złoża (waloryzacja) jest uzależniona od stanu rozpoznania złoża. W przypadku uzyskania nowych informacji geologicznych możliwa będzie weryfikacja oceny złoża, która powinna warunkować priorytety w zakresie prac geologiczno-rozpoznawczych. W pierwszej kolejności tego typu prace należy wykonać na złożach najbardziej wartościowych.

Proponowana waloryzacja nie uwzględnia aspektów ekonomicznych wynikających ze stosowanych technik i procesów technologicznych związanych z rozpoznaniem, udostępnieniem i eksploatacją kopaliny oraz czynników decydujących o opłacalności podjętych inwestycji. Przyjęto założenie, że o opłacalności inwestycji decyduje między innymi stan technologii, który jest czynnikiem charakterystycznym dla danych warunków czasowych. Jego wpływ na możliwości eksploatację złoża w przyszłości jest więc ograniczony.

Pracę wykonano w ramach badań statutowych AGH nr 11.11.190.555

Literatura

1. **Bilans zasobów złóż kopalin w Polsce wg stanu na 31 XII 2011 r.** Praca zb. pod red. Szuflicki M., Malon A., Tymiński M. PIG-PIB, Warszawa, s. 447, 2012. [dostęp: 10 listopada 2012]. Dostępny w Internecie: <http://geoportal.pgi.gov.pl/surowce>.
2. **Bromowicz J., Figarska-Warchoł B., Karwacki A., Kolasa A., Magiera J., Rembiś M., Smoleńska A., Stańczyk G.:** *Waloryzacja polskich złóż kamieni budowlanych i drogowych na tle przepisów Unii Europejskiej.* Ucz. Wyd. Nauk.-Dydakt., AGH, Kraków, 2005.
3. **Gawroński K.:** *Miejscowe planowanie przestrzenne jako narzędzie ochrony i kształtowania środowiska.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 4, 479–495 (2002).

4. **Jureczka J., Galos K.:** *Propozycja kryteriów waloryzacji złóż oraz obszarów prognostycznych i perspektywicznych złóż węgla kamiennego pod kątem ich ochrony*. Zeszyty Naukowe IGSMiE PAN, nr 79, 289–297 (2010).
5. **Kaliski M., Sikora S., Szurlej A., Janusz P.:** *Wykorzystanie gazu ziemnego w gospodarstwach domowych w Polsce*. Nafta-Gaz nr 2, 125–134 (2011).
6. **Koncepcja Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030:** 2012. [dostęp: 15 listopada 2012]. Dostępny w Internecie: http://www.mrr.gov.pl/rozwoj_regionalny/polityka_przestrzenna/kpzk/Strony/Koncepcja_Przestrzennego_Zagospodarowania_Kraju.aspx
7. **Nieć M.:** *Stulecie idei ochrony złóż kopalni*. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, tom 24, zeszyt 2/2, 47–51 (2008).
8. **Nieć M.:** *Waloryzacja złóż i obszarów perspektywicznych*. [W]: Programowanie eksploatacji i zagospodarowania terenów pogórnich złóż kruszywa naturalnego w dolinach rzek karpaccich na przykładzie Karpat Zachodnich. Praca zbiorowa pod red. M. Stryszewskiego. Ucz. Wyd. Nauk.-Dydakt. AGH, Kraków, 2006.
9. **Nieć M., Ślizowski K., Kawulak M., Lankof L., Salamon E.:** *Kryteria ochrony złóż pozostawionych przez likwidowane kopalnie w warunkach zrównoważonego rozwoju na przykładzie modelowym złóż siarki rodzimej*. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, 2007.
10. **Ocena zasobów wydobywalnych gazu ziemnego i ropy naftowej w formacjach łupkowych dolnego paleozoiku w Polsce (basen bałtycko-podlasko-lubelski) – raport pierwszy.** PIG-PIB, Warszawa, marzec 2012, s. 29. [dostęp: 20 listopada 2012]. Dostępny w Internecie: <http://www.pgi.gov.pl/pl/institut-geologiczny-surowce-mineralne/2705-nowe-perspektywy-gaz-lupkowy-i-gaz-zamkniety.html>.
11. **Piwocki M., Kasiński J.:** *Metoda ekonomiczno-sozologicznej waloryzacji złóż węgla brunatnego*. Przegląd Geologiczny, 35, 346–359 (1993).
12. **Radwanek-Bąk B.:** *Podstawy waloryzacji złóż kopalni skalnych dla ich ochrony*. Przegląd Geologiczny, vol. 53, nr 5, s. 434–438 (2005).
13. **Sermet E., Górecki J.:** *Waloryzacja i ocena geologiczno-górnictwej atrakcyjności złóż kopalni skalnych*. Mat. XVII Konf. „Aktualia i perspektywy gospodarki surowcami mineralnymi”. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, 2007.
14. **Słupczyński K., Semyrka R., Bobuła E.:** *Problematyka i kryteria waloryzacji złóż gazu ziemnego*. Polish Journal of Mineral Resources, vol. 8, 189–192 (2004).
15. **Smakowski T., Galos K., Cwojdzński S. i in.:** *Zasady polityki koncesyjnej dla złóż surowców skalnych Dolnego Śląska*. CAG, Warszawa, 1996.

16. **Uliasz-Misiak B., Winid B.:** *Eksploatacja złóż węglowodorów zlokalizowanych w obszarach chronionych*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set Environment Protection), 14, 919–929 (2012).
17. **Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym**. Dz. U. 2003 Nr 80 poz. 717.

Criteria for the Valorization of Hydrocarbon Deposits in Terms of Their Protection

Abstract

Exploitation of the deposits is limited by the requirements of nature, preservation of the environment and land use for activities other than mining. Currently, the protection of the deposits is understood as conservation of their occurrence before the development, which would prevent access to the reserves. The need for mineral resource protection, especially of hydrocarbons, and the geological environment use for production through proper management of geological resources are the priorities of our state. In 2011, 345 crude oil and natural gas fields were found in Poland. A number of them are non-exploited (62 deposits of natural gas and crude oil 9). In Poland there is also the possibility of the discovery of unconventional resources, both of natural gas and crude oil. All non-exploited and discovered deposits in the future should be valorized and analyzed in terms of protecting their resources.

The proposed valorization of hydrocarbon fields is based on rating the basic characteristics of the deposit and aspects of its management. Total points will form the basis for making deposits and assessed rankings split into groups with different levels of protection. In the assessment of hydrocarbon deposits in terms of their potential protection it is proposed to include criteria related to: the geological-reservoir conditions, the availability of deposits (environmental and land planning) and deposits development. Valorisation takes into account deposits that are not eligible for the exploitation and the deposits of low, medium and high evaluation of various criteria. In each group of criteria it is proposed to assign different weights to the criteria for geological and reservoir accounting for 60% of the total assessment, the availability of deposits of 30% and 10% of the deposit development. As a result of this indexation of the deposits, they have been divided into three categories.

The deposits, which will have the highest score of 5.7 points for natural gas and 7.8 for oil (category I) should be especially protected because of their geological and reservoir parameters (quite large resources and raw mineral quality), availability and access to pipelines and roads. The second group of deposits

to average deposits of protection in the event of the proposed evaluation, they will have crude oil from less than 4 to 1.9 points; deposits of natural gas from less than 5.2 to 2.6 points (category II). The deposits of the lowest rated points in the evaluation are below 3.1 points for oil and less than 4.4, for natural gas (category III).

It is essential that the certification of reserves is an aspect of the geological reservoir. Their low score eliminates a number of further revisions. Just like in the deposits, this assessment of environmental planning, will receive 0 points for lack of access to resources. This low score with the management aspects of the deposit will not disqualify it for future use.



Rola krzemu w procesie eutrofizacji wód na przykładzie zbiorników Solina i Myczkowce

Piotr Koszelnik
Politechnika Rzeszowska

1. Wstęp

Krzem jest jednym z najbardziej powszechnych pierwiastków występujących na Ziemi. Jako rozpuszczony pierwiastek biogeny pełni ważną rolę w funkcjonowaniu ekosystemów wodnych zarówno morskich jak i lądowych [2, 3, 20]. Głównym źródłem krzemu rozpuszczonego jest erozja gleby i wietrzenie skał. W porównaniu z fosforem i azotem produkcja antropogeniczna jest nieznaczna [2]. W środowisku wodnym krzem jest pobierany przez plankton krzemowy – okrzemki – na potrzeby budowy ich komórek, a po ich obumarciu i remineralizacji wraca z powrotem do toni wodnej, aczkolwiek znacznie wolniej niż dzieje się to w przypadku azotu i fosforu [2, 21]. Produkcja okrzemek i w konsekwencji tego retencja krzemu w wodach stojących jest większa w eutroficznych ekosystemach gdzie Si limituje wzrost glonów. Sytuacja taka prowadzi do niemal całkowitego wyczerpywania się krzemu z toni wodnej, wówczas okrzemki są zastępowane przez sinice czy zielenice jako podstawowy komponent fitoplanktonu [2, 20].

Badania wskazują, że wyczerpywanie krzemu z toni wodnej i jego retencja w zbiornikach zaporowych jest przyczyną zubożania w ten pierwiastek wód poniżej. W wyniku tego, że deficyty krzemu nie są uzupełniane ze źródeł antropogenicznych (w przeciwieństwie do deficytów azotu i fosforu; np. [13]) zachwiane są naturalne proporcje między tymi pierwiastkami, wyrażone w postaci ilorazów stężeń molowych Si:N:P, co jest poważnym problemem ekologicznym przyspieszającym eutrofizację głównie wód przybrzeżnych i morskich [5, 11, 12, 22, 23]. Postępująca

w ostatnich latach eutrofizacja wód przybrzeżnych nie jest jedynie rezultatem większego zasilania wód powierzchniowych związkami biogennymi, ale także spadkiem zdolności retencyjnych wód śródlądowych względem azotu i fosforu z równoczesnym zwiększaniem się retencji krzemu w jeziorach i systemach rzecznych o różnej trofii [2].

Celem badań opisanych w niniejszej pracy była analiza wpływu deficytów krzemu rozpuszczonego jako czynnika limitującego intensywność procesów eutroficznych w zbiorniku.

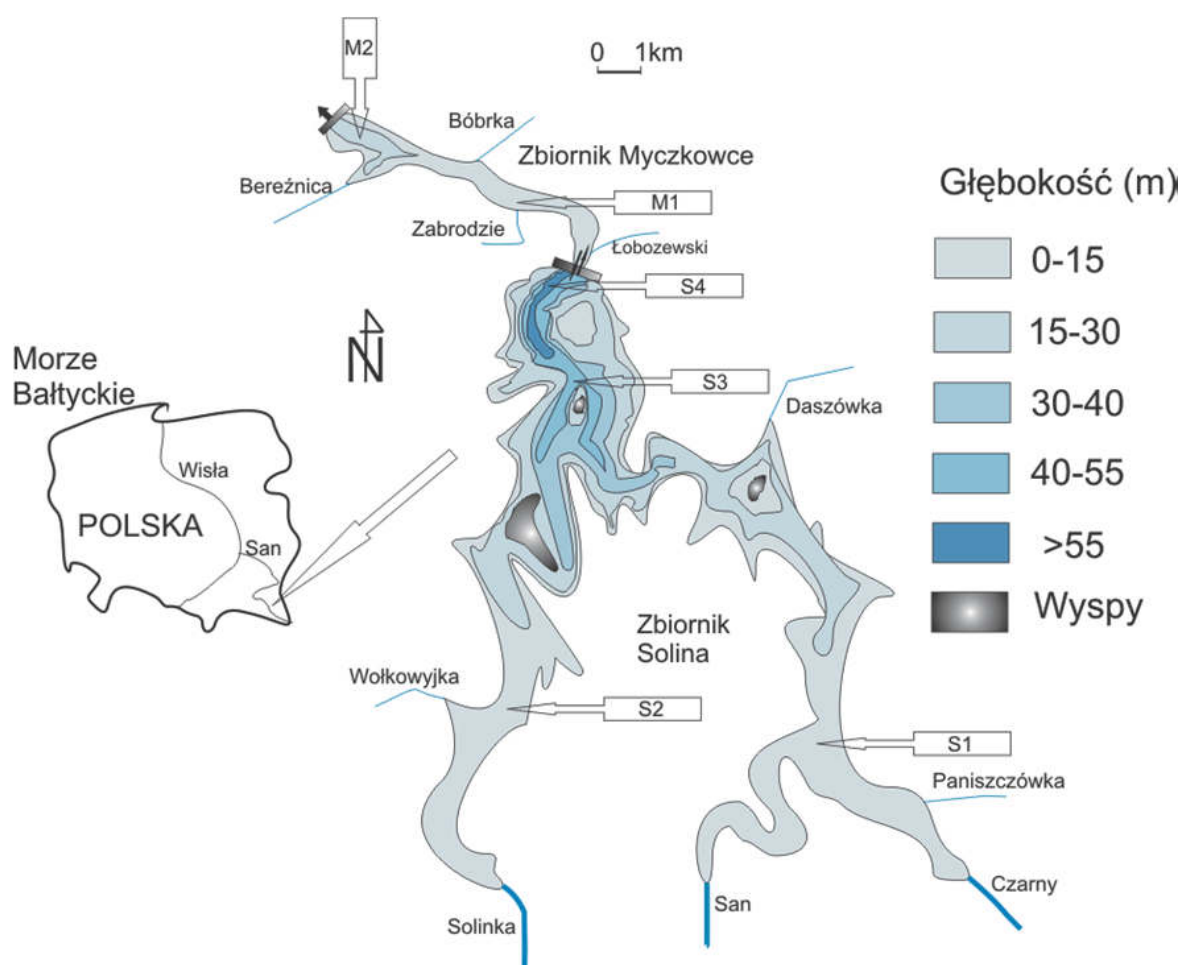
2. Obiekt i metodyka badań

2.1. Teren badań

Zespół zbiorników zaporowych na górnym Sanie wybudowany został w latach 1956–1968 roku. Górny zbiornik Solina to największy pod względem objętości zbiornik zaporowy w Polsce (ok. 500 mln m³) spełniający ważną rolę w gospodarce wodnej Polski w związku z ciągle narastającym deficytem wody czystej [8]. Woda w tym zbiorniku wymienia się około dwukrotnie w ciągu roku. Korzystne parametry morfometryczne (duża głębokość średnia – 22 m, wysoki stosunek objętości zbiornika do długości jego linii brzegowej – 157) powodują, że jest stosunkowo odporny na degradację. Podstawowym zadaniem zbiornika jest retencjonowanie wody dla celów energetycznych i przeciwpowodziowych oraz wyrównanie poziomu wody w Sanie poniżej zbiornika. Jest również źródłem zaopatrzenia w wodę pitną okolicznych miejscowości wczasowo-turystycznych.

Zbiornik dolny Myczkowce jest zbiornikiem wyrównawczym dla górnego, gromadzi on ok. 10 mln m³ wody. Zbiorniki charakteryzują się silnie rozwiniętą linią brzegową, zaś ich zlewnia, posiada charakter górski i duże spadki, co w połączeniu z budową geologiczną (skalne podłoże) determinuje niską sprawność retencjonowania wód opadowych [1]. Dopływy zbiornika różnią się znacznie pod względem długości (od 6,5 km do 92,4 km), powierzchni zlewni (od 16,7 km² do 604 km²) oraz średnich przepływów (SSQ od 0,06 m³s⁻¹ do 10,04 m³s⁻¹). Niewielka jest aktywność gospodarcza na tych terenach. Dominują w nich powierzchnie zalesione, rzadziej łąki i pastwiska. Grunty orne w większych ilościach (20–30%) występują w zlewniach małych cieków. Działalność gospodarcza na tych terenach skoncentrowana jest głównie w przyujściowych

odcinkach dolin rzek. Górne partie zlewni pozbawione są zabudowy i pól uprawnych. Jedynym rodzajem przemysłu jest przemysł drzewny oraz produkcja węgla drzewnego. W ostatnich latach nastąpił duży rozwój bazy turystycznej. Szczególnie w okolicy ujścia Sanu nastąpiła masowa rozbudowa pól biwakowych i ośrodków wypoczynkowych. We wszystkich miejscowościach w okolicy zbiornika solińskiego wzrosła liczba gospodarstw agroturystycznych, co przekłada się na rosnące ilości azotu i fosforu spływające do zbiorników [14].



Rys. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych

Fig. 1. Location of sampling stations

2.2. Metody badawcze

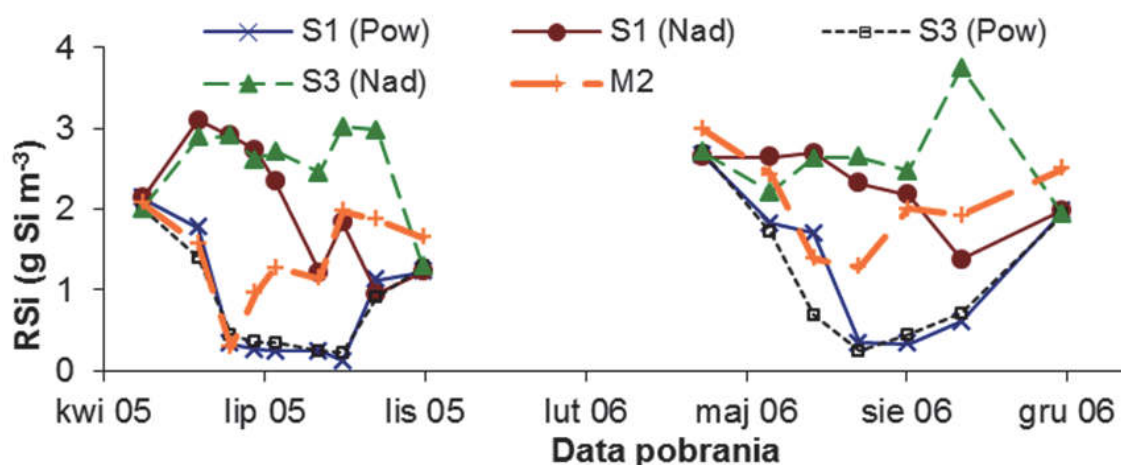
Próbki wód (ok. 1 dm³) zbiorników pobierano w sezonie wegetacyjnym od maja do listopada 2005 roku oraz od kwietnia do listopada 2006 roku z częstotliwością około jeden raz na miesiąc (18 pobrań)

z czterech stanowisk wód powierzchniowych i naddennych zbiornika Solina oraz dwóch z powierzchni zbiornika Myczkowce (rys. 1). Ponadto w tym samym okresie pobierano wody dopływów zbiornika Solina, przepływu między zbiornikami oraz odpływu ze zbiornika Myczkowce (rys. 1). W pobranych próbkach analizowano stężenia krzemu rozpuszczonego (spektrofotometrycznie, reakcja z jonami molibdenu), oraz chlorofilu a (spektrofotometrycznie po ekstrakcji do etanolu). Do obliczeń ilorazów N:P:Si wykorzystano wyniki równoległe prowadzonych badań [1, 16].

3. Wyniki badań

3.1. Sezonowe zmiany stężenia krzemu w wodach zbiorników

Najwyższe stężenia krzemu rozpuszczonego odnotowano w mniejszych dopływach obydwu zbiorników. Średnie wartości mieściły się w zakresie 3,11–3,90 g Si m⁻³ (tab. 1). Obydwa największe dopływy San i Solinka, których udział w zasilaniu zbiorników krzemem wynosił około 75% wyróżniały się najniższymi średnimi wartościami stężeń, odpowiednio 1,90 i 1,67 g Si m⁻³. Zwłaszcza w Sanie zaobserwowano sezonowe wyczerpywanie się krzemu, latem poniżej wartości 1 g Si m⁻³.



Rys. 2. Sezonowa zmienność stężeń krzemu rozpuszczonego w wodach zbiorników na stanowiskach S1 i S3 oraz M2.

Fig. 2. Seasonal variations of the dissolved silicon concentrations in reservoirs waters at S1, S3 and M2 stations.

Wyraźniejsze deficyty krzemu występowały w wodach obydwu zbiorników. W okresie lata stężenie tego pierwiastka w epilimnionie zbiornika Solina spadało poniżej $0,5 \text{ g Si m}^{-3}$, zwłaszcza w centralnej i przyzaporowej części na stanowiskach S3 i S4. W górnych odnogach obserwowano w tym okresie nieznacznie mniejsze deficyty (rys 2).

Tabela 1. Parametry statystyczne stężenia krzemu rozpuszczonego (RSi w gSi m^{-3}) oraz średnia wartość stosunków molowych form całkowitych N:Si:P w wodach dopływów i odpływów ze zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce

Table 1. Statistics of dissolved silicon concentrations (RSi w gSi m^{-3}) and mean value of the molar ratio of N:Si:P total forms in water of inlets and outlets from the Solina and Myczkowce reservoirs

	Czarny	San	Solinka	Wołkowyjka	Daszówka	Paniszczówka	Łobozewski	Bereźnica	Solina Odpływ	Myczkowce odpływ
Si										
L. próbek	25	25	25	15	7	7	15	15	25	25
Średnia	3,36	1,90	1,67	3,39	3,52	3,11	3,90	3,69	2,18	2,34
Maksimum	4,00	2,84	2,85	4,53	4,31	4,24	4,80	5,60	3,83	4,38
Minimum	2,52	0,76	0,71	2,50	2,51	2,33	2,50	2,42	1,45	1,44
Odch. std.	0,43	0,61	0,68	0,63	0,77	0,75	0,69	0,84	0,51	0,54
N:Si:P										
Średnia	64:15:1	40:15:1	92:16:1	56:25:1	96:18:1	43:20:1	89:18:1	51:20:1	55:16:1	58:17:1

W zbiorniku Myczkowce stężenie krzemu w wodach zmniejszało się do podobnego poziomu jak w Solinie, jednakże deficyty te utrzymywały się znacznie krócej niż w przypadku zbiornika górnego. Przyczyną mogło być zasilanie zbiornika wodami naddennymi, które w okresie letnim były o wiele bogatsze w krzem niż zimą; średnie stężenie wzrastało znacznie powyżej 3 g Si m^{-3} (tab. 2, rys. 2). Od jesieni do wiosny stężenia krzemu w wodach opuszczających zbiornik Myczkowce były wyraźnie niższe od wód zasilających zbiorniki, zaś latem obserwowano sytuację odwrotną (rys. 2).

Tabela 2. Parametry statystyczne stężenia krzemu rozpuszczonego (RSi w gSi m⁻³), chlorofilu a (mg m⁻³) oraz średnia wartość stosunków molowych form całkowitych pierwiastków biogennych N:Si:P w wodach zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce w latach 2004–2006

Table 2. Statistics of dissolved silicon concentrations (RSi w gSi m⁻³) and mean value of the molar ratio of N:Si:P total forms in waters the Solina and Myczkowce reservoirs

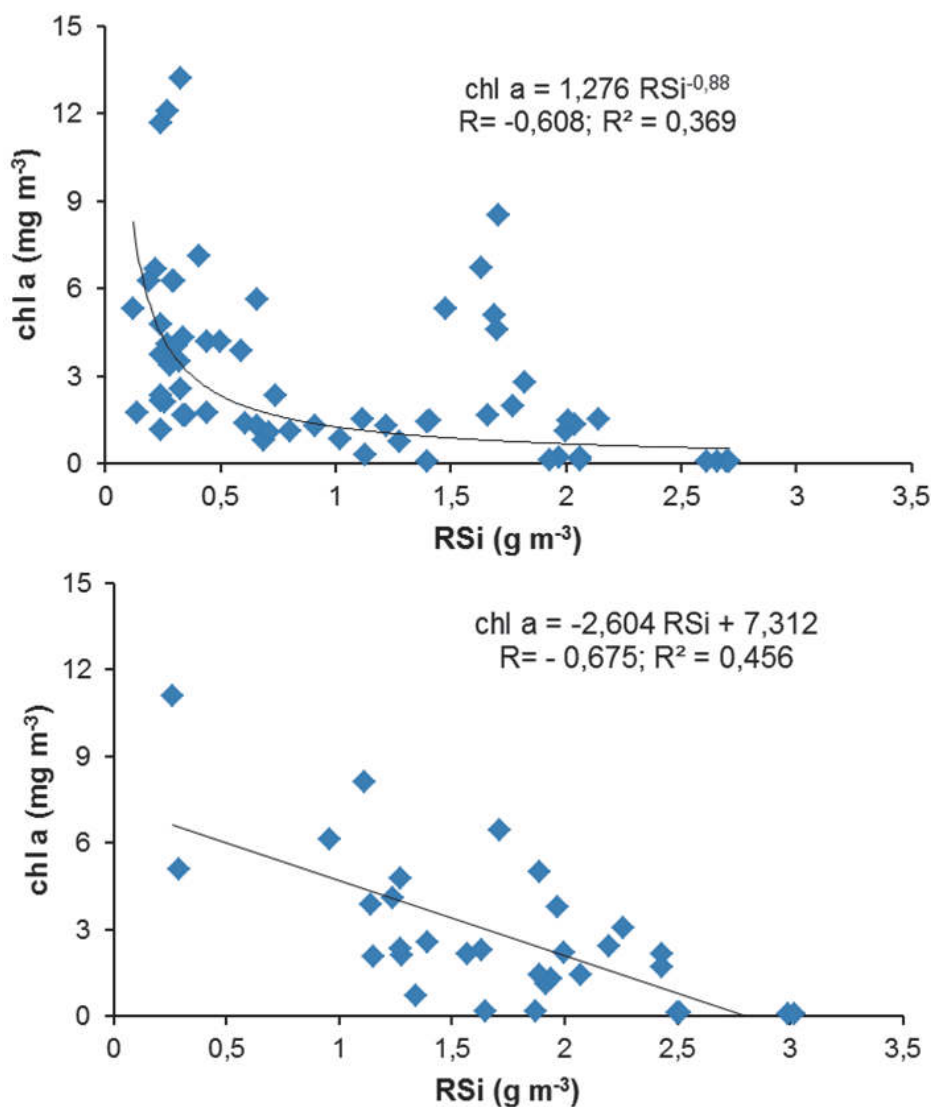
	M1	M2	S1		S2		S3		S4	
			Pow	Nad	Pow	Nad	Pow	Nad	Pow	Nad
Si										
Średnia	1,74	1,71	1,05	2,14	1,01	2,48	0,98	2,57	1,00	2,38
Maksimum	3,02	2,99	2,66	3,10	2,61	5,00	2,70	3,75	2,71	3,00
Minimum	0,26	0,29	0,12	0,95	0,19	1,13	0,22	1,28	0,14	1,40
Odch. std.	0,68	0,66	0,85	0,66	0,78	0,97	0,77	0,55	0,81	0,36
Chl a										
Średnia	3,90	3,49	2,90		3,74		2,99		2,78	
Maksimum	11,1	9,92	13,2		12,1		11,7		6,74	
Minimum	0,10	0,10	0,10		0,10		0,10		0,10	
Odch. std.	3,04	3,06	3,12		3,18		3,35		2,27	
N:Si:P										
Średnia	55:16:1	58:17:1	64:15:1	40:15:1	92:16:1	56:25:1	96:18:1	43:20:1	89:18:1	51:20:1

3.2. Stan troficzny, wskaźniki eutrofizacji

Produkcja pierwotna wyrażona w postaci stężenia *chl a* w wodach zbiorników odnotowana została na poziomie charakterystycznym dla ekosystemów mezotroficznych. Oznaczona średnia wartość *chl a* wynosiła około 3 mg m⁻³. Wyższe wartości dochodzące do 13 mg m⁻³ notowano sporadycznie w okresie wiosenno-letnim. Charakter mezotroficzny potwierdza wyznaczony na podstawie poziomu *chl a* wskaźnik stanu troficznego TSI, wynoszący około 40, choć wartość ta informuje o prawdopodobieństwie wystąpienia lokalnie nadmiernych zakwitów fitoplanktonu oraz anoksji w hipolimnionie zbiornika Solina.

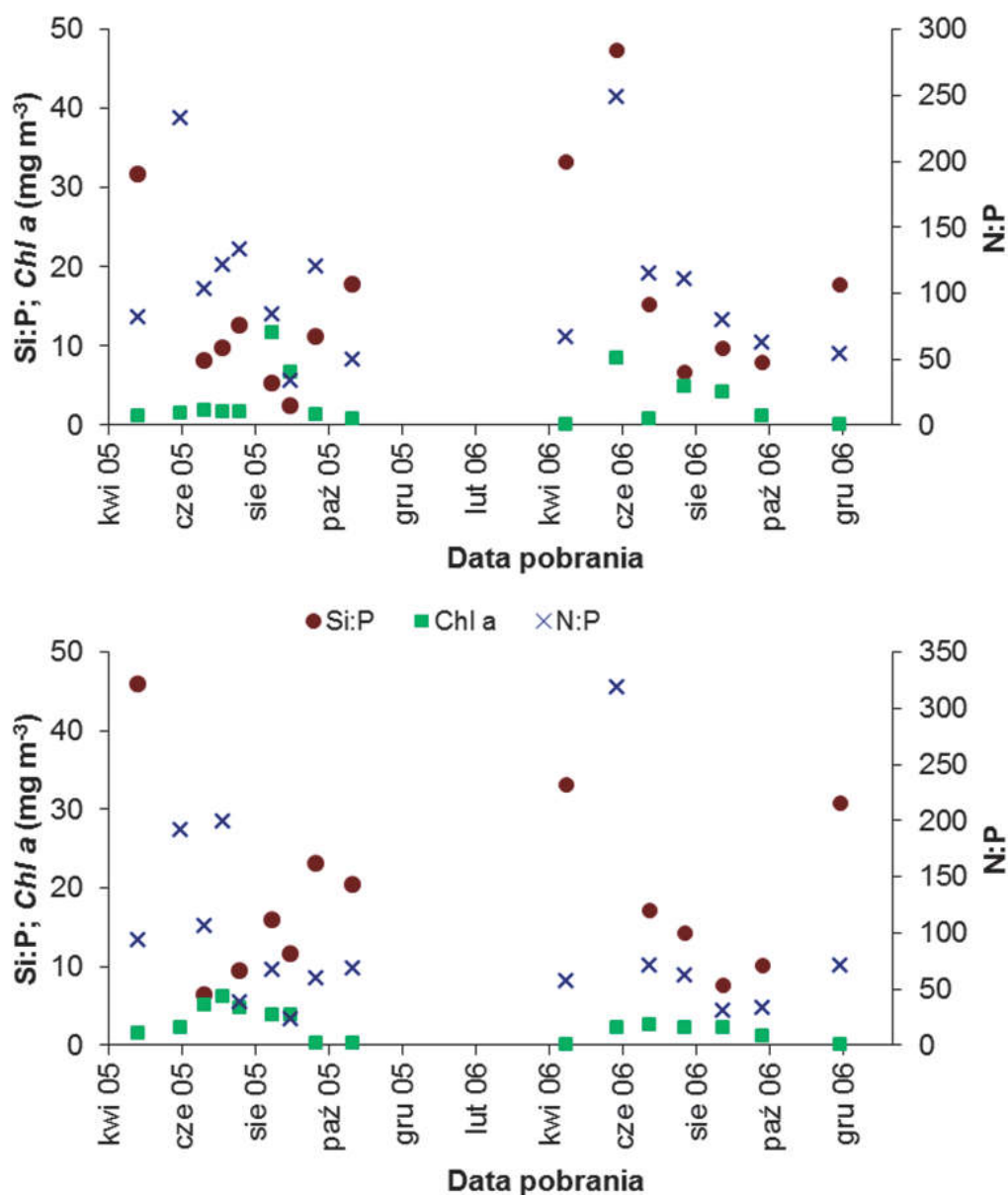
Wyznaczone dla wód zbiorników Solina-Myczkowce stosunki stężeń molowych N_{og}, P_{og} oraz Si rozpuszczonego wskazują, że w analizowanym okresie procesy produkcji biomasy w obrębie zbiorników limi-

tować mogły wszystkie trzy pierwiastki [6]. Także wartości N:Si:P obliczone dla głównych dopływów wskazują na równomierne zaopatrywanie zbiorników w azot i fosfor [18]. Podane w tabelach 1 i 2 dane wskazują na obserwowany niedostatek krzemu względem azotu zwłaszcza w dopływach zbiorników. Wynika to z opisaną powyżej sezonowej zmienności stężenia krzemu.



Rys. 3. Zależność pomiędzy stężeniem krzemu rozpuszczonego a zawartością chlorofilu a w epilimnionie zbiornika Solina (górny panel) oraz zbiornika Myczkowce (dolny panel)

Fig. 3. Relationship between dissolved silicon concentration and chlorophyll a content in epilimnion of the Solina (upper panel) and Myczkowce (lower panel) reservoirs



Rys. 4. Zasobność fitoplanktonu (jako chl a) oraz zmiany stosunków Si:P oraz N:P w epilimnionie zbiornika Solina (u góry) oraz zbiorniku Myczkowce (u dołu)

Fig. 4. Phytoplankton budget (as chl a) and changes in the Si:P and N:P ratios in epilimnion of the Solina (upper panel) and Myczkowce (lower panel) reservoirs

Dynamika stężeń analizowanych pierwiastków biogennych przejawiająca się niestalością ilorazów N:P oraz Si:P była podobna na wszystkich stanowiskach. Na rysunkach 3 została ona przedstawiona na przykładzie stanowisk S3 oraz M2, oraz odniesiona do zmian chlorofilu

a. Najniższe wartości obydwu ilorazów wyznaczono dla okresu letniego. Odnotowano wówczas nadmiarowe w stosunku do pozostałych pierwiastków stężenia azotu ogólnego ($N:P > 50:1$) oraz niedobór krzemu ($Si:P < 10$). Zaobserwowane relacje mogły być przyczyną wzrostu glonów nieokrzemkowych, przejawiającego się podwyższonymi w tym okresie wartościami *chl a* [17]. Na rysunku 4 przedstawiono wpływ stężenia RSi w epilimnionie zbiorników na wartość *chl a*. W Zbiorniku Solina deficyty krzemu rozpuszczonego mogą silnie przyspieszać wzrost glonów nieokrzemkowych, co opisuje funkcja eksponencjalna: $chl a = 1,276 Si^{-0,88}$. Dla Zbiornika Myczkowce wpływ ten był nieco mniejszy zgodnie z zależnością liniową: $chl a = -2,604 Si + 7,312$.

4. Dyskusja wyników

Charakterystycznym elementem bilansu masowego było wyczerpywanie się krzemu rozpuszczonego z toni wodnej zbiorników, a głównie zbiornika Solina. Retencji w analizowanych zbiornikach, ulegało około 20% ładunku dopływającego krzemu rozpuszczonego [15, 16]. Humborg [12] podaje, że ładunek krzemu rozpuszczonego spływający z 1 km² zlewni Wisły do Morza Bałtyckiego wynosi 0,8 t rocznie. Średni roczny ładunek Si zasilający zbiorniki Solina i Myczkowce wynosi 1947 t co odpowiada spływowi z 1 km² zlewni około 1,5 t na rok [16]. Zatem, zakładając, że przy pochodzeniu krzemu praktycznie wyłącznie ze źródeł związanych z erozją gleby [2, 4, 11] i że poziom wytwarzanego ładunku tego pierwiastka w innych częściach zlewni Wisły będzie podobny, około 50% krzemu rozpuszczonego ulega retencji w obrębie zlewni Wisły, niekorzystnie redukując ładunki zasilające Bałtyk. Spadek ten jest przyczyną pogarszania się jakości wód morskich, z uwagi na niedostatek Si względem innych związków biogenych pochodzących ze źródeł antropogenicznych, czego efektem jest zachwianie proporcji pomiędzy okrzemkami a innymi glonami [10, 18].

Podobne zmniejszenie ładunku RSi w zbiornikach zaporowych opisuje Garnier [4], zaś Humborg [12] oraz Conley [2] wnioskują, że kaskadowa budowa zbiorników zaporowych na rzekach zwiększająca czas zatrzymania wód, sprzyja retencji krzemu rozpuszczonego zubażając w ten sposób wody poniżej. Retencja Si notowana na poziomie 20% [16] jest charakterystyczna dla wód oligotroficznych [2], jednakże

w literaturze dostępne są dane [13, 22] gdzie podobny poziom retencji krzemu rozpuszczonego obserwowany jest zarówno w ekosystemach oligo- jak i eutroficznych.

W analizowanym przypadku wyczerpywanie się Si rozpuszczonego z toni wodnej epilimnionu, czego następstwem jest retencja tego pierwiastka w ekosystemach wodnych negatywnie wpływa na jakość wód, co może stymulować wzrastanie glonów innych niż okrzemki. Przedstawione na rysunkach 4 zależności potwierdzają, że wzrost stężenia *chlorofilu a* związany może być z pojawieniem się glonów nieokrzemkowych (zielonych). Okrzemki obserwowane są w wodach jezior i zbiorników głównie wiosną, a nawet późną zimą [17, 21]. Analogicznie do sytuacji jeziora Lugano [17] można wnioskować, że powyżej stężenia $0,7 \text{ g RSi m}^{-3}$ w wodach epilimnionu zbiornika Solina poziom *chl a* wynika z obecności okrzemek i glonów zielonych. Poniżej tego stężenia (latem) obserwowany jest nagły wzrost *chl a* nawet do 12 mg m^{-3} , czego przyczyną może być pojawienie się ciepłolubnych cyjanobakterii przy zaniku okrzemek. W zbiorniku Myczkowce, gdzie z uwagi na jego zasilanie wodami hipolimnionu Soliny temperatura wód jest niższa notowano podwyższony poziom *chl a*, lecz wartości wskaźnika $>2,5 \text{ mg m}^{-3}$ obserwowano tylko w 2005 roku, podczas gdy w 2006 były one niskie.

Na ogół produkcja fitoplanktonu w tym zbiorniku jest nieznaczna [19]. Jednak okresowo w sytuacji niewielkiego zasilania krzemem, mogą wystąpić jego deficyty, które spowodują analogicznie do Zbiornika Solina niewielkie zakwity glonów głównie w strefie przyzaporowej, gdzie wody są nieco cieplejsze [15]. Taką sytuację spadku stężenia Si w wodzie poniżej 1 g m^{-3} obserwowano w 2005 roku a nie obserwowano w 2006 roku. Ponadto w sytuacji niemal kompletnego wyczerpania krzemu z toni wodnej odnotowano zmniejszenie się wartości ilorazów Si:N oraz Si:P (patrz rys. 3) zaś RSi stał się pierwiastkiem limitującym. Przy niedoborach tego elementu głównymi substratami wykorzystywanymi w produkcji materii organicznej w zbiornikach stają się fosfor i azot. Z kolei wartości molowego ilorazu N:P znacznie powyżej 16:1 świadczą o stechiometrycznym nadmiarze azotu względem fosforu [6]. Obydwa te pierwiastki są ze sobą sprzężone. W pracy przeglądowej dotyczącej relacji N do P limitujących wzrost glonów w ekosystemach morskich i śródlądowych [6] wykazano, że produkcja biomasy jest uzależniona od azotu w przypadku gdy N:P jest niższe od 20:1 zaś od fosforu gdy N:P jest wyż-

sze od 50:1, niezależnie od rodzaju ekosystemu i wielkości obciążenia związkami biogennymi.

5. Podsumowanie

W wodach obydwu zbiorników notowano w sezonie letnim deficyty zawartości krzemu rozpuszczonego, wynikające z jego konsumpcji w toni wodnej zbiorników oraz zmniejszonym dopływie ze zlewni. Można przyjąć, że pierwiastek został skonsumowany na potrzeby budowy komórek glonów okrzemkowych. W tej sytuacji krzem stawał się pierwiastkiem limitującym produkcję materii organicznej, zwłaszcza w cieplejszym Zbiorniku Solina. Spadek stężenia Si w wodzie był równoczesny ze wzrostem stężenia *chlorofilu a*, sporadycznie do poziomu odpowiadającego stanowi eutrofii, który mógł wynikać z produkcji innego rodzaju (nieokrzemkowych) glonów.

Literatura

1. **Bartoszek L., Tomaszek J.A.:** *Analysis of the spatial distribution of phosphorus fractions in the bottom sediments of the Solina-Myczkowce dam reservoir complex.* Environment Protection Engineering Vol. 37, Issue 3, 5–15 (2011).
2. **Billen, G., Lancelot, C. Meybeck, M.:** *N, P and Si Retention along Aquatic Continuum from Land to Ocean.* In: R. F. C. Mantoura, J.-M Martin & R. Wollast (Eds.), *Ocean Margin Processes in Global Change.*, New York: John Wiley and Sons Ltd., 19–44 (1991).
3. **Borrelli N., Osterrieth M., Romanelli A., Alvarez M.F., Cionchi J.L., Massone H.:** *Biogenic silica in wetlands and their relationship with soil and groundwater biogeochemistry in the Southeastern of Buenos Aires Province, Argentina.* Environmental Earth Sciences, Vol. 65, Issue 2, 469–480 (2012).
4. **Conley D.J., Stålnacke P., Pitkänen H., Wilander A.:** *The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland.* Limnology and Oceanography, Vol. 45, 1850–1853 (2000).
5. **Cook P.L.M., Aldridge K.T., Lamontagne S., Brookes J.D.:** *Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system* Biogeochemistry, Vol. 99, 49–63 (2010).
6. **Dzialowski A.R., Wang S.-H., Lim N.-C., Spotts W.W., Huggins D.G.:** *Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA.* Journal of Plankton Research Vol. 27, 587–595 (2005).

7. **Garnier J., Beusen A., Thieu V., Billen G., Bouwman L.:** *N:P:Si nutrient export ratios and ecological consequences in coastal seas evaluated by the ICEP approach.* Global Biogeochemical Cycles Vol. 24, art. no. GB0A05 (2010).
8. **Gromiec M., Winnicki T.:** *Projekt polityki wodnej państwa a diagnoza stanu gospodarki wodnej.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 283–302 (2011).
9. **Guildford, S. J., Hecky R. E.** *Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans, Is there a common relationship?* Limnology and Oceanography, Vol. 45, 1213–1223 (2000).
10. **Harashima A., Kimoto T., Wakabayashi T., Toshiyasu T.:** *Verification of the silica deficiency hypothesis based on biogeochemical trends in the aquatic continuum of Lake Biwa – Yodo River – Seto Inland Sea, Japan.* Ambio, Vol. 35, 36–42 (2006).
11. **Humborg C., Blomquist S., Avsan E., Bergensund Y., Smedberg E., Brink J., Mörth C.-M.:** *Hydrological alterations with river damming in northern Sweden: Implications for weathering and river biochemistry.* Global Biogeochemical Cycles, 16, (2002).
12. **Humborg C., Pastuszak M., Aigars J., Siegmund H., Mörth C.-M., Ittekkot V.:** *Diatoms silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment – significance of particle trapping and hydrological alterations.* Biogeochemistry, Vol. 77, 265–281 (2006).
13. **Ilnicki P.:** *Przyczyny, źródła i przebieg eutrofizacji wód powierzchniowych.* Przegląd Komunalny, Vol. 125, 35–49 (2002).
14. **Koszelnik P., Tomaszek J.A., Gruca-Rokosz R.:** *The significance of denitrification in relation to external loading and nitrogen retention in a mountain reservoir.* Marine and Freshwater Research, Vol. 58, 818–826, (2007).
15. **Koszelnik P., Tomaszek J.A.:** *Dissolved silica retention and its impact on eutrophication in a complex of mountain reservoirs.* Water, Air and Soil Pollution, Vol. 189. 189–198 (2008).
16. **Koszelnik P.:** *Źródła i dystrybucja pierwiastków biogennych na przykładzie zespołu zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów, 1–147 (2009).
17. **Lehmann M.F., Bernasconi S.M., McKenzie J.A., Barbieri A., Simona M., Veronesi M.:** *Seasonal variation of the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of particulate and dissolved carbon and nitrogen in Lake Lugano: Constraints on biogeochemical cycling in a eutrophic lake.* Limnology and Oceanography, Vol. 49, 415–429, (2004).

18. **Liu S. M., Zhang J., Chen H.T., Wu Y., Xiong H., Zhang Z.F.:** *Nutrients in the Changjiang and its tributaries*. Biogeochemistry, Vol. 62, 1–18 (2003).
19. **Prus T., Prus M., Prus P., Ozimek T.:** *Charakterystyka ekologiczna zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce*. Materiały II Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej „Błękitny San”, 21–23 kwietnia 2005, Dynów, 33–47 (2005).
20. **Schelske C.L.:** *Diatoms as mediators of biogeochemical silica depletion in the Laurentian Great Lakes*. In E.F. Stoermer, P. Smol (Eds.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Science*, Cambridge University Press, 73–84 (1999).
21. **Tallberg P., Koski-Vähälä J.:** *Silicate induced phosphate release from surface sediment in eutrophic lakes*. Archiv für Hydrobiologie, 151, 221–245 (2001).
22. **Teodoru C., Wehrli B.:** *Retention of sediments and nutrients in the Iron Gate I Reservoir on the Danube River*. Biogeochemistry, 2005, Vol. 76, 539–565 (2005).
23. **Wang F., Yu Y., Liu C., Wang B., Wang Y., Guan J., Mei H.:** *Dissolved silicate retention and transport in cascade reservoirs in Karst area, Southwest China*. Science of The Total Environment, Vol. 408, 1667–1675 (2010).

The Role of Silicon in the Process of Eutrophication of the Waters – Solina and Myczkowce Reservoirs Case Study

Abstract

This paper reports on studies conducted during 2005–2006 years in the ecosystem of the Solina-Myczkowce mountain complex of mesotrophic reservoirs on the San River, SE Poland. The goal of the present study has been to analyse the functioning of the reservoirs as a dissolved silicon sink especially whether silicon assumes a limiting role where the biological productivity of reservoirs waters is concerned. Silicon is one of the biosphere's most abundant elements, and one that – in the form of dissolved silica – serves as a very important nutrient playing a major role in the functioning of marine, coastal and inland waters. Investigations indicate that reservoirs are major sinks for the dissolved silica in a river system and that unfavorable changes in water chemistry downstream may ensue where (as is usually the case), the water discharged from a reservoir is poorer in Si than that supplied to it. The noted Si depletion in both the analysed reservoirs influenced growth of non-siliceous algae expressed

in terms of chl *a*. Siliceous algal growth is usually observed there during spring. I suppose that the first chl *a* maximum in the case of the Solina Reservoir, and the only maximum in the Myczkowce Reservoir, result from the growth of both siliceous and green algae. The next increase in chl *a* – observed only in the Solina Reservoir – may result from the presence of the cyanobacteria often observed in warm lakes at the end of summer. Their absence from Myczkowce reflects the low temperature of that reservoir's water, this being supplied from the hypolimnion of the upper one. These observations are confirmed in relationships between mean measured concentrations of Si and mean concentrations of chl *a* in the euphotic zone of the two reservoirs. Observed summer depletion of the silicate accelerates the growth of phytoplankton exponentially, especially in the case of the upper reservoir.



Właściwości fizykochemiczne i chemiczne poziomów wierzchnich wybranych gleb zlokalizowanych w sąsiedztwie planowanej odkrywki węgla brunatnego „Tomisławice”

*Monika Jakubus, Piotr Gajewski, Zbigniew Kaczmarek
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

1. Wstęp

Powstawanie i ewolucja gleb organicznych oraz niektórych gleb czarnoziemnych (np. gleb murszastych) są ściśle powiązane z warunkami wodnymi środowiska. Ich geneza wiąże się ze zjawiskami akumulacji (sedantacji, sedymentacji) lub zaniku (decesji) materii organicznej, kształtowanymi przez wodę. Skałami macierzystymi tych gleb są przede wszystkim torfy, muły i gytie, czyli holocenijskie utwory hydrogeniczne, powstałe w fazie akumulacji materii organicznej w warunkach nadmiernego uwilgotnienia [1, 13]. Jak podają Matyka-Szarzyńska i Sokołowska [11] obniżenie poziomu wód gruntowych poza profil glebowy powoduje znaczącą zmianę warunków powietrzno-wodnych, inicjując proces murszenia. Podkreślić należy, że proces murszenia gleb przyczynia się do uwalniania 100–250 kg·ha⁻¹ azotu rocznie, co należy uznać za niekorzystne zjawisko. Jednocześnie procesowi temu towarzyszą niekorzystne zmiany związane z rozpylaniem torfu i utratą prawidłowych właściwości fizykochemicznych [10]. Równocześnie następują wzmożone procesy humifikacji i mineralizacji materii organicznej, przeobrażające organiczne utwory macierzyste w utwory murszowe, murszowate i murszaste [18]. Jak podaje Kaca i in. [6] chwiejność warunków wodno-powietrznych oraz różnorodność gatunków roślinnych przyczyniają się

do dużego zróżnicowania tej grupy utworów glebowych. W warunkach utworów murszowych odnotowuje się nagromadzenie składników pokarmowych i materii organicznej (powyżej 20%) oraz intensywne powstawanie związków próchnicznych. Z kolei utwory murszowate odznaczają się zawartością materii organicznej między 10 a 20%, która może podlegać szybkiej mineralizacji i humifikacji. Ilość i jakość próchnicy w zasadniczy sposób oddziałuje na większość właściwości gleb organicznych, kształtując ich zasobność i żyzność [1]. Ocena tych gleb pod takim kątem ma istotne znaczenie w kontekście ich łąkowo-pastwiskowego wykorzystania. Tym bardziej, że jak podaje Jankowska-Huflejt [4], w ostatnich latach postępuje degradacja gleb organicznych. Obniżenie się jakości produkcyjnej gleb prowadzi konsekwentnie do zmiany składu botanicznego trwałych użytków zielonych, które są nie tylko źródłem naturalnych, wartościowych pasz, lecz również pełną ważną funkcję w ochronie środowiska i kształtowaniu krajobrazu.

Spadkiem wartości użytkowych mogą być w szczególności sposoby zagrożone tereny zlokalizowane w sąsiedztwie kopalni odkrywkowych, których działalność wydobywcza przyczynia się do degradacji geomechanicznej i hydrologicznej. Procesom odwodnieniowym przypisuje się główną, negatywną rolę w zachwianiu stosunków wodnych w glebach organicznych i co się z tym integralnie wiąże, pogarszaniu ich właściwości decydujących o żyzności i zasobności. W związku z powyższym badania typowo gleboznawcze zazwyczaj powinny być rozszerzone o prace z zakresu hydrologii i fitosocjologii, co takim działaniom nadaje kompleksowy charakter o znacznej kosztowności. Ten ostatni aspekt wymusza wytypowanie obszaru, który zgodnie ze wstępnymi założeniami, nie będzie podlegać odwodnieniowej degradacji, a zatem może stanowić punkt odniesienia dla innych utworów podlegających takim wpływom. Niniejsza praca dotyczyła takiego typu terenu i gleb zlokalizowanych na nim. Celem badań była szczegółowa analiza właściwości fizykochemicznych i chemicznych poziomów wierzchnich wybranych gleb, zlokalizowanych w sąsiedztwie planowanej odkrywki węgla brunatnego KWB Konin „Tomisławice”.

2. Materiał i metody

2.1. Obiekt badań

Badaniami objęty został teren położony w sąsiedztwie planowanej odkrywki węgla brunatnego KW Konin „Tomisławice”. Na tym terenie wykonano 7 profili, których lokalizacje przedstawiono na mapie (rys. 1), zaś ich systematykę zamieszczono w tabeli 1. Na przeważającym obszarze (profile 1, 2, 4, 5 oraz 7) występowała konfiguracja niskofalista, a w przypadku wydzieleni reprezentowanych przez profile 3 i 6 była to konfiguracja równinna. Dominującym sposobem użytkowania były łąki, a tylko w przypadku profilu 3 było to pastwisko. Badane profile glebowe znajdowały się w znacznej (około 2–5 km) odległości od planowanej, niedziałającej jeszcze odkrywki kopalnianej. Zdecydowana większość wytypowanych do badań gleb wykazała gospodarkę wodną opadową.

Realizacji celu niniejszej pracy dokonano na drodze analizy średnich próbek glebowych pobranych z poziomów wierzchnich poszczególnych profili. Próbka średnia składała się z 5 próbek pojedynczych, które zostały dokładnie wymieszane. Pobrany materiał glebowy wysuszono w temperaturze pokojowej, a następnie przesiano przez sito o średnicy 2 mm.

Tabela 1. Poziomy diagnostyczne oraz nazewnictwo badanych gleb według PTG i WRB

Table 1. Diagnostic horizons and nomenclature of investigated soils according to PTG and WRB

Numer profilu Profile number	Powierzchniowy poziom diagnostyczny Surface diagnostic horizon	Podtyp wg PTG 2011 Subtype according to PTG 2011	Nazewnictwo wg WRB 2006 Nomenclature according to WRB 2006
1	murszasty	Gleby murszaste typowe	Mollic Gleysol
2	murszasty	Gleby murszowate	Mollic Gleysol
3	murszasty	Gleby murszowate	Mollic Gleysol
4	murszowy	Gleby organiczne fibrowo-murszowe	Fibric Sapric Histosol
5	murszowy	Gleby murszowo-glejowe	Histic Gleysol
6	murszowy	Gleby organiczne sapro-murszowe	Sapric Histosol
7	murszowy	Gleby organiczne limnowe typowe	Limnic Histosol

2.2. Metody badań

Oceny podstawowych właściwości fizykochemicznych obejmujących: odczyn (pH), kwasowość wymienną (Hw) oraz sumę kationów wymiennych (S), dokonano posługując się metodami zaproponowanymi przez Sapek i Sapek [21]. Pojemność sorpcyjną (PWK) oraz stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami (V) obliczono według poniższych równań:

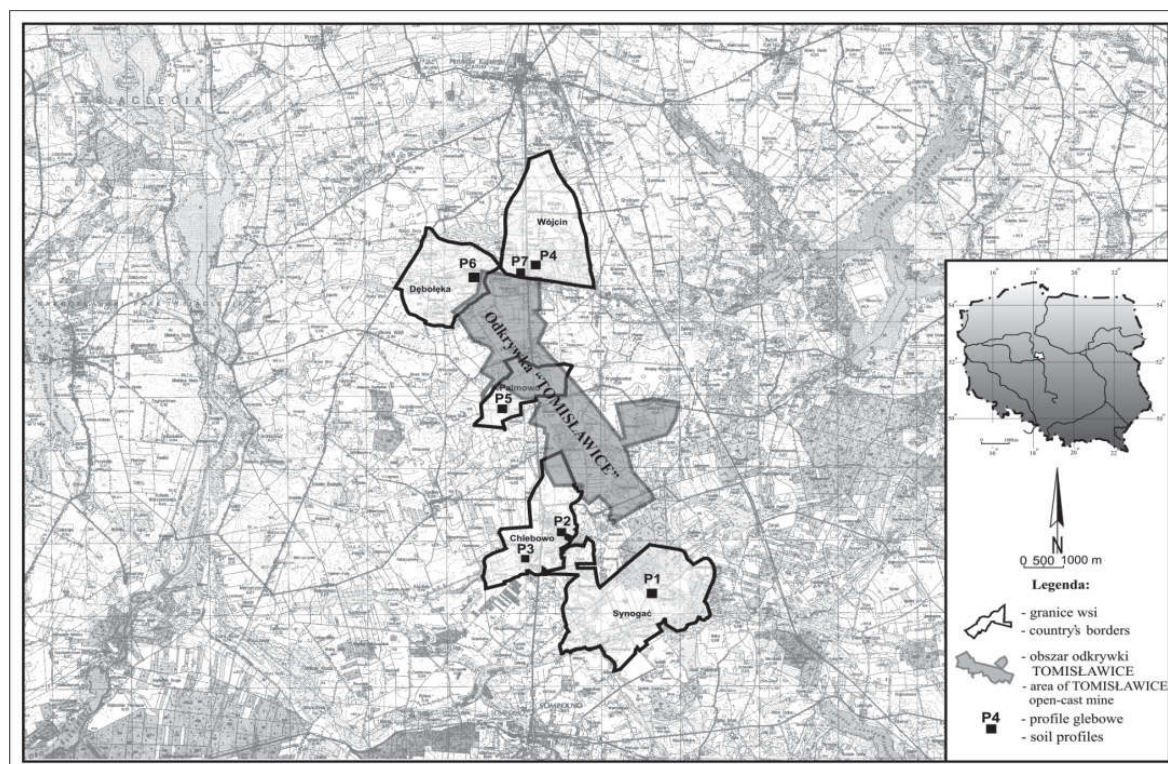
$$\text{PWK (mmolH}^+\cdot\text{kg}^{-1}) = \text{Hw} + \text{S} \quad \text{V (\%)} = \frac{\text{S}}{\text{PWK}} \cdot 100$$

Właściwości chemiczne dotyczące zawartości materii organicznej, popielności, ilości węgla organicznego oraz zawartości ogólnych i przyswajalnych makro- i mikrośladników określono w następujący sposób:

- materię organiczną (MO) oraz popielność obliczono po spaleniu próbek glebowych w temperaturze 500°C tak jak to proponuje Jakubus [2],
- azot ogólny (Nog), węgiel organiczny (Corg) i siarkę ogólną (Sog) – wykonano za pomocą aparatu CNS- Vario Max,
- makro- i mikrośladniki ogólne oznaczono metodą fotometrii płomieniowej (K, Ca, Na), spektrofotometrii absorpcyjnej (Mg, Cu, Zn, Mn, Ni, Fe) oraz kolorymetrycznie (P), po uprzedniej ich mineralizacji w temperaturze 550°C i rozpuszczeniu w 6 mol·dm⁻³HCl.

Ekstrakcje form przyswajalnych makro- i mikrośladników wykonano 0,5 mol·dm⁻³ HCl [21], a koncentracje składników w uzyskanych roztworach określono metodami jak powyżej. Wyjątkiem było oznaczenie siarki siarczanowej oraz azotu mineralnego. Pomiar ilości siarki siarczanowej w badanych próbkach glebowych wykonano metodą turbidymetryczną, po uprzedniej ekstrakcji materiału glebowego z 2% CH₃COOH, natomiast oznaczenie azotu mineralnego przeprowadzono metodą destylacyjną po ekstrakcji 2 mol·dm⁻³KCl.

Analizy właściwości fizykochemicznych i chemicznych w próbkach glebowych wykonano w 3 powtórzeniach, a dane zaprezentowane w pracy są średnimi z nich.



Rys. 1. Lokalizacja profili glebowych na badanym terenie
Fig. 1. Localization of soil profiles on the investigated area

3. Omówienie wyników i dyskusja

3.1. Podstawowe właściwości

Jak wynika z tabeli 2 epipedony badanych gleb charakteryzowały się szerokimi zakresami wartości opisujących kwasowość wymienną, popielność, czy poziom materii organicznej i węgla organicznego. Najmniejszą ilość materii organicznej ($94,0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) oraz Corg ($49,59 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) stwierdzono dla gleby murszastej typowej (profil 1), zaś największe wartości omawianych parametrów ($713,8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ M.O. i $328,36 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ Corg) dla gleby organicznej limnowej typowej (profil 7). Na znaczne zróżnicowanie ilościowe substancji organicznej i związanego z nią węgla organicznego w glebach o podobnej genezie wskazują badania innych autorów [3, 12, 17, 22]. Jednocześnie zaznaczyć należy, że zarówno dla poziomów murszastych (profile 1–3), jak i murszowych (profile 4–7) różnica pomiędzy minimalną a maksymalną wartością dla omawianych właściwości była 2,0 krotna.

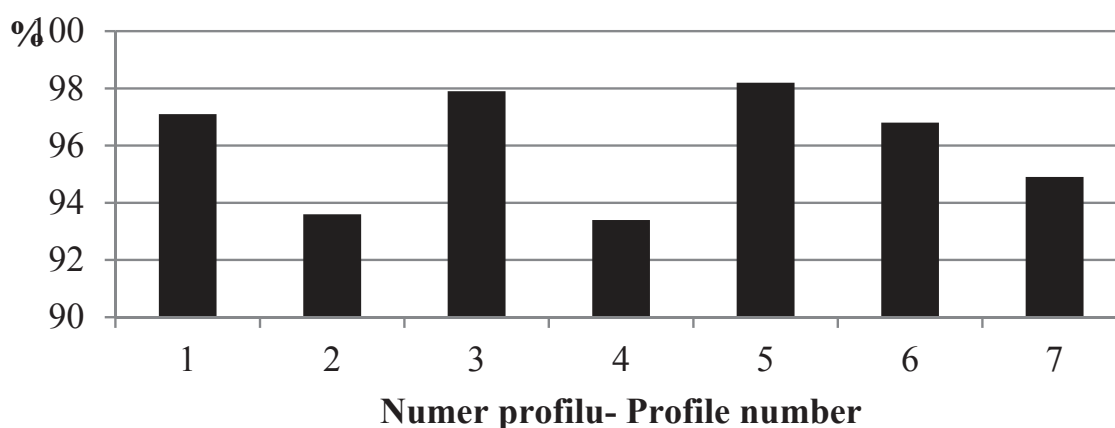
Odczyn gleb, niezależnie od ich podtypu, był obojętny (pH w zakresie od 7,0 do 7,3). Wyjątek stanowiła gleba murszowata (profil 2), która charakteryzowała się kwaśnym odczynem (pH 5,7) (tab. 2). Na taki sam rząd wielkości omawianej zmiennej wskazali Wójciak i Bieniek [25] badając gleby murszowate. Kwaśny odczyn podobnych gleb określili także Kołodziejczuk i in. [9] oraz Pietrzak [16]. Zgodnie z Ilnickim [1] stopień zmurszenia organicznej skały macierzystej wpływa na odczyn gleb organicznych, a co za tym idzie mursze odznaczają się większą wartością pH w porównaniu z torfami. Odmienne stanowisko prezentują Kalisz i in. [8].

Tabela 2. Podstawowe właściwości fizykochemiczne badanych gleb
Table 2. Basic physico-chemical properties of investigated soils

Nr profilu Profile No.	MO OM	Popiół Ash	Corg Ctot	pH	Hw Hex	S BS	PWK CEC
	g·kg ⁻¹				mmol H ⁺ ·kg ⁻¹	mmol·kg ⁻¹	
1	94,0	906	49,59	7,3	16,9	573,0	589,9
2	125,5	874,5	50,19	5,7	38,1	555,0	593,1
3	194,5	805,5	82,86	7,5	12,6	590,1	602,7
4	327,7	672,3	141,13	7,0	11,6	449,0	460,6
5	368,9	631,1	163,47	7,3	10,6	588,0	598,6
6	400,6	599,4	183,88	7,3	12,6	496,4	509,0
7	713,8	286,2	328,36	7,2	15,9	485,7	501,6

Podobnie, jak w przypadku odczynu, wartości kwasowości wymiennej wierzchnich warstw badanych gleb były do siebie zbliżone wahając się od 10,6 mmol H⁺·kg⁻¹ (profil 5) do 16,9 mmol H⁺·kg⁻¹ (profil 1). Wyjątek stanowiła gleba murszowata z wartością Hw równą 38,1 mmol H⁺·kg⁻¹ (profil 2) (tab. 2). Gleby organiczne opisane przez Piaścika i Bieńka [15] charakteryzowały się większymi wartościami kwasowości wymiennej. Badane w niniejszej pracy gleby odznaczały się porównywalnymi wartościami sumy zasad (od 485,7 mmol·kg⁻¹ dla profilu 7 do 590,1 mmol·kg⁻¹ dla profilu 3), pojemności wymiennej w stosunku do kationów (od 460,6 mmol·kg⁻¹ dla profilu 4 do 602,7 mmol·kg⁻¹ dla profilu 3) oraz stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami (od 93,6 % dla profilu 2 do 97,9% dla profilu 3) (rys. 2). W stosunku do prezentowanych danych, Wójciak i Bieniek [25] w glebach murszowatych wy-

kazali mniejsze, o około 1,5 razy, wartości sumy zasad oraz pojemności sorpcyjnej, przy zbliżonym poziomie stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami. Z kolei Kalisz i in. [8] w glebach o podobnej genezie do tych analizowanych w niniejszej pracy stwierdzili większe wartości PWK, mieszczące się w zakresie od 884,8 do 1044,5 mmol·kg⁻¹.



Rys. 2. Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami
Fig. 2. Index of soil complex saturation with base cations

3.2. Makroskładniki

Ilości ogólne makroskładników w glebach malały następująco: N>Ca>S>Mg>P>K>Na, natomiast formy przyswajalne w sekwencji następującej: Ca>Mg>S>P>N>K>Na (tab. 3). Poziomy murszaste (profile 1–3) na ogół charakteryzowały się mniejszymi ilościami analizowanych makroskładników w porównaniu z poziomem stwierdzonym w epipedonach murszowych (profile 4–7). Wyjątek stanowiły ilości przyswajalne magnezu oraz ogólne potasu.

Z analizy danych zawartych w tabeli 3 wynika, że w wierzchnich warstwach badanych gleb najsilniej była zróżnicowana zawartość fosforu przyswajalnego (od 31,65 mg·kg⁻¹ dla profilu 3 do 368,30 mg·kg⁻¹ dla profilu 6) oraz potasu ogólnego (od 15,18 mg·kg⁻¹ dla profilu 1 do 175,62 mg·kg⁻¹ dla profilu 3), gdzie różnice w obu przypadkach były 12-krotne. Na fakt dużych różnic w zawartości fosforu przyswajalnego (od 14,1 do 188,3 mg·kg⁻¹) zwrócili uwagę Sammel i Niedźwiecki [19]. Jak podają Ilnicki [1] oraz Sapek [20] na tego typu zróżnicowanie wpływa obecność substancji humusowych oraz pH. Z kolei Kalembasa i Becher [7] podkreślają rolę procesu murszenia we wzroście ilości fosforu przy-

swajalnego. Spośród analizowanych w niniejszej pracy makroskładników najmniejszym zróżnicowaniem ilościowym odznaczały się formy ogólne magnezu (od $0,89 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla profilu 7 do $1,72 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla profilu 2) oraz sodu (od $65,73 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla profilu 1 do $105,55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla profilu 4). W przypadku pozostałych makroskładników różnice między minimalną a maksymalną zawartością ogólną, jak i przyswajalną w badanych utworach były 2,5–4,5-krotne (tab. 3). W tym kontekście należy wspomnieć o glebie murszowatej z profilu 2, która na tle pozostałych gleb odznaczała się znacznymi ilościami fosforu ogółem ($2,76 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), siarki ogółem ($2,60 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), siarki siarczanowej ($451,33 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), magnezu ogółem ($1,72 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), potasu ogółem ($174,09 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), przy jednocześnie najmniejszych zawartościach azotu ogółem ($4,27 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), wapnia ogólnego ($3,63 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) i przyswajalnego ($1,06 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) (tab. 3). Wierzchnie warstwy gleb profili 5 i 6, charakteryzujące się podobnymi zawartościami materii organicznej, odznaczały się zbliżonymi ilościami ogólnymi i przyswajalnymi większości badanych makroskładników. Jednocześnie duża ilość materii organicznej jaką odnotowano w warunkach gleby profilu 7 towarzyszyła większym zawartościom azotu ogólnego i mineralnego, a także ogólnej ilości fosforu, potasu i siarki.

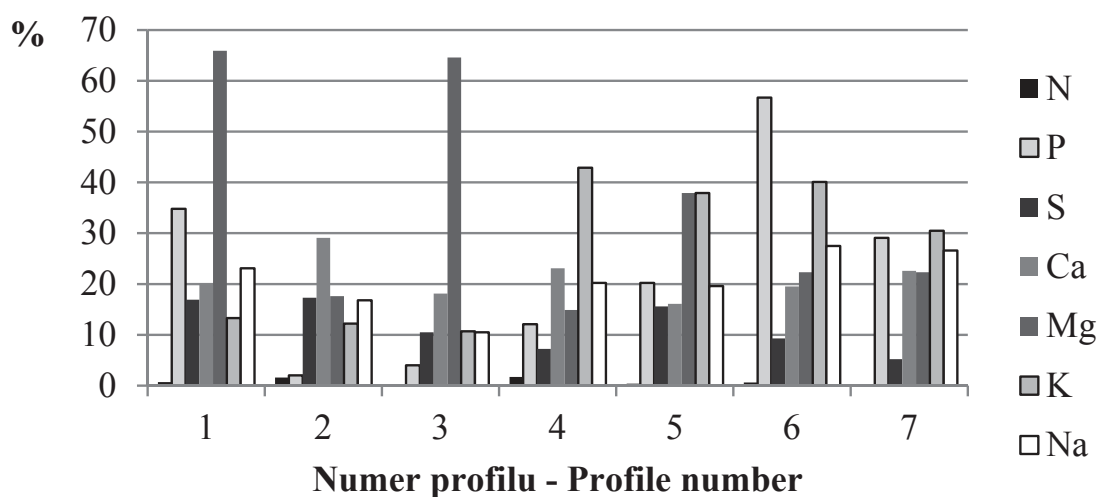
Tabela 3. Ilości ogólne i przyswajalne makroskładników w badanych glebach
Table 3. Total and available contents of macroelements in investigated soils

Makroskładnik Macroelements	Nr profilu – Profile No.						
	1	2	3	4	5	6	7
Nog* ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	7,04	4,27	22,25	7,79	13,84	14,08	27,04
Nmin** ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	51,63	68,25	63,88	130,93	50,75	77,88	91,00
Pog ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0,98	2,76	0,79	0,77	0,85	0,65	1,10
Pprzys** ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	34,25	56,00	31,65	93,57	171,49	368,3	318,41
Sog ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1,21	2,60	0,97	3,04	0,94	1,5	2,16
Sprzys ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	204,3	451,3	101,5	218,29	146,29	100,2	113,01
Caog ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	12,42	3,63	10,34	14,29	12,52	16,39	16,44
Caprzys ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	2,61	1,06	1,87	3,29	2,01	3,19	3,66
Mgog ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1,23	1,72	0,95	1,36	0,90	0,89	1,13
Mgprzys ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	807,5	302,5	614,7	202,50	341,48	199,0	251,50
Kog ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	115,2	174,1	175,6	55,14	58,78	52,43	78,02
Kprzys ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	15,30	21,18	18,83	23,69	22,29	21,05	23,83
Naog ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	65,73	74,53	83,80	105,55	76,88	76,73	74,60
Naprzys ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	15,18	12,52	8,80	21,36	15,08	21,06	19,83

*og-total; **min-mineral; ***przys-available

Ilości ogólne większości makroskładników zamieszczone w pracy Wójciaka i Bieńka [25], a dotyczące gleb murszowatych, były na zbliżonym poziomie do tych prezentowanych w badaniach własnych, choć cytowani autorzy podali dla nich szerokie zakresy ilościowe. W tym kontekście podkreślenia wymaga wyraźnie większa zawartość potasu ogólnego, jaka została oszacowana przez cytowanych autorów. Również Sammel i Niedźwiecki [19] wskazali na większą, w stosunku do określonej w badanych glebach, ilość potasu ogółem w glebach murszastych Równiny Odrzańsko-Zalewowej. Jednocześnie przytoczeni autorzy stwierdzili mniejsze ilości makroskładników w porównaniu z prezentowanymi w niniejszej pracy.

Wykazana zmienność ilościowa ogólnych i przyswajalnych form pierwiastków w glebach została także odzwierciedlona w ujęciu procentowym (rys. 3). Procentowy udział przyswajalnych form makroskładników w ich ogólnej ilości szczególnie był zróżnicowany w przypadku azotu (od 0,3 % do 1,7%), fosforu (od 3,5 % do 56,7%) oraz potasu (od 8,7 do 42,9%). Zaznaczyć należy, że dla utworów murszowych stwierdzono większe wartości omawianych udziałów jedynie w odniesieniu do fosforu, potasu i sodu (rys. 3).



Rys. 3. Procentowy udział przyswajalnych makroskładników w ich ilościach ogólnych

Fig. 3. Percentage share of available amounts of macroelements in their total contents

Konfrontując uzyskane ilości makroskładników w formach przyswajalnych dla roślin w wierzchnich warstwach badanych pedonów z liczbami granicznymi, opracowanymi dla gleb organicznych [21] stwierdzić można, że gleby odznaczały się małą zasobnością w potas oraz fosfor. Jedynie dla gleby organicznej saprowo-murszowej (profil 6) oraz organicznej limnowej typowej (profil 7) określono średnią zawartość fosforu przyswajalnego dla roślin. Na małą zasobność gleb organicznych w przyswajalny fosfor i potas wskazuje Pietrzak [16]. Wyniki uzyskane przez cytowanego autora wskazują, że 98% i 50% gleb organicznych jest ubogich odpowiednio w potas i fosfor. Przyczyn takiej sytuacji Pietrzak [16] upatruje w małych zdolnościach sorpcyjnych badanych gleb, co szczególnie dotyczy potasu. Ponadto, jak twierdzi Sapek [20], ilość przyswajalnego potasu w glebie przede wszystkim kształtowana jest przez stopień zmurszenia, skład skały macierzystej oraz odczyn.

3.3. Mikroelementy

Niezależnie od formy mikroelementu, ich ilości w wierzchniej warstwie badanych utworów glebowych wzrastały następująco: Ni<Cu<Zn<Mn<Fe (tab. 4). Gleba murszowata z profilu 2 charakteryzowała się największymi zawartościami ogólnymi i przyswajalnymi większości analizowanych mikroskładników. Z kolei najmniejsze ilości ogólne i przyswajalne wszystkich ocenianych mikroelementów stwierdzono w glebie organicznej saprowo-murszowej z profilu 6. Według Okruszko [14] proces murszenia sprzyja akumulacji mikroelementów w glebach. Twierdzenie to zostało potwierdzone wynikami badań własnych, w świetle których utwory murszowe na ogół charakteryzowały się mniejszymi zawartościami ogólnymi i przyswajalnymi mikroelementów w stosunku do poziomu wykazanego dla utworów murszastych. W tym kontekście podkreślić należy duże różnice (ponad 40-krotne) między minimalną a maksymalną zawartością poszczególnych mikroelementów, co szczególnie dotyczyło przyswajalnego żelaza (od 0,47 g·kg⁻¹ dla profilu 6 do 20,0 g·kg⁻¹ dla profilu 2) i manganu (od 14,45 mg·kg⁻¹ dla profilu 6 do 591,68 mg·kg⁻¹ dla profilu 3). Na wyraźnie większą zawartość, średnio 880 mg·kg⁻¹, manganu w glebach o zbliżonej genezie wskazali Trąba i Wolański [23]. Różnice ilościowe także dotyczyły ogólnych form Fe i Mn, choć były mniejsze: 16 (dla Fe) i 20-krotne (dla Mn) (tab. 4). Na identyczny poziom żelaza ogółem, jak w glebie murszowatej, wskazali

Wójciak i Bieniek [25]. Zawartość cynku ogółem w wierzchniej warstwie gleb wahała się od 6,29 mg·kg⁻¹ dla profilu 6 do 43,39 mg·kg⁻¹ dla profilu 2, natomiast ilości przyswajalne metalu kształtowały się w zakresie od 5,02 mg·kg⁻¹ dla profilu 6 do 36,12 mg·kg⁻¹ dla profilu 2, co w obu przypadkach stanowiło 7,0-krotną różnicę. Z kolei Trąba i Wolański [23] w glebach organicznych stwierdzili większą zawartość przyswajalnych form cynku (od 11 do 119 mg·kg⁻¹).

Spośród analizowanych w pracy mikroelementów, w badanych glebach nikiel został określony w najmniejszych ilościach. Pomimo tego, zróżnicowanie ilościowe metalu było znaczne. Jego zawartość ogólna wahała się od 0,90 mg·kg⁻¹ dla profilu 6 do 11,27 mg·kg⁻¹ dla profilu 6, co stanowiło 12-krotną różnicę. Natomiast ilości przyswajalne omawianego metalu mieściły się w zakresie od 0,75 mg·kg⁻¹ dla profilu 6 do 3,94 mg·kg⁻¹ dla profilu 2 (tab. 4). Zbliżoną do prezentowanej powyżej, zawartość niklu ogółem w glebach organicznych stwierdzili także Sammel i Niedźwiecki [19].

Tabela 4. Ilości ogólne i przyswajalne mikroelementów w badanych glebach
Table 4. Total and available content of microelements in investigated soils

Mikroelement Microelements	Nr profilu – Profile No.						
	1	2	3	4	5	6	7
Feog* (g·kg ⁻¹)	7,90	32,63	19,80	10,16	5,13	2,10	11,20
Feprzys** (g·kg ⁻¹)	5,90	20,00	14,47	9,47	2,10	0,47	7,40
Mnog (mg·kg ⁻¹)	542,3	292,72	602,0	183,24	239,40	30,34	355,50
Mnprzys (mg·kg ⁻¹)	433,4	271,24	591,7	172,00	199,14	14,45	307,25
Znog (mg·kg ⁻¹)	18,6	43,49	14,67	41,56	25,41	6,29	29,26
Znprzys (mg·kg ⁻¹)	11,88	36,12	6,28	37,78	9,00	5,02	28,13
Cuog (mg·kg ⁻¹)	6,50	10,01	6,50	9,50	9,50	6,00	8,50
Cuprzys (mg·kg ⁻¹)	6,10	9,16	4,75	5,37	4,75	3,26	3,75
Niog (mg·kg ⁻¹)	2,07	6,88	4,60	11,27	3,39	0,90	6,20
Niprzys (mg·kg ⁻¹)	1,50	3,94	4,05	4,63	3,26	0,75	4,25

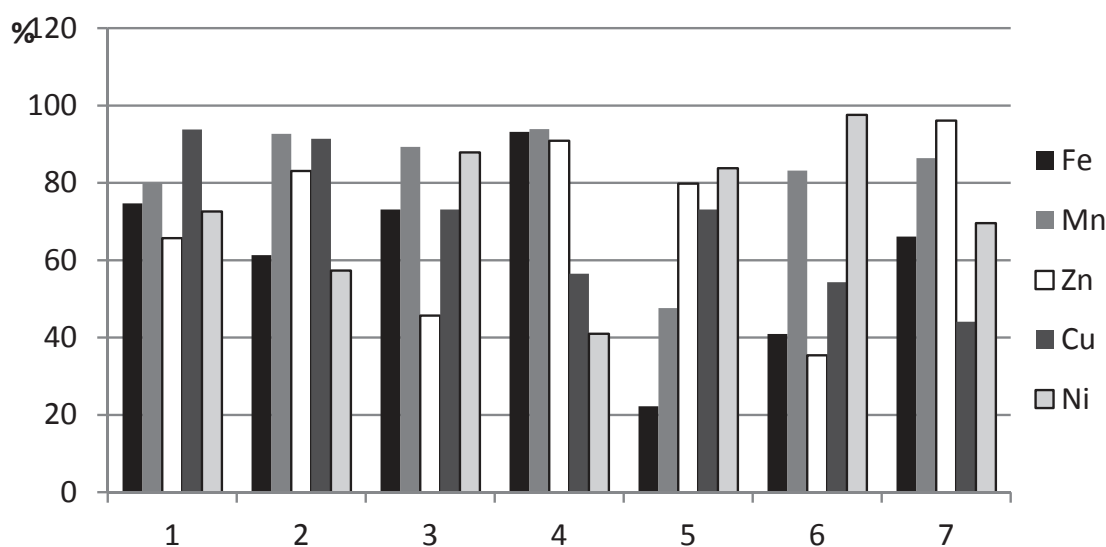
*og-total; **przys-available

Na tym tle odnotować należy małe zróżnicowanie ilościowe miedzi w badanych utworach. Zawartość ogólna pierwiastka w wierzchniej warstwie gleb kształtowała się od 6,0 mg·kg⁻¹ dla profilu 6 do 10,01 mg·kg⁻¹ dla profilu 2, a przyswajalne ilości wahały się od 3,26 mg·kg⁻¹ dla profilu 6 do 9,16 mg·kg⁻¹ dla profilu 2, co odpowiednio stanowiło 1,5

i 3,0-krotną różnicę (tab. 4). Mniejszą, wobec poziomu wykazanego w niniejszej pracy, ilość miedzi ogółem w glebach o zbliżonej genezie odnotowali Sammel i Niedźwiecki [19]. Natomiast Trąba i Wolański [23] stwierdzili zbliżoną ilość omawianego metalu do tej prezentowanej w niniejszych badaniach.

Niezależnie od różnego poziomu zawartości mikroelementów, określonego w badanych glebach, uzyskane wartości odpowiadają zakresom, jakie podaje dla gleb organicznych Kabata-Pendias i Pendias [5], wynoszącym dla Cu – 1–110 mg·kg⁻¹, dla Zn – 13–250 mg·kg⁻¹, dla Mn – 20–2200 mg·kg⁻¹ oraz Ni – 0,2–50 mg·kg⁻¹.

Wykazane zróżnicowanie ilościowe mikroelementów między utworami murszastymi a murszowymi miało swoje odzwierciedlenie w procentowych udziałach form przyswajalnych metali w ich ogólnej zawartości. Jak wynika z danych zaprezentowanych na rysunku 4 wartości omawianych udziałów były większe w warunkach gleb profili 1–3.



Rys. 4. Procentowy udział przyswajalnych mikroelementów w ich ilościach ogólnych

Fig. 4. Percentage share of available amounts of microelements in their total contents

Jedynie w przypadku cynku (od 35,4 do 96,1%) oraz niklu (od 41 do 97,6%) przyswajalnego w warunkach utworów murszowych ich udziały były porównywalne z tymi jakie wykazano dla utworów murszastych (od 45,7 do 83,1% dla Zn oraz od 57,3 do 87,9% dla Ni) (rys. 4).

Różny udział form przyswajalnych mikroelementów w ich ogólnych zawartościach wpływał na zasobność badanych gleb w składniki. Celem oceny zasobności badanych pedonów w przyswajalne mikroelementy posłużono się liczbami granicznymi zaprezentowanymi przez Sapek i Sapek [21]. Jak wynika z przeprowadzonego porównania wierzchnie warstwy wszystkich badanych utworów glebowych odznaczały się średnią zasobnością w miedź. Zawartość manganu przyswajalnego dla roślin była wysoka w warunkach gleb z profili glebowych 1–3, średnia dla profili 4,5 i 7, a mała w przypadku gleby profilu 6. O dobrej zasobności podobnych siedlisk w Mn donoszą także Trąba i Wyłupek [24]. Z kolei ilości przyswajalne cynku kształtowały się na średnim poziomie w profilach 1, 2, 4 i 7, a na małym – w profilach 3, 5 oraz 6.

4. Podsumowanie

Badany obszar, znajdujący się w sąsiedztwie planowanej odkrywki węgla brunatnego, po wstępnym rozpoznaniu został wytypowany, jako teren który z dużym prawdopodobieństwem nie będzie podlegać kopalnianej degradacji odwodnieniowej. Mając to na względzie, przed rozpoczęciem planowanych prac wydobywczych, w wybranych glebach zlokalizowanych na takim obszarze określono właściwości fizykochemiczne i chemiczne. Uzyskana baza danych nie tylko posłużyła do charakterystyki utworów glebowych opisywanego rejonu, ale przede wszystkim w przyszłości, po zakończeniu eksploatacji odkrywki może stanowić pomoc w ocenie ewentualnych zmian w produktywności terenów podlegających oddziaływaniu kopalnictwa węgla brunatnego.

Stwierdzono, że wierzchnie warstwy badanych gleb odznaczały się dużym zróżnicowaniem właściwości fizykochemicznych i chemicznych, niemniej jednak rząd wielkości uzyskany w badaniach był typowy dla tego, jaki podaje się dla gleb o zbliżonej genezie. Najszerze przedziały wartości analizowanych właściwości zostały określone dla utworów murszastych. W tej grupie gleba murszowata (profil 2) odznaczała się najmniejszą wartością pH, a największą wartością kwasowości wymiennej. W warunkach wspomnianej gleby ogólne i przyswajalne ilości wszystkich, poza cynkiem, mikroelementów były największe. Gleba ta również charakteryzowała się dużymi ilościami przyswajalnej siarki oraz magnezu, jak również potasu ogółem. Dla wierzchnich warstw gleb mur-

szowatych określono większe wartości sumy zasad oraz pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów, a także większe zawartości ogólne i przyswajalne mikroelementów. Pomimo, że zawartość materii organicznej w poziomach murszowych była silnie zróżnicowana, nie miało to wpływu na zmienność ilościową pozostałych badanych właściwości, których wartości były zbliżone. Na tym tle należy podkreślić, wyraźnie małą zawartość mikroelementów w wierzchniej warstwie gleby organicznej saprowo-murszowej (profil 6). Analizowane gleby w większości charakteryzowały się małą zasobnością w przyswajalny fosfor i potas, a średnią w przyswajalny mangan, cynk i miedź.

Opierając się na uzyskanej bazie danych opisujących właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleb można przypuszczać, że analizowane utwory na ogół odznaczały się korzystnymi warunkami, pozwalającymi wykorzystywać je rolniczo.

Literatura

1. **Ilnicki P.:** *Torfowiska i torf*. Wyd. Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego, Poznań 2002.
2. **Jakubus M.:** *Wybrane zagadnienia z gleboznawstwa i chemii rolnej*. Wyd. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, 2010.
3. **Jakubus M., Gajewski P., Kaczmarek Z.:** *Charakterystyka materii organicznej gleb hydrogenicznych z rejonu planowanej odkrywki węgla brunatnego*. Rocz. Gleb.62, 2: 134–140 (2011).
4. **Jankowska-Huflejt H.:** *Rolno-środowiskowe znaczenie trwałych użytków zielonych*. Problemy Inżynierii Rolniczej 1: 23-34 (2007).
5. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN Warszawa, 398 (1999).
6. **Kaca E., Jarzombkowski F., Dembek W.:** *Jakość wód i stan gleb hydrogenicznych w Polsce*. Wieś Jutra 6: 43–45 (2006).
7. **Kalembasa D., Becher. M.:** *Zasobność w fosfor gleb użytków zielonych Doliny Liwca Wysoczyźnie Siedleckiej*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie 10, 3 (31): 107–117 (2010).
8. **Kalisz B., Łachacz A., Glazewski R.:** *Transformation of some organic matter components in organic soils exposed to drainage*. Turk. J. Agric For. 34: 245–256 (2010).
9. **Kołodziejczuk K., Tomaszewska K., Gwiżdż M., Żołnierz L.:** *Kształtowanie się zawartości wybranych pierwiastków w glebach organicznych okolic Milicza*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 40: 190–198 (2009).

10. **Kostuch R., Nazaruk M., Gutkowska A.:** *Reakcja zbiorowisk łąkowych na długotrwałą suszę.* Wiad. Melior.2: 79–83 (2004).
11. **Matyka-Szarzyńska D., Sokółowska Z.:** *Przydatność liczby humifikacji do oceny stopnia zmurszenia w porównaniu ze wskaźnikiem chłonności wodnej na tle wybranych właściwości fizykochemicznych murszy.* Acta Agrophy. 3(3): 553–563 (2004).
12. **Mocek A., Spychalski W., Gajewski P.:** *Zawartość pierwiastków śladowych w glebach hydrogenicznym Doliny Grójeckiej.* Ochr. Środowiska i Zasobów Naturalnych 31: 52–57 (2007).
13. **Mocek A., Drzymała S.:** *Geneza, analiza i właściwości gleb.* Wyd. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, 2010.
14. **Okruszko H.:** *Gleby murszowe torfowisk dolinowych i ich fizyczne oraz chemiczne właściwości.* Roczn. Nauk. Roln. Ser. F, 74, 1: 5–89 (1960).
15. **Piaścik H., Bieniek B.:** *Zmiany właściwości gleb torfowiska Łąki Szymońskie spowodowane ponad 150-letnim użytkowaniem.* Biul. Nauk. 9 UWM Olsztyn: 143–152 (2000).
16. **Pietrzak S.:** *Odczyn zasobność gleb łąkowych w Polsce.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. 12,1, (37): 105–117 (2012).
17. **Rovdan E., Witkowska-Walczak B., Walczak R., Sławiński C.:** *Changes in the hydrophysical properties of peat soils under anthropogenic evolution.* Int. Agrophys. 16: 219–226 (2002).
18. **Rząsa S., Owczarzak W., Mocek A.:** *Problemy odwodnieniowej degradacji gleb uprawnych w rejonach kopalnictwa odkrywkowego na Niziu Środkowopolskim.* Wyd. Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego, Poznań, 394 (1999).
19. **Sammel A., Niedźwiecki E.:** *Zawartość makro- i mikroelementów w glebach murszastych w obrębie Równiny Odrzańsko-Zalewowej.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. 6,2, (18): 293–304 (2006).
20. **Sapek B.:** *Sorpcja fosforu przez mursze i utwory torfowe w rejonie Doliny Biebrzy.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. 11,3, (35): 219–235 (2011).
21. **Sapek A., Sapek B.:** *Metody analizy chemicznej gleb organicznych.* Materiały Instruktażowe 11. Wyd. IMUZ, Falenty, 80 (1997).
22. **Schwarzel K., Renger M., Sauerbery R., Wessolek G.:** *Soil physical characteristics of peats soils.* J. Plant. Nutr. Soil. Sci. 165: 479–486 (2002).
23. **Trąba C., Wolański P.:** *Zawartość niektórych mikroelementów w runi łąkowej na tle niektórych właściwości gleby.* Annales UMCS, Sec. E, 59,3: 1319–1326 (2004).
24. **Trąba C., Wylupek T.:** *Zawartość cynku i miedzi w organicznych glebach węglanowych z łąk w dolinie Poru.* Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol. 434, 565–568 (1996).

25. **Wójciak H., Bieniek B.:** *Charakterystyka substancji organicznej w mur-szowa tych glebach dolinowych.* Zesz. Prob.. Post. Nauk Roln. 460: 199–208 (1998).

Physico-chemical and Chemical Properties of Surface Layers of Selected Soils Located in the Vicinity of the Planned Tomisławice Open-cast Lignite Mine

Abstract

Organic soils account for a small percentage of agriculturally utilised soils and are used primarily for meadows and pastures. A characteristic feature of these soils is connected with considerable contents of organic matter, which significantly modifies their physico-chemical and chemical properties. Water is another important factor determining productivity parameters of organic soils. Changes in water and air relations contribute to adverse changes in most soil properties, thus deteriorating agricultural value of soils. In view of the fact that in the vicinity of open-cast lignite mines drainage of organic soils is a more frequent phenomenon studies were undertaken to assess physico-chemical and chemical properties of soils located in such areas. Analyses were performed on mean bulk samples coming from surface layers of 7 soil profiles located in the vicinity of the Tomisławice open-cast mine. According to the WRB classification (2006) these soils were: Mollic Gleysol (profiles 1–3), Fibric Sapric Histosol (profile 4), Histic Gleysol (profile 5), Sapric Histosol (profile 6) and Limnic Histosol (profile 7). The study analysed the following physico-chemical properties: soil reaction, hydrolytic exchange (Hex), base saturation (BS), cation exchange capacity (CEC), index of soil complex saturation with base cation (V) as well as organic matter (OM) and total carbon (C_{tot}) content. The analysed chemical properties included total and available contents of macronutrients (N, P, K, Ca, Mg, S, Na) and microelements (Fe, Zn, Mn, Cu, Ni). Investigated soil properties were assessed on the basis of methods commonly applied in analyses of organic soils.

Surface layers of analysed soils were characterised by broad ranges of contents for most investigated properties. Soils classified as Mollic Gleysol (profiles 1–3) had lower contents of M.O. and C_{tot} at higher values of H_w, BS and CEC in comparison to the other tested deposits.

Generally soils from profiles 4–7 were characterised by greater contents of analysed macronutrients, both in their total and available forms. Irrespective of the soil deposit, surface horizons contained the greatest amounts of total nitrogen (4.27–22.25 g·kg⁻¹) and the lowest contents of total sodium (65.73–

105.55 mg·kg⁻¹). Available amounts of macronutrients were highest for calcium (1.06–3.66 g·kg⁻¹) and lowest for sodium (8.80–21.36 mg·kg⁻¹).

Quantitative variability shown in relation to microelements was considerable, mainly in case of iron, manganese and zinc. At the same time in the surface layers of the analysed soils the greatest amounts of total iron (2.10–32.63 g·kg⁻¹) and available iron (0.47–20.00 g·kg⁻¹) were recorded along with the lowest contents of total nickel (0.90–11.27 mg·kg⁻¹) and available nickel (0.75–4.63 mg·kg⁻¹). Total and available amounts of microelements were generally greater in Mollic Gleysol (profile 1–3). Irrespective of the presented quantitative differences, analysed soils were mostly characterised by limited resources of available phosphorus and potassium, and average levels of available manganese, zinc and copper.



Koszty środowiskowe wynikające z użytkowania węgla kamiennego w energetyce zawodowej

Zbigniew Grudziński
Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków

1. Wstęp

Polska jest krajem, w którym udział paliw kopalnych jest bardzo wysoki. Udział ten obecnie wynosi 86% i w stosunku do roku 2011 zmalał o 6% (tabela 1). W świecie największy udział węgla w produkcji energii elektrycznej jest w RPA (94% dane za 2011 r.). Kraje w których ten udział jest powyżej 70% to Australia, Chiny, Kazachstan i Indie. Z krajów UE największy udział węgla w energetyce jest w Czechach (59%), Bułgarii (50%), Grecji (45%) i Niemczech (44%).

Dwoma najważniejszymi paliwami wykorzystywanymi w Polsce do produkcji energii elektrycznej są węgiel kamienny i brunatny. Ta struktura wytwarzania zdeterminowana jest wielkością bazy zasobowej i wynikającą z niej infrastrukturą systemu wytwarzania energii. W tabeli 2 przedstawiono porównanie zużycia paliw w elektroenergetyce w latach 2005 i 2011. W porównywanych latach – mimo wzrostu produkcji energii zużycie zarówno węgla kamiennego, jak i brunatnego – utrzymał się na zbliżonym poziomie. Zauważalny jest duży 6-krotny wzrost zużycia biomasy. Zwiększający się udział paliw odnawialnych wynika przede wszystkim z uwarunkowań ekologicznych będącym efektem prowadzonej określonej polityki klimatycznej prowadzonej, w UE.

W referacie zajęto się zagadnieniem związanym z emisyjnością węgla kamiennego i jego wpływem na koszty produkcji energii elektrycznej. W przypadku tego rodzaju węgla producenci przez stosowanie

technologii wzbogacania mają wpływ na poziom parametrów jakościowych a tym samym na koszty gospodarczego korzystania ze środowiska.

Obecnie funkcjonujący krajowy rynek węglowy jest rynkiem użytkowników. Odbiorcy węgla (elektrownie) mają możliwość dobierania paliw stosownie do swoich wymagań. Oczywistą sprawą jest, że wymagania te podlegają uwarunkowaniom wynikającym z: poziomu cen węgla kamiennego, wyznaczonych norm ochrony środowiska, warunków technicznych, odległości od dostawców i ceny energii elektrycznej. Dlatego też dla odbiorców, jak i producentów węgla ważną jest informacja o kosztach środowiskowych związanych ze spalaniem węgla o określonych parametrach jakościowych charakteryzowanych, przez wartość opałową, zawartość popiołu i zawartość siarki.

Tabela 1. Produkcja energii elektrycznej w latach 2000–2011

Tabela 1. Electricity production in 2000–2011

Elektrownie	rok 2000		rok 2005		rok 2010		rok 2011	
	TWh	udział	TWh	udział	TWh	udział	TWh	udział
Produkcja ogółem	145,2	100%	157,0	100%	157,7	100%	163,5	100%
na węglu kamiennym*	83,7	58%	85,0	54%	87,9	56%	87,3	53%
na węglu brunatnym*	49,7	34%	54,9	35%	48,7	31%	52,5	32%
Razem	133,4	92%	139,9	89%	136,6	87%	139,8	86%

Źródło: opracowanie własne na podstawie [16,17]

Tabela 2. Porównanie zużycia paliw w elektroenergetyce w latach 2005–2011

Tabela 2. Comparison of fuel consumption in the power sector, 2005–2011

Paliwo	Jedn.	rok 2005		rok 2011		Dynamika zmian	
		Zużycie paliwa		Zużycie paliwa			
		razem	w tym: na e.e	razem	w tym: na e.e.	razem	w tym: na e.e.
Węgiel kamienny*	mln ton	42,39	33,94	42,66	35,33	0,6%	4,1%
Węgiel brunatny**	mln ton	61,04	60,28	61,77	61,04	1,2%	1,3%
Gaz ziemny	TJ	39 753	30 077	40 578	28 050	2,1%	-6,7%
Gaz koksowniczy	TJ	7 633	5 842	9 871	8 108	29,3%	38,8%
Biomasa	TJ	9 641	7 665	65 470	53 989	579,1%	604,3%

* $Q = 21.3 \text{ MJ/kg}$, ** $Q = 8.4 \text{ MJ/kg}$ (rok 2011); Źródło: opracowanie własne na podstawie [16]

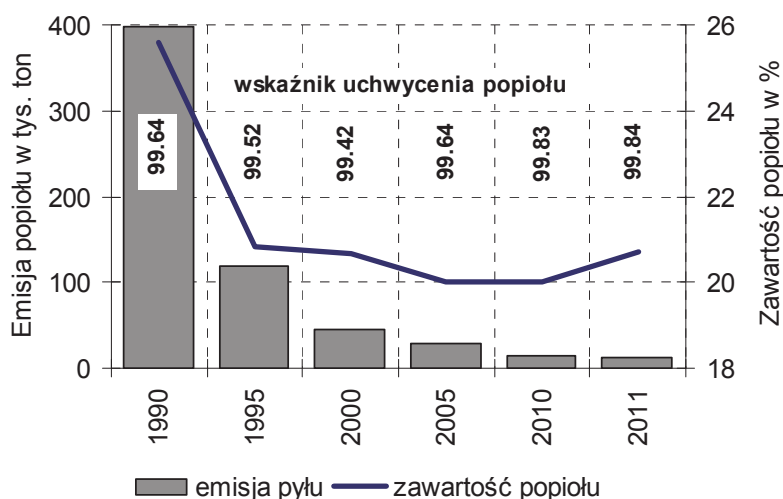
2. Wielkości emisji zanieczyszczeń w wyniku spalania węgla kamiennego w energetyce

Emisja zanieczyszczeń w wyniku spalania węgla kamiennego w ostatnim dwudziestolecu uległa znacznej redukcji dzięki prowadzonej modernizacji w elektrowniach. Te działania doprowadziły do znaczącego obniżenia emisji zwłaszcza popiołu i SO_2 (rys. 1–3).

W latach 1990–2011, dzięki zastosowaniu wysokowydajnych urządzeń odpylających, redukcja emisji popiołu wyniosła prawie 97%. W tym czasie spadek zawartości popiołu w węglu spalonym w elektrowniach wyniósł tylko 19%. Ten efekt redukcji możliwy był do uzyskania przede wszystkim w wyniku wzrostu wskaźnika uchwycenia popiołu do poziomu 99,84 w 2011 roku.

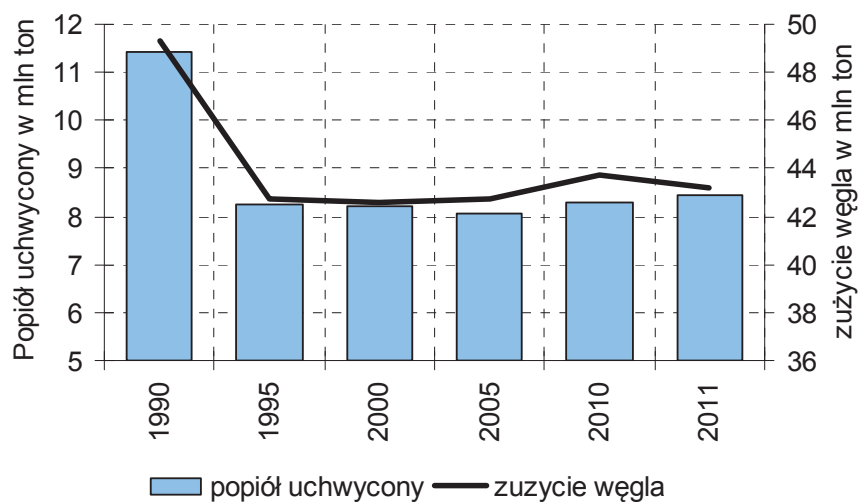
W przypadku SO_2 redukcja emisji w 2011 roku w stosunku do roku 1990 wyniosła 76%, gdy w tym czasie spadek zawartości siarki w węglu spalonym przez elektrownie wyniósł 17% i jest to głównie efekt powstania instalacji odsiarczania spalin (IOS).

Natomiast w ostatnich pięciu latach emisja pyłu spadła o 51% a SO_2 o 41%. Emisja tlenków azotu utrzymała się na poziomie roku 2005, natomiast wzrosła emisja CO i CO_2 .



Rys. 1. Emisja popiołu ze spalania węgla kamiennego w energetyce zawodowej
Fig. 1. Fly ash emissions from hard coal (power sector)

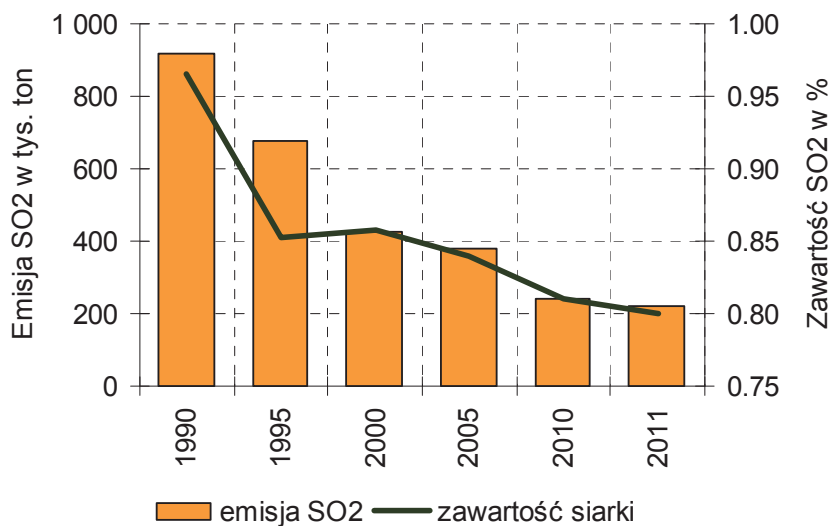
Źródło: opracowanie własne na podstawie [15]



Rys. 2. Uchwylenie popiołu ze spalania węgla kamiennego w energetyce zawodowej na tle zużycia węgla

Fig. 2. Fly ash captured from hard coal-fired power plants compared to the consumption of coal

Źródło: opracowanie własne na podstawie [15]



Rys. 3. Emisja SO₂ ze spalania węgla kamiennego w energetyce zawodowej

Fig. 3. SO₂ emissions from hard coal (power sector)

Źródło: opracowanie własne na podstawie [15]

3. Zależność między parametrami jakościowymi węgla a kosztami wytworzenia energii elektrycznej

Wytwarzanie energii elektrycznej w konwencjonalnej elektrowni to proces przekształcania jednej energii w inną. Na koszt wytwarzania energii elektrycznej z węgla wpływają koszty powstające na każdej operacji czy procesie technologicznego: od pozyskania paliwa do przekazania do sieci. W całkowitym koszcie wytwarzania energii elektrycznej w procesie energetycznym spalania paliwa można wyodrębnić grupę kosztów (związanych z emisją zanieczyszczeń), zależną od jakości paliwa i zmieniającą się wraz ze zmianą jakości paliwa. Tę grupę kosztów określa się mianem kosztów zmiennych energii [1, 3, 12,13].

Opłaty środowiskowe ponoszone przez elektrownie to problem związany przede wszystkim z kosztami związanymi z emisją SO₂, NO_x, CO, CO₂ oraz pyłów i składowaniem odpadów. W tabeli 3 przedstawiono stawki opłat za emisje i składowanie odpadów. Zmiany stawek opłat za większość emisji w danym roku rosną mniej więcej o wskaźnik wynikający z poziomu inflacji. Od 2005 inflacja w Polsce wyniosła prawie 27%. Tylko w roku 2013 opłaty za emisję wzrosły ponad dwukrotnie więcej niż wyniosła inflacja. W całym okresie tylko opłaty za emisje CO były nie zmieniane.

Tabela 3 Stawki opłat za emisje i składowanie odpadów

Table 3. Charges for emissions and waste disposal

Emisje	2005	2010	2012	2013	Zmiana od 2005 r	Zmiana od 2012 r
pyłu	0,27	0,31	0,32	0,34	25,9%	6,3%
SO ₂	0,41	0,46	0,48	0,51	24,4%	6,3%
NO _x	0,41	0,46	0,48	0,51	24,4%	6,3%
CO ₂	0,22	0,25	0,26	0,28	27,3%	7,7%
CO	0,11	0,11	0,11	0,11	0,0%	0,0%
koszt skład. odpadów	13,69	16,95	17,54	18,77	37,1%	7,0%

Źródło – opracowanie własne na podstawie [21, 22]

W rozdziale tym przeprowadzono obliczenia, pozwalające określić zależność zmian kosztów paliwowych oraz kosztów wytwarzania energii elektrycznej (wynikających ze zmian opłat związanych z gospodarczym korzystaniem ze środowiska) od zmian wielkości parametrów jakościowych węgla. Te symulacje pomagają określić, które gatunki węgla (klasy) mogą być bardziej konkurencyjne w stosunku do innych z punktu widzenia kosztów środowiskowych ponoszonych przez użytkownika węgla (elektrownie).

W obliczeniach wykorzystano metodyki i procedury liczenia kosztów środowiskowych prezentowanych w takich pracach, jak: [1, 3, 5–8], które dostosowano do aktualnych warunków rynkowych.

W obliczeniach zarówno limity jak i stawki opłat za emisje i składowanie przyjęto w wysokości obowiązującej w roku 2013. Dla założonych zakresów parametrów jakościowych węgla przyjęto, że nie będą przekraczane obowiązujące limity emisji dla spalania w dużych kotłach (moc cieplna źródła powyżej 500 MW – kotły pyłowe), czyli: dla SO_2 – 400 mg/Nm^3 , dla pyłów – 50 mg/Nm^3 , dla NO_2 – 400 mg/Nm^3 .

Do określania emisji tlenków azotu oraz tlenków węgla zazwyczaj wykorzystuje się wyznaczone empirycznie wskaźniki. Do obliczeń przyjęto następujące wartości: 148 g/GJ (NO_2), $94,19 \text{ kg/GJ}$ (CO_2), 10 g/GJ (CO) [20].

Zastosowane w obliczeniach standardy emisyjne miały obowiązywać do roku 2016 [11, 19]. Jednak pod koniec 2012 roku Rada Ministrów przyjęła Przejściowy Plan Krajowy, pozwalający przesunąć termin obowiązywania zaostrzonych standardów emisyjnych dotyczących dwutlenku siarki, tlenków azotu oraz pyłu z 2016 roku do połowy 2020 (dla źródeł spalania o mocy większej niż 50 MW). Plan ten (obejmujący 73 jednostki energetyczne spalające węgiel) jeszcze musi być zatwierdzony przez Komisję Europejską.

W przeprowadzonych obliczeniach kosztów związanych z emisją gazów i składowaniem odpadów w wyniku spalania węgla o określonych parametrach jakościowych założono, że elektrownia ponosi tylko koszty związane z opłatami za emisje. W wynikach nie uwzględniono kar za przekroczenie limitów, gdyż – w myśl obowiązujących przepisów – dany obiekt energetyczny musiałby być zamknięty a przekroczenie emisji może zdarzyć się tylko incydentalnie. W przypadku CO_2 uwzględniono tyl-

ko opłaty, bowiem założono, że elektrownia posiada darmowe limity emisji i nie musi kupować praw do emisji na rynku [1, 3].

Przy określaniu skutków finansowych wynikających z zawartości popiołu obliczono, poza kosztami emisji pyłu, także koszty składowania wytworzonych odpadów stałych (popiołów lotnych i żużli). Koszty te określono na podstawie obowiązującej w 2013 roku stawki opłaty z uwzględnieniem oszacowanego kosztu powiększenia składowiska (przyjmowanego zazwyczaj w wysokości stawki opłaty podstawowej). Wykonano również oszacowanie kosztów eksploatacyjnych w wyniku stosowania procesu odsiarczania spalin. Trzeba zaznaczyć, że uzyskanie emisji SO₂ na poziomie 400 mg/Nm³ nie jest możliwe bez zastosowania technologii odsiarczania spalin [3, 4, 5, 9, 10, 12].

Przyjęto także, że produkt odsiarczania jest odpadem, podlegającym składowaniu – koszt składowania oszacowano w taki sam sposób, jak dla odpadów ze spalania (czyli w wysokości dwukrotnej stawki opłaty podstawowej [1, 3]).

W tabeli 4 zestawiono podstawowe stałe przyjęte do obliczeń symulacyjnych kosztów gospodarczego korzystania ze środowiska w wyniku spalania węgla w elektrowni.

Tabela 4. Podstawowe stałe przyjęte do wyliczeń kosztów gospodarczego korzystania ze środowiska w wyniku spalania węgla kamiennego w elektrowni
Table 4. The basic constants used to calculate environmental fees

Przyjęte stałe do obliczeń	Jednostka	Przyjęta wartość
ilość siarki przechodzącej w SO ₂	%	95
ilość popiołu przechodzącego do pyłu		85
ilość popiołu przechodząca do żużla		15
sprawność odpylania		99,85
sprawność elektrowni (netto)		36
zużycie energii paliwa netto	GJ/MWh	10
cena sorbentu	zł/tonę	130 zł/t

W wyniku przeprowadzonych obliczeń, w tabeli 5 przedstawiono sumę kosztów emisji SO₂, NO_x, CO, CO₂, pyłów i składowania odpadów w zł w zależności od zmian trzech parametrów jakościowych: wartości

opałowej Q'_i , zawartości siarki S'_t i zawartości popiołu A' . Tabela 5 pokazuje z jakim kosztem – dla użytkownika – wiąże się spalanie węgla o określonych parametrach jakościowych. Jak można zauważyć w tabeli 5, która choć jest „dwuwymiarowa”, uwzględniono zmiany trzech parametrów Q, A, S dzięki uwzględnieniu zależności poziomu zawartości popiołu od wartości opałowej. Jako zmienne niezależne przyjęto zawartość siarki i wartość opałową, natomiast zawartość popiołu jest zmienną zależną. W przypadku tego parametru wykorzystano fakt, że dla większości polskich węgla można zaobserwować silną liniową zależność między zawartością popiołu i wartością opałową i w związku z tym można opracować równanie (w wyniku analiz statystycznych), które na podstawie przyjętego poziomu wartości opałowej pozwala szacować zawartość popiołu. Poniżej (równanie 1) przedstawiono zależność, która została opracowana na podstawie informacji o parametrach jakościowych obejmujących produkcję 36 mln ton miałów energetycznych [1, 3]. Współczynnik regresji R^2 dla tej zależności wyniósł 0,93, a błąd szacowania wynosi 1,6% A' .

$$A' = -2,36 Q_i' + 73 \text{ [%]} \quad (1)$$

gdzie:

- Q_i' – wartość opałowa w stanie roboczym [MJ/kg],
- A' – zawartość popiołu [%].

Natomiast w tabeli 6, przedstawiono, o ile różnią się koszty opłat środowiskowych w porównaniu do węgla o parametrach 22/22/08 (oznaczenie klasy zbytu węgla), czyli węgla o średniej jakości spalanym w polskich elektrowniach zawodowych. Z zestawienia tego można określić, o ile zwiększą się lub obniżą opłaty środowiskowe (koszty użytkowania) w porównaniu do węgla średniego.

Do oznaczania klasy zbytu węgla (gatunku węgla kamiennego) stosuje się następujący zapis: Q [MJ/kg]/A [%]/S [%] (zawartość siarki S w zapisie np. 0,8 = 08) – przy czym przy podawaniu klasy węgla parametr Q zaokrągla się do liczby całkowitej, zawsze w dół, natomiast parametry A, S – zawsze w górę.

Tabela 5. Suma opłat za emisje SO₂, NO_x, CO, CO₂, pyłów i składowanie odpadów [zł/tonę]**Table 5.** Total fees for emissions of SO₂, NO_x, CO, CO₂, particulate matter and waste disposal [PLN/tonne]

Zawartość siarki S _i [%]	Zawartość popiołu A' [%]								
	11,6	14	16,4	18,7	21,1	23,4	25,8	28,2	30,5
	Wartość opałowa Q _i [MJ/kg]								
	26	25	24	23	22	21	20	19	18
0,3	10,3	11,1	11,9	12,7	13,5	14,3	15,1	15,9	16,7
0,4	11,4	12,2	13,0	13,8	14,6	15,4	16,2	17,0	17,8
0,5	12,5	13,4	14,2	14,9	15,8	16,5	17,4	18,2	19,0
0,6	13,7	14,5	15,3	16,1	16,9	17,7	18,5	19,3	20,1
0,7	14,8	15,7	16,5	17,2	18,1	18,8	19,7	20,5	21,3
0,8	16,0	16,8	17,6	18,4	19,2	20,0	20,8	21,6	22,4
0,9	17,1	17,9	18,7	19,5	20,3	21,1	21,9	22,8	23,5
1,0	18,2	19,1	19,9	20,7	21,5	22,3	23,1	23,9	24,7
1,1	19,4	20,2	21,0	21,8	22,6	23,4	24,2	25,1	25,8
1,2	20,5	21,4	22,2	23,0	23,8	24,6	25,4	26,2	27,0
1,3	21,7	22,5	23,3	24,1	24,9	25,7	26,5	27,3	28,1
1,4	22,8	23,6	24,5	25,2	26,1	26,8	27,7	28,5	29,3

Źródło – obliczenia własne

Tabela 6. Zmiana kosztów opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska w porównaniu do węgla o parametrach 22/22/08 (węgiel standardowy na rynku międzynarodowym) [zł/tonę]

Table 6. Differences in the environmental fees compared to standard coal in the international market (Q/A/S: 22/22/08), [PLN/tonne]

Zawartość siarki S^r [%]	Zawartość popiołu A^r [%]								
	11,6	14	16,4	18,7	21,1	23,4	25,8	28,2	30,5
	Wartość opałowa Q_i [MJ/kg]								
	26	25	24	23	22	21	20	19	18
0,3	-8,9	-8,1	-7,3	-6,5	-5,7	-4,9	-4,1	-3,3	-2,5
0,4	-7,8	-7,0	-6,2	-5,4	-4,6	-3,8	-3,0	-2,2	-1,4
0,5	-6,7	-5,8	-5,0	-4,3	-3,4	-2,7	-1,8	-1,0	-0,2
0,6	-5,5	-4,7	-3,9	-3,1	-2,3	-1,5	-0,7	0,1	0,9
0,7	-4,4	-3,5	-2,7	-2,0	-1,1	-0,4	0,5	1,3	2,1
0,8	-3,2	-2,4	-1,6	-0,8	0,0	0,8	1,6	2,4	3,2
0,9	-2,1	-1,3	-0,5	0,3	1,1	1,9	2,7	3,6	4,3
1,0	-1,0	-0,1	0,7	1,5	2,3	3,1	3,9	4,7	5,5
1,1	0,2	1,0	1,8	2,6	3,4	4,2	5,0	5,9	6,6
1,2	1,3	2,2	3,0	3,8	4,6	5,4	6,2	7,0	7,8
1,3	2,5	3,3	4,1	4,9	5,7	6,5	7,3	8,1	8,9
1,4	3,6	4,4	5,3	6,0	6,9	7,6	8,5	9,3	10,1

Źródło – obliczenia własne

Dzięki wcześniejszym obliczeniom pokazano, jak zmiana głównych parametrów handlowych węgla wpływa na koszty związane z gospodarczym korzystaniem ze środowiska. Pozwala to ocenić różnice w kosztach korzystania ze środowiska w zależności od zmian klasy zbytu węgla.

Wyniki obliczeń przedstawiono w zł/tonę, natomiast w tabeli 7 pokazano, jak te wyliczone wielkości kształtują się w przeliczeniu na zł/MWh wytworzonej energii. W celu przeprowadzenia tych przeliczeń, wyliczono ilości węgla o określonej wartości opałowej potrzebnej do produkcji 1 MWh. Do obliczeń kosztów w zł/MWh przyjęto wskaźnik jednostkowego zużycia ciepła na wyprodukowanie 1 MWh (netto) w wysokości 10 000 kJ/kWh. Zapotrzebowanie na węgiel o określonej wartości opałowej do produkcji 1 MWh energii elektrycznej zestawiono w tabeli 8.

Tabela 7. Suma opłat za emisje SO₂, NO_x, CO, CO₂, pyłów i składowanie odpadów, [zł/MWh]

Table 7. Total fees for emissions of SO₂, NO_x, CO, CO₂, particulate matter and waste disposal, [PLN/MWh]

Zawartość siarki S _r [%]	Zawartość popiołu A' [%]								
	11,6	14	16,4	18,7	21,1	23,4	25,8	28,2	30,5
	Wartość opałowa Q _i [MJ/kg]								
	26	25	24	23	22	21	20	19	18
0,3	3,9	4,4	5,0	5,5	6,1	6,8	7,5	8,4	9,3
0,4	4,4	4,9	5,4	6,0	6,6	7,3	8,1	9,0	9,9
0,5	4,8	5,3	5,9	6,5	7,2	7,9	8,7	9,6	10,5
0,6	5,3	5,8	6,4	7,0	7,7	8,4	9,3	10,2	11,2
0,7	5,7	6,3	6,9	7,5	8,2	9,0	9,8	10,8	11,8
0,8	6,1	6,7	7,3	8,0	8,7	9,5	10,4	11,4	12,4
0,9	6,6	7,2	7,8	8,5	9,2	10,1	11,0	12,0	13,1
1,0	7,0	7,6	8,3	9,0	9,8	10,6	11,5	12,6	13,7
1,1	7,5	8,1	8,8	9,5	10,3	11,2	12,1	13,2	14,3
1,2	7,9	8,5	9,2	10,0	10,8	11,7	12,7	13,8	15,0
1,3	8,3	9,0	9,7	10,5	11,3	12,2	13,3	14,4	15,6
1,4	8,8	9,5	10,2	11,0	11,8	12,8	13,8	15,0	16,3

Źródło – obliczenia własne

Tabela 8. Wielkość zapotrzebowania węgla o określonej wartości opałowej do produkcji 1 MWh energii elektrycznej

Table 8. The demand for coal of specified net calorific value for the production of 1 MWh of electricity

wartość opałowa Q _i [MJ/kg]								
26	25	24	23	22	21	20	19	18
zapotrzebowanie w tonach na węgiel do produkcji 1MWh								
0,385	0,400	0,417	0,435	0,455	0,476	0,500	0,526	0,556

Źródło – obliczenia własne

Z przedstawionych oszacowań wynika, że koszt produkcji 1 MWh energii elektrycznej z węgla o parametrach średnich 22/22/08 będzie się wiązał z kosztami korzystania ze środowiska nie mniejszymi niż 8,7 zł/MWh. Natomiast przy spalaniu węgla o skrajnych niskich paramet-

trach np. 18/31/14 koszty te wyniosą 16,3 zł/MWh i będą o 87% wyższe od węgla kosztu węgla w klasie 22/22/08. Przy obecnych cenach energii elektrycznej na Towarowej Giełdzie Energii (ceny spot) w granicach 160–180 zł/MWh udziały kosztów związanych ze spalaniem węgla a zależnych od jakości węgla, mogą kształtować się dla przyjętych zakresów zmienności parametrów w granicach od 2,2% do 9,1%.

W pokazanych powyżej obliczeniach przedstawiano, jak mogą się zmieniać koszty środowiskowe w zależności od zmian parametrów jakościowych w dostawach do elektrowni. Natomiast w tabeli 9 porównano szczegółowe oszacowania (na różnych etapach obliczeń) tych kosztów dla trzech wybranych klas zbytu węgla. Gatunki węgla zostały wybrane wg następujących kryteriów:

- węgiel w klasie 25/12/08 – to węgiel o parametrach średnich w handlu na rynkach międzynarodowym (węgiel standardowy)
- węgiel w klasie 22/22/08 – to węgiel o parametrach średnich spalanych w elektroenergetyce zawodowej
- węgiel w klasie 18/25/12 – dolne parametry węgla spalanego przez polskie elektrownie.

W ostatniej kolumnie tabeli 9 pokazano różnice wyrażone w procentach między węglami o najlepszej i najgorszej jakości w tym porównaniu. Te wielkości obrazują poziom konkurencyjności pomiędzy węglami o sprecyzowanych parametrach jakościowych.

Poniżej przedstawiono strukturę kosztów środowiskowych dla trzech wybranych węgli wyliczonych na podstawie wyników (z danych wyrażonych w zł/tonę – wiersze oznaczone grubszą czcionką) zamieszczonych w tabeli 9:

	25/12/08	22/22/08	18/25/12
za składowanie odp. + za pył	28,4%	42,7%	38,1%
za siarkę z ods. spalin	55,1%	45,4%	54,2%
za NO _x , CO i CO ₂	16,5%	11,9%	7,6%

Największy udział w tych kosztach mają opłaty związane z zawartością siarki, czyli koszty emisji SO₂ o raz koszty odsiarczania spalin. W tabeli 9 dodatkowo dla siarki podano także koszt jaki byłby w przypadku, gdyby elektrownia nie stosowała odsiarczania i musiałaby płacić kary. W przypadku węgla o zawartości siarki 1,2% (klasa 18/25/12),

koszt ten by wyniósł w przeliczeniu na tonę węgla aż 105,3 zł. Jednak żadna elektrownia nie może przekraczać stale limitów emisji, dlatego dla takiego węgla wymagana jest skuteczność odsiarczania na poziomie 88%. W przypadku węgla w klasie 25/12/08 skuteczność odsiarczania zapewniająca nie przekroczenie limitów emisji to 76%.

Tabela 9. Przykładowe wyliczenia dla trzech gatunków węgla kosztów związanych z gospodarczym korzystaniem ze środowiska

Table 9. Exemplary calculation of environmental fees for the three types of coal

Wyszczególnienie	Jedn.	Parametry węgla			Zmiana
		25/12/08	22/22/08	18/25/12	
suma opłat węgla	zł/tonę	16,0	19,54	24,89	-36%
suma opłat	zł/GJ	0,6	0,9	1,4	-54%
suma opłat	zł/MWh	6,4	8,9	13,8	-54%
za składowanie odp. + za pył	zł/tonę	4,6	8,4	9,5	-52%
za siarkę z ods. spalin	zł/tonę	8,8	8,9	13,5	-35%
za NO_x, CO i CO₂	zł/tonę	2,6	2,3	1,9	39%
przekroc. SO ₂ obec	g/GJ	614	698	1280	-52%
war. na wymag. skut.ods.	%	76	79	88	-14%
em. SO ₂	kg/tonę	15,4	15,4	23,0	-33%
koszty em. SO ₂ węgla - z karami	zł/tonę	61,3	63,4	105,3	-42%
koszt e SO ₂	zł/GJ	2,5	2,9	5,8	-57%
za siarkę z ods. spalin	zł/tonę	8,8	8,9	13,5	-35%
koszty z ods. spalin	zł/GJ	0,4	0,4	0,8	-53%
bez ods.-z ods.	zł/tonę	53	55	92	-43%
bez ods.-z ods.	zł/GJ	2,1	2,5	5,1	-59%
odpady z ods	g/GJ	2 085	2 461	5 064	-59%
odpady z ods	kg/tonę	52	54	91	-43%
k.em.SO ₂ bez kar	kg/tonę	7,8	7,8	11,8	-33%
op. za CO ₂	zł/GJ	0,026	0,026	0,026	0%
op. za CO ₂	zł/MWh	0,264	0,264	0,264	0%
op. za CO ₂	zł/tonę	0,659	0,580	0,475	39%
op za CO	zł/tonę	0,096	0,085	0,069	39%
op.za NO _x	zł/tonę	1,887	1,661	1,359	39%

Źródło – obliczenia własne

4. Podsumowanie

Spalanie węgla wiąże się koniecznością ponoszenia opłat środowiskowych a ich wysokość zależna jest w części od poziomu parametrów jakościowych. Jest to związane z emisją takich związków jak: SO₂, NO_x, CO, CO₂, pyłów i składowania odpadów. Produkty handlowe węgla trafiające na rynek różnią się w szerokich granicach parametrami jakościowymi, których użytkowanie powoduje także duże różnice w kosztach gospodarczych korzystania ze środowiska. Na część tych kosztów ma także wpływ producent węgla dzięki możliwości stosowania technologii wzbogacania węgla. Dotyczy to głównie emisji SO₂, pyłów i składowania odpadów. Natomiast w przypadku emisji takich gazów jak NO_x, CO₂ i CO redukcja ich to przede wszystkim odpowiednie technologie stosowane u użytkownika.

Zaprezentowane obliczenia przedstawiają, jak zmieniają się koszty użytkowania węgla wynikające z gospodarczego korzystania ze środowiska w zależności od zmian parametrów jakościowych węgla. W przedstawionych symulacjach udało się pokazać obliczenia w jednej tabeli uwzględniające zmiany trzech parametrów Q, S, A, dzięki dodatkowemu wykorzystaniu zależności zawartości popiołu od wartości opałowej. W wyniku przeprowadzonych obliczeń można stwierdzić, że:

- największy udział w kosztach gospodarczego korzystania ze środowiska mają opłaty związane z zawartością siarki (koszty emisji SO₂ i odsiarczania) następnie zawartością popiołu (emisji pyłów + składowaniem odpadów) oraz koszty związane emisją NO_x, CO, CO₂,
- dla węgla o parametrach średnich (22/22/08) struktura tych kosztów przedstawia się następująco: 45,4% (SO₂), 42,7% (pył + odpady), 11,9% (NO_x, CO, CO₂),
- w zależności od zmian parametrów jakościowych węgla opłaty środowiskowe zmieniają się w bardzo szerokich zakresach. Dla skrajnych parametrów, dla których przeprowadzono obliczenia koszty emisji wyniosły: dla węgla w klasie 26/12/03 - 10,3 zł/tonę a dla węgla 18/30/14 - 29,3 zł/tonę. Jest to różnica prawie trzykrotna. Natomiast dla węgla średniego 22/22/08 koszt ten wyniósł 19,2 zł/tonę
- w przeliczeniach na jednostkę wytworzonej energii (1 MWh) koszt emisji związany ze spalaniem węgla o parametrach średnich będzie się wiązał z kosztami nie mniejszymi niż 8,7 zł/MWh. Natomiast przy

spalaniu węgla o skrajnych niskich parametrach, np. 18/31/14 koszty te wyniosły 16,3 zł/MWh i są o 87% wyższe od węgla w klasie 22/22/08. W przypadku najlepszej jakości węgla koszty te będą na poziomie 3,9 zł/MWh (26/12/03).

- przy obecnych cenach energii elektrycznej na Towarowej Giełdzie Energii (ceny spot – rynek RDN) w granicach 160 – 180 zł/MWh udział kosztów środowiskowych można szacować w przyjętym zakresie zmienności parametrów granicach od 2,2% do 9,1%.

Jak wspomniano, w obliczeniach tych nie uwzględniono kosztów zakupów uprawnień do emisji CO₂ (w obliczeniach skupiono się przede wszystkim na tych kosztach na które producent węgla – kopalnia ma największy wpływ).

Do 2012 większość elektrowni posiadała darmowe uprawnienia, które pozwalały wyprodukować określoną ilość energii nie kupując pozwoleń na rynku. Po 2012 roku sytuacja się zmieni i część uprawnień użytkownicy będą musieli nabywać w sposób komercyjny, których ceny kształtowane są przez giełdy [2, 14]. Zakładając, jak wynika to z dotychczasowych planów, że w pierwszym roku obowiązujących nowych uregulowań większość elektrowni będzie musiało nabyć 30% uprawnień do emisji, to nawet ten procent zakupów znacząco wpłynie na koszt produkcji energii elektrycznej.

Przyjmując, że cena uprawnień do emisji w 2013 roku będzie kształtować się w granicach 7–15 EUR/tonę CO₂, to koszt opłat związanych tylko z CO₂ przypadający na 1 MWh wyprodukowanej energii elektrycznej wyniesie w granicach 8 do 18 zł/MWh (przy założeniu emisji 0,94 tony CO₂/1 MWh i kursie – 1 EUR = 4,2 zł)

Wyniki przeprowadzonych obliczeń można wykorzystać do szacowania kosztów środowiskowy w pracach prognostycznych, a także do wartościowania klas zbytu węgla w dostawach do elektrowni.

W umowach na dostawy węgla ustalana jest między innymi cena węgla o skonkretyzowanych parametrach jakościowych (Q, A, S). Wyliczone koszty środowiskowe dla klas zbytu węgla w szerokim zakresie parametrów mogą służyć do korekty ceny węgla w przypadku dostaw różniących się od parametrów bazowych zapisanych w umowie.

Literatura

1. **Grudziński Z.:** *Wpływ opłat środowiskowych wynikających z parametrów jakościowych węgla na koszty produkcji energii elektrycznej.* Gospodarka Surowcami Mineralnymi tom 27, zeszyt 1. 2011
2. **Grudziński Z.:** *Sytuacja na giełdach handlu emisją a ceny energii elektrycznej.* Polityka Energetyczna tom 15, z. 3. Wyd. Instytutu GSMiE PAN, Kraków, 77–90 (2012).
3. **Grudziński Z.:** *Metody oceny konkurencyjności krajowego węgla kamiennego do produkcji energii elektrycznej.* Studia, Rozprawy, Monografie nr 180. Wyd. Instytutu GSMiE PAN. Kraków, 280 (2012).
4. **Ligeża J.:** *W kierunku rynku węgla. Wpływ jakości węgla na parametry elektrowni.* Sympozja i Konferencje Nr 17. Wyd. Centrum PPGSMiE PAN, Kraków, 151–160 (1995).
5. **Lorenz U.:** *Metoda oceny wartości węgla kamiennego energetycznego uwzględniająca skutki jego spalania dla środowiska przyrodniczego.* Studia, Rozprawy, Monografie nr 64. Wyd. Instytutu GSMiE PAN. 84. Kraków 1999.
6. **Lorenz U., Grudziński Z.:** *Pollutants emission from power industry in Poland changes after the decade of economy transition.* Gospodarka Surowcami Mineralnymi t. 16, z. 4. Wyd. Instytutu GSMiE PAN. Kraków 37–44 (2000).
7. **Lorenz U., Grudziński Z.:** *Badanie zmian kosztów paliwowych produkcji energii elektrycznej. [W:] Badania kosztów pozyskania węgla kamiennego i brunatnego w celu określenia optymalnej struktury paliwowej produkcji energii elektrycznej* pod redakcją L. Gawlik. Wyd. Instytutu GSMiE PAN, 92–109 (2006).
8. **Lorenz U., Blaschke W., Grudziński Z.:** *Propozycja nowej formuły sprzedażnej węgla energetycznego przeznaczonego dla energetyki zawodowej.* Studia, Rozprawy, Monografie nr 112. Wyd. Instytutu GSMiE PAN. 78. Kraków 2002.
9. **Radović U.:** *Zanieczyszczenia atmosfery. Źródła oraz metodyka szacowania wielkości emisji zanieczyszczeń.* Wyd. Centrum Informatyki Energetyki. 162. Warszawa 1997.
10. **Sobota J.:** *Wpływ jakości węgla kamiennego na cieplne parametry pracy oraz zużycie elementów kotłów energetycznych.* Sympozja i Konferencje Nr 15. Wyd. Centrum PPGSMiE PAN, Kraków, 157–168 (1994).
11. **Sowiński J.:** *Analiza wpływu na polski system energetyczny propozycji Dyrektywy IED w sprawie zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom i ich kontroli.* Polityka Energetyczna tom 13, z. 2. Wyd. Instytutu GSMiE PAN, Kraków, 401–410 (2010).

12. **Stala-Szlugaj K.:** *Odpady stałe ze spalania węgla kamiennego w sektorze komunalno-mieszkaniowym*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 14. 25–50 (2012).
13. **Tumidajski T., Foszcz D., Niedoba T.:** *Modele stochastyczne zanieczyszczeń powietrza w aglomeracjach przemysłowych*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 11 543–553 (2009).
14. **Woźniak J.:** *Wpływ kosztów wykupu pozwoleń na emisję CO₂ na wzrost ceny energii elektrycznej w Polsce*. Polityka Energetyczna tom 15, z. 4. Wyd. Instytutu GSMiE PAN, Kraków, 139–149 (2012).
15. ARE – Emitter – *Emisja zanieczyszczeń środowiska w elektrowniach i elektrociepłowniach zawodowych* (wcześniej CIE), rocznik z lat 1990–2012.
16. ARE – *Informacja statystyczna o energii elektrycznej*. Biuletyny miesięczne z lat 2005 - 2012 roku
17. ARE – *Statystyka elektroenergetyki polskiej* (rocznik), numery z lat 2005–2012.
18. ARE – *Sytuacja techniczno-ekonomiczna sektora elektroenergetycznego* (kwartalnik), numery z lat 2005–2011.
19. *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych (IED) (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola)*.
20. *Wartości opałowe (WO) i wskaźniki emisji CO₂ (WE) w roku 2010 – do raportowania w ramach wspólnotowego systemu handlu uprawnieniami do emisji za rok 2013* - Krajowego Centrum Inwentaryzacji Emisji – KOBIZE
21. *Obwieszczenie Ministra Środowiska w sprawie wysokości stawek opłat za korzystanie ze środowiska za lata 2006 - 2012*
22. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 kwietnia 2011 r. w sprawie standardów emisyjnych z instalacji*. Dz.U. Nr 95, poz. 558, 5606–5659.

Environmental Costs Resulting from the Use of Coal in the Power Sector

Abstract

Poland is a country in which the share of fossil fuels is very high. This share is now 86% and it decreased by 6% when compared to previous year. Taking into account the high share of coal in the power sector, this article addresses the issue of emissivity of coal and its impact on the cost of power generation.

Coal combustion involves incurring environmental charges, which level depends, in part, on coal quality. Such compounds as SO₂, NO_x, CO, CO₂, PM and waste disposal are of key importance. Coal products coming into the market may vary significantly in terms of qualitative parameters, what has an impact on the costs of use of the environment. Coal producers may indirectly affect part of the costs due to coal preparation. This applies mainly to emissions of SO₂, PM and waste disposal. However, in the case of such gases as NO_x, CO and CO₂ the reduction is mainly achieved by applying relevant technologies on the coal users' side.

Calculations presented in this article show how costs of coal combustion, resulting from the use of the environment, can change depending on coal quality. Calculations were carried out on a wide range of parameters: Q: 18–26 MJ/kg, S: 0.3–1.4%, and A: 11–30%.

The results of the calculations may be used for the estimation of the environmental costs as well as for the evaluation of grades of coal supplied to the power sector.

The coal purchase contracts include, inter alia, the price of coal of specific quality parameters (Q, A, S). The calculated environmental costs of coal in a wide range of parameters can be also used to adjust the price of delivered coal when there is a difference between contractual agreements and the delivered coal quality.



Wykorzystanie osadów ściekowych i kompostu w nawożeniu roślin energetycznych na przykładzie miskanta i ślazuwca

Agnieszka Ociepa-Kubicka, Piotr Pachura
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

W Polsce problem zagospodarowania systematycznie wzrastających ilości osadów ściekowych jest ciągle nierozwiązany. W oczyszczalniach corocznie powstaje ok. 700 tyś. t s.m. osadów ściekowych. Wybór metody ich zagospodarowania musi być zgodny z uwarunkowaniami prawnymi spowodowanymi wejściem Polski do UE. Obecnie większość osadów jest składowanych co zgodnie z obowiązującymi przepisami jest bardzo ograniczone, a od roku 2013 niemożliwe. Osady ściekowe można wykorzystywać do nawożenia, ponieważ zawierają cenne dla roślin składniki pokarmowe oraz substancję organiczną. Stwarza to zachęcające warunki do zastosowania osadów jako substancji nawozowych pod uprawy energetyczne. Jednak wykorzystanie przyrodnicze osadów jest możliwe po spełnieniu rygorystycznych przepisów, dlatego że mogą zawierać metale ciężkie oraz biogeny w ilościach dyskwalifikujących nawozowe wykorzystanie osadów [11].

Do użyźniania gleby w prowadzonym doświadczeniu zastosowano osady ściekowe i komposty z uwagi na ich wysokie właściwości nawozowe. Użyźnianie gleb substratami tego rodzaju jest zalecane nie tylko z gospodarczego punktu widzenia lecz także niezbędne dla zachowania i odtwarzania równowagi ekologicznej [1,9,7]. Spośród wielu z roślin energetycznych, do badań wybrano ślazuwca i miskanta olbrzymiego z uwagi na dobre ich przystosowanie do polskich warunków glebowo-

klimatycznych. Rośliny te należą do wieloletnich i przy odpowiednim nawożeniu mają zdolność wysokiego plonowania, a ich wartość opałowa jest porównywalna z drewnem [3, 12].

Należy jednak podkreślić, że wykorzystanie biomasy do celów energetycznych ma sens wówczas gdy nakłady energii poniesione na jej wytworzenie są znacznie niższe od energii z niej uzyskanej. Wartość wskaźnika efektywności energetycznej produkcji powinna przekraczać 5. O kosztach decydują nakłady na pozyskiwanie biomasy i jej przetwarzanie [10]. Wyniki badań wskazują, że ślazowiec jak i miskant mogą być uprawiane na glebach o niskiej żyzności, ale wtedy rośliny wymagają stosunkowo wysokiego nawożenia NPK, które rocznie powinno wynosić N 100–170, P 60–80, K 100–120 kg/ha. Według analiz przeprowadzonych przez Matykę [6] koszty nawozów w czasie prowadzenia plantacji miskanta i ślazowca wynoszą ok. 800 zł/ha/rok co stanowi ok. 40% całości nakładów. Pozostałe 60% to koszty zużycia maszyn i narzędzi, wynagrodzenie za pracę, podatki itp. Produkcja nawozów mineralnych azotowych i fosforowych jest bardzo energochłonna, co zmniejsza korzyści energetyczne. Wytwarzanie nawozów mineralnych generuje dodatkowo wiele problemów ekologicznych. Dlatego jako źródła składników pokarmowych dla tego typu roślin uzasadnione z punktu ekonomicznego i ekologicznego jest wykorzystywanie różnego typu odpadów.

Celem badań była ocena wpływu nawożenia gleb z regionu oddziaływania Huty Częstochowa osadami ściekowymi i kompostami na wielkość plonów miskanta olbrzymiego i ślazowca.

2. Materiał i metody

2.1. Charakterystyka doświadczenia

W celu realizacji projektu w maju 2007 roku założono doświadczenie wazonowe. Gleba, na której uprawiano miskanta olbrzymiego i ślazowca została pobrana z obszaru sąsiadującego z Hutą Częstochowa. Do doświadczenia pobrano około 600 kg gleby z kilkudziesięciu punktów leżących w obrębie obszaru 20 000 m² z warstwy 0–25 cm. Materiał glebowy pobierano zgodnie z obowiązującą procedurą tak aby jak najwiarygodniej odzwierciedlał stan badanego obszaru [8]. Przygotowano doświadczenie wazonowe zgodnie ze schematem przedstawionym w tabeli 1.

Tabela 1. Schemat doświadczenia wazonowego**Table 1.** The investigated fertilization combinations in the pot experiment

Kombinacja nawożenia	Rodzaj i dawka nawozu
O	Kontrola – gleba bez nawożenia
I oś	Gleba z dodatkiem osadów ściekowych w dawce 10 t s.m./ha
II oś	Gleba z dodatkiem osadów ściekowych w dawce 20 t s.m. /ha
III oś	Gleba z dodatkiem osadów ściekowych w dawce 40 t s.m. /ha
D	Gleba nawożona kompostem typu DANO z zieleni miejskiej, w dawce 20 t s.m./ha
K	Gleba nawożona kompostem z osadów ściekowych i odpadów leśnych, w dawce 20 t s.m./ha
NPK	Gleba nawożona NPK (mocznik, sól potasowa i superfosfat), w dawce: N–120 kg/ha, P ₂ O ₅ – 80 kg/ha, K ₂ O – 100 kg/ha

W doświadczeniu zastosowano siedem kombinacji nawożenia, każdą w trzech powtórzeniach. W sumie (dla obu roślin) założono 42 wazon, każdy po 12 kg gleby. Do uprawy roślin zastosowano osady ściekowe oraz komposty z uwagi na ich bardzo dobre właściwości nawozowe. Osad ściekowy użyty do doświadczenia pochodził z komunalnej oczyszczalni w Dźbowie. Oprócz osadów użyto do nawożenia kompost produkowany na Wydziale Inżynierii i Ochrony Środowiska Politechniki Częstochowskiej na bazie osadu Dźbów i odpadów leśnych. Ponadto zastosowano nawożenie kompostem Dano wykonanym z odpadów miejskich. Zastosowany osad oraz komposty charakteryzowały się dobrymi właściwościami nawozowymi z uwagi na zawartość azotu, fosforu, potasu itp. Całkowita zawartość metali ciężkich była stosunkowo niska co pozwalało na zastosowanie ich pod uprawy roślin energetycznych [11]. Sadzonki miskanta i ślazuca uzyskano z pola doświadczalnego SGGW.

2.2. Metody badań

- pH w H₂O – pomiar wykonano metodą potencjometryczną zgodnie z PN-ISO-10390:1997.
- zawartość węgla organicznego wyznaczono zmodyfikowaną kolorymetryczną metodą Tiurina zgodnie z PN-ISO 14235:2003.
- ilość azotu ogólnego Kjeldahla określono zgodnie z PN-ISO 11261:2002 przy wykorzystaniu mineralizatora BUCHI 426 i aparatu destylacyjnego BUCHI 323.
- fosfor ogólny (w formie fosforanowej) oznaczono metodą molibdenianową zgodnie z PN-EN 1189-2000.
- potas oznaczono metodą Egnera-Riehama (PN-R-04023:1996) po ekstrakcji roztworem mleczanu wapnia i oznaczenie intensywności barwy kompleksu fosfomolibdenowego na spektrofotometrze HACH dla długości fali $L = 660 \text{ nm}$.
- zawartość metali ciężkich w glebie oznaczono na spektrofotometrze plazmowym ICP-AES firmy Thermo zgodnie z PN-ISO 11047: 2001, po uprzednim zmineralizowaniu materiału w stężonym kwasie azotowym za pomocą mineralizatora mikrofalowego UniClever firmy Plasmatronik.
- obecność jaj pasożytków jelitowych: *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.*, *Toxocara sp.* oznaczono zgodnie z normą PN-Z-19000-4:2001. Pałeczki *Salmonella* wykryto zgodnie z normą PN-ISO 6579:1998.

2.2.1. Charakterystyka gleby użytej do doświadczenia

Analiza granulometryczna wykazała, że użyta do doświadczenia gleba należała do gleb lekkich. Charakteryzowała się słabym zanieczyszczeniem cynkiem (wg skali IUNG), oraz podwyższoną zawartością kadmu i ołowiu (tab. 2). Zawartość miedzi, niklu i chromu były na poziomie zawartości naturalnych.

Zawartość poszczególnych metali ciężkich w glebie oraz użytym do nawożenia osadzie mieściła się w dopuszczalnym zakresie [11].

Tabela 2. Charakterystyka gleby użytej do doświadczenia**Table 2.** The soil characteristic used for the experiment

Badany parametr										
pH	C _{or}	N	P	K	Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	Cr
	%	%	mg/kg s.m.							
6,1	1,38	0,11	19,4	24,0	36,2	0,8	119,0	8,3	7,0	13,0

2.2.2 Charakterystyka osadów i kompostów użytych w doświadczeniu

Do nawożenia użyto osadów ustabilizowanych, odwodnionych, o odczynie lekko kwaśnym, wysokiej zawartości substancji organicznej i niewielkiej ilości metali ciężkich. Osady pobrano z oczyszczalni ścieków w Dźbowie. W tabeli 3 przedstawiono charakterystykę zastosowanych substratów do użyźniania gleby.

Tabela 3. Charakterystyka substratów**Table 3.** Characteristics of substrates

Rodzaj oznaczenia	Osady ściekowe	Kompost z osadów i odpadów leśnych	Kompost DANO
C [% s.m]	25,06	18,80	19,00
N [% s.m]	4,24	2,50	2,28
P [% s.m]	2,50	1,20	0,98
K [% s.m]	0,50	1,05	1,1
Ca [mg/kg]	28000,00	8500,00	1540,00
Mg [mg/kg]	4600,00	1000,00	580,00
Pb [mg/kg]	40,00	25,00	52,00
Cd [mg/kg]	2,40	1,20	1,40
Zn [mg/kg]	1000,00	270,00	242,00
Cu [mg/kg]	160,00	48,00	40,00
Ni [mg/kg]	18,00	19,00	14,00
Cr [mg/kg]	22,00	16,00	15,00
Salmonella	brak	brak	brak
<i>Ascaris sp.</i> , <i>Trichuris sp.</i> , <i>Toxocara sp.</i> , szt./kg s.m.	3	brak	brak
pH w H ₂ O	6,5	6,80	7,80

Osady oraz komposty zastosowane do nawożenia charakteryzowały się dobrymi właściwościami nawozowymi z uwagi na zawartość azotu, fosforu i potasu. Całkowita zawartość metali ciężkich była stosunkowo niska, co pozwoliło na zastosowanie ich do celów rolniczych pod uprawy energetyczne. Ilość metali ciężkich w osadach i kompostach nie przekraczała dopuszczalnych norm zawartości metali przy stosowaniu ich do upraw nieprzeznaczonych do spożycia zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 roku w sprawie komunalnych osadów ściekowych oraz Rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 października 2004 roku w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu. Analizowane komposty oraz osady ściekowe spełniały wymagania rozporządzenia [11] i tym samym kwalifikowały się do zastosowania do rekultywacji gleb.

3. Wyniki badań

3.1. Wpływ nawożenia na plonowanie roślin

Zbiór roślin dokonano w listopadzie 2007, 2008 i 2009 roku po zakończeniu wegetacji. W czasie trwania doświadczenia prowadzono obserwacje wzrostu roślin. Trzyletni cykl badań wykazał, że wielkość plonów roślin była istotnie zależna od rodzaju nawożenia. Zarówno miskant olbrzymi, jak i ślazier najślabiej rozwijały się na glebie kontrolnej. Wprowadzone z nawożeniem substancje organiczne działają jako stymulatory wzrostu, wpływają korzystnie na przyrost biomasy roślin [13, 14]. W pierwszym roku badań wielkość uzyskanych plonów była niższa w porównaniu z drugim i trzecim sezonem wegetacyjnym. Obserwacje dynamiki wzrostu plonów pozwalają stwierdzić, że rośliny w trzecim roku weszły w okres pełnej produktywności (rys. 1, 2). Prawidłowość tą potwierdzają wyniki badań plonowania roślin energetycznych prowadzonych przez innych autorów [4].

Miskant olbrzymi – rozwój miskanta najintensywniej przebiegał przy nawożeniu osadami ściekowymi w dawce 40 t/ha. Sumaryczne średnie zbiory z trzech lat dla tej kombinacji nawożenia wynosiły ok. 340 g z wazonu i były znacznie wyższe w porównaniu z kombinacją kontrolną. Stosunkowo wysoki wzrost plonów otrzymano dla nawożenia osadami ściekowymi w dawce 20 t/ha (ok. 290 g z wazonu) i dla obiektów nawożonych mineralnie (ok. 260 g z wazonu). Wysokie plonowanie

roślin na obiektach nawożonych z udziałem osadów ściekowych wiąże się z ich wysoką zasobnością w składniki pokarmowe oraz korzystnym wpływem na właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne gleb. Autorzy badań określają osady ściekowe jako nawozy o powolnym, stopniowym uwalnianiu N i P w wyniku zachodzących procesów mineralizacji substancji organicznej [1, 2, 5]. Znacznie słabszy rozwój roślin przebiegał przy nawożeniu najniższą dawką osadów ściekowych (10 t/ha) i kompostem z osadów i odpadów leśnych w dawce 20 t/ha (tab. 4).

Uszeregowując kombinacje nawożenia według wysokości uzyskanych plonów uzyskano:

I rok: III os > II os > NPK > I os > K > D > O

II rok: III os = D > II os > NPK > K > I os > O

III rok: III os > D > II os > NPK > K > I os > O

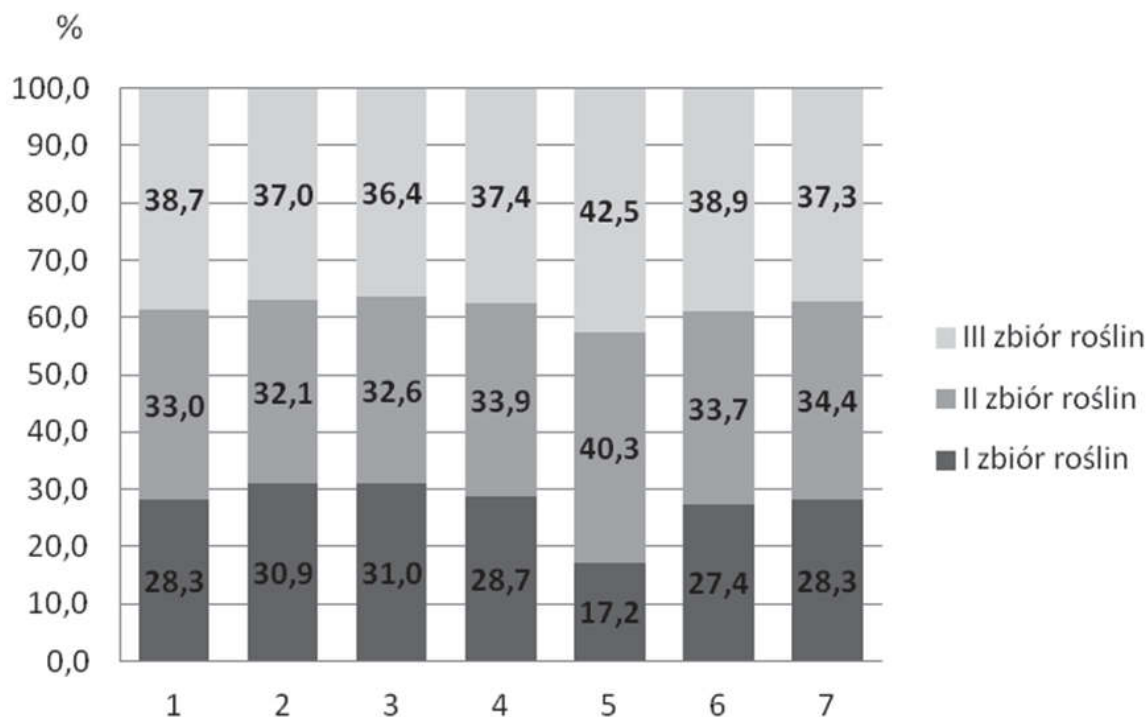
Tabela 4. Średnia wielkość plonów miskanta olbrzymiego [g s.m. z wazonu]

Table 4. Average Miscanthus yields pot experiment [g d.m. for pot]

Kombinacja nawożenia	Miskant olbrzymi		
	I zbiór roślin	II zbiór roślin	III zbiór roślin
O	46,23±0,52	54,02±0,92	63,12±1,08
I os	57,07±1,61	59,30±0,83	68,44±2,12
II os	89,40±1,92	94,03±0,85	105,12±1,80
III os	98,13±2,21	116,00±1,15	127,62±2,13
D	49,49±1,31	116,00±1,15	122,54±0,95
K	50,36±1,23	62,05±0,70	71,42±3,70
NPK	74,29±2,11	90,47±1,11	98,11±4,00

Ślázowiec – rozwój ślázowca najintensywniej przebiegał przy nawożeniu osadami ściekowymi w dawce 40 t/ha oraz 20 t/ha. Dla obu dawek osadów ściekowych wielkość plonowania była zbliżona. Sumaryczne średnie zbiory z trzech lat dla tych kombinacji nawożenia wynosiły ok. 240 g z wazonu i były wyższe w porównaniu z kombinacją kontrolną. Zdecydowanie niższą wielkość plonów otrzymano dla nawożenia mineralnego (ok. 150 g z wazonu) oraz nawożenia kompostami. Również znacz-

nie słabszy rozwój roślin przebiegał przy nawożeniu najniższą dawką osadów ściekowych (10 t/ha) i wynosił ok.170 g z wazonu (tab. 5).



Rys. 1. Dynamika wzrostu plonów miskanta w kolejnych latach uprawy (plony całkowite = 100%), kombinacje nawożenia: 1 – O, 2 – I os, 3 – II os, 4 – III os, 5 – D, 6 – K, 7 – NPK

Fig. 1. Miscanthus crop growth in the coming years, growing as a percentage (total field=100%), combinations of fertilization: 1 – O, 2 – I os, 3 – II os, 4 – III os, 5 – D, 6 – K, 7 – NPK

Uzeregowując kombinacje nawożenia według wielkości plonów, uzyskano:

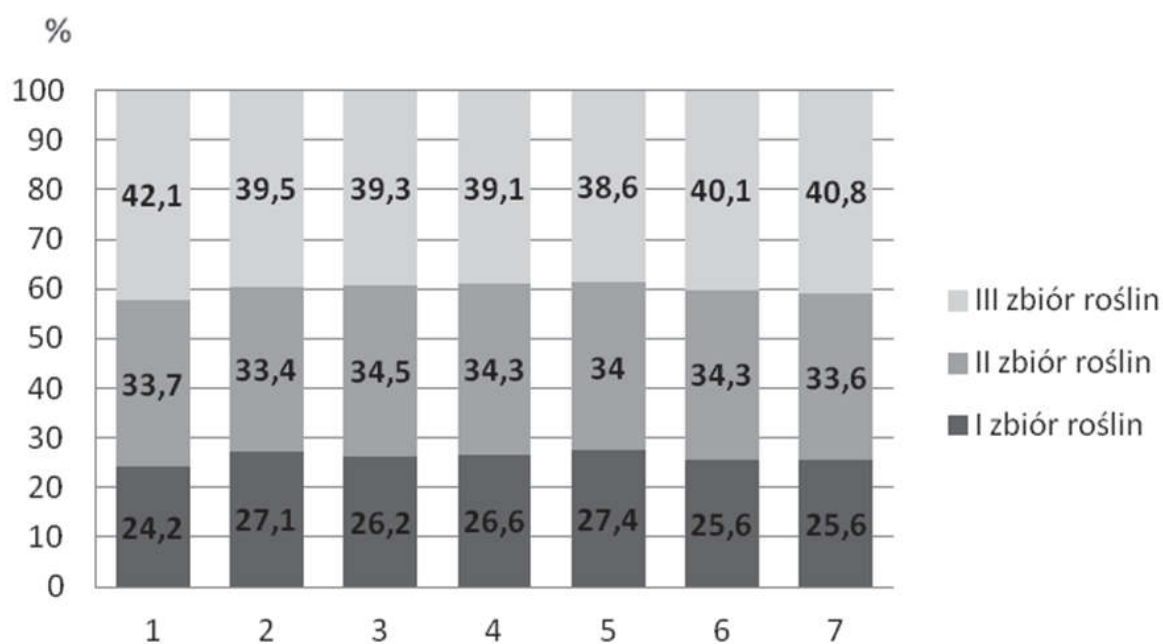
I rok: – III os > II os > D > I os > K > NPK > O

II rok: – III os > II os > D > I os > K > NPK > O

III rok: – III os > II os > I os > D > K > NPK > O

Tabela 5. Średnia wielkość plonów ślazuwca [g s.m. z wazonu]**Table 5.** Average Sida yields pot experiment [g d.m. for pot]

Kombinacja Nawożenia	ślazowiec pensylwański		
	I zbiór roślin	II zbiór roślin	III zbiór roślin
O	23,02±0,61	32,09±0,31	40,04±2,05
I os	46,30±1,12	57,06±0,92	67,42±1,80
II os	63,28±1,52	83,32±1,16	95,01±3,10
III os	65,40±1,40	84,07±1,23	95,84±1,10
D	47,03±2,11	58,17±1,11	66,12±2,06
K	39,04±1,60	52,26±2,15	61,34±1,70
NPK	38,37±0,92	50,19±2,11	60,92±2,11

**Rys. 2.** Dynamika wzrostu plonów ślazuwca w kolejnych latach uprawy (plony całkowite = 100%), kombinacje nawożenia: 1 – O, 2 – I os, 3 – II os, 4 – III os, 5 – D, 6 – K, 7 – NPK**Fig. 2.** Virginia Mallow crop growth in the coming years, growing as a percentage (total field = 100%), combinations of fertilization: 1 – O, 2 – I os, 3 – II os, 4 – III os, 5 – D, 6 – K, 7 – NPK

4. Wnioski

Uzyskane wyniki badań są podstawą do sprecyzowania następujących wniosków:

1. Wielkość uzyskanej biomasy zależała od gatunku rośliny, rodzaju nawożenia i roku zbioru.
2. Wzrost miskanta najintensywniej przebiegał pod wpływem wzbogacenia gleby w osady ściekowe w dawce 40 t/ha. Sumaryczne średnie zbiory z trzech lat dla tego nawożenia wynosiły ok. 340 g z wazonu i były ok. 2,0-krotnie wyższe w porównaniu z kombinacją kontrolną i 1,3-krotnie wyższe w porównaniu z plonami uzyskiwanymi przy nawożeniu mineralnym.
3. Wzrost ślazuca najintensywniej przebiegał pod wpływem wzbogacenia gleby w osady ściekowe w dawce 40 t/ha oraz 20 t/ha. Dla obu dawek osadów ściekowych wysokość plonowania była zbliżona. Sumaryczne średnie zbiory z trzech lat przy zastosowaniu tych substratów wynosiły ok. 240 g z wazonu i były ok. 2,5-krotnie wyższe w porównaniu z glebą nienawożoną i 1,6-krotnie wyższe w porównaniu z plonami uzyskiwanymi przy nawożeniu mineralnym.
4. Porównując plonowanie obu gatunków roślin stwierdzono, że rośliną wyraźniej reagującą na rodzaj zastosowanego nawożenia i dającą większy plon był miskant.

Literatura

1. **Bień J. B.:** *Osady ściekowe: teoria i praktyka*. Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2007.
2. **Gasco G., Martinez-Inigo M., Lobo M.:** *Soil organic matter transformation after a sewage sludge application*. EJEAFChe, 3, 716–723 (2004).
3. **Kalembasa S., Symonowicz B., Kalembasa D., Malinowska L.:** *Możliwości pozyskiwania i przeróbki biomasy z roślinami szybko rosnących (energetycznych)*. Materiały konferencyjne Nowe spojrzenie na osady ściekowe. Wyd. Politechniki Częstochowskiej, 358–364 (2003).
4. **Kowalczyk-Juśko A., Kościk B., Kościk K.:** *Spartina preriowa*. Agroenergetyka, 3, 9 (2004).
5. **Marcinkowski T.A.:** *Przetwarzanie osadów ściekowych w procesie wapnowania*. Wyd. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań, 2010.

6. **Matyka M.:** *Oplacalność i konkurencyjność produkcji wybranych roślin energetycznych.* Studia i raporty IUNG-PIB, zeszyt 11 (2008).
7. **Mercik S. (red):** *Chemia rolna,* Wyd. SGGW, Warszawa, 2004.
8. **Namieśnik, Łukasiak J., Jamrogiewicz Z.:** *Pobieranie próbek środowiskowych do analiz.* Wyd. PWN. Warszawa, 1995.
9. **Ociepa E, Lach J, Stępień W.:** *Wpływ zróżnicowanego nawożenia na bioakumulację metali ciężkich oraz plonowania roślin.* Ecol. Chem. Eng. T 14 nr S2, 223–231 (2007).
10. **Piskier T.:** *Efektywność energetyczna różnych technologii uprawy topinamburu z przeznaczeniem na opał.* Inżynieria Rolnicza, 5(123), 233–239 (2010).
11. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych z dnia 13 lipca 2010 r. (Dz.U.Nr.137, poz.813).
12. **Stańczyk K., Trząski L., Bieniecki M., Katlewicz K., Kruk M.:** *Niektóre aspekty środowiskowe roślin energetycznych.* Ekologia dla Przedsiębiorstw (1) 25–29 (2004).
13. **Wang X., Chen T., Yinghua G., Yongfeng J.:** *Studies of land application of sewage sludge and its limiting factors.* Journal of Hazardous Materials, 160, 554–558 (2008).
14. **Zawadzki S. (red):** *Gleboznawstwo.* PWRiL, Warszawa, 2003.

The Use of Sewage Sludge and Compost for Fertilization of Energy Crops on the Example of Miscanthus and Virginia Mallow

Abstract

In the article there have been presented the results of research on the influence of soil fertilization by means of sewage sludge, waste and composts made from urban green, produced in Dano technology, within the crop growth of *Miscanthus Giganteus* and *Virginia Mallow*. Furthermore, there have been also studied the basic soil properties, soil, nitrogen, phosphorus, potassium, heavy metals. and the content of organic carbon. Among a lot of well-known energy plants there have been chosen *Miscanthus Giganteus* and *Virginia Mallow* because of their good adaptation to the Polish soil and weather conditions. These plants are perennial and within the appropriate fertilization they have the ability of the high crop whereas their fuel value is similar to the wood one. In the purpose of research conducted in May 2007 there have been established the vase experiment which was continued within three years. The soil, on which *Miscanthus Giganteus* and *Virginia Mallow* were planted, was taken from the

area in the neighbourhood with Huta Częstochowa. The vase experiment was conducted from April 2007 to November 2009 outside the direct reach of the foundry. The activity of deposits and composts was compared with the impact of mineral fertilization. The complex analysis of interactions of these tested substrates enabled the following conclusion that the most beneficial for the physical and chemical properties of soil was to insert the deposits into the soil in the dose of 20 and 40 t/ha.

The most intensive growth of *Miscanthus Giganteus* has been noted by the means of fertilization with sewage sludge in the dose of 40t/ha. The general average crops within three years for this specific fertilization are amounted to be at approximately 340 g from the vase and they were twice higher in comparison to the control combination. The relatively high growth of crops was obtained for fertilization of sewage sludge in the dose of 20t/ha (about 290 g from the vase) whereas for the mineral fertilization of the objects it was approximately 260 g. The high crops in the objects fertilized by the means of sewage sludge are closely connected with their high affluence within nutrients and their effective influence on physical, chemical and biological soil properties.

What is more, the most intensive growth of *Virginia Mallow* has been admitted with sewage sludge in the dose of 40t/ha and 20t/ha. The growth of crops was similar within two of sewage sludge doses. The general average crops from three years time for these mentioned earlier fertilization combinations were about 240 g from the vase, twice higher in comparison to the control combination. The definitely lower amount of crops was obtained for the mineral fertilization (approximately 150 g from the vase) and by the means of composts. The results of experiment have shown that the growth of crops of these two plants is dependent on the year. In the first year crops were lower in comparison to the second or the third one.



Intensyfikacja procesu odwadniania osadów z pstrągowych gospodarstw rybackich

Marek Romuald Rynkiewicz, Marta Kisielewska
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn

1. Wstęp

Intensywny i różnokierunkowy rozwój akwakultur wynoszący globalnie około 5–10% rocznie sprawia, że wzrasta ich wpływ na stan środowiska naturalnego. Nadmierne zagęszczenie organizmów wodnych występujące przy każdej towarowej produkcji ryb stwarza problemy zarówno z jakością odprowadzanej do środowiska wody poprodukcyjnej, jak i z utylizacją osadów zbierających się na dnie stawów rybnych lub w urządzeniach do ich usuwania [1, 3]. Bogate w materię organiczną oraz w związki biogenne osady łatwe do wydzielenia z wód poprodukcyjnych charakteryzują się wysokim uwodnieniem utrudniającym dalsze etapy ich zagospodarowania [4, 6, 13]. Unieszkodliwianie zanieczyszczeń powstających zarówno w gospodarstwach rybackich, jak i później w zakładach przetwórstwa rybnego nastrocza wielu trudności ze względu na ich specyficzny charakter. Wprawdzie ścieki przemysłu rybnego nie zawierają substancji toksycznych ale niosą one ze sobą znaczny ładunek zanieczyszczeń [2]. Proces grawitacyjnego zagęszczania osadów umożliwia zmniejszenie uwodnienia do około 92–96% [9, 12]. Dalsze usunięcie wody jest możliwe tylko przy zastosowaniu innych technik np. urządzeń mechanicznych lub długotrwałego odwadniania na poletkach osadowych [8, 10].

Dane literaturowe wskazują, że dotychczasowe próby nad ich odwadnianiem opierały się głównie na wykorzystaniu metod naturalnych lub zbliżonych do naturalnych, których efektywność jest ciągle niezadowalająca i skłania do dalszych poszukiwań odpowiedniej technologii. Dobór odpowiednich urządzeń mechanicznych do odwadniania osadów,

środków kondycjonujących oraz określenia innych parametrów procesu wymaga przeprowadzenia badań empirycznych szczególnie w odniesieniu do osadów o słabo poznanej charakterystyce [2, 5].

Wysoka zawartość związków azotu i fosforu w osadach sprawia, że sposób postępowania z nimi ma znaczenie dla ochrony wód powierzchniowych. Na szczególną uwagę zasługują związki fosforu będące podstawowym czynnikiem eutrofizacji. Metody usuwania tego pierwiastka ze ścieków na drodze chemicznej ciągle są udoskonalane. Testowane są również nowe technologie ich eliminacji [14]. Głównie poprzez efektywniejsze wykorzystanie związków tworzących z tym pierwiastkiem formy nierozpuszczalne. Dlatego w niniejszej pracy porównano zarówno związki żelaza, glinu, wapnia, jak i polielektrolity kationowe powszechnie wykorzystywane w procesie kondycjonowania osadów ściekowych.

2. Materiały i metody

Zastosowane w badaniach osady pochodziły z procesu oczyszczania wód poprodukcyjnych w gospodarstwie rybackim zajmującym się przemysłowym tuczem pstrąga tęczowego. Były one mieszaniną ekskrementów, paszy oraz zawiesiny naturalnej zawartej w wodzie z rzeki Łyny wykorzystywanej w toku produkcji.

Gospodarstwo to pobiera wodę z rzeki Łyny w ilości ok. 121 000 m³/d. Produkcja ryb prowadzona jest w basenach typu „race-way” o łącznej powierzchni 3360 m².

Badania prowadzono w laboratorium gdzie w pierwszym etapie osady poddawano zagęszczaniu grawitacyjnemu, następnie kondycjonowaniu związkami chemicznymi a w dalszej kolejności odwadnianiu. Proces odwadniania kontrolowano używając aparatu konstrukcji Coackley’a służącego do wyznaczenia oporu właściwego filtracji zgodnie z metodą podaną przez Hermanowicza i wsp. [7].

Do kondycjonowania osadów wykorzystano następujące związki: techniczny siarczan żelaza (III) produkt o nazwie handlowej „PIX 113”, siarczan glinu, tlenek wapnia oraz polielektrolity kationowe których charakterystykę przedstawiono w tabeli 1.

Badania analityczne służące scharakteryzowaniu osadów obejmowały następujące oznaczenia: zawartość suchej masy (s.m.) i pozosta-

łość po prażeniu. Powyższe oznaczenia wykonano zgodnie z metodyką opisaną w Standard Methods [11].

Tabela 1. Charakterystyka polielektrolitów wykorzystanych podczas badań (wg danych producenta)

Table 1. Characteristics of polyelectrolytes used during the test (by the manufacturer)

Lp.	Producent	Nazwa polielektrolitu	Ładunek jonowy	Skala ciężaru cz.	Zakres efektyw. pH
1	Allied Coll.	Zetag 48	Poliakrylamid kationowy	Wysoka	4–9
2	Allied Coll.	Zetag 55	Poliakrylamid kationowy	Bardzo wysoka	4–9
3	Allied Coll.	Zetag 63	Poliakrylamid kationowy	Średnia	4–9
4	Jes-Chem	PAM-C-473	Poliakrylamid kationowy	Bardzo wysoka	<i>b.d.</i>

b.d. – brak danych

Analizę statystyczną uzyskanych wyników przeprowadzono za pomocą pakietu STATISTICA firmy STAT-SOFT. Siłę współzależności między parametrami oceniono wyznaczając współczynnik korelacji Pearsona wraz z testem istotności przyjmując poziom $\alpha=0,05$. Charakter zależności opisano wyznaczając współczynniki kierunkowe równań prostej regresji oraz przedziały ufności, co zaprezentowano w tekście lub na wykresach. Poziom istotności podano z dokładnością do 0,001.

3. Wyniki badań

3.1. Kondycjonowanie osadów siarczanem żelaza (III) – $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$

W serii tej uwodnienie osadów surowych po grawitacyjnym zagęszczaniu kształtowało się od 82,89% do 95,31%, natomiast ich początkowy opór właściwy wynosił od $1,97 \cdot 10^{12}$ do $1,27 \cdot 10^{13}$ m/kg (tab. 2). Odwadnianie takich osadów bez procesu kondycjonowania powodowało spadek ich uwodnienia od 1,43% do 22,13% w zależności od ich charakterystyki. Końcowa zawartość wody w tych osadach kształtowała się od 64,22 do 92,7%. Odwadnianie ich po kondycjonowaniu siarczanem żelaza sprawiało, że osady zawierały od 63,80% do 83,10% wody.

Wyznaczone dawki optymalne siarczanu żelaza (III) zawierały się w przedziale od 0,7 do 15% s.m. (tab. 2) i uzależnione były głównie od ilości materii organicznej zawartej w osadach (rys. 1). Jednocześnie najniższe wartości oporu właściwego jaki uzyskano dla dawek optymalnych wahały się od $4,00 \cdot 10^{11}$ do $9,11 \cdot 10^{11}$ m/kg.

3.2. Kondycjonowanie osadów siarczanem glinu – $Al_2(SO_4)_3$

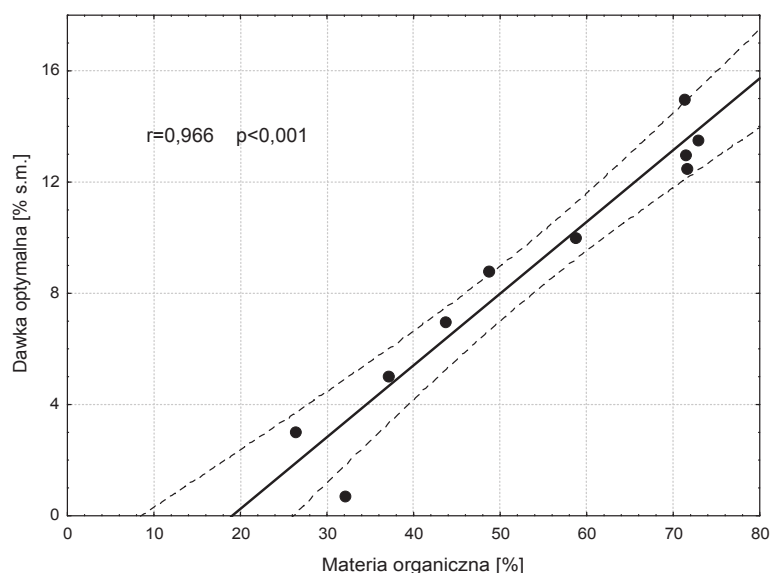
Badania przeprowadzono na osadach charakteryzujących się uwodnieniem od 81,10% do 93,83% (tab. 3). Początkowy opór właściwy tych osadów wahał się od $1,99 \cdot 10^{12}$ do $1,11 \cdot 10^{13}$ m/kg. Zawartość wody w osadach poddanych procesowi odwadniania kształtowała się w granicach od 64,05 do 85,81%. Nie stosując procesu kondycjonowania uzyskano spadek uwodnienia w granicach od 1,43% do 22,13% w zależności od ich charakterystyki. Minimalna zawartość wody w osadach kondycjonowanych dawkami optymalnymi zmieniała się od 60,84 do 82,49% i zależała od początkowego uwodnienia oraz zawartości materii organicznej w osadach (rys. 2).

Tabela 2. Opór właściwy filtracji i uwodnienie osadów surowych i kondycjonowanych siarczanem żelaza (III) oraz wyznaczone dawki optymalne
Table 2. Specific resistance filtration and hydration of raw and conditioning sludge by iron sulfate (III) and determined the optimum dose

Uwodnienie osadów po zagęszczaniu [%]	Opór właściwy osadów surowych [m/kg]	Opór właściwy osadów po kondycjonowan. [m/kg]	Uwodnienie osadów po odwadnianiu [%]	Wyznaczona dawka optymalna [% s.m.]
85,05	$7,02 \cdot 10^{12}$	$5,25 \cdot 10^{11}$	65,50	5,0
82,89	$3,42 \cdot 10^{12}$	$6,13 \cdot 10^{11}$	65,35	3,0
92,28	$5,08 \cdot 10^{12}$	$9,00 \cdot 10^{11}$	75,85	10,0
94,19	$5,26 \cdot 10^{12}$	$9,11 \cdot 10^{11}$	78,57	13,0
95,31	$1,01 \cdot 10^{13}$	$7,94 \cdot 10^{11}$	82,40	12,5
86,78	$1,97 \cdot 10^{12}$	$6,68 \cdot 10^{11}$	63,80	0,7
88,01	$1,11 \cdot 10^{13}$	$4,00 \cdot 10^{11}$	74,73	7,0
94,13	$1,27 \cdot 10^{13}$	$7,85 \cdot 10^{11}$	83,10	15,0
93,86	$4,96 \cdot 10^{12}$	$8,48 \cdot 10^{11}$	79,40	13,5
90,38	$6,87 \cdot 10^{12}$	$7,52 \cdot 10^{11}$	79,30	8,8

Wyznaczone dawki optymalne były podobne jak w przypadku stosowania siarczanu żelazowego (III) i zawierały się w granicach od 0,6

do 15% s.m. (tab. 3). Uzyskane wartości oporu właściwego filtracji osadów kondycjonowanych dawką optymalną zawierały się w przedziale od $2,75 \cdot 10^{11}$ do $8,70 \cdot 10^{11}$ m/kg.

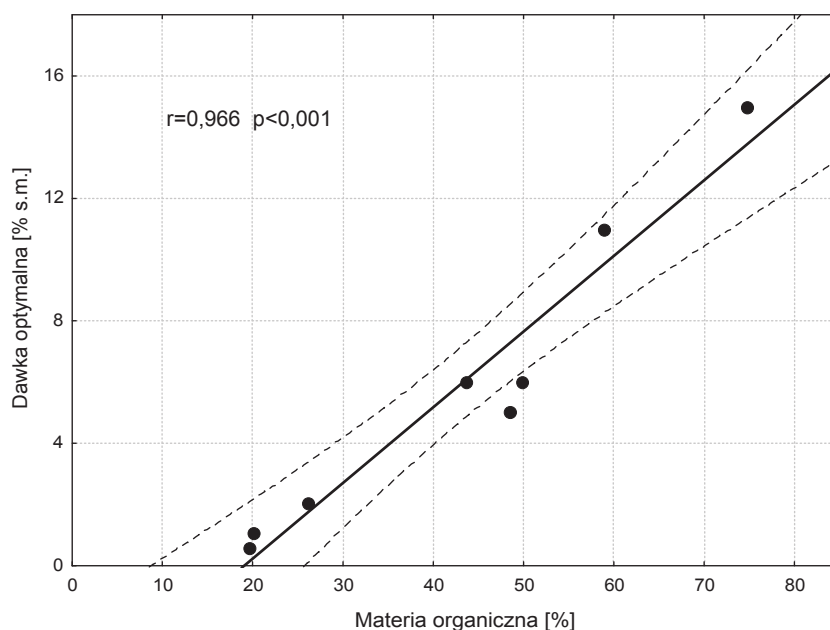


Rys. 1. Zależność pomiędzy zawartością materii organicznej w osadach a wyznaczoną dawką optymalną siarczanu żelaza (III)

Fig. 1. The relationship between organic matter content in sludge and the optimum dose of iron (III) sulphate

Tabela 3. Opór właściwy filtracji i uwodnienie osadów surowych i kondycjonowanych siarczanem glinu oraz wyznaczone dawki optymalne
Table 3. Specific resistance filtration and hydration of raw and conditioning sludge by aluminum sulfate and determined the optimum dose

Uwodnienie osadów po zagęszczeniu [%]	Opór właściwy osadów surowych [m/kg]	Opór właściwy osadów po kondycjonowan. [m/kg]	Uwodnienie osadów po odwadnianiu [%]	Wyznaczona dawka optymalna [% s.m.]
80,90	$1,99 \cdot 10^{12}$	$2,75 \cdot 10^{11}$	60,84	0,6
91,59	$3,27 \cdot 10^{12}$	$7,57 \cdot 10^{11}$	74,38	6,0
83,40	$2,03 \cdot 10^{12}$	$7,22 \cdot 10^{11}$	63,00	2,1
81,10	$2,10 \cdot 10^{12}$	$3,50 \cdot 10^{11}$	62,17	1,1
93,83	$6,97 \cdot 10^{12}$	$8,70 \cdot 10^{11}$	82,49	15,0
88,01	$1,11 \cdot 10^{13}$	$8,03 \cdot 10^{11}$	69,90	6,0
92,48	$9,02 \cdot 10^{12}$	$5,66 \cdot 10^{11}$	73,70	5,0
91,91	$7,81 \cdot 10^{12}$	$7,93 \cdot 10^{11}$	79,67	11,0



Rys. 2. Zależność pomiędzy zawartością materii organicznej w osadach a wyznaczoną dawką optymalną siarczanu glinu

Fig. 2. The relationship between organic matter content in sludge and the optimum dose of aluminium sulphate

3.3. Kondycjonowanie osadów tlenkiem wapnia

Badania przeprowadzono na osadach charakteryzujących się uwodnieniem od 74,94 do 91,16%. Opór właściwy tych osadów wahał się od $8,90 \cdot 10^{11}$ do $4,91 \cdot 10^{12}$ m/kg (tab. 4). Natomiast zawartość w nich wody po odwadnianiu od 66,01 do 85,41%.

Wyznaczone dawki optymalne dla tego koagulantu zawierały się w przedziale od 7,0 do 30,0% s.m.. Uzyskany minimalny opór właściwy filtracji osadów kondycjonowanych wynosił od $1,69 \cdot 10^{11}$ do $1,25 \cdot 10^{12}$ m/kg. Natomiast minimalna zawartość wody w osadach po ich kondycjonowaniu zmieniała się od 60,87 do 70,71%. Również w przypadku tego związku dawka optymalna uzależniona była głównie od zawartości materii organicznej w osadach (rys. 3).

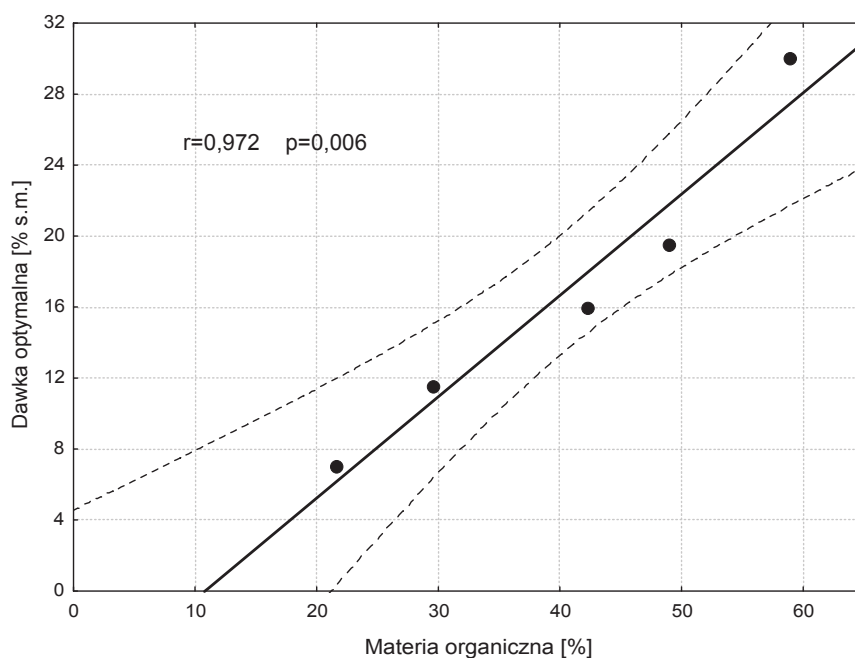
3.4. Kondycjonowanie osadów polielektrolitami kationowymi

Opór właściwy filtracji osadów po zagęszczaniu grawitacyjnym wahał się od $2,46 \cdot 10^{12}$ do $1,80 \cdot 10^{13}$ m/kg (tab. 5). Zawartość wody w tych osadach po odwadnianiu kształtowała się w granicach od 67,14 do 93,38%.

Tabela 4. Opór właściwy filtracji i uwodnienie osadów surowych i kondycjonowanych tlenkiem wapnia oraz wyznaczone dawki optymalne

Table 4. Specific resistance filtration and hydration of raw and conditioning sludge by calcium oxide and determined the optimum dose

Uwodnienie osadów po zagęszczaniu [%]	Opór właściwy osadów surowych [m/kg]	Opór właściwy osadów po kondycjonowan. [m/kg]	Uwodnienie osadów po odwadnianiu [%]	Wyznaczona dawka optymalna [% s.m.]
91,16	4,91E+12	$1,25 \cdot 10^{12}$	70,71	30,0
87,61	4,38E+12	$8,73 \cdot 10^{11}$	69,20	16,0
74,94	8,90E+11	$1,69 \cdot 10^{11}$	60,87	7,0
80,27	2,42E+12	$5,38 \cdot 10^{11}$	63,83	11,5
89,32	3,98E+12	$9,63 \cdot 10^{11}$	70,21	19,5

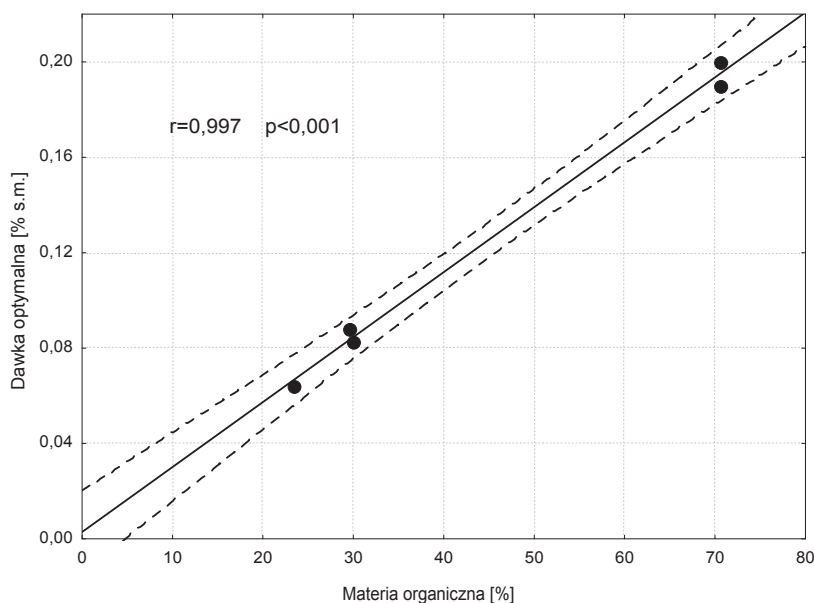


Rys. 3. Zależność pomiędzy zawartością materii organicznej w osadach a wyznaczoną dawką optymalną tlenku wapnia

Fig. 3. The relationship between organic matter content in sludge and the optimum dose of calcium oxide

Zastosowanie do odwadniania polielektrolity kationowe niezależnie od ich rodzaju wykazywały podobne właściwości i wszystkie w znacznym stopniu obniżały uwodnienie osadów. Wyznaczone dawki optymalne dla wszystkich przebadanych polielektrolitów mieściły się

w przedziale od 0,064 do 0,190% s.m. i uzależnione były również od zawartości materii organicznej w osadach (rys. 4) podobnie, jak w przypadku innych przebadanych związków.



Rys. 4. Zależność pomiędzy zawartością materii organicznej w osadach a wyznaczoną dawką optymalną polielektrolitów kationowych

Fig. 4. The relationship between organic matter content in sludge and the optimum dose of cationic polyelectrolytes

Tabela 5. Opór właściwy filtracji i uwodnienie osadów surowych i kondycjonowanych polielektrolitami kationowymi oraz wyznaczone dawki optymalne

Table 5. Specific resistance filtration and hydration of raw and conditioning sludge by cationic polyelectrolytes and determined the optimum dose

Uwodnienie osadów po zagęszczeniu [%]	Opór właśc. osadów surowych [m/kg]	Nazwa polielektrolitu	Minimalny opór właściwy [m/kg]	Uwodnienie osadów po odwadnianiu [%]	Wyznaczona dawka optymalna [% s.m.]
88,72	$9,27 \cdot 10^{12}$	Zetag 55	$1,96 \cdot 10^{11}$	68,69	0,088
94,34	$1,80 \cdot 10^{12}$	Zetag 55	$4,30 \cdot 10^{11}$	91,50	0,190
94,34	$1,80 \cdot 10^{13}$	Zetag 63	$3,78 \cdot 10^{11}$	86,90	0,190
84,83	$2,81 \cdot 10^{12}$	Zetag 48	$7,36 \cdot 10^{10}$	75,55	0,0825
84,56	$2,46 \cdot 10^{12}$	PAM-C-473	$8,36 \cdot 10^{10}$	73,20	0,064

Uzyskane najniższe wartości oporu właściwego filtracji wahały się od $7,36 \cdot 10^{10}$ do $4,30 \cdot 10^{11}$ m/kg. Jednocześnie minimalna zawartość wody w osadach po kondycjonowaniu dawkami optymalnymi zawierała się w przedziale od 68,69 do 91,50% (tab. 5).

4. Omówienie wyników

Stosując proces kondycjonowania oraz mechanicznego odwadniania uzyskano efekty obniżenia zarówno oporu właściwego jak i końcowego uwodnienia osadów. Rezultaty wskazują, że wszystkie przebadane związki wpływały na znaczne obniżenie oporu, przy czym nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic pomiędzy siarczanem żelaza(III) oraz siarczanem glinu.

Prezentując je w szeregu rosnącym najmniejsze dawki stosowano dla polielektrolitów kationowych (od 0,064 do 0,19% s.m.), większe dla siarczanu żelaza (od 0,7 do 15,0% sm.) i siarczanu glinu (od 0,6 do 15,0% s.m.). Natomiast, aby uzyskać porównywalne rezultaty trzeba było zastosować bardzo duże ilości tlenku wapnia (od 7,0 do 30,0% s.m.). Uzyskiwane efekty odwadniania uzależnione były głównie od zawartości materii organicznej w osadach. Wykorzystując występującą zależność pomiędzy omawianymi parametrami, które zaprezentowano na rysunkach (rys. 1, rys. 2, rys. 3, rys. 4) wyznaczono równania prostych regresji umożliwiające obliczenie wymaganych dawek optymalnych. Powyższe zależności przedstawiają się następująco:

Dla polielektrolitów kationowych:

$$Pol_{opt.} = 0,0029 + 0,0027 \cdot M_{org.} \quad (1)$$

Dla siarczanu żelaza:

$$Fe_{opt.} = -4,9055 + 0,2579 \cdot M_{org.} \quad (2)$$

Dla siarczanu glinu:

$$Al_{opt.} = -4,7096 + 0,2472 \cdot M_{org.} \quad (3)$$

Dla tlenku wapnia:

$$Ca_{opt.} = -6,183 + 0,5709 \cdot M_{org.} \quad (4)$$

gdzie:

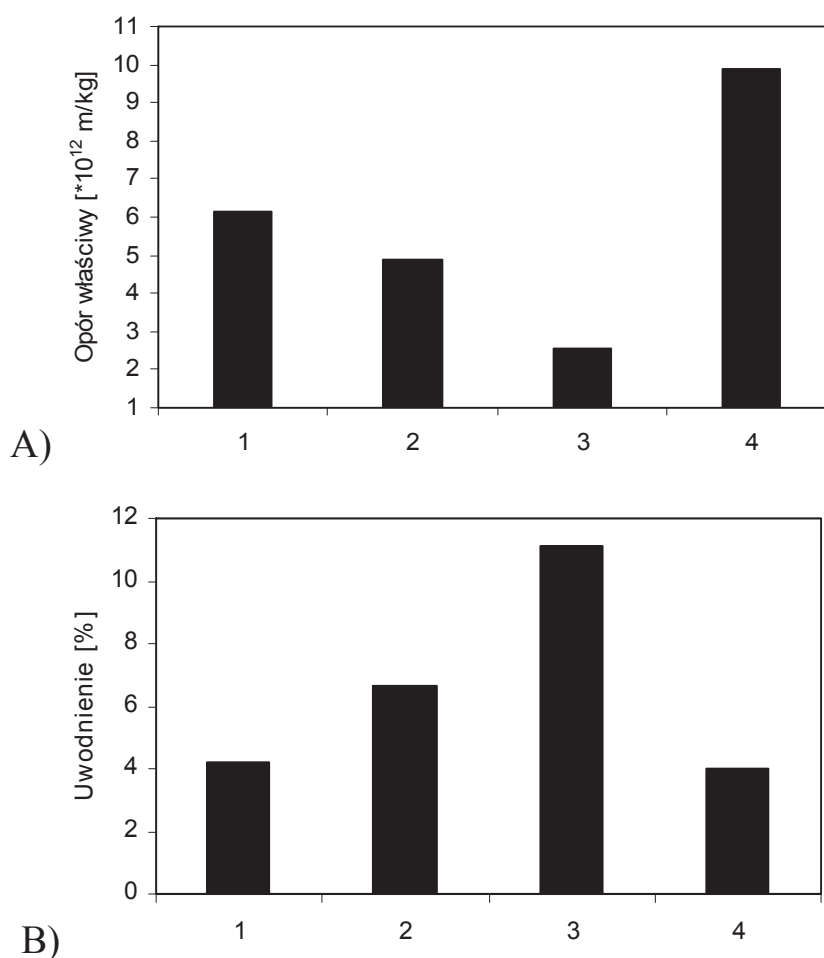
$Pol_{opt.}$, $Fe_{opt.}$, $Al_{opt.}$, $Ca_{opt.}$ – optymalna dawka środka kondycjonującego (% s.m.)

$M_{org.}$ – zawartość materii organicznej w osadach (%)

Współczynniki korelacji liniowej dla tych zależności były wysokie i wynosiły od 0,966 do 0,997.

Konieczność stosowania wysokich dawek tlenu wapnia w celu uzyskania widocznych efektów w postaci znacznego spadku uwodnienia osadów powodowało jednocześnie wzrost pH i znaczny wzrost ich objętości. O ile wzrost odczynu osadów spełnia znaczącą rolę w ich higienizacji i stabilizacji, to wzrost objętości należy uznać za efekt niepożądany. Higienizację i stabilizację osadów można uzyskać podnosząc ich odczyn powyżej pH 10. Wyznaczona podczas badań w stosunku do osadów z gospodarstwa rybackiego dawka optymalna wynosząca w granicach 7–30% zapewniała osiągnięcie powyższego pH. Natomiast za negatywny wpływ wapnia można uznać zmniejszenie dostępności zawartych w osadach składników pokarmowych, głównie fosforu i azotu. Wysokie pH osadów najczęściej prowadzi do dalszych dużych strat azotu, który w formie amoniakalnej łatwo ulatnia się do atmosfery. Fosfor natomiast może wytrącać się w formie ortofosforanu trójwapniowego, która to forma jest trudno dostępna dla roślin ale fosfor również z żelazem i glinem tworzy słabo rozpuszczalne związki, co ma miejsce w przypadku stosowania do kondycjonowania osadów siarczanu żelaza(III) lub glinu.

Oprócz dawki istotnym elementem oceny środków kondycjonujących jest ich efektywność w obniżaniu oporu właściwego oraz w uzyskiwanym uwodnieniu osadów odwodnionych. Te parametry określono obliczając różnicę pomiędzy wynikami otrzymanymi z odwadniania osadów tylko po grawitacyjnym zagęszczaniu i poddanymi procesowi kondycjonowania. Wykazano, że opór właściwy najlepiej obniżały polielektrolity kationowe natomiast najmniejszy wpływ na ten parametr miał tlenek wapnia (rys. 5A). Odwrotnie było w przypadku końcowego uwodnienia osadów. Najmniejsze uwodnienie uzyskiwano dla osadów kondycjonowanych tlenkiem wapnia a największe dla osadów kondycjonowanych polielektrolitami kationowymi (rys. 5B). Jednak efekt niskiego uwodnienia osadów kondycjonowanych tlenkiem wapnia to nie tylko zasługa wysokiej efektywności. Wpływ na to miał również fakt, że związek ten do osadów wprowadzano w formie suchej, co zwiększało zawartość suchej masy i obniżało uwodnienie.



Rys. 5. Uzyskane efekty obniżenia oporu właściwego filtracji (A) oraz uwodnienia osadów (B) w porównaniu z osadem nie kondycjonowanym: 1 – siarczan żelaza (III), 2 – siarczan glinu, 3 – tlenek wapnia, 4 – polielektrolity kationowe

Fig. 5. The effect of reducing the proper resistance of filtration (A) and sludge hydration (B) as compare with unconditioned sludge: 1 – iron (III) sulphate, 2 – aluminium sulphate, 3 – calcium oxide, 4 – cationic polyelectrolytes

5. Wnioski

Zaprezentowane wyniki badań pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Wykorzystane w badaniach osady pochodzące z gospodarstwa rybackiego wykazywały dużą zmienność w zawartości materii organicznej ze względu na znaczny wpływ cząstek stałych zawartych w wodzie rzecznej dopływającej do basenów i usuwanymi razem z ekskrementami ryb.

2. Uwzględniając dużą zmienność charakterystyki osadów z gospodarstwa pod względem zawartości materii organicznej, osady o największej jej zawartości należy zaliczyć do bardzo trudno odwadniających się, podobnie jak to ma miejsce w przypadku większości osadów powstających w procesach biologicznego oczyszczania ścieków.
3. Wykorzystane w badaniach do kondycjonowania osadów związki wpływały na znaczne obniżenie oporu właściwego oraz uwodnienia osadów, przy czym nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic pomiędzy siarczanem żelaza(III) oraz siarczanem glinu. Również w przypadku wykorzystanych w badaniach polielektrolitów kationowych nie stwierdzono znaczących różnic w ich efektywności.
4. Głównym czynnikiem decydującym o dawce środka kondycjonującego była zawarta w osadach materia organiczna.
5. Największy wpływ na obniżenie wartości oporu właściwego osadów miały polielektrolity kationowe a najmniejszy tlenek wapnia.
6. Najmniejsze uwodnienie osadów uzyskiwano kondycjonując osady tlenkiem wapnia, co miało związek z zastosowaniem wysokich dawek tego środka. Natomiast najwyższe uwodnienie miały osady po kondycjonowaniu polielektrolitami kationowymi.

Literatura

1. **Bergheim A., Sanni S., Indrevik G., Holland P.:** *Sludge Removal from Salmonid Tank Effluent Using Rotating Microsieves*. Aquacult. Engineer. 12, 97–109 (1993).
2. **Dąbrowski T., Piecuch T.:** *Matematyczny opis technologii podczyszczania ścieków z zakładu przetwórstwa ryb*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 7, 71–98 (2007).
3. **Ebeling J.M., Sibrell P.L., Ogden S.R., Summerfelt S.T.:** *Evaluation of chemical coagulation-flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture effluent discharge*. Aquacult. Engineer. 29, 23–42 (2003).
4. **Goldburg R., Triplett T.:** *Murky Waters: Environmental Effects of Aquaculture in the US*. Environmental Defense Fund., pp 111 (1997).
5. **Juraszka B., Piecuch T.:** *Analiza możliwości odwadniania osadów pokoagulacyjnych pochodzących ze ścieków produkcyjnych Przedsiębiorstwa DREWEXiM*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 6, 265–289 (2004).

6. **Lin Y.F., Jing S.R., Lee D.Y., Wang T.W.:** *Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system.* Aquaculture. 209, 169–184 (2002).
7. **Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Kozirowski B., Zerbe J.:** *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków.* Arkady. Warszawa, 1999.
8. **Mäkinen T., Lindgren S., Eskelinen P.:** *Sieving as an effluent method for aquaculture.* Aquacult. Engineer. 7, 367–377 (1998).
9. **Rynkiewicz M.R.:** *Wpływ usuwania zanieczyszczeń stałych powstających podczas chowu pstrąga tęczowego na jakość odprowadzanych do środowiska wód poprodukcyjnych.* Zesz. Nauk. Polit. Białost., Nauk. Tech. 16, 294–298 (2003).
10. **Rynkiewicz M.R.:** *Efektywność stosowanej w gospodarstwach pstrągowych technologii oczyszczania wód poprodukcyjnych odprowadzanych do środowiska.* Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. vol. 506, 355–361 (2005).
11. *Standard methods for the examination of water and wastewater.* Am. Public Health Assoc. Washington., pp 1268, (1985).
12. **Steeby J.A., Hargreaves J.A., Tucker C.S., Kingsbury S.:** *Accumulation, organic carbon and dry matter concentration of sediment in commercial channel catfish ponds.* Aquacult. Engineer., 30, 115–126 (2004).
13. **Wong K.B., Piedrahita R.H.:** *Prototype Testing of the Appurtenance for Settleable Solids In-raceway Separation (ASSIST).* Aquacult. Engineer. 27, 273–293 (2003).
14. **Wysocka I., Giza M.N.:** *Comparison of the results of removing orthophosphates from sewage using the electrocoagulation method and the metal digestion method.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13, 1915–1925 (2011).

Intensification of Dewatering Process of Sludge from Land-based Trout Farm

Abstract

Impurities which are produced in the process of intensive fish breeding usually accumulate at the bottom of ponds and pools where the fattening is conducted, resulting in sludge rich in organic matter and biogenic elements. The sludge, consisting mainly of fish faeces and the fodder uneaten by the fish, accumulates in special zones intended for this purpose. As the experiment shows, the ability of the sludge to yield water is very poor and the sludge should be classed as poorly dewatering. Therefore, before it was dewatered in a laboratory the sludge was conditioned with inorganic compounds and cationic polyelectro-

lytes in order to facilitate the process. The inorganic compounds used for conditioning were: technical grade iron (III) sulphate – trade name “PIX 113”, aluminum sulphate and calcium oxide. The sludge was dewatered in a reduced pressure device, equipped with a Büchner funnel, which enables the determination of the specific resistance. The collected sludge contained variable amounts of dry matter and organic matter.

The study presents the results of determination of the specific resistance, final dewatering of sludge and its content of organic matter, depending on the type and amount of the conditioning agent applied. The results also allowed the determination of the doses which optimally facilitate the dewatering process and reduce the degree of sludge hydration. The process effectiveness was found to be dependent mainly on organic matter content in sludge. It was also found that the specific resistance was most reduced by cationic polyelectrolytes, while the final hydration was the lowest when calcium oxide was used. The determined optimal doses depended on organic matter content and ranged: for iron sulphate from 0.7 to 15% (d.m.), for aluminum sulphate from 0.6 to 15% (d.m.), for calcium oxide from 7 to 30% (d.m.), for cationic polyelectrolytes from 0.064 to 0.19% (d.m.) of sludge. No statistically significant differences were found in dewatering effectiveness between iron sulphate and aluminium sulphate.



Analiza zużycia energii dla grzewczych systemów promieniujących

Edyta Dudkiewicz, Natalia Fidorów, Janusz Jeżowiecki
Politechnika Wroclawska

1. Wstęp

Znane są następujące systemy ogrzewania przez promieniowanie:

- płaszczyznowe (sufitowe, podłogowe, ściennie),
- za pomocą sufitowych taśm promieniujących (promienniki wodne),
- za pomocą gazowych promienników podczerwieni (ceramicznych i rurowych),
- za pomocą elektrycznych promienników podczerwieni.

Obiekty wielkokubaturowe charakteryzują się innymi niż budynki mieszkalne kryteriami i cechami instalacji grzewczych. Będą to kryteria:

- komfortu cieplnego ludzi,
- rozkładu temperatur w strefie przebywania ludzi,
- wymagań technologicznych,
- ekonomiczności,
- pewności działania instalacji,
- nowoczesności rozwiązań,
- możliwości montażowych.

Dodatkowo istotna jest pełniona funkcja obiektu i sposób jego użytkowania, które są inne dla hali produkcyjnej, magazynowej, sportowej, handlowej, wystawowej, hangaru, czy kościoła.

W wielu publikacjach poruszany jest problem wyboru właściwego systemu grzewczego [2, 15] i paliwa [16]. Niemniej jednak uważa się,

że system ogrzewania przez promieniowanie jest właściwym rozwiązaniem dla hal o dużej kubaturze.

W artykule została dokonana analiza systemów promieniujących stosowanych powszechnie w halach wielkokubaturowych z użyciem promienników wodnych i ceramicznych gazowych. Przedstawiono specyfikę tych systemów, dokonano doboru urządzeń i porównano dla nich zapotrzebowanie na energię cieplną. W tym celu zaproponowano własną postać wzoru na zapotrzebowanie na gaz dla systemów grzewczych z promiennikami. Wykazano braki w metodologii obliczania zapotrzebowania na energię cieplną i potrzebę przeprowadzenia w tym kierunku badań. Wskazano system najbardziej energooszczędny.

2. Systemy promieniujące w halach wielkokubaturowych

2.1. Sufitowe promienniki wodne

Wśród systemów promieniujących specyficzną cechą wyróżniają się sufitowe promienniki – jest nią możliwość ich wykorzystania zarówno do ogrzewania, jak i chłodzenia pomieszczeń o różnym przeznaczeniu i kubaturze [1, 21, 25, 27]. Wykonywane są w postaci pojedynczych płyt grzejnych, łączonych w zespoły (ciągi lub sekcje), stosownie do potrzeb lub wymiarów ogrzewanego pomieszczenia. Systemy ogrzewania i chłodzenia z promiennikami wodnymi są bardziej komfortowe i energooszczędne od konwekcyjnych systemów powietrznych. Często są łączone z systemami klimatyzacji. W publikacjach [7, 9, 11, 21] opisano komfort termiczny i oszczędność energii przy zastosowaniu promienników wodnych. Natomiast w [25] podano zasady projektowania chłodzących promienników wodnych, mające na celu ograniczenie kondensacji na nich wody. Ponadto, także w [25], wskazano na inne publikacje dotyczące promienników wodnych oraz oszczędności energii i automatycznego sterowania systemami z promiennikami wodnymi.

Promienniki wodne mogą być wykorzystywane do ogrzewania całości hal o dużej kubaturze lub określonych ich stref. W [3] podano zasady obliczania temperatury promieniowania w pomieszczeniu ogrzewanym promiennikami i na stanowisku pracy dogrzewanym promiennikiem wodnym. W zależności od wymiarów, sposobu montażu (wysokości i kąta nachylenia do posadzki) oraz temperatury czynnika zasilającego (mocy cieplnej) są pod promiennikiem wytwarzane różne warunki

termiczne. Na wywoływany w ten sposób przez promiennik efekt cieplny, kształtujący komfort cieplny człowieka, wpływają również sposób i dynamika regulacji mocy cieplnej lub chłodniczej pojedynczego promiennika lub zespołu promienników. W [4] przedstawiono wyniki badań dynamiki systemu ogrzewania za pomocą promiennika wodnego zlokalizowanego w hali przemysłowej, w celu określenia możliwości algorytmów i nastaw układu jego automatycznej regulacji.

Promienniki wodne zawieszają się zazwyczaj na wysokości od 5 do 7 m nad posadzką i stosuje czynnik grzewczy ze standardową temperaturą roboczą wody lub o niskich parametrach, który może pochodzić z takich źródeł jak pompy ciepła czy kotły kondensacyjne. Praktykowane jest również rozwiązanie z czynnikiem wysokotemperaturowym (do 140°C) i wówczas promienniki mogą być montowane na wysokości do 30 m [1, 29]. Z technologicznego punktu widzenia nie ma ograniczeń w górnej granicy wysokości montażu taśm promieniujących. Wysoko zawieszony promiennik wpływać będzie na zwiększone straty ciepła i związane z tym straty finansowe. Producenci taśm promieniujących podają współczynniki korekcyjne mocy cieplnej promiennika w zależności od wysokości zawieszenia. Ograniczenia w zakresie minimalnej wysokości montażu promiennika określone są w funkcji wartości średniej temperatury wody instalacji i powietrza wewnętrznego [1, 26, 29]. Zgodnie z wytycznymi producentów płyty promieniujące w halach rozmieszcza się równolegle do dłuższych przegród, a odległość między osiami paneli wylicza się z szerokości hali uwzględniając zalecenie o jednakowej odległości między osiami ich ciągów. Odległość między promiennikami nie powinna być większa niż wysokość zawieszenia. Należy również pamiętać, że w obszarach zwiększonego zapotrzebowania na ciepło, np. przy ścianach zewnętrznych, należy wybrać panele o większej szerokości, aby skompensowały straty ciepła przez „zimne” powierzchnie. Gdy straty ciepła przez krótsze ściany zewnętrzne i narożniki są znaczące, wskazane jest zamontowanie dodatkowych paneli wzdłuż krótszych ścian. Zapewniony w nich musi być także minimalny przepływ czynnika grzewczego w celu wywołania turbulentnego przepływu wody w rurach, gdyż jego nieosiągnięcie znacznie zmniejsza moc cieplną promiennika.

Dobór promiennika wodnego polega na przyjęciu odpowiedniego typu urządzenia w zależności od wysokości zawieszenia, obliczeniu jego długości i rozstawu. Następnie oblicza się przepływ wody przez panel

i przez węzownicę (w celu ewentualnego skorygowania wydajności instalacji) oraz spadek ciśnienia wody w instalacji i wydłużenie termiczne [19, 29].

Temperatura powierzchni promienników wodnych jest niska i właściwe rozmieszczenie urządzeń w hali, według wytycznych producenta [26, 29], pozwala na uzyskanie równomiernego rozkładu temperatury promieniowania w strefie przebywania ludzi w celu zapewnienia im komfortu cieplnego. Zamontowanie promienników wodnych na odpowiedniej wysokości nad strefą przebywania ludzi, nie może powodować przekroczenia dopuszczalnej intensywności promieniowania. W przypadku promienników wodnych intensywność promieniowania będzie regulowana temperaturą wody zasilającej promiennik.

2.2. Ceramiczne promienniki gazowe

W promiennikach ceramicznych (jasnych) emitowane jest głównie podczerwone promieniowanie ciepłe, którego źródłem są płytki ceramiczne o wysokiej temperaturze – na ich powierzchni spala się mieszanina gazu i powietrza. O efektywności promiennika decyduje sprawność radiacyjna, na którą wpływają kształt, wielkość i materiał reflektora odbijającego promieniowanie, zależne od producenta urządzenia. Publikacje [20, 24] poruszają temat energooszczędności systemu z promiennikami w porównaniu do tradycyjnego konwekcyjnego systemu grzewczego oraz podają zasady montażu promienników gwarantujące ich bezpieczne użytkowanie [15]. Wskazówki te są również podawane przez większość producentów w kartach katalogowych. Podczas projektowania systemu z promiennikami należy zwrócić uwagę na wiele aspektów, a jednym z ważniejszych jest intensywność promieniowania na wysokości głowy człowieka. Temperatura odczuwalna, a co za tym idzie temperatura promieniowania są wskaźnikami komfortu cieplnego człowieka. W [5] podano zasady rozmieszczenia gazowych ceramicznych promienników podczerwieni, wpływające na równomierny rozkład promieniowania ciepłego i żadaną temperaturę odczuwalną w strefie przebywania ludzi, zapewniając im komfort cieplny. W [6] przeanalizowano zależność temperatury promieniowania od kąta zawieszenia promiennika i jego mocy oraz od wymiarów płyty promieniującej. W [6] podano także wzory umożliwiające obliczanie temperatury promieniowania oraz wskazówki do ich poprawnego stosowania. W [28] przedstawiono z kolei me-

todoologię obliczania komfortu cieplnego w pomieszczeniach z promiennikami wysokiej intensywności, z wykorzystaniem programu Building Comfort Analysis Program (BCAP) opracowanego przez ASHRAE.

Projekt systemu ogrzewania z promiennikami ceramicznymi obejmuje obliczenia zapotrzebowania na ciepło hali, mocy cieplnej do ogrzewania – stanowi ona podstawę do ustalenia rodzaju i wielkości promienników (wydajności cieplnej), ich wysokości zamontowania, zasięgu promieni cieplnych oraz odległości między nimi. Dokumentacja techniczna obejmuje ponadto dane dotyczące sposobu montowania promienników, układy odprowadzania spalin, schematy elektryczne połączenia promienników z panelem sterującym, sposób doprowadzenia instalacji gazowej, plan rozmieszczenia promienników i prowadzenia instalacji gazowej. Aby więc uniknąć błędów, inwestorzy często korzystają z usług producentów promienników, którzy za pomocą programów komputerowych przygotowują taką dokumentację techniczną.

System ogrzewania z promiennikami gazowymi charakteryzuje się tym, że pozwala wytworzyć ciepło dokładnie w miejscu, gdzie jest wymagane jego dostarczenie. W takim przypadku nie ponosi się kosztów związanych z przesyłem energii oraz kolejnych przemian mediów powodujących straty ciepła i powolną reakcję systemu grzewczego. Ogrzewanie obiektów promiennikami jasnymi wymaga spełnienia specyficznych wymagań związanych z wentylacją pomieszczenia, gdyż spaliny dostają się bezpośrednio do ogrzewanego pomieszczenia [15].

3. Przykład dobru systemów grzewczych

Dla przykładu przyjęto halę o wymiarach 46x20x6,5 m, co daje powierzchnię jej posadzki $A = 920 \text{ m}^2$. Zapotrzebowanie na ciepło, obliczone zgodnie z PN-EN 12831 [18], wynosi 150 kW. Z kolei wymagana temperatura odczuwalna w hali wynosi 18°C.

3.1. System z promiennikami ceramicznymi

Z analizy w [5] wynika, że kąt zawieszenia promienników i ich liczba wpływają na wymaganą intensywność promieniowania. Przy założeniu utrzymania temperatury odczuwalnej $t_o = 18^\circ\text{C}$ i temperatury powietrza $t_p = 14^\circ\text{C}$ oraz dla układu zamontowania promienników w sposób zapewniający opromieniowanie obszaru przebywania ludzi przez cztery promienniki (np. punkt A – rys. 1), zawieszono równoległe do posadzki,

wymagana intensywność promieniowania wynosi $I_s = 121 \text{ W/m}^2$, zaś przy montażu promienników pod kątem wynosi ona $I_s = 89 \text{ W/m}^2$. Literatura [14] podaje, że obliczone na podstawie normy [18] zapotrzebowanie na ciepło, należy obniżyć o około 20–30% przy zastosowaniu ogrzewania z użyciem promienników gazowych podczerwieni, co daje zapotrzebowanie na ciepło 120 kW. Ze względu na możliwość niskiej wysokości montażu przyjęto promienniki SupraSchwank 15 [10], o mocy cieplnej 11,5kW i współczynnika sprawności radiacyjnej 77,1%. Dobór promienników w zależności od sposobu montażu przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Analiza doboru promienników gazowych

Table 1. Gas-heaters selection analysis

Typ promiennika	SupraSchwank15	SupraSchwank 15
Sposób mocowania	Pod kątem	Równoległe do posadzki
Wymagana intensywność promieniowania I_s [W/m^2]	89	121
Radiacyjne zapotrzebowanie na ciepło $Q_{rz} = A \cdot I_s / (\eta_R \cdot \eta_c)$ [kW]	112	152
Liczba promienników [sztuk]	10	14
Zainstalowana moc cieplna promienników [kW]	115	161
Zużycie gazu GZ50 [m^3/h]	1,15	1,15

3.2. System z promiennikami wodnymi

Wybrano system Sunztrip firmy PTH Foko [8]. Wysokość instalacji pozwala na wybór promienników typu SZ 39 o wydajności 745W/m. Przyjęto 5 rzędów promienników o długości 42 m, co daje wydajność systemu 156,45 kW. Przepływ wody przez panel wynosi 2691 l/h.

3.3. Zestawienie systemów

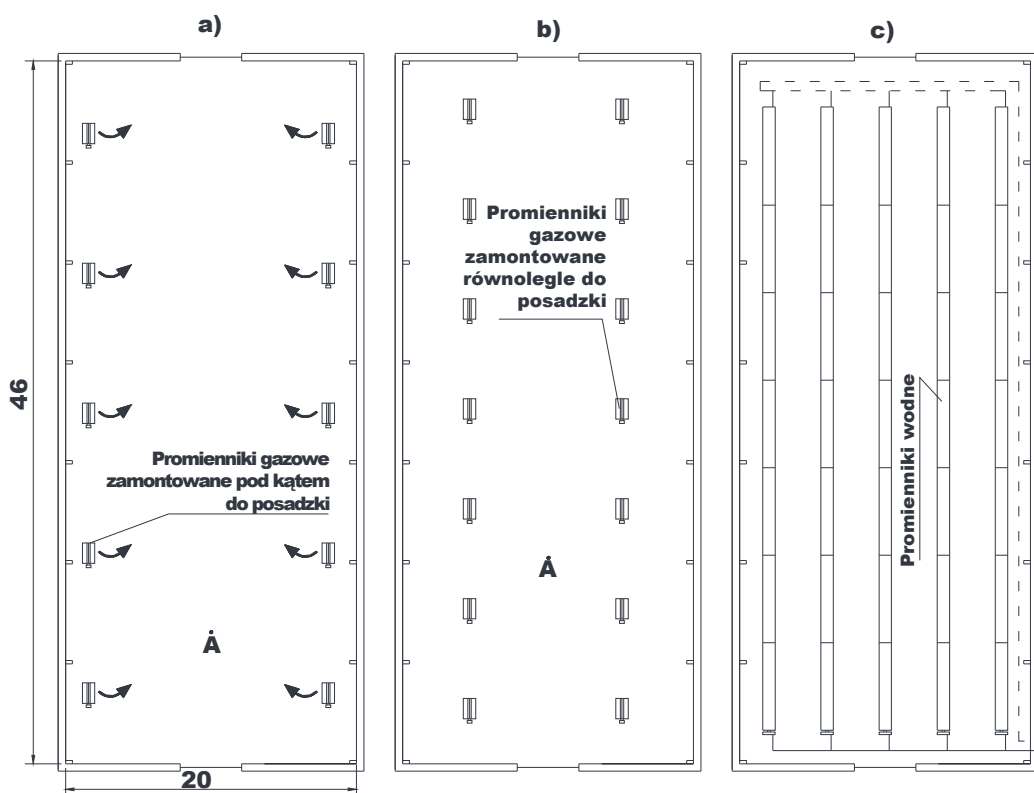
Do dalszej analizy wzięto także pod uwagę system konwekcyjny (bez doboru urządzeń), w celu porównania wyników obliczeń zapotrzebowania na gaz dla systemów promieniujących i konwekcyjnego.

W tabeli 2 zestawiono charakterystyki 4 systemów dobranych przy założeniu utrzymania jednakowych parametrów cieplnych w tej

samej hali przemysłowej. Sposób zamontowania urządzeń w hali pokazano na rys. 1.

Tabela 2. Opis systemów grzewczych
Table 2. Heating systems description

System 1	10 sztuk gazowych ceramicznych promienników zamontowanych pod kątem do posadzki
System 2	14 sztuk gazowych ceramicznych promienników zamontowanych równoległe do posadzki
System 3	5 rzędów promienników wodnych zamontowanych równoległe do posadzki o długości 42 m, zasilanych czynnikiem z kotła gazowego
System 4	System konwekcyjny, w którym powietrze w hali jest ogrzewane do temperatury 18°C



Rys. 1. Schemat rozmieszczenia promienników w hali produkcyjnej:

a) system 1, b) system 2, c) system 3

Fig. 1. Scheme of heaters distribution in the production hall:

a) system 1, b) system 2, c) system 3

4. Sezonowe zapotrzebowanie na gaz i energię cieplną dla systemów promieniujących

W literaturze brak jest wytycznych do określenia zapotrzebowania na paliwo do ogrzewania promiennikami gazowymi i wodnymi. Ze względu na specyfikę działania systemów promieniujących, skorzystanie bezpośrednio ze wzorów, które można znaleźć w literaturze – jak, np. wzór Hottingera [12], czy wzory wykorzystujące sezonowe zapotrzebowanie na ciepło, bazujące na rozporządzeniach dotyczących certyfikacji [23], bądź audytów energetycznych [22], jest praktycznie niemożliwe. Do obliczenia zapotrzebowania na energię cieplną konieczne jest więc opracowanie wzoru uwzględniającego specyfikę systemu oddającego ciepło w większym stopniu przez promieniowanie.

Moc cieplna zainstalowanych w hali promienników uwzględnia niektóre ze sprawności systemów z ceramicznymi gazowymi promiennikami podczerwieni lub z promiennikami wodnymi, a także inne uwarunkowania. Moc cieplna zainstalowanych ceramicznych promienników gazowych uwzględnia sprawności wytworzenia, przesyłania i wykorzystania ciepła, a także sposób montażu promienników równoległe do podszkiby bądź do niej pod kątem. Bowiem zamontowanie promienników pod kątem i skierowanie ich do środka hali, powoduje wzrost intensywności promieniowania i temperatury promieniowania w środkowej części hali. W przykładzie (tabela 1) widać tę różnicę, albowiem przy montażu promienników pod kątem, kiedy pola ich działania się nakładają, wymagana zainstalowana moc cieplna urządzeń jest mniejsza. W przypadku promienników wodnych, poprzez analogię do innych ogrzewań wodnych, należy uwzględnić sprawność wytworzenia i przesłania ciepła [23], np. z kotła gazowego do promienników wodnych. W obu rozwiązaniach warto jest uwzględnić sprawność regulacji [23] – choć brak w literaturze jej wartości dla promienników gazowych czy wodnych, to można przez analogię skorzystać z wartości przypisanych promiennikom elektrycznym oraz ogrzewaniu wodnemu z regulacją centralną i miejscową. Brak powyższych wartości dla systemów promiennikowych stanowi jednak dodatkową trudność w obliczeniu zapotrzebowania na paliwo.

Do obliczania zapotrzebowania na paliwo, często używa się tzw. stopniodni sezonu grzewczego, które uwzględniają zmianę temperatury zewnętrznej w trakcie sezonu. Przy obliczaniu ilości paliwa dla ogrzewa-

nia promiennikami, postanowiono ustalić liczbę stopniodni na podstawie temperatur średnich miesięcznych dla Wrocławia [17], dla rzeczywistej temperatury w hali, chociaż w [13] można znaleźć obliczenia oparte na współczynnikach zmniejszających i przyjmowaniu liczby stopniodni, jak dla temperatury wewnętrznej na poziomie 20°C. W obliczeniach służących sporządzeniu audytu energetycznego [22] uwzględnia się współczynniki zmniejszające ze względu na przerwy w ogrzewaniu. Jeden z tych współczynników dotyczy długości przerwy w trakcie jednej doby, a drugi – liczby dni ogrzewania w tygodniu. W [12] współczynniki te są opisane tak, jakby w trakcie przerw wcale nie ogrzewano hali, co praktycznie nie jest możliwe przy ogrzewaniach wodnych, które ze względu na możliwość zamarznięcia wody w instalacji muszą utrzymywać temperaturę dyżurną. Z kolei wartości współczynników zmniejszających wskazują na to, że przerwa w ogrzewaniu oznacza właśnie ogrzewanie do temperatury dyżurnej. Współczynniki te odnoszą się do ogrzewań wodnych i znów brak jest wytycznych dla promienników ceramicznych, przy zastosowaniu których, o ile technologia w hali tego nie wymaga, nie trzeba stosować ogrzewania dyżurnego. W przedstawionym w [14] przykładzie uwzględniono ten sam współczynnik, co dla ogrzewania wodnego. Zdaniem autorów wykorzystanie innych wartości współczynników zmniejszających dałoby bardziej miarodajne wyniki.

Uwzględniając opisaną powyżej specyfikę ogrzewania z promiennikami i bazując na wzorze Hottingera [12], zmodyfikowano i podano własną postać wzoru na sezonowe zapotrzebowanie na gaz dla systemów z promiennikami gazowymi bądź wodnymi, w postaci:

$$B = \frac{Q \cdot W_d \cdot W_t \cdot 86400 \cdot Std}{w_u \cdot \eta_r \cdot \eta_w \cdot \eta_p \cdot (t_i - t_e^{obl})} \quad (1)$$

w którym:

B – sezonowe zapotrzebowanie na paliwo [m³/rok],

Q – moc cieplna zainstalowanych promienników gazowych bądź wodnych [kW],

W_d – współczynnik uwzględniający przerwy w ogrzewaniu w okresie doby,

W_t – współczynnik uwzględniający przerwy w ogrzewaniu w okresie tygodnia,

86400 – liczba sekund w ciągu doby [s/doba],

Std – liczba stopniodni okresu ogrzewania dla temperatury powietrza w hali [$^{\circ}\text{C}\cdot\text{doba}$],

W_u – wartość opałowa zastosowanego gazu [kJ/m^3]

η_r – sprawność regulacji systemu,

η_w – sprawność wytworzenia ciepła,

η_p – sprawność przesyłu ciepła,

t_i – temperatura powietrza w pomieszczeniu [$^{\circ}\text{C}$],

t_e^{obl} – obliczeniowa temperatura zewnętrzna [$^{\circ}\text{C}$].

5. Obliczenie zapotrzebowania na gaz i energię ciepłą

W tabeli 3 zestawiono założenia przyjęte dla poszczególnych systemów grzewczych oraz podano obliczone zapotrzebowanie na gaz dla czterech systemów, których sposób doboru omówiono w punkcie 3. Wszystkie systemy wykorzystują gaz ziemny wysokometanowy.

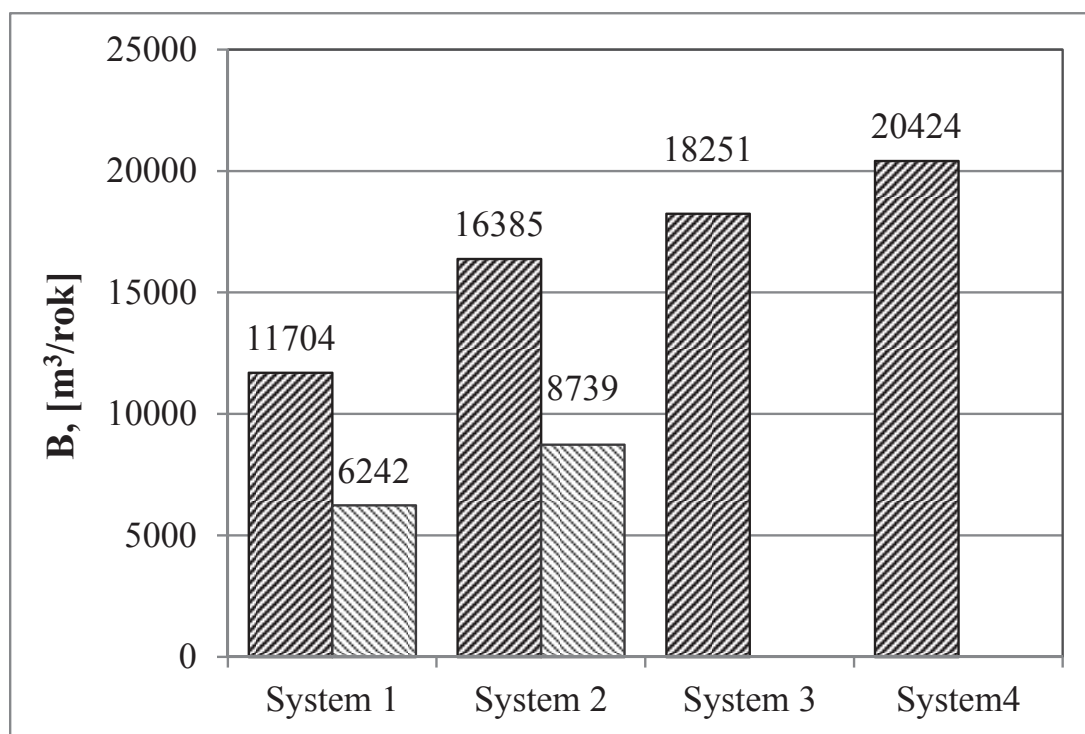
Zakładając odpowiednie sprawności i współczynniki posłużono się wartościami z rozporządzeń dotyczących certyfikacji energetycznej [23] oraz audytów energetycznych [22]. Obliczono również ilość energii zużywanej w trakcie sezonu grzewczego przez każdy z systemów.

Tabela 3. Obliczeniowe zapotrzebowanie na paliwo dla czterech systemów grzewczych

Table 3. Calculated seasonal fuel demand for four heating systems

	System 1	System 2	System 3	System4
Q	115,0 kW	161,0 kW	156,5 kW	150,0 kW
W_d	0,75	0,75	0,75	0,75
W_t	0,75	0,75	0,75	0,75
Std	2261 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{doba}$	2261 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{doba}$	2488 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{doba}$	3169 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{doba}$
W_u	34430 kJ/m^3	34430 kJ/m^3	34430 kJ/m^3	34430 kJ/m^3
η_r	0,98	0,98	0,98	0,98
η_w	-	-	0,96	0,96
η_p	-	-	0,97	0,97
t_i	14 $^{\circ}\text{C}$	14 $^{\circ}\text{C}$	15 $^{\circ}\text{C}$	18 $^{\circ}\text{C}$
t_e^{obl}	-18 $^{\circ}\text{C}$	-18 $^{\circ}\text{C}$	-18 $^{\circ}\text{C}$	-18 $^{\circ}\text{C}$
B	11 704 m^3/rok	16 385 m^3/rok	18 251 m^3/rok	20 424 m^3/rok
E	114,9 MWh/rok	160,9 MWh/rok	179,2 MWh/rok	200,6 MWh/rok

Na podstawie powyższej analizy można oszacować jakie oszczędności paliwa i energii można uzyskać przy zastosowaniu systemów promieniujących w porównaniu do systemów konwekcyjnych. Oszczędności wynoszą odpowiednio 43%, 20% i 11% dla systemów: z promiennikami gazowymi zamontowanymi pod kątem, z promiennikami zamontowanymi równoległe do podłogi oraz z promiennikami wodnymi. Warte uwagi są też różnice między poszczególnymi systemami z promiennikami. Zastosowanie promienników gazowych (system 2) zamiast wodnych daje około 10% oszczędności, natomiast ustawienie ich pod kątem do posadzki daje 36% oszczędności w zużyciu gazu w porównaniu z systemem 3. Należy także zwrócić uwagę, że zamontowanie promienników pod kątem daje nie tylko 29% oszczędności na paliwie w porównaniu do tych samych promienników gazowych zamontowanych równoległe do posadzki, ale także dodatkowe oszczędności na etapie inwestycji, wynikające z wymaganej niższej mocy zainstalowanej, a więc z mniejszej liczby urządzeń lub z mniejszej mocy urządzeń.



Rys. 2. Prognozy rocznego zużycia gazu dla 4 systemów ogrzewania hali
Fig. 2. Predictions of annual gas consumption for 4 hall's heating systems

W punkcie 4 wspomniano, że wartości współczynników zmniejszających ze względu na przerwy w ogrzewaniu, stosowane powszechnie dla ogrzewań wodnych, mogą być nieadekwatne dla promienników gazowych. Postanowiono przeanalizować efekty osiągnięte przez zastosowanie innej wartości współczynnika uwzględniającego przerwy w ogrzewaniu w okresie doby. Na rysunku 2 pokazano prognozy zużycia gazu dla założeń z tabeli 3. Dodatkowo pokazano prognozę dla systemów 1 i 2 przy zmniejszeniu współczynnika W_d z 0,75 do 0,40, przyjmując działanie systemu około 8 godzin na dobę z uwzględnieniem pewnej nadwyżki do ogrzania mocno wyziębionej hali.

Przyjęcie innej wartości współczynnika uwzględniającego przerwy w ogrzewaniu daje prognozy niższe o około 47% dla obu systemów z gazowymi promiennikami podczerwieni. Przyjęcie właściwych założeń w trakcie analizy zużycia gazu ma więc duży wpływ na jego wyniki. Na tym przykładzie widać również, że dane literaturowe należałoby uzupełnić o wartości sprawności systemów promieniujących oraz o współczynniki wpływające na prognozę zużycia paliwa odpowiednie dla tych systemów, na przykład poparte badaniami lub pomiarami wykonanymi na rzeczywistych obiektach.

6. Wnioski

Gazowe i wodne systemy promiennikowe są dość popularnym rozwiązaniem ogrzewania hal wielkokubaturowych. Do zalet promienników wodnych należą: możliwość ich wykorzystania również do ochładzania, niska temperatura powierzchni grzewczej, możliwość montażu poza obszarami roboczymi na posadzce w hali, brak produktów spalania w pomieszczeniu, czy energooszczędność w porównaniu do ogrzewania konwekcyjnego. Wadą promienników wodnych jest utrzymanie ciągłości pracy instalacji grzewczej w sezonie, nawet gdy hala nie jest eksploatowana. Promienniki gazowe są bardziej energooszczędne niż promienniki wodne, zwłaszcza przy montażu urządzeń pod kątem do posadzki. W trakcie przerw w eksploatacji hali nie ma potrzeby utrzymywania temperatury dyżurnej, a co za tym idzie ciągłości pracy instalacji grzewczej. Ich montaż nie powoduje ograniczeń wykorzystania przestrzeni w hali i daje większe możliwości aranżacji systemu w halach z suwnicami czy innymi elementami montowanymi na znacznej wysokości. Przy

zastosowaniu promienników gazowych należy pamiętać o usuwaniu produktów spalania z pomieszczenia.

Producenci urządzeń podają wystarczającą ilość informacji, na podstawie których można prawidłowo zaprojektować system ogrzewania promiennikowego. Zasady projektowania systemów można znaleźć również w literaturze przedmiotu. Nie ma jednak jednoznacznych wytycznych dotyczących obliczania zapotrzebowania na energię, czy na paliwo dla systemów ogrzewania promiennikowego. Brakuje zarówno metodologii, jaki i bazy współczynników sprawności, czy innych współczynników mających wpływ na prognozę. W artykule dokonano próby oszacowania rocznego zużycia gazu dla różnych systemów ogrzewania z urządzeniami promieniującymi. Pokazano również jak zmiana założeń wpływa na prognozę zużycia gazu. Dane literaturowe powinny zostać rozszerzone o przypadek ogrzewania promiennikami.

Z analizy wynika, że systemy z promiennikami są dla hal przemysłowych wielkokubaturowych bardziej energooszczędne od systemów konwekcyjnych. Systemy promieniujące przynoszą jednak różne oszczędności w zależności od zastosowanych urządzeń i ich sposobu montażu. Najbardziej energooszczędnym, na podstawie przeprowadzonej analizy dla przykładowej hali, jest system z gazowymi ceramicznymi promiennikami podczerwieni o sprawności radiacyjnej 77%, zamontowanymi na ścianie pod kątem w kierunku posadzki.

Literatura

1. **Antoniewicz B., Koczyk H.:** *Nowoczesne promienniki taśmowe w ogrzewaniu pomieszczeń wielkokubaturowych*, Ogrzewnictwo Praktyczne nr 6. 12–13 (1999).
2. **Chmielowski A.:** *Czym ogrzewać?* Polski Instalator, 1/98.
3. **Dudkiewicz E., Englart S.:** *Temperatura promieniowania na stanowisku pracy ogrzewanym promiennikiem wodnym*. Współczesne metody i techniki w badaniach systemów inżynierskich / pod red. Sergeya Anisimova. Wrocław : Instytut Klimatyzacji i Ogrzewnictwa. Wydział Inżynierii Środowiska. Politechnika Wroclawska, 25–28 (2011).
4. **Dudkiewicz E., Jadwiszczak P., Jeżowiecki J.:** *Examination of operational dynamics of radiant ceiling panel*. Central European Journal of Engineering. vol. 1, nr 2, 159–167 (2011).

5. **Dudkiewicz E., Jeżowiecki J.:** *Temperatura odczuwalna w obiektach ogrzewanych promiennikami ceramicznymi.* Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja. R. 39, nr 5, 12–16 (2008).
6. **Dudkiewicz E., Jeżowiecki J.:** *The influence of orientation of a gas-fired direct radiant heater on radiant temperature distribution at a work station.* Energy and Buildings. vol. 43, nr 6, 1222–1230 (2011).
7. **Fanger P.O., Bahhidi L., Olesen B.L., Langkilde G.:** Comfort limits for heated ceilings, ASHRAE Transaction 86, Part 2, 141–156 (1980).
8. **Frico:** *Zalety systemu Sunstrip,* PTH FOKO, Warszawa.
9. **Glück B.:** Bewertungsmaßstab zur optimalen Anordnung von Heiz- und Kühlflächen im Raum, Gesundheits-Ingenieur 2, 65–71 (1991).
10. <http://www.schwank.pl/pl/home.html>
11. **Imanari T., Omori T., Bogaki K.:** Thermal comfort and energy consumption of radiant ceiling panel system. Comparison with the conventional all-air system, Energy and Buildings 30, 167–175 (1999).
12. **Koczyk H.:** *Ogrzewnictwo praktyczne: projektowanie, montaż, eksploatacja.* Systherm Serwis. Poznań 2005.
13. **Kowalczyk M.:** *Promienniki podczerwieni: ogrzewanie XXI wieku. „Solar-Bis”.* Gdańsk 2000.
14. **Kowalczyk M.:** *Temperatura na żądanie,* Magazyn Instalatora, nr 1 (77), 2005.
15. **Lis B.:** *Ogrzewania hal przemysłowych,* Polski Instalator, 11-12/98.
16. **Molenda J.:** *Proekologiczne rozwiązania w urządzeniach spalających gaz ziemny.* Gaz Woda i Technika Sanitarna, 3/2002.
17. **PN-B-02025:2001** *Obliczanie sezonowego zapotrzebowania na ciepło do ogrzewania budynków mieszkalnych i zamieszkania zbiorowego.* 2001.
18. **PN-EN 12831** *Instalacje ogrzewcze w budynkach – Metoda obliczania projektowego obciążenia cieplnego.*
19. **PN-EN 14037-3:2006** *Sufitowe taśmy promieniujące zasilane wodą o temperaturze poniżej 120 stopni C – Część 3: Metody wzorcowania i oceny mocy cieplnej oddawanej przez promieniowanie.*
20. **Roth K., Roth K., Dieckmann J., Brodrick J.:** *Infrared Radiant Heaters.* Ashrae Journal, June 2007.
21. **Roulet C.A., Rossy J.P., Roulet Y.:** *Using large radiant panels for indoor climate conditioning,* Energy and Buildings 30, 121–126 (1999).
22. *Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 17 marca 2009 r. w sprawie szczegółowego zakresu i form audytu energetycznego oraz części audytu remontowego, wzorów kart audytów, a także algorytmu oceny opłacalności przedsięwzięcia termomodernizacyjnego.* 2009.Dz.U.2009.43.346.

23. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 6 listopada 2008 r. w sprawie metodologii obliczania charakterystyki energetycznej budynku i lokalu mieszkalnego lub części budynku stanowiącej samodzielną całość techniczno-użytkową oraz sposobu sporządzania i wzorów świadectw ich charakterystyki energetycznej.2008.Dz.U.2008.201.1240.
24. **Schultz C.C.:** *Infrared vs. Gas-fired heat? Examine space to make the right choice.* Plant Engineering, 4, 2006.
25. **Simmonds P., Chambers I., Mehlomakulu B., Simmonds C.:** *Applied performance of radiant ceiling panels for cooling,* ASHRAE Transactions: Symposia, 368–376 (2006).
26. „Stropowe promienniki płytowe PLAN”, Kampmann Bydgoszcz 07.2004.
27. **Tian Z., Love J. A.:** *Energy performance optimization of radiant slab cooling using building simulation and field measurements,* Energy and Buildings 41, 320–330 (2009).
28. **Wang W., Chapman K.S., Keshavarz A.:** *Incorporate Radiant Heaters over 300°F into Thermal Comfort Calculations Using BCAP.* Ashrae Transaction: Research, 2005.
29. *Zehnder ZBN. Sufitowe promienniki ciepła zasilane wodą,* Zehnder Polska, 09.2003.

Energy Consumption Analysis for Radiant Heating Systems

Abstract

Infrared radiators are more and more commonly applied economical heating system that is recommended for the warehouses production or sport halls and other buildings that have large cubature. Among the radiant systems, gas-fired ceramic and water radiators are most often used. In the article the most important features, advantages, disadvantages and main rules for design of infrared radiator used in the halls of large cubature have been described. In order to perform energetic analysis four conception heating systems have been designed for the production hall, assuming the same thermal conditions inside. Tree radiant systems, one with water radiators and two with gas-fired radiators – installed parallel and at angle to the floor; have been compared among each other and with fourth convective system. It has been designated that in literature there is no guidance for calculation of the fuel demand for radiant systems, as well as lack of data concerning the efficiency of systems and other coefficients influencing the calculation of projected fuel consumption. The new formula for seasonal fuel demand, taking into account the character of radiant heating, have

been given. Seasonal heat and fuel demand have been calculated for three radiant systems. The outcomes have been compared with calculation made for convection system. Energy demand analysis showed that implementing various radiant heating systems gives from 11% to 43% of savings in comparison to convection system. Moreover it turned out that application of the gas-fired radiators gives about 10% of savings in comparison to the water radiant system and installing radiators at angle to the floor gives further savings in comparison to other solutions.



Metale ciężkie w rowach odwadniających ciągów komunikacyjnych

*Joanna Szyszlak-Bargłowicz, Tomasz Słowik,
Grzegorz Zajac, Wiesław Piekarski
Uniwersytet Przyrodniczy, Lublin*

1. Wstęp

Jednym z większych problemów środowiskowych związanych z rozwojem motoryzacji jest globalna emisja metali ciężkich, rozwiązanie tego problemu ma duże znaczenie z perspektywy zrównoważonego rozwoju [12]. Metale ciężkie należą do najgroźniejszych zanieczyszczeń przydrożnych [9]. Emisja metali ciężkich wokół dróg i autostrad na ogół ma ograniczony zasięg przestrzenny. Najwyższą kumulację stwierdza się w glebach i roślinach w odległości 20–40 m od jezdni, przy większych oddaleniach terenów rolniczych od jezdni następuje zmniejszenie emisji metali ciężkich a przy odległości 100–150 m jest już niewielkie [4].

Niezmiernie ważne jest zatem określenie, jakie zagrożenie emisją metali ciężkich stanowi obecnie komunikacja. Zwłaszcza, że każdego roku przybywa pojazdów samochodowych na naszych drogach. Problem usuwania metali ciężkich w glebach komplikuje się jeszcze bardziej przy skażeniach wielkoobszarowych. Wykonanie badań w zakresie oddziaływania infrastruktury komunikacyjnej na środowisko, poszerza wiedzę niezbędną dla projektantów infrastruktury i przyrodników dbających o zgodne z przeznaczeniem funkcjonowanie obiektów przyrodniczych. Ponadto wprowadzenie odpowiednich rozwiązań proekologicznych, po uprzednim rozpoznaniu zakresu oddziaływań szlaków komunikacyjnych na tereny je otaczające, umożliwi ograniczenie degradacji (w odniesieniu do obiektów istniejących) oraz na zachowanie ich naturalnych wartości (w odniesieniu do

obiektów projektowanych). W badaniach określających wpływ pojazdów na zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi poświęca się wiele uwagi terenom zurbanizowanym [1, 6, 13, 15]. Niewiele natomiast prac poświęconych jest zanieczyszczeniom gleb na terenach otwartych (rolniczych) i leśnych, ponadto w pracach tych stosuje się różne metody pobierania próbek gleb (różne głębokości i odległości od tras komunikacyjnych). Zdarza się też, że nie są pobierane próbki gleb z dwóch poziomów, co uniemożliwia ocenę stopnia ich wzbogacenia metalami ciężkimi [10]. W przypadku badań monitoringowych prowadzonych przez Inspektoraty Ochrony Środowiska znacznie większy nacisk kładzie się na badanie chemizmu gleb ornych, a mniejszy na badanie gleb zanieczyszczanych przy arteriach komunikacyjnych.

Na podstawie badań na temat zanieczyszczenia ołowiem, kadmem i cynkiem gleb upraw rolniczych wzdłuż dróg, Curzydło [2] sformułował wnioski, że w nadchodzących latach emisje motoryzacyjne będą malały, wskutek wprowadzenia katalizatorów i benzyn bezołowiowych.

Celem pracy było określenie zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi w rowach odwadniających wzdłuż szlaków komunikacyjnych. Przedstawienie zawartość metali ciężkich w próbkach gleby pobranych z dwóch poziomów (0–5 cm i 5–20 cm) pozwoliło na wskazanie ich antropogenicznego pochodzenia.

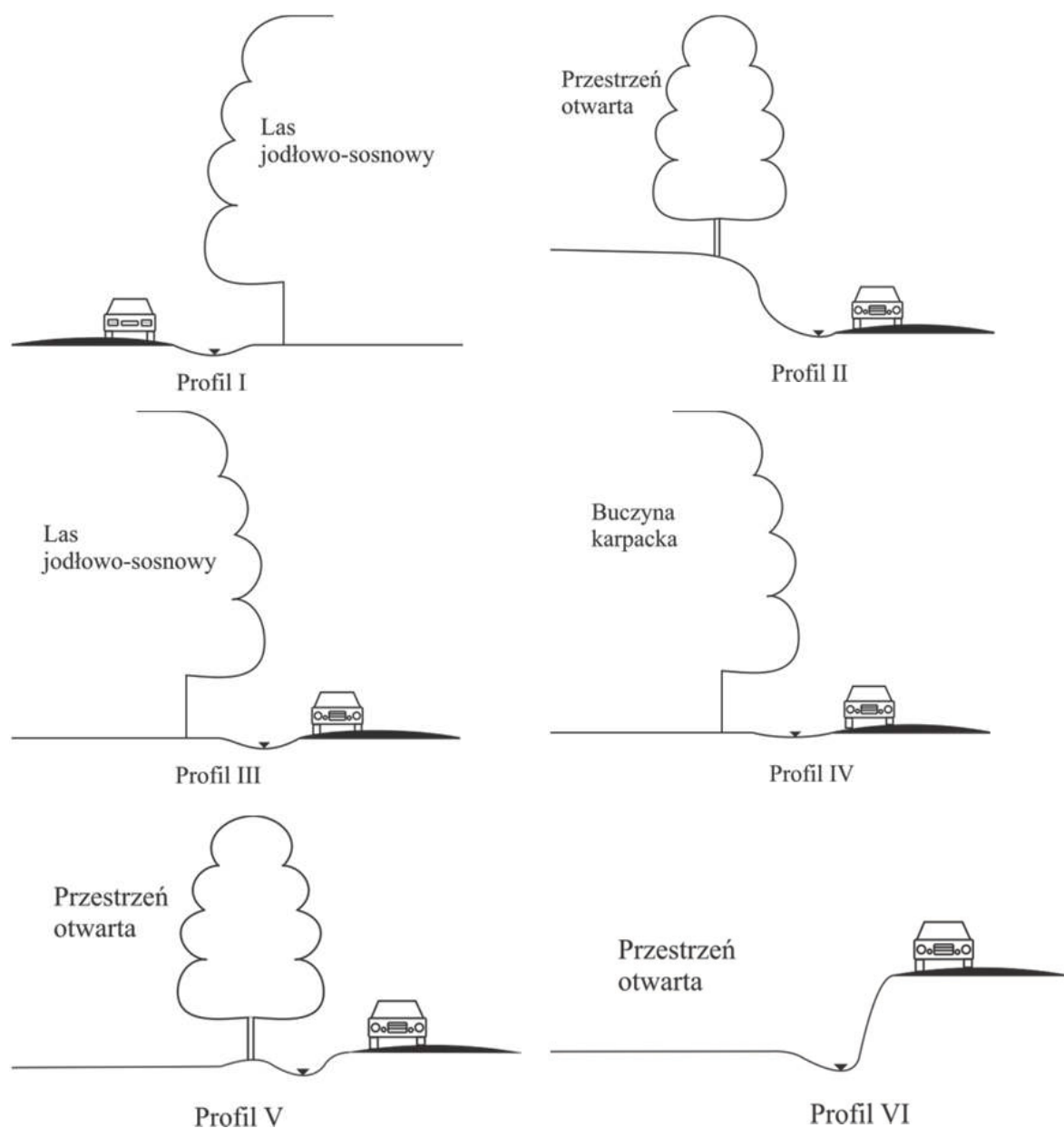
2. Metodyka badań

Przedmiotem badań była zawartość wybranych jonów metali ciężkich: Cd, Pb, Ni, Zn, Cu w glebie przy jednoczesnym określeniu jej odczynu. Obiektem badań była gleba z rowów odwadniających poboczny szlaków komunikacyjnych położonych na terenach chronionych.

Do badań wytypowano 6 drogowych profili pomiarowych (rys. 1), 3 na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego (profile I–III) oraz 3 na terenie Parku Krajobrazowego Pogórza Przemyskiego (profile IV–VI).

Profile powyższe wytypowano na podstawie podobnego obciążenia tras natężeniem ruchu drogowego. I tak średnie roczne natężenie ruchu na rozpatrywanych profilach wynosiło od 24 do 36 pojazdów na godzinę, średnie prędkości zawierały się w przedziale 45–65 km/h, a struktura pojazdów kształtowała się następująco: samochody osobowe stanowiły udział od 69 do 84%, pojazdy dostawcze od 8 do 16%, autobusy od 2 do 5%, pojazdy ciężarowe (w tym z przyczepami i naczepami) od

3 do 9% oraz motocykle i rowery poniżej 1%. Powyższą analizę obciążenia natężeniem ruchu dróg, przy których wyznaczono przekroje pomiarowe i pobrano próbki gleby przeprowadzono według metody opracowanej przez Grupę Ekspertów Europejskiej Komisji Gospodarczej ONZ [3].



Rys. 1. Profile pomiarowe analizowanych ciągów drogowych na terenach chronionych

Fig. 1. The measurement profiles of analyzed communication routes in protected areas

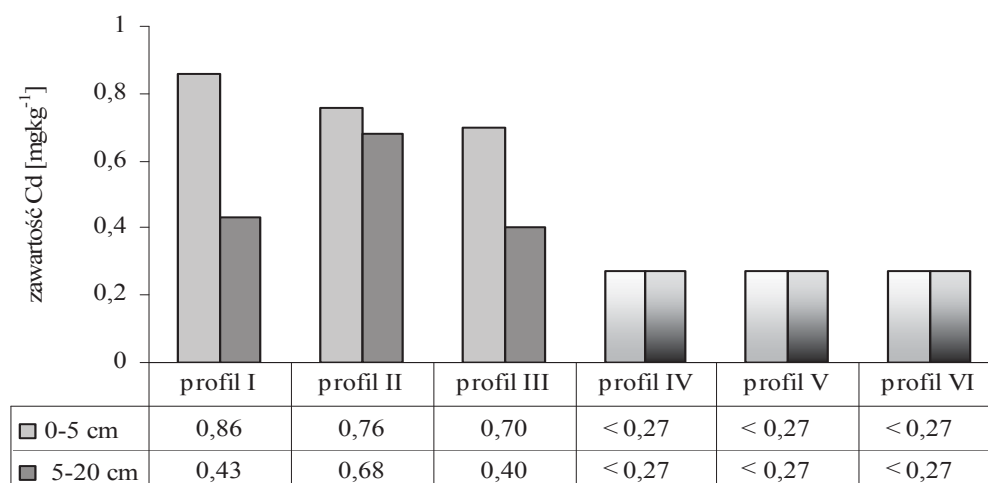
Według Klasyfikacji uziarnienia gleb i utworów mineralnych PTG z 2008 r. [14] na terenie RPN były utwory o składzie piasków luźnych i słabo gliniastych, natomiast na terenie PKPP były to gliny ilaste.

W celu określenia zawartości metali ciężkich w glebie, pobrano próbki w najniższym punkcie rowów odwadniających stanowiących przydrożne obniżenia terenu w odniesieniu do płaszczyzny jezdni. Próbki gleby pobrano z dwóch poziomów: 0–5 cm oraz 5–20 cm. Na jedną próbkę ogólną składało się 20 próbek pierwotnych, pobranych z pasa o długości 100 m. Z każdego profilu pomiarowego uzyskano półkilogramową próbkę ogólną.

Analizę fizykochemiczną próbek glebowych wykonano w Okręgowej Stacji Chemiczno-Rolniczej w Lublinie, akredytowanej przez PCA. Zastosowano następujące metody analityczne: pH wg PN-ISO 10390:1997; ołów, kadm i nikiel wg PN-ISO 11047:2001 oraz PB-47 – metoda ASA; cynk, miedź (ogólne) wg PN-ISO 11047:2001, PB-17 – metoda ASA.

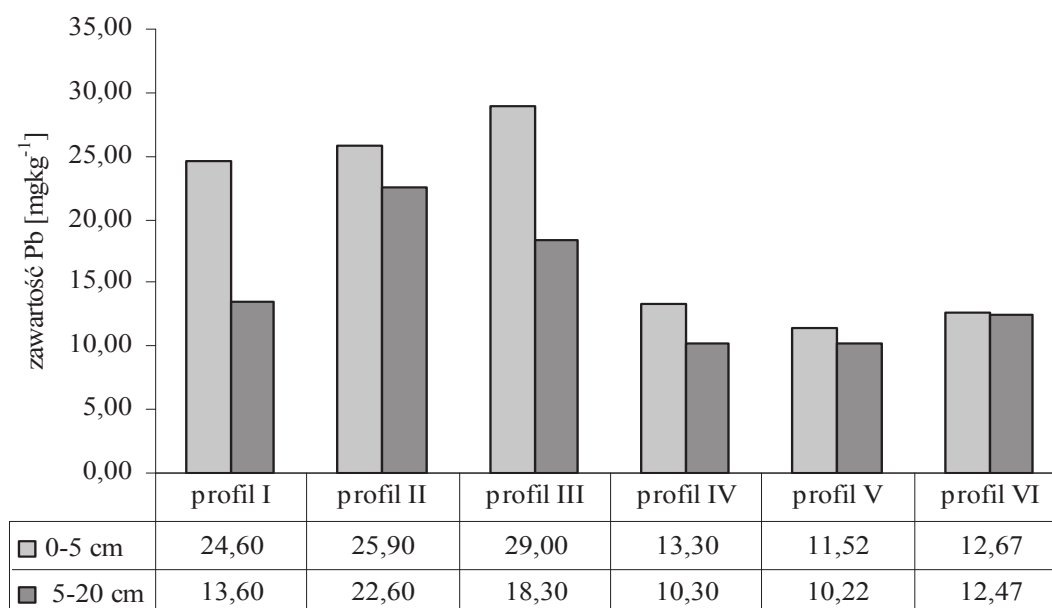
3. Wyniki badań

Rozkład zawartości kadmu, ołowiu, niklu, cynku i miedzi w glebach z rowów odwadniających wzdłuż analizowanych szlaków komunikacyjnych przedstawiono na rysunkach 2–6. Zawartość poprzedzona znakiem „<” oznaczają minimalną zawartość danego pierwiastka (poniżej granicy oznaczalności).



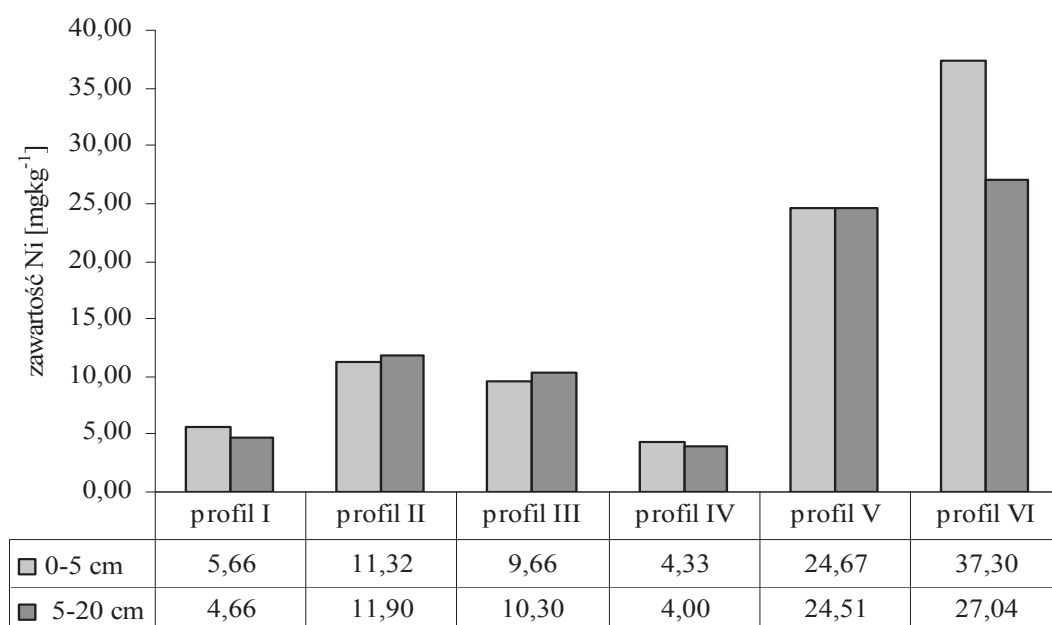
Rys. 2. Zawartość kadmu w glebie z rowów odwadniających w profilach pomiarowych I–VI

Fig. 2. The content of cadmium in the soil of drainage ditches in the measurement profiles I–VI



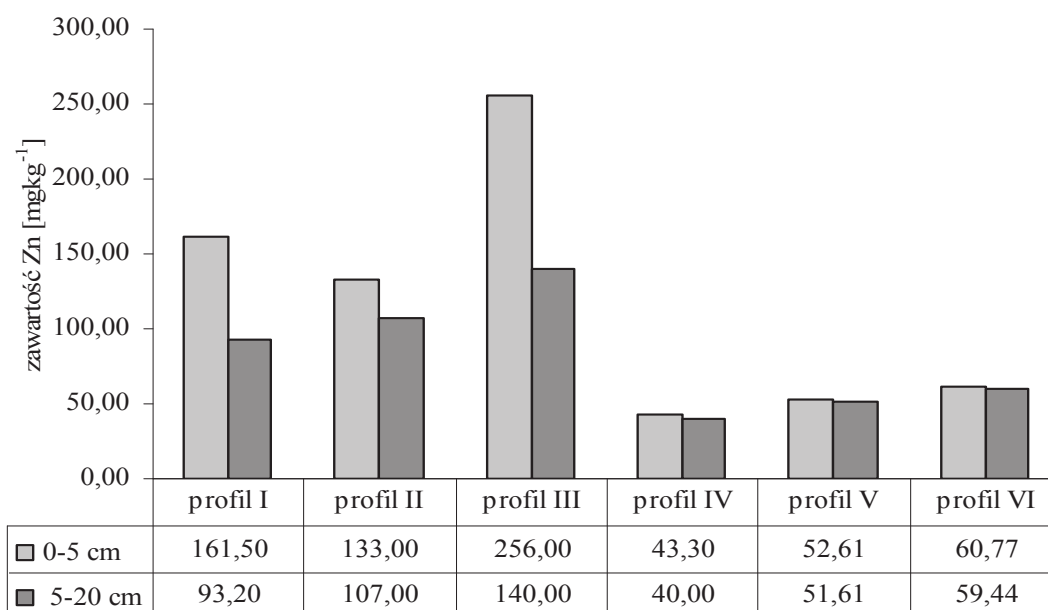
Rys. 3. Zawartość ołowiu w glebie z rowów odwadniających w profilach pomiarowych I–VI

Fig. 3. The content of lead in the soil of drainage ditches in the measurement profiles I–VI



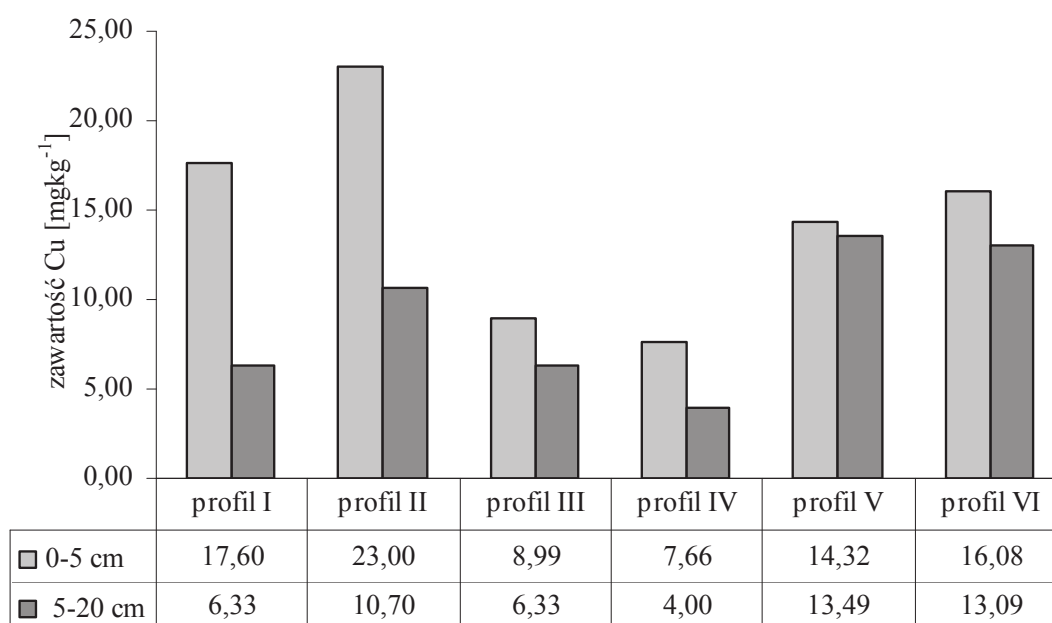
Rys. 4. Zawartość niklu w glebie z rowów odwadniających w profilach pomiarowych I–VI

Fig. 4. The content of nickel in the soil of drainage ditches in the measurement profiles I–VI



Rys. 5. Zawartość cynku w glebie z rowów odwadniających w profilach pomiarowych I–VI

Fig. 5. The content of zinc in the soil of drainage ditches in the measurement profiles I–VI



Rys. 6. Zawartość miedzi w glebie z rowów odwadniających w profilach pomiarowych I–VI

Fig. 6. The content of copper in the soil of drainage ditches in the measurement profiles I–VI

Wartości pH analizowanych próbek gleby były zbliżone, wyniosły od 6,48 do 7,52 (gleby obojętne) (tab. 1).

Tabela 1. Wartości pH w analizowanych próbkach gleby

Table 1. The pH factor of the analyzed soil samples

Profil	Głębokość pobierania próbki [cm]	Wartość pH
Profil I	0–5	7,00
	5–20	6,98
Profil II	0–5	7,26
	5–20	7,52
Profil III	0–5	7,38
	5–20	7,52
Profil IV	0–5	6,48
	5–20	7,34
Profil V	0–5	7,37
	5–20	7,43
Profil VI	0–5	7,50
	5–20	7,49

Zawartość Cd, Pb, Ni, Zn i Cu w glebach wszystkich profili pomiarowych nie przekroczyła typowych zawartości w glebach uprawnych Polski oraz w glebach parków i terenów rekreacyjnych Polski (tab. 2).

Kadm z uwagi na wysoką mobilność w glebach, powodującą łatwe przenikanie do wód gruntowych, łatwą przyswajalność przez rośliny oraz wysoki stopień toksyczności dla zwierząt i ludzi, jest jednym z niebezpieczniejszych metali ciężkich. Naturalna zawartość kadmu w glebach zależy w dużym stopniu od występowania w skałach macierzystych. W glebach Polski średnia jego zawartość wynosi $0,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [7]. Z punktu widzenia sposobu użytkowania gleb najwyższymi zawartościami kadmu charakteryzują się w Polsce gleby parków ($4,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), gleby trawników miejskich ($2,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) oraz gleby pól uprawnych na terenach aglomeracji miejskich. (śr. $2,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) [8].

Zawartość kadmu w badanych próbkach gleby zawierała się w przedziale $<0,27\text{--}0,86 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.m (rys. 2) i była zbliżona do tła geochemicznego na badanych terenach (tab. 2) [8].

Tabela 2. Tło geochemiczne badanych pierwiastków metali ciężkich na terenach prowadzonych badań i ich zawartość w glebach uprawnych Polski oraz glebach parków terenów rekreacyjnych Polski [8]

Table 2. The geochemical background of chosen heavy metal elements in the areas of research and their content in agricultural soils and soils of Polish parks and recreational areas [8]

Pierwiastek	Tło geochemiczne [mg·kg ⁻¹]		Zawartość w glebach uprawnych Polski [mg·kg ⁻¹]		Zawartość w glebach parków i terenów rekreacyjnych Polski [mg·kg ⁻¹]	
	RPN	PKPP	typowa	toksyczna	typowa	toksyczna
Cd	< 0,5	<0,5	1–5	≥ 5	≤ 4	≥ 15
Pb	< 12,5	18–25	≤100	≥ 1000	≤ 500	≥ 1000
Ni	< 5	10–20	≤ 100	≥ 200	≤ 100	≥ 250
Zn	< 25	5–100	≤ 300	≥ 600	≤ 1000	≥ 3000
Cu	< 10	20–40	5–150	≥ 200	≤ 200	≥ 600

Wyższa zawartość kadmu w próbkach pobranych z warstwy 0–5 cm z profili I–III w stosunku do zawartości Cd w próbkach pobranych z warstwy 5–20 cm świadczy o wzbogacaniu gleby w ten pierwiastek ze źródeł antropogenicznych.

Badania Grigalavičienė i in. [6] prowadzone wzdłuż autostrady Wilno-Kłajpeda wykazały zawartość Cd w zakresie 0,6–1,2 mg·kg⁻¹ w próbkach pobieranych do głębokości 10 cm i w odległości 5 m od krawędzi jezdni.

Ołów może być uznany za najbardziej charakterystyczny metal ciężki, którego emisja i zanieczyszczanie nim gleb wzdłuż szlaków komunikacyjnych są powodowane przez ruch drogowy [12, 13]. W przypadku gleb Polski jego średnia zawartość wynosi około 18 mg·kg⁻¹ i jest go czterokrotnie więcej w poziomach powierzchniowych aniżeli w skałach podłoża. Można przyjąć, że dla większości gleb naturalna zawartość tego metalu nie powinna przekraczać 20 mg·kg⁻¹ [7]. Z punktu widzenia sposobu użytkowania gleb zaznaczają się różnice w koncentracji ołowiu. Gleby Polski uprawnych zawierają 11 mg·kg⁻¹ (piaszczyste) i 15 mg·kg⁻¹ (gliniaste), gleby użytków zielonych – 15 mg·kg⁻¹, gleby lasów 12 mg·kg⁻¹

(piaszczyste) i $26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (gliniaste). Najwyższe zawartości ołowiu osiągały gleby miejskie (trawniki) – $41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [8].

Zawartość ołowiu w badanych próbkach gleby zawierała się w przedziale $10,22\text{--}29,00 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rys. 3), na terenie PKPP była w granicach tła geochemicznego, natomiast na terenie RPN przewyższała tło geochemiczne (tab. 2) [8]. W profilach pomiarowych I–III stwierdzono wyższe zawartości ołowiu w próbkach pobranych z warstwy 0–5 cm w stosunku do zawartości w próbkach pobranych z warstwy 5–20 cm. Zawartość oznaczona przez Grigalavičienė i in. [6] wzdłuż autostrady Wilno-Kłajpeda była wyższa i wynosiła $37\text{--}55 \text{ mg}/\text{kg}^{-1}$ w próbkach pobieranych do głębokości 10 cm i w odległości 5 m od krawędzi jezdni.

Uzyskane wartości są średnio kilkadziesiąt razy mniejsze od zawartości ołowiu przy ciągach drogowych o natężeniu ruchu około 10 tys. pojazdów na dobę, które w Polsce wynoszą $165\text{--}2115 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [7]. Podobnie Plesničar i Zupančič [13], badając zanieczyszczenie gleb przydrożnych metalami ciężkimi wzdłuż autostrady Ljubljana-Obrežje w Słowenii, stwierdzili znacznie wyższą zawartość ołowiu, która wynosiła: $28,3\text{--}516,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $18,9\text{--}267,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i $24,0\text{--}149,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ odpowiednio w odległościach 1 m, 5 m i 10 m od drogi, w wierzchniej 5 centymetrowej warstwie gleby.

Występowanie niklu w glebach jest zarówno pochodną jego zawartości w skałach macierzystych, jak i funkcją składu granulometrycznego gleb. Znaczący udział w zanieczyszczeniu środowiska przyrodniczego niklem stanowi spalanie biolitów, a zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego niklem jest ściśle związane między innymi ze spalaniem paliw płynnych [7]. Zakres średnich zawartości niklu w powierzchniowych poziomach różnych gleb wynosi $4\text{--}50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Zawartość niklu w glebach Polski jest niska $< 10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. zawartość $> 10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ występuje w glebach południowej części kraju (Sudety, Karpaty) oraz w glebach aluwialnych delty Wisły [8].

Zawartość niklu w badanych próbkach gleby zawierała się w przedziale $4,0\text{--}37,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rys. 4) w przeważającej większości nie przekraczała tła geochemicznego (tab. 2) [8]. Zawartość niklu w próbkach pobieranych z poziomów 0–5 i 5–20 cm była zbliżona, z wyjątkiem zawartości w profilu VI, gdzie w próbce pobranej z poziomu 0–5 cm była znacznie wyższa, może to świadczyć o nikłym wpływie antropotechnicznym w profilach I–V.

Cynk jest jednym z bardziej ruchliwych metali w glebie, na co wpływają jego formy wymienne, jak i związki z substancją organiczną. Substancje organiczne gleb tworzą niejednokrotnie trwałe wiązania z cynkiem, co jest głównym powodem jego akumulacji w powierzchniowych poziomach gleb mineralnych i w glebach organicznych. Do zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego cynkiem przyczynia się również spalanie biolitów. Średnia zawartość cynku dla wszystkich niezanieczyszczonych gleb Polski wynosi $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, jednak na terenach silnie zanieczyszczonych może wzrastać do kilku tys. $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. dopuszczalne zawartości cynku w glebach użytkowanych rolniczo ustalono na $250\text{--}300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [7]. Tło geochemiczne cynku w glebach przeważającej części kraju jest niski $< 50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Z punktu widzenia sposobu użytkowania gleb najwyższymi zawartościami charakteryzują się gleby parków na Górnym Śląsku (śr. $442 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), gleby trawników miejskich ($340 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) oraz gleby pól uprawnych na terenach aglomeracji miejskiej ($306 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) [11].

Zawartość cynku w badanych próbkach gleby zawierała się w przedziale $40,0\text{--}256,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rys. 4). W analizowanych próbkach gleby z PKPP była w granicach tła geochemicznego, natomiast z RPN była powyżej tła geochemicznego (tab. 2) [8]. Wynik $256 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w III profilu pomiarowym może być sygnałem o wzrastającym zagrożeniu zachwiania równowagi w biogeochemicznym funkcjonowaniu gleby w tym właśnie profilu.

Miedź występuje dość powszechnie w skorupie ziemskiej; w glebach wiązana jest dosyć mocno przez substancję organiczną i minerały ilaste, osiągając w efekcie małą mobilność; czynnikami wpływającymi na mobilność miedzi są: odczyn gleby, substancja organiczna, wodorotlenki, minerały ilaste i interakcje z innymi metalami ciężkimi. Średnia zawartość miedzi w glebach Polski wynosi $6,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ przy zakresie $0,2\text{--}752 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. W glebach położonych przy trasach komunikacyjnych stwierdzono zwiększoną zawartość miedzi. Ze względu na wysoki współczynnik bioakumulacji miedzi oraz duży stopień antropogenicznego jej uruchamiania stanowi ona duże ryzyko lokalnego skażenia środowiska biologicznego [7]. Przeciętne zawartości miedzi w glebach Polski są niskie ($< 10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i znaczne obszary kraju charakteryzuje niedobór tego pierwiastka w stosunku do potrzeb organizmów roślinnych. Bogatsze w miedź są ($20\text{--}40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) gleby gliniaste Polski południowej. Wyraźnym czynnikiem

wzrostu miedzi w glebach są aglomeracje miejskie i związany z nimi przemysł oraz nasilenie komunikacji samochodowej [8].

Stwierdzona zawartość miedzi wynosiła $4,0\text{--}23,0\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rys. 6). Na terenie PKPP była w granicach tła geochemicznego, również na terenie RPN w próbkach gleby pobranych z warstwy 5–20 cm zawartość miedzi nie przekraczała tła geochemicznego, natomiast w próbkach pobranych z warstwy 0–5 cm była powyżej tła geochemicznego (tab. 2) [8]. We wszystkich profilach pomiarowych stwierdzono wyższą zawartość miedzi w próbkach pobranych z warstwy 0–5 cm w stosunku do zawartości w próbkach pobranych z warstwy 5–20 cm.

Pomimo wytypowania do badań tras komunikacyjnych o podobnym obciążeniu natężeniem ruchu, zawartość badanych pierwiastków metali ciężkich różniła się w poszczególnych profilach pomiarowych (rys. 2–5). W profilach pomiarowych I–III na terenie RPN zawartość kadmu, ołowiu i cynku była wyższa w stosunku do profili IV–VI na terenie PKPP. Natomiast zawartość niklu była niższa w profilach pomiarowych I–III w odniesieniu do profili V–VI. Ponadto zwrócono uwagę na różnice pomiędzy zawartością kadmu, ołowiu, cynku i miedzi w próbkach pobranych z warstwy 0–5 m i warstwy 5–20 cm. Większe różnice zawartości zaobserwowano w profilach pomiarowych I–III na terenie RPK. Świadczyć to może o pochodzeniu tych pierwiastków z innych źródeł niż motoryzacyjne.

4. Podsumowanie

Głównymi procesami które wpływają rozprzestrzenianie metali ciężkich (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni) do środowiska przez pojazdy są procesy spalania, zużycia samochodów (opony, hamulce, silnik), wycieki oleju i korozja. Ołów był przez wiele lat wydalany w trakcie spalania benzyny, cynk pochodzi ze zużywających opon, miedź pochodzi głównie od zużycia elementów układu hamulcowego i korozji chłodnic, pozostałe metale ciężkie mogą pochodzić z wielu innych źródeł. Metale ciężkie są także uwalniane na skutek ścierania nawierzchni asfaltowej i korozji barier energochłonnych i znaków drogowych. [13].

Niektóre substancje osiadają na powierzchni drogi, a niektóre są rozprowadzane w bezpośredniej odległości od drogi. W zależności od wielkości cząstek, z którymi substancje są związane, są one rozmiesz-

czony w różnej odległości od drogi. Sposób rozprzestrzeniania zanieczyszczeń zależy od ilości wody deszczowej i jej dystrybucji w czasie, jak również od materiału, z którego wykonana jest nawierzchnia jezdni. W przypadku nawierzchni asfaltowej, porowatej, niektóre zanieczyszczenia pozostają w porach. Metale ciężkie są obecne w cząstkach stałych lub zaadsorbowane na ich powierzchni i pozostaną w dużej mierze w nawierzchni dróg [15].

Ogólny spadek zawartości metali ciężkich z głębokością w profilu glebowym, przy jednoczesnym wzroście natężenia ruchu komunikacyjnego wskazuje na związek z motoryzacyjnym zanieczyszczeniem środowiska.

Przedstawienie zróżnicowania strukturalnego i przestrzennego zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi ma aspekt praktyczny. Stanowić może podstawę do racjonalnego programowania działalności inwestycyjnej z zakresu ochrony środowiska, zmierzając w ten sposób do likwidacji występujących dysproporcji strukturalnych i przestrzennych w tym zakresie [5].

Uzyskane wyniki badań pozwoliły stwierdzić, że zawartość metali ciężkich w glebach przy ciągach komunikacyjnych Roztoczańskiego Parku Narodowego i Parku Krajobrazowego Pogórza Przemyskiego Generalnie nie przekraczała poziomów dopuszczalnych, sporadycznie przekroczenia były nieznaczne. Ponadto istotną okazała się rola rowów odwadniających, jako bariery przed nadmiernym rozprzestrzenianiem zanieczyszczeń chemicznych, powstających w czasie eksploatacji infrastruktury transportowej. Na podstawie analizy wyników przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

1. Zawartość kadmu, ołowiu i miedzi we wszystkich analizowanych próbkach gleby nie przekroczyła wartości dopuszczalnych stężeń, na terenach poddanych ochronie przyrody, określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U.2002.165.1359).
2. Zawartość niklu i cynku nieznacznie przekroczyła wartości dopuszczalnych stężeń na terenach poddanych ochronie przyrody. Podwyższoną zawartość niklu stwierdzono w próbce pobranej z głębokości 0–5 cm w VI profilu pomiarowym, natomiast podwyższoną zawartość cynku w próbkach pobranych z głębokości 0–5 cm i 5–20 cm w II profilu pomiarowym.

3. Stwierdzona, wyższa zawartość pierwiastków metali ciężkich w warstwie gleby przypowierzchniowej, pobranej z głębokości 0–5 cm świadczy o ich antropogenicznym, motoryzacyjnym pochodzeniu i wzbogacaniu w nie gleby na skutek spłukiwania ich z jezdni i kumulowaniu się w największym obniżeniu terenu.

Literatura

1. **Akbar K. F., Hale W. H. G., Headley A. D., Athar M.:** *Heavy Metal Contamination of Roadside Soils of Northern England*. Soil & Water Res., 1, (4): 158–163 (2006).
2. **Curzydło J.:** *Wpływ zadrzewień śródpolnych na środowiska rolnicze w rejonach dróg. Rola użytków zielonych i zadrzewień w ochronie środowiska rolniczego*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, Kraków, Jaworki, 1999.
3. **Datka S., Suchorzewski W., Tracz M.:** *Inżynieria ruchu*. WKiŁ, Warszawa, 1999.
4. **Eichler W.:** *Trucizny w naszym pożywieniu*. PZWL. Warszawa, 1989.
5. **Gawroński K.:** *Zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi i siarką na tle struktury funkcjonalno-przestrzennej gmin województwa małopolskiego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 4, 379–401 (2002).
6. **Grigalavičienė I., Rutkoviėnė V., Moroza V.:** *The Accumulation of Heavy Metals Pb, Cu and Cd at Roadside Forest Soil*. Polish Journal of Environmental Study. Vol 14, nr 1, 109–115 (2005).
7. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN. Warszawa, 1999.
8. **Lis J.:** *Atlas geochemiczny Polski: 1:2 500 000*. Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa, 1995.
9. **Merkisz J., Piekarski W., Słowik T.:** *Motoryzacyjne zanieczyszczenia środowiska*. WAR, Lublin, 2005.
10. **Ochmańska A.:** *Zależności i związki kompozycji pierwiastków w glebach i roślinach w badaniach środowiskowych*. Rozprawa doktorska. Lublin, 2003.
11. **Pawłowski L.:** *Rola monitoringu środowiska w realizacji rozwoju zrównoważonego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 333–346 (2011).
12. **Pawłowski L.:** *How Heavy Metals Affect Sustainable Development*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13, 51–64 (2011).

13. **Plesničar A., Zupančič N.:** *Heavy Metal Contamination of Roadside Soils along Ljubljana – Obrežje highway. RMZ – Materials and Geoenvironment.* Vol. 52, nr 2, 403–418 (2005).
14. **Polskie Towarzystwo Gleboznawcze:** *Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych.* 2008. http://www.ptg.sggw.pl/images/Uziarnienie_PTG_2008.pdf.
15. **Van Bohemen, H.D., Van de Laak, W.H.J.:** *The Influence of Road Infrastructure and Traffic on Soil, Water, and Air Quality.* Environmental Management.; Vol. 31, No. 1, 50–68 (2003).

The Content of Heavy Metals in the Drainage Ditches by Communication Routes

Abstract

Heavy metals are among the most dangerous pollutants roadside. Heavy metal ions of automobile origin enter the soil, among other things, with the solid particles PM (particulate matter), on which they are adsorbed. In view of the increasing number of vehicles on our roads each year, it is extremely important to determine the risk of heavy metal emissions caused by communication nowadays. In the studies assessing the impact of vehicles on soil pollution with heavy metals much attention is given to urban areas but few works are dedicated to soil pollution in open (agricultural) and forest areas, while maintaining the lowest possible course of anthropogenic impact. In addition, these works apply various methods of soil sampling (different depths and distance from roads). It also happens that no soil samples are taken from the two levels, making it impossible to assess the degree of heavy metals enrichment.

The aim of this study was to determine the soil pollution with heavy metals (Cd, Pb, Ni, Zn, Cu) in the drainage ditches along the communication routes in Roztocze National Park (RNP) and the Landscape Park Foothills (LPF). It shows the contents of the studied heavy metals and pH determination in soil samples taken from two levels (0–5 cm and 5–20 cm), which allowed to identify the anthropogenic origin. Six road sections selected on the basis of measuring similar traffic congestion on the routes were chosen.

The content of the analyzed heavy metals elements in the soil samples tested, ranged as follows: cadmium <0,23–0,86 mg kg⁻¹ a.d.m., lead 10,22–29,0 mg kg⁻¹ a.d.m., nickel, 4,0–37,3 mg kg⁻¹ a.d.m., Zn 40–256 mg kg⁻¹ a.d.m., copper 4,0–23,0 mg kg⁻¹ a.d.m.. The obtained results revealed that cadmium, lead and copper in all analyzed soil samples did not exceed concentration limits in areas subject to environmental protection. However, nickel and zinc concentration slightly exceeded the limit. In addition, higher content of heavy metal ele-

ments discovered in the subsurface soil layer, taken from the depth of 0–5 cm, proves both their anthropogenic, automotive origin and the enrichment of soil. The overall decrease in heavy metal content with the depth in the soil profile and increase in traffic congestion indicate the relationship with the automotive environmental pollution.

The role of drainage ditches as a barrier against further spread of dust produced during the operation of transport infrastructure turned out to be essential. Sealing and guttering of drainage ditches in the protected areas are necessary in order to protect the soil from excessive amounts of chemical contaminants.



Zastosowanie kiszonki z kukurydzy *Zea Mays* L. do usuwania barwników z roztworów wodnych

*Urszula Filipkowska, Tomasz Józwiak,
Joanna Rodziewicz, Joanna Kuciejewska
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wstęp

Barwniki syntetyczne są szeroko stosowane w przemysłach takich jak: tekstylny, skórzany, papierniczy, tworzyw sztucznych i in. do nadania barwy ich produktom finalnym. Z uwagi na złożoną budowę chemiczną usuwanie barwników ze ścieków jest procesem złożonym i kosztownym [3]. Wiąże się to z trudnością określenia optymalnych warunków procesu oraz koniecznością stosowania wielu metod. Z przeglądu literatury wynika, że oczyszczanie ścieków przemysłowych konwencjonalnymi metodami biologicznymi np. osadem czynnym często nie jest dostatecznie efektywne. Poszukuje się więc innych metod oraz ich kombinacji zapewniających większą efektywność. Do metod chemicznych stosowanych do oczyszczania ścieków zaliczyć można koagulację [5], flokulację połączoną z flotacją i filtracją, elektroflotację, elektrokinetyczną koagulację oraz konwencjonalne metody utleniania z zastosowaniem czynników utleniających takich jak np. ozon, naświetlanie lub procesy elektrochemiczne [7, 8, 18]. Wśród metod fizycznych szeroko stosowane są takie jak filtracja membranowa – nanofiltracja, odwrócona osmoza, elektrodializa oraz procesy adsorpcji.

Spośród różnych technik stosowanych do oczyszczania ścieków zawierających barwniki adsorpcja może być zaliczana do metod niewymagających dużych nakładów inwestycyjnych [4]. Pomimo tego jej praktyczne zastosowanie napotyka ciągle na szereg ograniczeń, głównie

z uwagi na wysoki koszt adsorbentów i trudności w ich regeneracji. Stąd ciągle wiele badań koncentruje się na poszukiwaniu sorbentów tanich i zarazem efektywnych.

Alternatywą dla tradycyjnych sorbentów mogą być biosorbenty, które obficie występują w naturze, są proste i skuteczne w użyciu. Biosorbentami mogą być substancje pochodzenia roślinnego lub zwierzęcego (najczęściej odpady) m.in. bakterie [12], grzyby [2], glony [13], różne części roślin [1], czy produkty odpadowe z różnych gałęzi przemysłu [1, 11, 14, 17].

Z piśmiennictwa wynika, że jako tanie i łatwo dostępne sorbenty wykorzystywane były odpady z przemysłu leśnego i rolniczego. Jako sorbent, mogą być także wykorzystywane kiszonki które nie spełniają kryteriów jakościowych wymaganych dla kiszonki.

W niniejszej pracy zbadano możliwość wykorzystania kiszonki z kukurydzy zwyczajnej *Zea Mays L.* do usuwania barwników syntetycznych pojawiających się w ściekach z różnych gałęzi przemysłowych.

Celem pracy było wyznaczenie efektywności usuwania barwników syntetycznych z roztworów wodnych z wykorzystaniem biosorbentu jakim była kiszonka z kukurydzy zwyczajnej *Zea Mays L.* Jako adsorbenty użyto dwa barwniki: kationowy Basic Violet 10 (BV10) oraz anionowy Reactive Black 5 (RB5). Zakres badań obejmował wyznaczenie wpływu dawki biosorbentu na przebieg procesu adsorpcji, określenie optymalnego czasu adsorpcji barwników oraz wpływu rodzaju barwnika na skuteczność procesu adsorpcji.

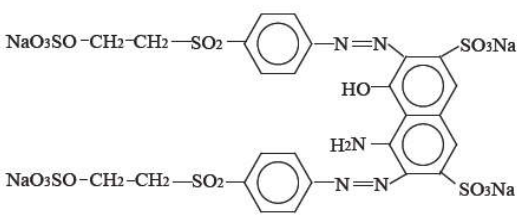
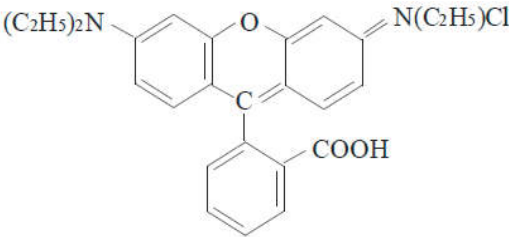
2. Materiały i metody

2.1. Materiały

Kiszonka kukurydzy *Zea Mays L.* pochodziła z Katedry Agrotechnologii i Zarządzania Produkcją Roślinną UWM w Olsztynie.

Do badań wykorzystano barwnik anionowy reaktywny Reactive Black 5 i barwnik kationowy BV10. Oba barwniki pochodziły z ZPB „Boruta” SA w Zgierzu. Budowę strukturalną i charakterystykę barwników podano w tabeli 1.

Tabela 1. Charakterystyka barwników
Table 1. Characteristics of dyes

Reactive Black 5 – RB 5		Basic Violet 10 – BV 10	
			
Barwnik anionowy – reaktywny		Barwniki kationowy	
Masa molowa	991 g/mol	Masa molowa	479 g/mol
λ_{\max}	600 [nm]	λ_{\max}	547,5 [nm]

2.2. Metody

2.2.1. Przygotowanie biosorbentu

Kiszonkę z kukurydzy zwyczajnej *Zea Mays* L. suszono w temp. 60°C przez 12 h, a następnie przesiewano przez sito o gęstości oczek 0,25 mm.

2.2.2. Przygotowanie roztworów barwników

Roztwór podstawowy barwnika przygotowywano odważając 1 g czystego barwnika w postaci sproszkowanej. Następnie barwnik przenoszono ilościowo do kolby miarowej o pojemności 1 dm³ i uzupełniano wodą destylowaną. Stężenie barwnika w roztworze podstawowym wynosiło 1000 mg/dm³. Z roztworu podstawowego sporządzano roztwory robocze. Do kolb miarowych o pojemności 100 cm³ dodawano 0,1; 1,0; 2,5; 5,0; 10; 25 i 50 cm³ roztworu podstawowego barwnika i uzupełniano wodą destylowaną o odpowiednim odczynie (3 pH, 5 pH oraz 9 pH) do 100 cm³. Stężenie barwnika w roztworach roboczych wynosiło odpowiednio: 1; 10; 25; 50; 100; 250 i 500 mg/dm³. Do regulacji odczynu używano 0,1 N HCl i NaOH.

2.2.3. Wyznaczenie optymalnego odczynu sorpcji

Do Erlenmajerek o pojemności 200 cm³ odważano adsorbent w ilości 1 g s.m./dm³ i dodawano roztwory barwników o stężeniu 50 mg/dm³ i odczynie odpowiednio 3 pH, 5 pH oraz 9 pH.

Próby umieszczono na wytrząsarce i wytrząsano przez 2 godziny przy stałej szybkości 200 r.p.m. i amplitudzie drgań „9”. Po wytrząsaniu próby sedymentowano przez 1 minutę. Roztwór barwnika dekantowano i odwirowywano przez 10 minut w wirówce MPW 350 przy obrotach 15 tys/min. Stężenie barwnika pozostałego w roztworze oznaczono spektrofotometrycznie za pomocą spektrofotometru UV-VIS SP 2000 przy optymalnej długości fali dla RB5 – 600 nm, i 547,5 nm dla BV10. Podczas pomiaru zastosowane zostały kuwety szklane o szerokości 10 mm. Doświadczenie wykonano w trzech powtórzeniach.

2.2.4. Wyznaczenie czasu równowagi sorpcji

Do czterech zlewek o pojemności 2000 cm³ odważony został sorbent w ilości 10 g s.m. Do każdego naczynia dodany został roztwór innego barwnika w ilości 2000 cm³ o stężeniu 200 mg/dm³. Zlewki zostały umieszczone na mieszadłach magnetycznych ustawionych na prędkość 200 r.p.m. Próbkę pobraną po czasie 0; 5; 10; 15; 30; 45; 60; 120; 180; 240; 300; 360 min. zostały odwirowane, po czym oznaczono w każdej z nich stężenie barwnika pozostałego. Czas, po którym stężenie barwnika w roztworze nie ulegało zmianie został uznany za czas równowagi adsorpcji. Pomiar ekstynkcji w roztworze odbywał się metodą spektrofotometryczną na spektrofotometrze UV-VIS SP 2000.

2.2.5. Wyznaczenie dawki adsorbentu

Do czterech Erlenmajerek o pojemności 200 cm³ odważano adsorbent w ilości 5, 10, 20, 50 i 100 g s.m./dm³ i dodawano roztwory barwników o stężeniu 100 mg/dm³.

Próby umieszczono na wytrząsarce i wytrząsano przez 2 godziny przy stałej szybkości 200 r.p.m. i amplitudzie drgań „9”. Po wytrząsaniu próby sedymentowano przez 1 minutę. Roztwór barwnika dekantowano i odwirowywano przez 10 minut w wirówce MPW 350 przy obrotach 15 tys/min. Stężenie barwnika pozostałego w roztworze oznaczono spektrofotometrycznie za pomocą spektrofotometru UV-VIS SP 2000 przy optymalnej długości fali dla RB5 – 600 nm, i 547,5 nm dla BV10. Podczas pomiaru zastosowane zostały kuwety szklane o szerokości 10 mm. Doświadczenie wykonano w trzech powtórzeniach.

2.2.6. Wyznaczenie pojemności sorpcyjnej kompost

W celu określenia pojemności adsorpcyjnej kiszonki do kolb Erlenmayera o pojemności 200 cm³ odważano sorbent i dodawano roztwór roboczy barwnika w odpowiednim stężeniu i wyregulowanym odczynie. Próby umieszczano na wytrząsarce i wytrząsano przez 2 godziny przy stałej szybkości 200 r.p.m. i amplitudzie drgań „9”. Po wytrząsaniu próby sedymentowano przez 1 minutę. Roztwór barwnika dekantowano i odwirowywano przez 10 minut w wirówce MPW 350 przy obrotach 15 tys./min. Po odwirowaniu pobierano próby do oznaczenia.

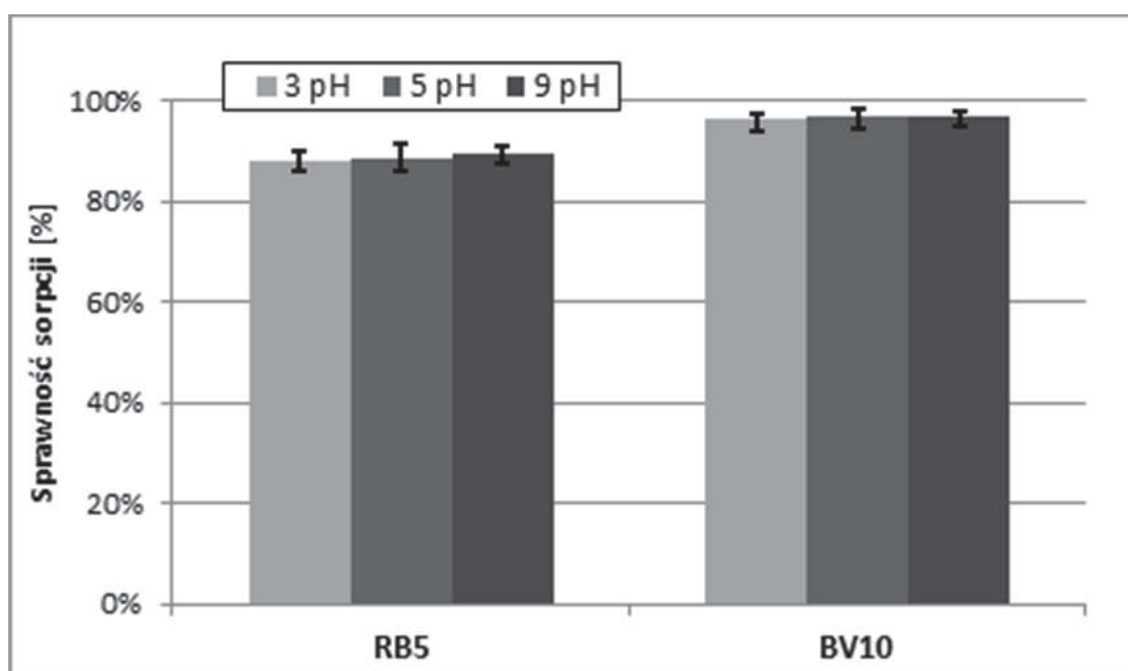
3. Wyniki i dyskusja

3.1. Wpływ odczynu na efektywność sorpcji

Badania wykazały, że zarówno w przypadku barwnika anionowego Reactive Black 5 jak i kationowego Basic Violet 10 odczyn nie wpływał na efektywność procesu adsorpcji. Niezależnie od odczynu zanotowano wysoką efektywność usuwania obu barwników.

Średnia skuteczność usuwania barwnika przy stężeniu początkowym 50 mg/dm³ BV10 wyniosła około 97% a w przypadku RB 5 była nieznacznie niższa – 89% (Rys. 1).

Uzyskane wyniki mogą sugerować mechanizm wiązania barwników na biosorbencie jakim jest kiszonka z kukurydzy. Brak wpływu odczynu na ilość związanego barwnika świadczy o tym, że przy niskim pH nie zachodził proces protonowania adsorbentu, który powodowałby przyciąganie anionowych grup barwnika RVB 5 i odpychanie grup kationowych barwnika BV10. Nie zaobserwowano również obniżenia efektywności usuwania barwników przy wysokim odczynie. Wiązanie barwników na kiszonce z kukurydzy nie zachodzi więc wyniku przyciągania elektrostatycznego a może mieć charakter trwałego wiązania chemicznego lub być kombinacją innych oddziaływań takich jak siły van der Waals'a i wiązań wodorowych.



Rys. 1. Wpływ odczynu na skuteczność adsorpcji barwników RB5 i BV 10 na kiszonce z kukurydzy

Fig. 1. Effect of pH on adsorption effectiveness of the RB5 and BV 10 dyes on maize silage

3.2. Wyznaczenie czasu równowagi sorpcji

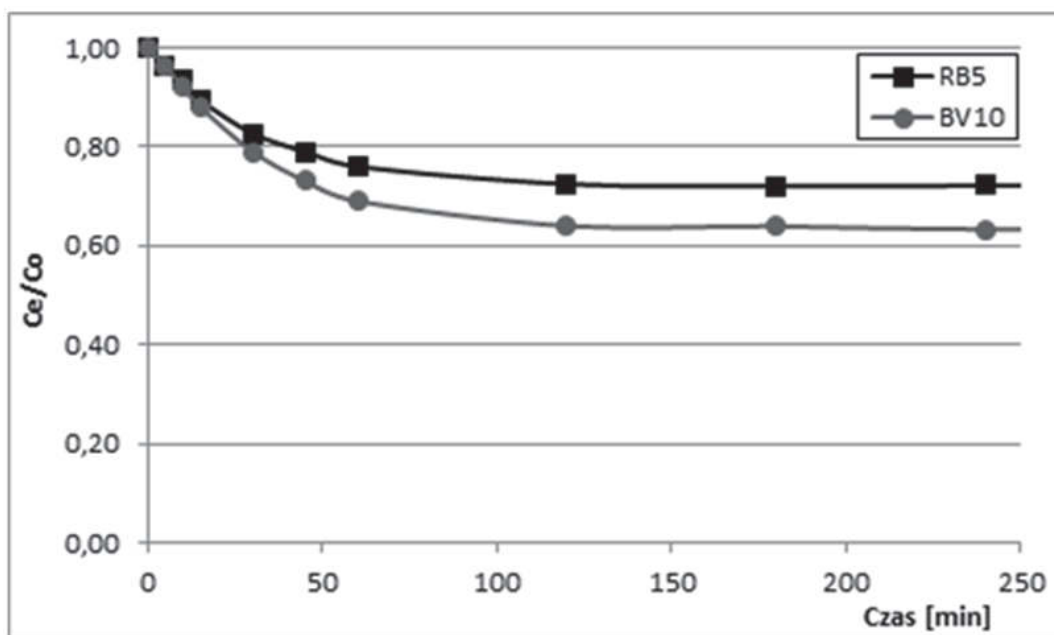
Na rysunku 2 przedstawiono zależność stężenia barwnika pozostałego w roztworze od czasu adsorpcji.

Dla obu testowanych barwników optymalny spośród testowanych czas adsorpcji wyniósł 120 minut i taki zastosowany został we wszystkich przeprowadzonych seriach badawczych

Jest to czas, po jakim osiągnięta jest równowaga adsorpcyjna na wielu adsorbentach i często podawany przez innych autorów.

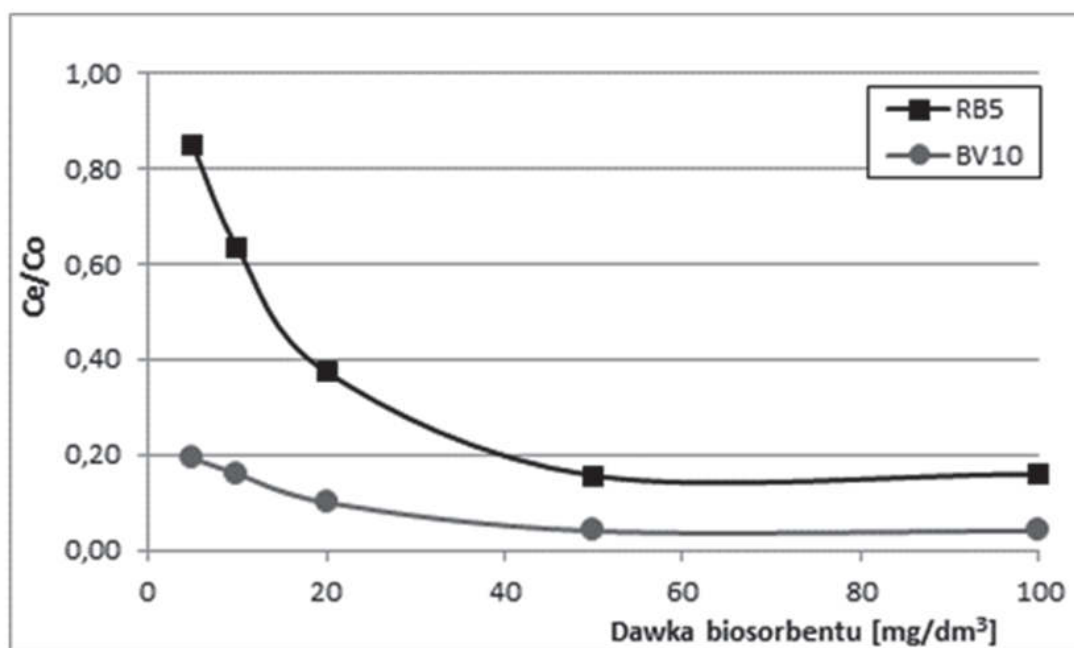
3.3. Wyznaczenie dawki adsorbentu

Na rysunku 3 przedstawiono zależność pomiędzy ilością zaadsorbowanego barwnika a dawką biosorbentu.



Rys. 2. Wpływ czasu na stężenie pozostałe barwników RB5 i BV 10 w roztworze po adsorpcji na kiszonce z kukurydzy

Fig. 2. Effect of time on the residual concentration of dyes RB5 and BV 10 in the solution after adsorption on maize silage



Rys. 3. Wpływ dawki adsorbentu na stężenie pozostałe barwników RB5 i BV 10 w roztworze po adsorpcji na kiszonce z kukurydzy

Fig. 3. Effect of dose of adsorbent on the residual concentration of dyes RB5 and BV 10 in the solution after adsorption on maize silage

Większy wpływ ilości adsorbentu na efektywność usuwania barwnika zaobserwowano w przypadku RB5. Zwiększanie stężenia adsorbentu z 5 do 10 a następnie do 20 mg/dm³ wpływało na znaczne obniżenie stężenia barwnika pozostałego w roztworze. W przypadku drugiego testowanego barwnika BV10 zaobserwowano analogiczną zależność, ale wpływ dawki biosorbentu nie był tak duży jak w przypadku RB5. Dla obu testowanych barwników optymalne spośród testowanych dawek było stężenie kiszonki z kukurydzy w stężeniu 50 mg/dm³ i taka dawka zastosowana została we wszystkich seriach badawczych.

3.4. Wyznaczenie pojemności sorpcyjnej kompostu

Efektywność adsorpcji RB5 oraz BV10 z roztworów wodnych na kiszonce z kukurydzy analizowano na podstawie zależności pomiędzy ilością barwnika adsorbowanego Q (mg/g s.m.), a jego stężeniem równowagowym C (mg/dm³). Do analizy uzyskanych wyników wykorzystano cztery izotermy adsorpcji: Freundlicha, Langmuira, podwójnego Langmuira oraz Redlicha-Petersona.

Model Freundlicha

Jest to izoterma charakteryzująca adsorpcję na powierzchniach niejednorodnych. W teorii Freundlicha liczba zaadsorbowanych cząsteczek przy całkowitym pokryciu powierzchni adsorbenta nie może być większa od liczby miejsc aktywnych, a powstała warstwa izoluje działanie sił adsorpcyjnych umożliwiając powstawanie następnych warstw.

$$Q = k \cdot C^n \quad (1)$$

gdzie: Q – masa adsorbowanego związku (mg/g s.m.), k – stała adsorpcji, C – stężenie adsorbowanej substancji w stanie równowagi (mg/dm³), n – współczynnik rozdziału określający stosunek ilości zaadsorbowanej do ilości pozostałej w roztworze, w stanie równowagi (dm³/g s.m.)

Model Langmuira

W równaniu Langmuira przyjęto, że na powierzchni adsorbentu znajdują się miejsca aktywne, w których sorbują się cząsteczki sorbatu. Wiązanie cząsteczek adsorbentu z miejscem aktywnym może mieć charakter fizyczny lub chemiczny. Zaadsorbowane cząstki tworzą warstwę monomolekularną i nie występuje między nimi żadne wzajemne oddzia-

ływanie. Ilość zaadsorbowanej substancji zależy od pojemności sorpcyjnej monowarstwą (q_{\max}) oraz powinowactwa adsorpcyjnego adsorbentu do adsorbenta (K_c)

$$Q = \frac{q_{\max} \cdot K_c \cdot C}{1 + K_c \cdot C} \quad (2)$$

gdzie: Q – masa adsorbowanego związku (mg/g s.m.), q_{\max} – maksymalna pojemność adsorpcyjna monowarstwy adsorbentu (mg/g s.m.), K_c – stała w równaniu Langmuira, odwrotność stężenia, przy którym uzyskuje się połowę maksymalnej pojemności adsorpcyjnej ($\text{dm}^3/\text{g s.m.}$), C – stężenie adsorbowanej substancji w stanie równowagi [mg/dm^3]

Podwójny model Langmuira

Podwójny model Langmuira uwzględnia fakt, że powierzchnia adsorbentu jest energetycznie niejednorodna i posiada centra adsorpcyjne o różnej energii wiązania cząsteczek adsorbentu. Każdy ich rodzaj opisuje równanie izotermy Langmuira, a miejsca aktywne charakteryzują stałe wynoszące odpowiednio: K_1 , b_1 oraz K_2 , b_2 (3). Podwójne równanie Langmuira, zostało z powodzeniem zastosowane przy interpretacji wyników adsorpcji metali przez osad czynny oraz do oceny adsorpcji metali w glebach.

$$Q = \frac{b_1 \cdot K_1 \cdot C}{1 + K_1 \cdot C} + \frac{b_2 \cdot K_2 \cdot C}{1 + K_2 \cdot C} \quad (3)$$

gdzie: Q – masa adsorbowanego związku (mg/g s.m.), b_1 , b_2 – maksymalna pojemność adsorpcyjna w miejscach aktywnych pierwszego i drugiego rodzaju (mg/g s.m.), K_1 , K_2 – stałe w równaniu Langmuira (dm^3/mg), C – stężenie barwnika w roztworze (mg/dm^3)

Całkowita pojemność adsorpcyjna (b) jest równa sumie maksymalnej pojemności adsorpcyjnej wyznaczonej dla miejsc aktywnych pierwszego i drugiego rodzaju ($b = b_1 + b_2$). Stałe K_1 i K_2 charakteryzują powinowactwo adsorpcyjne do miejsc aktywnych odpowiednio pierwszego i drugiego rodzaju oraz odpowiadają odwrotności stężenia równowagowego, przy którym pojemność adsorpcyjna jest równa ponad połowie maksymalnej pojemności b_1 lub b_2 .

Model Redlicha Petersona

Izoterma Redlicha-Petersona zawiera trzy parametry i łączy model Langmuira z modelem Freundlicha.

$$Q = \frac{K_R \cdot A_R \cdot C}{1 + A_R \cdot C^g} \quad (4)$$

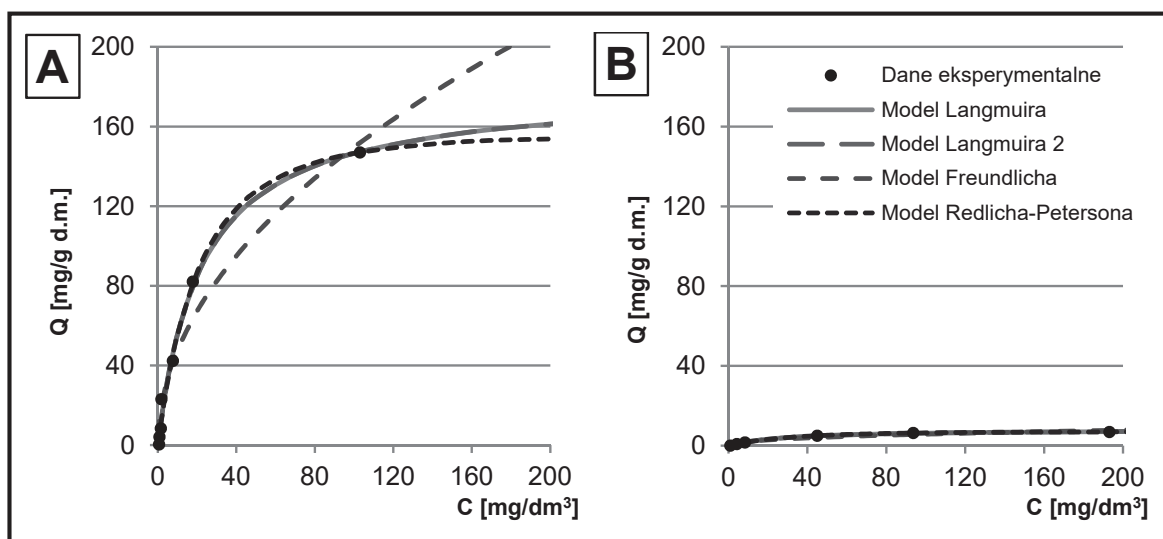
gdzie: Q – masa adsorbowanego związku (mg/g s.m.), K_R – stała w równaniu Redlicha-Petersona ($\text{dm}^3/\text{g s.m.}$) A_R – stała w równaniu Redlicha-Petersona (dm^3/mg), g – stała w równaniu Redlicha-Petersona, zawierająca się pomiędzy 0 and 1, C – stężenie barwnika w roztworze (mg/dm^3)

Stałe w zastosowanych modelach wyznaczono metodą regresji nieliniowej. Wszystkie obliczenia dotyczące maksymalnej pojemności sorpcyjnej adsorbentu zostały przeprowadzone w programie Statistica v 10. Jako miarę dopasowania krzywej (przy wyznaczonych parametrach) do danych eksperymentalnych przyjęto współczynnik R^2 .

Na wykresie 4 przedstawiono uzyskane wyniki eksperymentalne i izotermy a tabeli 2 stałe wyznaczone z równania Freundlicha, Langmuira, Langmuira 2 i Redlicha-Petersona.

Spośród czterech testowanych modeli trzy z nich: Langmuira, Langmuira 2 i Redlicha-Petersona bardzo dobrze opisywały uzyskane wyniki eksperymentalne, jedynie model Freundlicha wykazywał mniejsze dopasowanie do danych doświadczalnych, o czym świadczą wyznaczone wartości współczynnika determinacji R^2 . Do dalszej analizy procesu adsorpcji barwników RB 5 i BV10 na kiszonce z kukurydzy zwyczajnej zastosowane stałe wyznaczone z modelu Langmuira i Landmura 2, ponieważ ich wartości były analogiczne.

Badania wykazały, że spośród dwóch testowanych barwników wyższą pojemność adsorpcyjną kiszonki z kukurydzy zwyczajnej uzyskano dla barwnika kationowego BV10. Maksymalna pojemność adsorpcyjna kiszonki dla barwnika Basic Violet 10 wyniosła 179, 17 mg/g s.m. a w przypadku barwnika anionowego Reactive Black 5 – 79,71 mg/g s.m. (rys. 4, tab. 2).



Rys. 4. Wyniki eksperymentalne i izotermę sorpcji na kiszonce z kukurydzy:
A – BV10; B – RB5

Fig. 4. The experimental results and the sorption isotherms maize silage:
A – BV10, B – RB5

W porównaniu z pojemnościami innych biosorbentów przedstawionymi w literaturze można stwierdzić, że kiszonka z kukurydzy zwyczajnej wykazuje dobre właściwości adsorpcyjne szczególnie w stosunku do barwnika kationowego Basic Violet 10.

Pojemności biosorbentów przedstawione w literaturze w stosunku do barwników zasadowych wykazywały niższą zdolność wiązania np.: trociny cedrowe – 142,36 mg/g s.m. [10], trociny świerkowe zmieszane z gliną – 30,12 mg/g s.m. [19]. W przypadku barwnika anionowego testowane przez innych badaczy biosorbenty o dodatnio naładowanej powierzchni również wykazywały niższą pojemność adsorpcyjną niż analizowana w niniejszej pracy kiszonka z kukurydzy zwyczajnej. Wg badań Osma i in. [15] pojemność sorpcyjna łupin nasion słonecznika dla RB5 wyniosła 0,87 mg/g, natomiast w przypadku skórki po mandarynkach 0,75 mg/g.

Zdolność sorpcyjna kiszonki z kukurydzy zależała od charakteru sorbowanego barwnika. Pojemność adsorpcyjna kiszonki względem barwników kationowych była ponad dwukrotnie wyższa w porównaniu z pojemnością uzyskaną dla barwnika anionowego.

Tabela 2. Stałe wyznaczone z modelu Freundlicha, Langmuira, Langmuira 2 i Redlicha-Petersona**Table 2.** Isotherm parameters determined from model Freundlich, Langmuir, Langmuir 2 and Redlich-Peterson

Model	Stałe w modelu	Basic Violet 10	Reactive Black 5
Langmuir	q max [mg/g.s.m.]	179,17	79,71
	Kc	0,045	0,097
	R²	0,9921	0,973
Langmuir 2	b1+b2 [mg/g.s.m.]	179,17	79,71
	b1 [mg/g.s.m.]	86,93	39,86
	K1	0,045	0,097
	b2 [mg/g.s.m.]	92,24	39,85
	K2	0,045	0,097
	R²	0,9921	0,973
Freundlich	k	15,179	9,071
	n	0,497	0,537
	R²	0,9577	0,9095
Redlich-Peterson	Kr	7,295	7,408
	Ar	0,0259	0,0863
	g	1,094	1,014
	R²	0,9923	0,9736

Kieszonka w roztworach wodnych ze względu na obecność karboksylowych grup funkcyjnych charakteryzuje się ujemnie naładowaną powierzchnią. Z tego powodu adsorbent ten preferuje podczas sorpcji związki posiadające ładunek dodatni (barwniki kationowe). Elektrostatyczne odpychanie utrudnia adsorpcję barwników anionowych [16]. Barwniki anionowe, zawierające kwasowe grupy funkcyjne wykazują z kolei większe powinowactwo do sorbentów zawierających grupy zasadowe, np. do chityny czy chitozanu [6, 9].

4. Podsumowanie

Przeprowadzone badania wykazały, że biosorbent jakim była kiszonka z kukurydzy zwyczajnej *Zea Mays* L. może być dobrym adsorbentem stosowanym do usuwania barwników ze ścieków przemysłowych.

Efektywność usuwania barwników na kiszonce z kukurydzy zależała rodzaju adsorbowanego barwnika. Wyższą skuteczność zaobserwowano w przypadku barwnika kationowego Basic Violet 10 – 179 mg/g s.m. Ilość związanego barwnika anionowego była niższa i wyniosła 79 mg/g s.m.

Niższa efektywność adsorbowania barwnika anionowego mogła wynikać z elektrostatycznego odpychania ujemnych jonów barwnika anionowego RB5 od ujemnie naładowanej powierzchni biosorbentu. Przyciąganie dodatnich jonów barwnika kationowego BV10 przez biosorbent korzystnie wpływało na usuwanie tego barwnika.

Literatura

1. Akar T., Tosun I., Kaynak Z., Ozkara E., Yeni O., Sahin E.N., Akar S.T.: *An attractive agro-industrial by-product in environmental cleanup: Dye biosorption potential of untreated olive pomace*. Journal of Hazardous Materials. 166: 1217–1225 (2009).
2. Aksu Z., Balibek E.: *Effect of salinity on metal-complex dye biosorption by Rhizopus arrhizus*. Journal Environmental Management. 91: 1546–1555 (2010).
3. Anielak A.M.: *Biodegradacja i wpływ wybranych barwników na pracę osadu czynnego*. Monografie 49. WSIŃz. w Koszalinie 1993.
4. Anielak A.M.: *Odbarwianie ścieków poфарbiarskich w procesie współstrącania i sorpcji*. Monografie 50. WSIŃz. w Koszalinie 1995.
5. Klimiuk E., Filipkowska U., Libecki B.: *Coagulation of wastewater containing reactive dyes with the use of polyaluminium chloride (PAC)*. Polish J. Environ. Studies. 8(2): 81–89 (1999).
6. Filipkowska U.: *Adsorption and desorption of Reactive Dyes onto Chitin and Chitosan Flakes and Beads*. Adsorption Science and Technology. 24: 781–795 (2006).
7. Filipkowska U., Rodziewicz J., Krzemieniewski M., Dłuska E.: *Efficiency of Reactive Orange 16 dye removal by ozonation*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 10. 47–56 (2008).
8. Filipkowska U., Rodziewicz J.: *Effect of electric current on adsorption effectiveness on chitin and chitosan*. Environmental Technology. 33(7): 821–827 (2012).

9. **Filipkowska U., Rodziewicz J.:** *Sorption Efficiency Of Acid, Basic And Direct Dyes Onto Chitosan, Fly Ashes Immobilized Onto Chitosan And Modified Sawdust Immobilized Onto Chitosan.* Adsorption Science and Technology. 33(6): 461–471 (2012).
10. **Hamdaoui O.:** *Batch study of liquid-phase adsorption of methylene blue using cedar sawdust and crushed brick.* Journal of Hazardous Materials B135: 264–273, 2006.
11. **Hameed, B.H., Mahmoud, D.K., Ahmad, A.L.:** *Equilibrium modeling and kinetic studies on the adsorption of basic dye by a low-cost adsorbent: Coconut (*Cocos nucifera*) bunch waste.* Journal of Hazardous Materials. 158 (1): 65–72, 2008b.
12. **Ju D.J., Byun I.G., Park J.J., Lee C.H., Ahn G.H., Park T.J.:** *Biosorption of a reactive dye (Rhodamine-B) from an aqueous solution using dried biomass of activated sludge.* Bioresource Technology. 99: 7971–7975 (2008).
13. **Lim S.L., Chu W.L., Phang S.M.:** *Use of *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater.* Bioresource Technology. 101: 7314–7322 (2010).
14. **Oliveira L.S., Franca A.S., Alves T.M., Rocha S.D.F.:** *Evaluation of untreated coffee husks as potential biosorbents for treatment of dye contaminated waters.* Journal of Hazardous Materials. 155: 507–522 (2008).
15. **Osma J.F., Saravia V., Toca-Herrera J.L., Couto S.R.:** *Sunflower seed shells: A novel and effective low-cost adsorbent for the removal of the diazo dye Reactive Black 5 from aqueous solutions.* Journal of Hazardous Materials. 147: 900–905 (2007).
16. **Prado A.G.S., Pertusatti J., Nunes A.R.:** *Aspects of Protonation and Deprotonation of Humic Acid Surface on Molecular Conformation.* Journal of the Brazilian Chemical Society. 22: 1478–1483 (2011).
17. **Won S.W., Yun Y.-S.:** *Biosorptive removal of Reactive Yellow 2 using waste biomass from lysine fermentation process.* Dye and Pigments. 76: 502–507 (2008).
18. **Wysocka I, Giza M.N.:** *Comparison of the results of removing orthophosphates from sewage using the electrocoagulation method and the metal digestion method.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 13. 1915–1925 (2011).
19. **Yeddou N., Bensmaili A.:** *Kinetic models for the sorption of dye from aqueous solution by clay-wood sawdust mixture.* Desalination. 185: 499–508 (2005).

Application of Maize Silage as a Biosorbent for the Removal of Dyes from Aqueous Solutions

Abstract

The aim of this study was to determine the effectiveness of synthetic dyes removal from aqueous solutions with the use of silage from common maize *Zea mays* L. as a biosorbent. Two dyes were used as adsorbates: cationic Basic Violet 10 (BV10) and anionic Reactive Black 5 (RB5).

The silage from common maize *Zea mays* L. originated from the Department of Agrotechnology and Plant Production Management, University of Warmia and Mazury in Olsztyn. Before experiments, the silage was dried at a temp. of 60°C for 12 h and then sieved through a sieve with mesh diameter of 0.25 mm.

The scope of analyses included determinations of: the effect of biosorbent dose on the course of adsorption process, optimal time of dyes adsorption, and correlation between type of dye and effectiveness of the adsorption process.

The effectiveness of RB5 and BV10 adsorption from aqueous solutions onto silage was analyzed based on a correlation between the quantity of adsorbed dye Q (mg/g d.m.), and its equilibrium concentration C (mg/dm³). Results obtained were analyzed with the use of four sorption isotherms: Freundlich, Langmuir, double Langmuir, and Redlich-Peterson. Poorer fit of experimental results to the model was achieved only in the case of Freundlich isotherm. The remaining three models were very well describing the results.

Owing to the presence of negative functional groups like e.g. –COOH and –OH in silage, it has a negative charge in aqueous solutions. This has a beneficial impact on the effectiveness of sorption of positively-charged cationic dyes. In turn, electrostatic repulsion of a negatively-charged surface of a biosorbent and anionic dyes exerts a negative effect on sorption effectiveness. The maximum sorption capacity of silage determined for the cationic dye BV10 was ca. 180 mg/g d.m. and was significantly higher than the sorption capacity assayed for the anionic dye RB5 – ca. 80 mg/g d.m. In comparing the achieved results for the sorption of the analyzed dyes RB5 and BV10 onto maize silage with the effectiveness of dyes sorption on other biosorbents, it may be concluded that the waste maize silage displays very good sorption properties and may be successively applied for dye removal.



Zbiornik retencyjno-przerzutowy jako nowe rozwiązanie przerzutu ścieków opadowych do odbiorników wodnych

Robert Malmur, Maciej Mrowiec
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

Występujące w Polsce w ostatnich latach intensywne opady deszczu w miesiącach letnich, a także szybkie topnienie śniegu, powodują często podtapianie terenów chronionych i przepelnianie istniejących sieci kanalizacyjnych. Wysokie stany napełnienia w odbiornikach wodnych lub brak możliwości odpowiedniego retencjonowania ścieków może być również przyczyną wystąpienia podobnych zagrożeń. Problemy te stworzyły potrzebę szukania nowych rozwiązań retencjonowania ścieków deszczowych oraz sposobów przerzutu ścieków opadowych ze zlewni zurbanizowanych do odbiorników wodnych [9].

Najczęściej odpływ nadmiaru ścieków deszczowych odbywa się grawitacyjnie poprzez kolektory odpływowe, łączące przelewy burzowe z ciekim wodnym [3]. Jako zabezpieczenie przed podtapianiem terenów odwadnianych stosuje się tutaj zawory zwrotne na wylocie kolektora odpływowego [1].

W przypadku, gdy nie możliwy jest odpływ grawitacyjny ścieków, który spowodowany może być np.: wysokim stanem napełnienia odbiornika wodnego podczas wezbrań, ścieki opadowe można odprowadzać przez zastosowanie tak zwanych zbiorników przerzutowych [8, 10].

Zbiorniki retencyjno-przerzutowe mają za zadanie gromadzić odpowiednią objętość ścieków, a następnie przerzucić je do odbiorników wodnych, w przypadku, gdy nie możliwy jest ich odpływ grawitacyjny.

Natomiast grawitacyjne odprowadzanie ścieków do odbiornika, realizowane jest przez umożliwienie ich tranzytowego przepływu przez komory zbiornika retencyjno-przerzutowego. Konstrukcja zbiornika retencyjno-przerzutowego uniemożliwia przepływ wód z odbiornika do sieci kanalizacyjnej podczas trwania wezbrań np. w rzece [5, 12].

2. Stosowane sposoby przerzutu ścieków do odbiornika wodnego

Problem przerzutu ścieków rozwiązywany jest odmiennie w różnych krajach. Znane są rozwiązania w postaci przepompowni stacjonarnych, a także jak np. w Chinach przepompowni ruchomych. Jednak najczęściej odpływ nadmiaru ścieków pochodzących z opadów atmosferycznych odbywa się grawitacyjnie poprzez kolektory odpływowe łączące przelewy burzowe z ciekim wodnym. Skierowanie ścieków bezpośrednio do odbiornika wodnego podczas intensywnych opadów atmosferycznych dokonywane jest przez przelew burzowy. Celem zastosowania przelewów burzowych jest odciążenie oczyszczalni ścieków, a także niedopuszczenie do konieczności stosowania zbyt dużych średnic przewodów kanalizacyjnych [2, 3]. Systemy takie zdają egzamin w sytuacjach, gdy w cieku wodnym nie występują wysokie stany napełnienia lub wtedy, gdy istniejąca sieć kanalizacyjna jest położona stosunkowo wysoko względem odbiornika wodnego. Wówczas to ścieki płynące ciekim wodnym nie mają możliwości cofnięcia się do kolektora odpływowego.

Na wylocie kolektorów odpływowych instaluje się najczęściej zwrotny zawór klapowy, mający na celu niedopuszczenie do podtopienia terenów chronionych. Zawory klapowe uniemożliwiają bowiem wytworzenie się w sieci kanalizacji deszczowej cofki, pochodzącej od wysokich stanów wód w rzece [4]. Jednak w praktyce nie zawsze zawory takie są stosowane, natomiast tam, gdzie zostały zainstalowane, często pozbawione są właściwego nadzoru i konserwacji. W konsekwencji tego ich stan techniczny z reguły uniemożliwia prawidłowe działanie tych zaworów [1].

Niezabezpieczone zamknięciem wyloty kolektorów zrzutowych względnie niesprawnie działające zawory klapowe były w ostatnich latach przyczyną licznych podtopień terenów i dzielnic mieszkalnych w wielu miastach Polski.

Osobnym zagadnieniem jest problem terenów przylegających do rzek bądź sztucznych zalewów, w których na skutek spiętrzenia wyso-

kość słupa wody znajduje się na znacznie wyższym poziomie niż rzędne terenu. Tereny takie położone w depresji w odniesieniu do stałego napełnienia występującego za ochraniającymi je obwałowaniami są pozbawione naturalnych warunków odpływu wód z powierzchni własnej zlewni. W takich przypadkach budowa odpowiednich stacji przerzutu wód do odbiornika wodnego jest absolutną koniecznością. W praktyce realizowane są najczęściej przepompownie w punktach zrzutu ścieków.

W każdym przypadku, jeżeli wody powierzchniowe (zwane również ściekami pochodzącymi z opadów atmosferycznych) odprowadzane będą bezpośrednio do odbiornika wodnego (rzeki), to stosowne zabezpieczenia w postaci klap instalowanych za wałem przeciwpowodziowym od strony rzeki muszą być poddawane bieżącej kontroli i konserwacji. Nie zmienia to faktu, że podczas wezbrania w rzece niemożliwy jest do nich dostęp, jeżeli na przykład zaszłaby taka potrzeba [3].

Wystąpienie w rzece takich stanów napełnień, przy których grawitacyjny odpływ nie jest możliwy, wymusza potrzebę budowy właściwego systemu przerzutowego ścieków terenu chronionego do odbiornika wodnego.

3. Nowoczesne systemy przerzutu ścieków opadowych do odbiorników wodnych

Mało efektywne i często zawodne dotychczas stosowane rozwiązania przerzutu ścieków stały się podstawowymi przesłankami do podjęcia pracy nad nowymi, bardziej skutecznymi rozwiązaniami tego problemu.

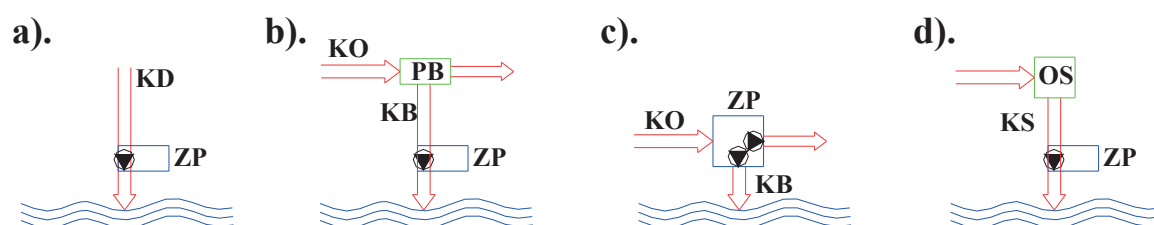
Zbiorniki retencyjno-przerzutowe ścieków opadowych przejęły zadanie efektywnego przerzutu ścieków pochodzących z opadów atmosferycznych do odbiornika wodnego. Przerzuty ścieków następują wówczas, gdy uniemożliwiony jest okresowo lub całkowicie ich grawitacyjny odpływ.

Okresowe uniemożliwienie odpływu ścieków pochodzących z opadów atmosferycznych może być spowodowane wysokimi stanami napełnienia w rzece, które również występują w okresie intensywnych opadów. Natomiast całkowite, gdy odwadniane tereny są depresyjne w stosunku do wysokich stanów napełnienia w odbiorniku, utrzymujących się w wyniku spiętrzenia jego wód [3].

Zbiorniki retencyjno-przerzutowe można zatem stosować w następujących przypadkach [5]:

- w systemie kanalizacji rozdzielczej u wylotów głównych kolektorów sieci deszczowej (rys. 1a),
- w systemie kanalizacji ogólnospławnej u wylotów kanałów burzowych (rys. 1b),
- w systemie kanalizacji ogólnospławnej u wylotów kanałów burzowych z jednoczesnym przepompowaniem ścieków sanitarnych na oczyszczalnię ścieków (rys. 1c),
- w przypadku kolektorów odprowadzających ścieki oczyszczone z oczyszczalni (rys. 1d).

Jednym z nowych rozwiązań przetrzutu ścieków opadowych do odbiorników jest zbiornik, który został przedstawiony w niniejszym artykule.



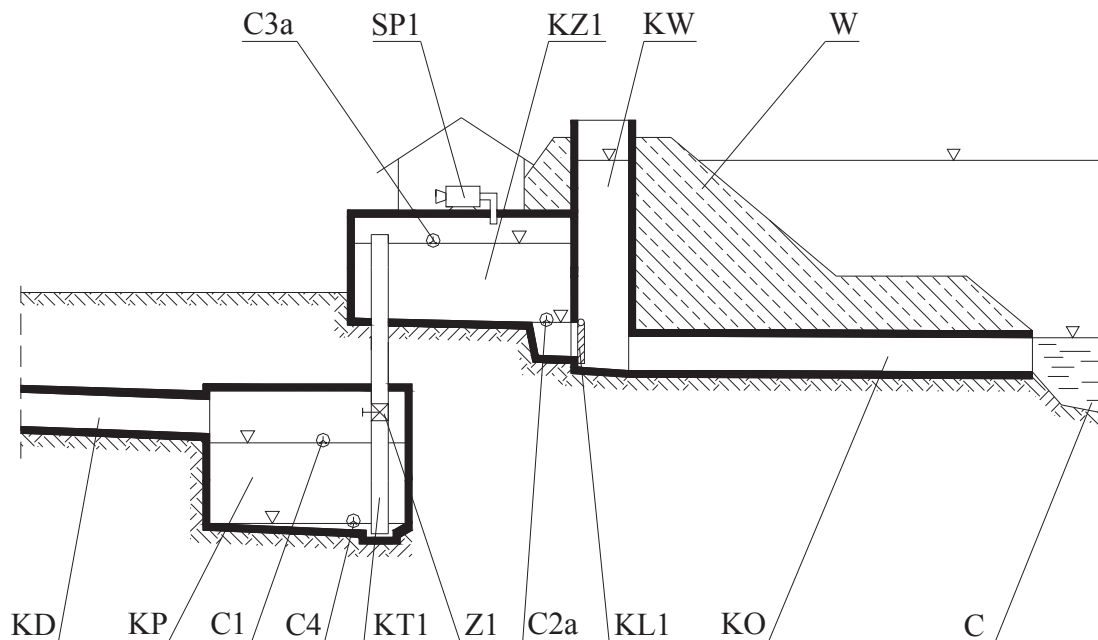
Rys. 1. Schematy podstawowych układów zbiorników współdziałających z różnymi układami sieci kanalizacyjnych; ZP – zbiornik przetrzutowy; ZO – kanał ogólnospławny; KB – kanał burzowy; KD – kolektor deszczowy; PB – przelew burzowy; OS – oczyszczalnia ścieków; KS – kolektor odprowadzający oczyszczone ścieki

Fig. 1. Schemes of basic systems of reservoirs interacting with different systems of sewage systems; ZP – transfer reservoir, ZO – all sewage channel, KB – storm channel, KD – rain collector, PB – storm overflow, OS – wastewater treatment plant, KS – discharge of treated wastewater

4. Budowa zbiornika retencyjno-przerzutowego

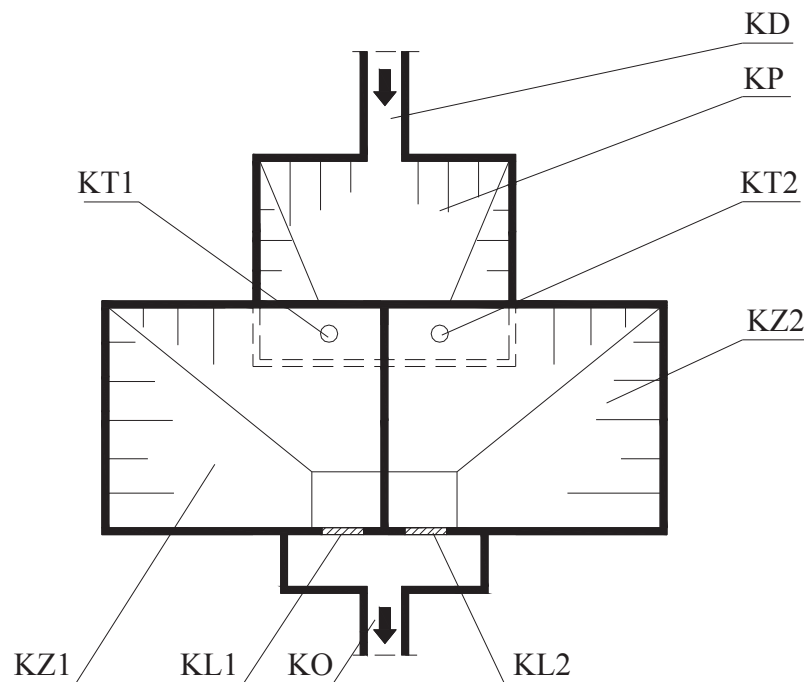
Zbiornik retencyjno-przerzutowy ścieków opadowych zbudowany jest przy korycie odbiornika wodnego, do którego mają być odprowadzone ścieki. Konstrukcja tego zbiornika zlokalizowana jest tuż przy wale przeciwpowodziowym, bądź w ten wał jest wkomponowana [6, 7]. Zbiorniki tego typu mogą być stosowane w sytuacji, kiedy odbiornik wodny usytuowany jest wyżej niż istniejąca kanalizacja i nie możliwe było by bezpośrednie odprowadzenie ścieków do odbiornika.

Ścieki do zbiornika doprowadzane są kolektorem dopływowym (KD) do komory przepływowej (KP) (rys. 2). Na końcu komory przepływowej (KP) zbudowane jest niewielkie zagłębienie, do którego wprowadzone są kanały tłoczące (KT1) i (KT2). Kanały te łączą komorę przepływową (KP) z komorami pompowymi (KZ1), (KZ2) (rys. 3) przez otwory zrobione w przedniej części tych komór. Wysokość kanałów tłoczących (KT1), (KT2) sięga prawie stropu komór pompowych (KZ1), (KZ2). Kanały tłoczące (KT1), (KT2) mają wbudowane w górnej części komory przepływowej (KP) zawory odcinające (Z1), (Z2). Komory pompowe (KZ1), (KZ2) połączone są z komorą wieżową (KW) przez jednokierunkowe zawory klapowe (KL1), (KL2), samoczynnego działania, skierowane przepływem w stronę komory wieżowej (KW).



Rys. 2. Zbiornik retencyjno-przerzutowy ścieków opadowych
Fig. 2. Transfer reservoir of stormwater

Na stropie komór pompowych (KZ1), (KZ2) zamontowane są dwie pompo-sprężarki (SP1), (SP2) połączone przewodami z przestrzenią podstropową tych komór. Pompo-sprężarki (SP1), (SP2) są jednakowej budowy, a ich wydajność jest co najmniej równa obliczeniowemu dopływowi maksymalnemu Q_{dopmax} , występującemu dla danej zlewni. Komory pompowe (KZ1), (KZ2) wykonane są jako gazoszczelne, mają jednakową objętość i zbudowane są obok siebie.



Rys. 3. Rzut z góry zbiornika retencyjno-przerzutowego
Fig. 3. Top view of the transfer reservoir

Komora wieżowa (KW) jest wyższa od pozostałych komór i wznosi się na wysokość, co najmniej równą wysokości korony wału przeciwpowodziowego (W) cieku wodnego (C). Ścieki z komory wieżowej (KW) odprowadzane są do cieku wodnego (C) kolektorem odpływowym (KO). Kolektor odpływowy (KO) ułożony jest stycznie do dna cieku wodnego (C) pod wałem przeciwpowodziowym (W), a wylot kolektora umieszczony jest pod zwierciadłem wody w odbiorniku wodnym (C).

W komorach pompowych (KZ1), (KZ2) i komorze przepływowej (KP) wbudowane są czujniki poziomu ścieków (C1), (C2a), (C2b), (C3a), (C3b), (C4) sterujące pracą pompo-sprężarek (SP1), (SP2). Czujnik (C1) zamontowany jest w komorze przepływowej (KP) na wysokości kilku centymetrów poniżej dna kolektora dopływowego (KD), natomiast czujnik (C4) znajduje się przy dnie tej komory, na wysokości około 5 cm powyżej dolnej części kanałów tłoczących (KT1), (KT2). Czujniki (C2a), (C2b), (C3a), (C3b) wbudowane są w komorach pompowych (KZ1), (KZ2). Dolne czujniki (C2a), (C2b) znajdują się na górnym poziomie zaworu klapowego (KL1), (KL2), a czujniki górne (C3a), (C3b) są na wysokości około 5 cm poniżej górnej części kanałów tłoczących (KT1), (KT2).

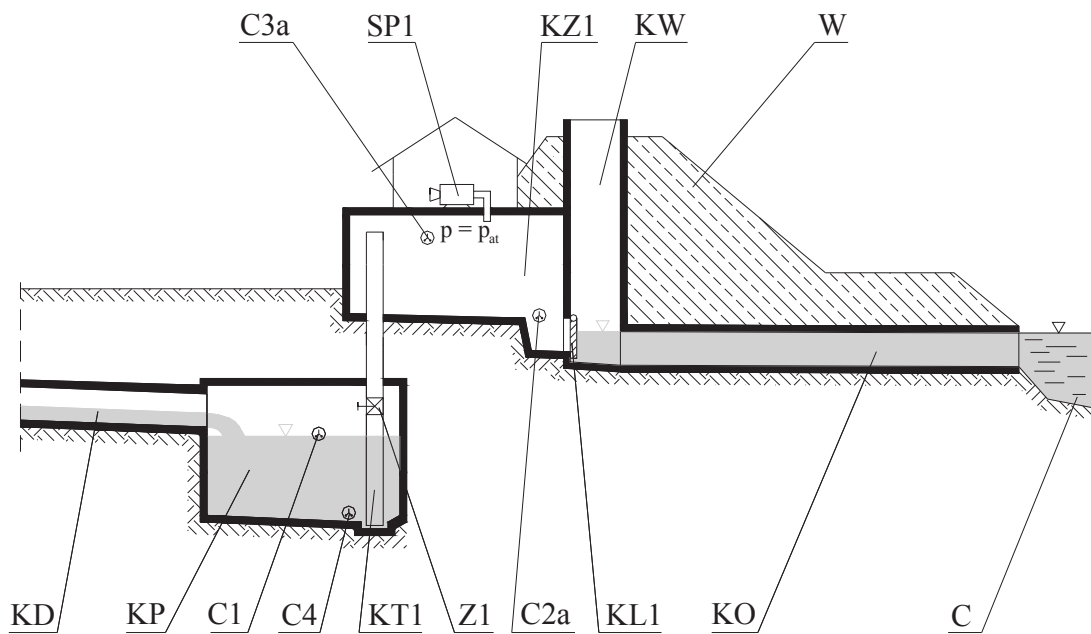
Istotnym elementem konstrukcyjnym zbiornika jest to, że komora przepływowa zbudowana jest poniżej komór pompowych. Rozwiązanie takie sprawia, że ścieki doprowadzane są do komory przepływowej, a stamtąd przez kanały tłoczne do komór pompowych. W zależności od poziomu ścieków w odbiorniku wodnym, ścieki z komór pompowych odprowadzane są grawitacyjnie, bądź też pod ciśnieniem.

5. Zasada działania zbiornika retencyjno-przerzutowego

Ścieki z kanalizacji dopływają kolektorem dopływowym (KD) do komory przepływowej (KP) wypełniając ją do poziomu czujnika (C1) (rys 4). W momencie osiągnięcia tego poziomu włącza się pompo-sprężarka (SP1) stroną ssącą. Pompo-sprężarka (SP1) opróżnia komorę pompową (KZ1) z powietrza znajdującego się w tej komorze, a następnie kanałem tłoczącym (KT1), przy otwartym zaworze odcinającym (Z1), zaczyna wysysać ścieki z komory przepływowej (KP). Zawory klapowe (KL1), (KL2) są zamknięte na skutek parcia słupa wody z komory wieżowej (KW). Ścieki tłoczone kanałem tłoczącym (KT1) wypełniają komorę pompową (KZ1) do czasu osiągnięcia poziomu czujnika (C3a) (rys. 5). Sygnał z czujnika (C3a) powoduje przełączenie pompo-sprężarki (SP1) z ssania na tłoczenie i zamknięcie zaworu odcinającego (Z1) w kanale tłoczącym (KT1). W przestrzeni podstropowej komory pompowej (KZ1) następuje wzrost ciśnienia, powodując otwarcie zaworu klapowego (KL1) i wytłaczanie ścieków do komory wieżowej (KW).

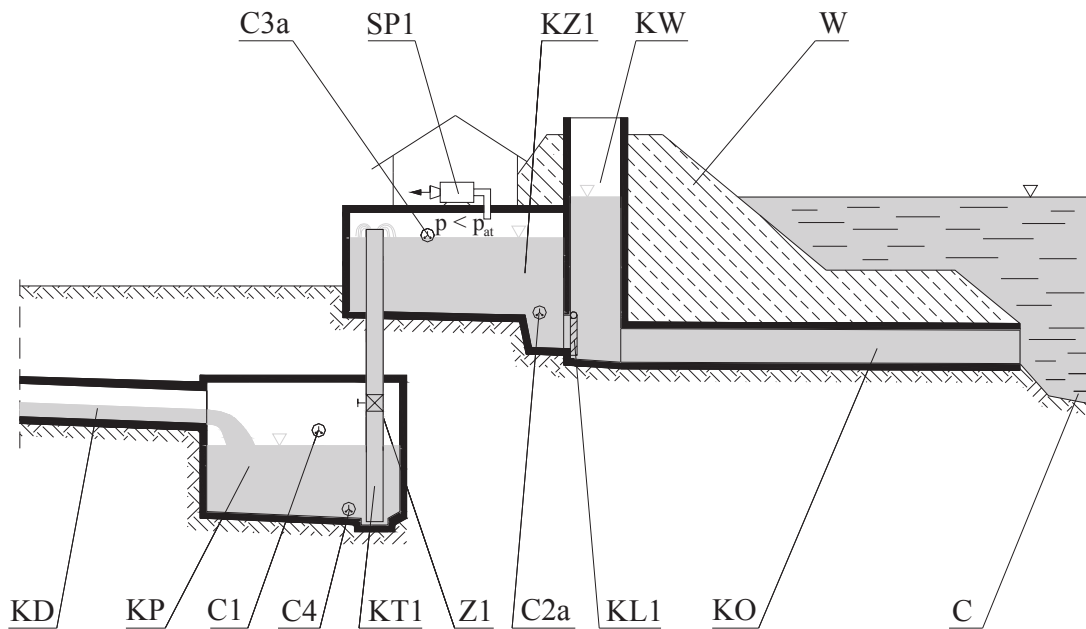
Przy niskim stanie napełnienia w cieku wodnym (C), ścieki same swoim naporem otwierają zawór klapowy (KL1) i przepływają tranzytem przez komorę wieżową (KW), kolektor odpływowy (KO) i wpadają do odbiornika wodnego (C). Natomiast przy podwyższonych stanach, ścieki nie mogą swoim naporem otworzyć zaworu klapowego (KL1) i dlatego uzasadnione staje się użycie pompo-sprężarki (SP1) (rys. 6).

Wydajność pompo-sprężarki (SP1) jest tak dobrana, że umożliwia opróżnianie komory pompowej (KZ1) o natężeniu odpływu nieco większym od dopływu miarodajnego. Pompo-sprężarka (SP1) opróżnia komorę pompową (KZ1) do momentu osiągnięcia poziomu czujnika (C2a) (rys. 7).



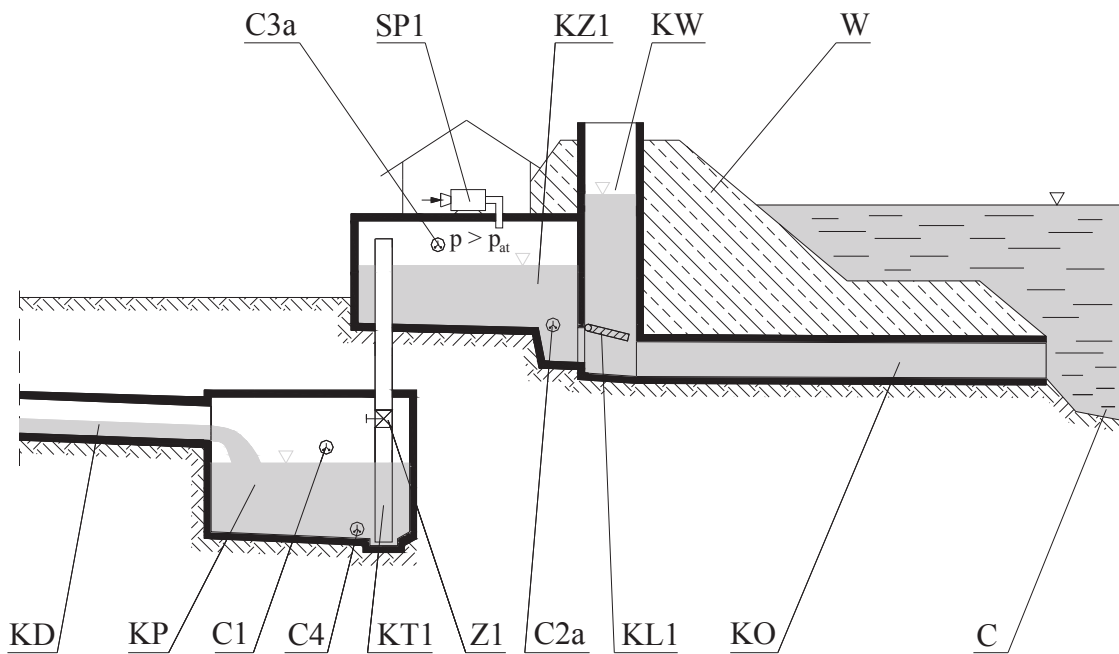
Rys. 4. Wypełnienie komory przepływowej (KP) do poziomu czujnika (C1) w zbiorniku retencyjno-przerzutowym

Fig. 4. Filling the flow chamber (KP) up to the level of the sensor (C1) in the transfer reservoir

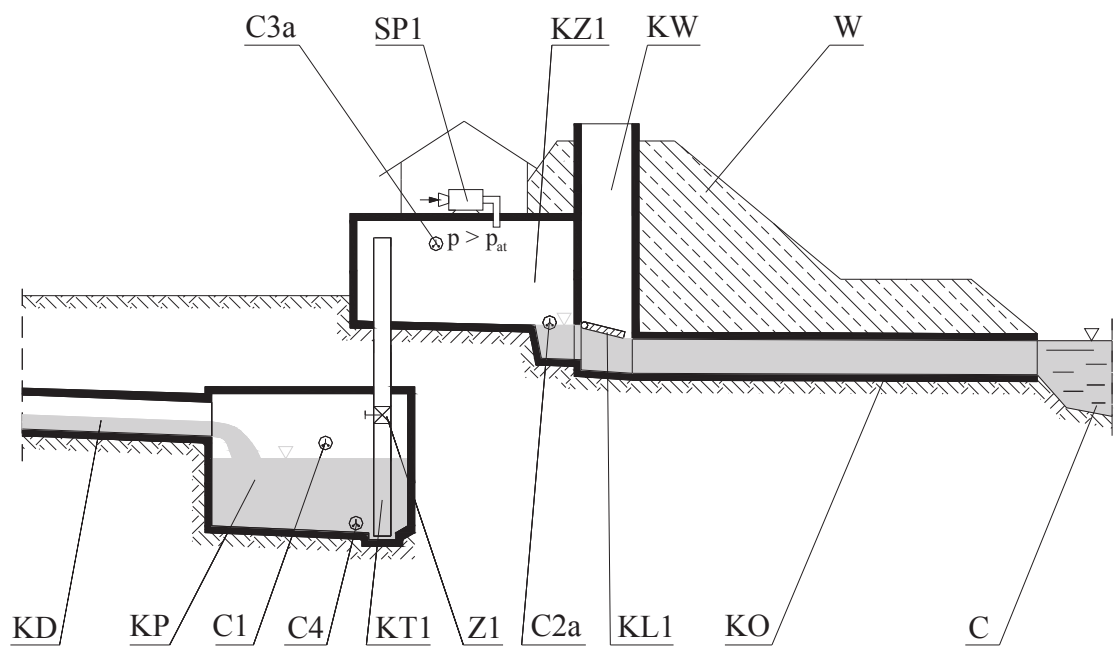


Rys. 5. Wypełnianie komory pompowej (KZ1) do poziomu czujnika (C3a) zbiorniku retencyjno-przerzutowym

Fig. 5. Filling the pump chamber (KZ1) up to the level of the C3a sensor in the transfer reservoir



Rys. 6. Pneumatyczny przepływ ścieków w zbiorniku retencyjno-przerzutowym
Fig. 6. Pneumatic flow of sewage in the transfer reservoir



Rys. 7. Opróżnienie komory pompowej (KZ1) do poziomu czujnika (C2a) w zbiorniku retencyjno-przerzutowym.
Fig. 7. Emptying the pump chamber (KZ1) to the level of the sensor (C2a) in the transfer reservoir

Sygnal z czujnika (C3a) powoduje również, włączenie pompo-sprężarki (SP2) stroną ssącą w komorze pompowej (KZ2). W czasie, kiedy opróżniana jest komora pompowa (KZ1), ścieki z komory przepływowej (KP) wsysane są do komory pompowej (KZ2) przez kanał tłoczący (KT2), przy otwartym zaworze odcinającym (Z2).

Komorą pompową (KZ2) napełniana jest do czasu osiągnięcia poziomu czujnika (C3b), kiedy to pompo-sprężarka (SP2) przełącza się na tłoczenie. Zawór odcinający (Z2) w kanale tłoczącym (KT2) zamyka się nie pozwalając na zbędne straty powietrza. W tym samym czasie komora pompowa (KZ1) została opróżniona do poziomu czujnika (C2a) i ponownie może przyjmować ścieki. Praca komór pompowych (KZ1), (KZ2) przebiega naprzemiennie, to znaczy kiedy jedna jest napełniana to druga jest opróżniana. Pompo-sprężarki (SP1), (SP2) działają do momentu, kiedy ścieki w komorze przepływowej (KP) osiągną poziom czujnika (C4).

Budując tego typu zbiornik przerzutowy należy pamiętać, aby czujnik (C4) znajdował się powyżej dolnej części kanału tłoczącego (KT1), (KT2) zapobiegając niepotrzebnemu wysysaniu powietrza z komory przepływowej (KP). Ścieki z komory przepływowej (KP) po włączeniu pompo-sprężarki sygnałem z czujnika (C1) zostają wysysane z pewnym opóźnieniem spowodowanym tym, że pompo-sprężarka najpierw wysysa powietrze z komory pompowej (KZ1), a dopiero później ścieki. Biorąc pod uwagę ten fakt, należy czujnik (C1) zamontować na takiej wysokości, aby nie dopuścić podczas tego opóźnienia do wypełnienia komory przepływowej (KP) do poziomu dna kolektora dopływowego (KD). Należy także dobrać takie pompo-sprężarki (SP1), (SP2), aby w momencie ich włączenia, czas wysysania powietrza z komór pompowych (KZ1), (KZ2) był jak najkrótszy.

6. Podsumowanie

Dotychczasowe rozwiązania przerzutu ścieków opadowych do odbiorników wodnych w większości miast w Polsce są przestarzałe, zawodne i poza rozbudową wymagają przede wszystkim modernizacji. Zawodność tych systemów przejawia się głównie częstymi podtopieniami istniejących kanalizacji w sytuacji podwyższonych stanów w odbiornikach wodnych [3, 5].

Biorąc pod uwagę ilość prac jakie są do wykonania w zakresie inwestycji komunalnych związanych z odprowadzaniem ścieków, za bardzo ważny i pilny należy uznać problem unowocześnienia metod projektowania i realizacji oraz wprowadzania nowoczesnych, bezpiecznych rozwiązań.

Niezależnie od wielkości zlewni i przyjętego systemu kanalizacji zbiorniki retencyjno-przerzutowe powinny obecnie stanowić jedne z podstawowych elementów współczesnych systemów przerzutu ścieków opadowych do odbiorników wodnych. Budowa tego typu obiektów wymaga znacznych nakładów inwestycyjnych, a właściwa eksploatacja jest możliwa przy zastosowaniu odpowiedniej konstrukcji i wysokiej jakości zespołów ssąco-pompowych, zużywających znaczące ilości energii elektrycznej potrzebnej na podniesienie ścieków z poziomu niższego do wyższego lub do podnoszenia ścieków z równoczesnym ich przerzutem do miejsca zapewniającego grawitacyjny odpływ.

Przedstawiony zbiornik retencyjno-przerzutowy ścieków opadowych z powodzeniem mógłby być zastosowany w modernizacji istniejących systemów kanalizacyjnych, zapewniając niezawodność działania i bardziej efektywne odprowadzanie ścieków, niż systemy stosowane do tej pory. Wszystkie zbiorniki tego typu charakteryzują się podobną budową i zasadą działania, gwarantując, że ścieki mogą być odprowadzane niezależnie od warunków występujących w odbiorniku wodnym. Istotnym elementem w tego typu zbiornikach jest zastosowanie właściwego sposobu sterowania pracą zespołów ssąco-tłoczących.

Zastosowanie zbiornika wymaga dokładnego przeanalizowania danych o zlewni, sieci kanalizacyjnej, urządzeniach i obiektach z nią współdziałających, przy wydatkowaniu minimalnych kosztów na realizację konkretnej inwestycji [11].

Praca naukowa finansowana w ramach BS-PB 401-302/12

Literatura

1. **Błaszczak W., Roman M., Stamatello H.:** *Kanalizacja*. Arkady, Warszawa, 1974.
2. **Fidala-Szope M., Sawicka-Siarkiewicz H., Koczyk A.:** *Ochrona wód powierzchniowych przed zrzutami burzowymi z kanalizacji ogólnospławnej*. IOŚ, Warszawa, 1999.

3. **Geiger W., Dreiseitl H.:** *Nowe sposoby odprowadzania wód deszczowych (New methods of draining storm water)*. PROJPRZEM, Warszawa, pp. 334 (1999).
4. **Gribbin J.:** *Hydraulics and Hydrology for Stormwater Management*. Delmar Learning, 1996.
5. **Łomotowski J.:** *Wody opadowe a zjawiska ekstremalne*. Monograph, Publisher Seidel-Przywecki Sp. z o. o.. pp. 233 (2011).
6. **Malmur R.:** *Analiza hydraulicznego działania zbiornika retencyjno-przerzutowego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 2001–2013 (2011).
7. **Malmur R.:** *Zbiornik przerzutowy ścieków opadowych*. The Polish Patent Office, Patent No. 209453. Warszawa, 2011.
8. **Malmur R., Kisiel A., Mrowiec M., Kisiel J.:** *Hydrauliczne sposoby działania zbiornika retencyjno-przerzutowego*. Technical magazine, Published by University of Krakow, No 1-Ś/2008, volume number 18(105), 107–123 (2008)
9. **Mrowiec M.:** *Efektywne wymiarowanie i dynamiczna regulacja kanalizacyjnych zbiorników retencyjnych*. Monograph No 171, Published by University of Czestochowa, pp. 166 (2009).
10. **Mrowiec M., Kamizela T., Kowalczyk M.:** *Occurrence of first flush phenomenon in drainage system of Czestochowa*, Environment Protection Engineering, Volume: 35 Issue: 2, 73–80 (2009).
11. **Mrowiec M., Kisiel A., Malmur R., Kisiel J.:** *Hydrodynamic Modeling of Tubular Detention Reservoirs Using SWMM5*. Polish Journal of Environmental Studies, vol. 16, no. 2A, part III, 2007.
12. **Wolski P., Wolny L.:** *Effect of disintegration and fermentation of sewage sludge on susceptibility to dehydration*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 1697–1706 (2011).
13. **Zawilski M.:** *Prognozowanie wielkości odpływu i ładunków zanieczyszczeń ścieków opadowych odprowadzanych z terenów zurbanizowanych*. Politechnika Łódzka, Łódź, 1997.

Transfer Reservoir as a Modern Solution of Storm Water Transfer to Water Receivers

Abstract

The methods used in the practice of transferring of the excessive wastewater to the water receivers consist in gravitational outflow with the collector build in the section from water outflow point to the river. The cases of frequent flooding of the stormwater system caused by the lack of sufficient gravitational transfer often forced the users to build pumping stations.

The overview of the used methods of stormwater transfer from the protected drainage basin to the water receiver in the periods of high filling levels did not reveal a solution which would be universal, reliable and widely used in the practice with small adaptive modifications. Therefore, the study discussed the problems of developing of the hydraulic solution for the method of transfer of the wastewater from precipitation to the water receiver to ensure unlimited, gravitational outflow in the periods of lower levels and medium filling states in the river (and forced transfer in the period of suddenly rising levels). The idea of these solutions consists in that the facilities of transfer of the stormwater to the water receiver should be located at the protected side of the drainage basin. These solutions would ensure the possibility of emergency repairs even if high filling levels were on the river. Their shape and the way they are embedded in the natural environment cannot negatively affect the landscape planning.

Implementation of the retention reservoirs in the wastewater system is an essential component of the effective process of control of the outflow of the sludge from the drainage basin. It can be (and in many cases should be) supplemented with the components of the system that guarantee a considerable improvement in reliability of operation and ensure the appropriate efficiency of the assumed system of dewatering of the drainage basin. These components also include transfer reservoir, which adopt the responsibility for transfer of the wastewater from precipitation to water receivers e.g. rivers with high filling levels and also transfer of this wastewater from depressed land with respect to the elevated levels in river.

Transfer reservoirs might also be used for moving a part or the whole flow of the wastewater to the drainage basin with lower filling levels in the areas of higher location with respect to the relieved drainage. Transfer reservoirs can also operate together with sewage treatment plants. One of solutions suggested in this case is that one of the transfer reservoirs transfers the wastewater flowing to the plant to the height demanded by the technological process, whereas after treatment, the second reservoir ensures its transfer to the receiver.

Based on these conditions and problems, the authors developed new solution for transfer reservoirs. The present paper presents the design and principle of operation of one of these solutions.



Ocena przydatności łożupków bentonitowych do usuwania fenolu z roztworów wodnych

Jadwiga Kaleta, Dorota Papciak, Alicja Puszkarewicz
Politechnika Rzeszowska

1. Wstęp

Bentonity są skałami ilastymi, które zbudowane są przede wszystkim z minerałów grupy smektytu (głównie montmorylonitu). Iły bentonitowe różnią się procentowym udziałem innych (poza smektytami) minerałów ilastych.

Minerały grupy smektytów to glinokrzemiany warstwowe o budowie pakietowej. Między pakietami występują kationy wymienne najczęściej Ca^{+2} , Mg^{+2} , a także Na^{+} . Rodzaj dominującego kationu na pozycjach wymiennych determinuje właściwości surowca ilastego, a tym samym kierunek jego wykorzystania. Wspólną cechą skał zasobnych w smektyty jest podatność na dyspergowanie wodą oraz zdolność sorbowania kationów i substancji organicznych [15].

Naturalne glinokrzemiany, ze względu na ich dostępność, niską cenę i wysoki stopień odporności na działanie wody stanowią wyjątkowo korzystny materiał do wypełnień kolumn filtracyjnych. Najbardziej znaczące właściwości tych glinokrzemianów to: skład chemiczny, zachowanie podczas ogrzewania, odporność chemiczna, właściwości sorpcyjne i jonowymienne. Polepszenie właściwości łożupków można uzyskać przez modyfikowanie termiczne i chemiczne.

Fenol i jego pochodne to zanieczyszczenia organiczne często wykrywane w wodach naturalnych.

Fenole są syntetyzowane przez organizmy żywe, mogą powstawać w procesach rozkładu białka, związków humusowych i lignin. Znaczne ich ilości występują w żywicach naturalnych i ropie naftowej.

Źródłem antropogenicznym związków fenolowych są ścieki z zakładów: zgazowywania paliw stałych, przeróbki ropy naftowej, produkcji tworzyw sztucznych, produkcji barwników i środków ochrony roślin, a przede wszystkim ścieki z koksowni i gazowni.

Fenole negatywnie wpływają na środowisko wodne. Cechują się zdolnością do kumulowania w mięsie ryb, nadając im nieprzyjemny zapach i smak. W procesie dezynfekcji wody zawierającej fenole za pomocą chloru gazowego tworzą się chlorofenole, których obecność jest wyczuwalna przez konsumentów wody już przy stężeniach 0,0005–0,001 mg/L. Z tego powodu fenole powinny być usunięte we wcześniejszych etapach uzdatniania wody.

Zanieczyszczenia fenolowe można usuwać z wody w procesach: ekstrakcji z zastosowaniem odpowiednich rozpuszczalników, biologicznej degradacji, chemicznego utleniania, rozkładu fotokatalitycznego, rozkładu enzymatycznego oraz stosując adsorpcję i wymianę jonową [2, 8].

Najlepszą i najbardziej skuteczną metodą oczyszczania wody z fenoli i ich produktów jest adsorpcja na węglach aktywnych. Badano zasadowe węgle aktywne serii CWZ produkowane przez Gryfskand Sp. z o.o. w Hajnówce. Adsorpcja fenolu z zastosowaniem badanych węgli wahała się 35–50 mg/g [8].

Inne badania skoncentrowane były na określeniu skuteczności i mechanizmów adsorpcji pochodnych fenolu na węglu aktywnym WD-extra (powszechnie stosowanym) oraz na sferycznych węglach aktywnych. Zbadano przydatność sferycznych węgli aktywnych, które otrzymywano z aglomeratów węglowych o kształcie kulistym w procesie aglomeracji rozdrobnionego węgla gazowo-koksowego z olejami roślinnymi (rzepakowym i lnianym). Pojemności sorpcyjne dla węgla WD-extra wynosiły 130–190 mg/g, a dla węgli sferycznych 70–150 mg/g [10].

Badano adsorpcję fenolu i jego pochodnych na węglu aktywnym uzyskanym z pestek moreli, wyprażanym w temp. 300–500°C i aktywowanym H₃PO₄. Badania porównawcze wykazały, że zdolność sorpcyjna tego węgla jest porównywalna z innymi gatunkami, a w odniesieniu do niektórych związków nawet nieco większa [4].

Do sorpcji i fotodegradacji fenolu używano węgla aktywnego modyfikowanego dwutlenkiem tytanu (TiO₂). Badane roztwory naświetlano promieniami ultrafioletowymi (UV). Węgla aktywne modyfikowane TiO₂ (zawartość tlenku tytanu wynosiła 46–55%) po 6 h naświetlaniu usuwały fenol w 60–88% [12].

Próbowano zastąpić węgle aktywne innymi adsorbentami: rozdrobnionym koksem, węglem kamiennym, torfem, węglanem wapnia oraz rudą ławkową [9, 13].

Związki fenolowe usuwano skutecznie na żywicy *Amberlite XAD*. Pojemność sorpcyjna dla chlorofenolu była wyższa (2,27 mmol/g) niż dla fenolu (1,50 mmol/g). Regenerację żywicy prowadzono w drodze ekstrakcji (wmywania) z użyciem alkoholu metylowego jako rozpuszczalnika. Po kolejnych procesach desorpcji pojemność adsorpcyjna nie ulegała zmianie [1].

Badania porównawcze dotyczące trzech adsorbentów: węgla aktywnego, modyfikowanej aminami glinki „Clarion” oraz klinoptylolitu wykazały zdecydowaną przewagę węgla aktywnego, niemniej jednak pozostałe adsorbenty mogą być stosowane jako materiały osłaniające węgiel [5].

Do adsorpcji fenolu stosowano bentonity. Pojemność sorpcyjna bentonitu zależała od początkowego stężenia fenolu i wzrastała wraz z jego wzrostem od 0,18 do 0,7 mg/g [3].

Pojemność sorpcyjną bentonitu naturalnego udało się zwiększyć do 16 mg/g przez jego modyfikacje za pomocą cykloheksanu, polikationuglinu lub związku powierzchniowo czynnego [2, 11].

Do sorpcji fenolu używano również naturalnego oraz modyfikowanego montrimoryllonitu. Modyfikacja polegała na traktowaniu związkiem zawierającym pirydynę. Zmniejszenie fenolu na glince nie modyfikowanej wynosiło około 70–75%, a na modyfikowanej 93–99% [14].

2. Cel pracy

Na podstawie teoretycznego rozeznania założono, że na przebieg i efektywność procesu adsorpcji powinny wpływać następujące czynniki:

- rodzaj i dawki stosowanych adsorbentów,
- sposób prowadzenia procesu,
- odczyn roztworów wyjściowych (adsorptywów).

Oceny przydatności badanych próbek do adsorpcji fenolu dokonano na podstawie wartości pojemności adsorpcyjnych wyznaczonych w warunkach nieprzepływowych (statycznych) i przepływowych (dynamicznych). Po uwagę wzięto również wysokości frontu adsorpcji i prędkości przesuwania się strefy wymiany masy.

3. Metodyka badań

Jako materiał adsorpcyjny stosowano iłołupki z Pogórza Dynowskiego zawierające głównie montmorylonit (75%) z domieszką illitu (tabela 1).

Tabela 1. Skład chemiczny iłołupków bentonitowych
Table 1. Characteristic of bentonite clays

Składnik	Zawartość w %
SiO ₂	60,6
Al ₃ O ₃	17,6
Fe ₂ O ₃	7,0
MgO	2,4
CaO	1,3
Straty prażenia	6,3
Inne domieszki	4,8

Do badań użyto próbki następujących iłołupków: naturalnego, aktywowanego kwasem solnym (HCl), kwasem siarkowym (H₂SO₄) oraz węglanem sodu (Na₂CO₃). Uziarnienie adsorbentów wynosiło 0,3–1,4 mm. Aktywację i przygotowanie próbek przeprowadził Zakład Przetwórstwa Surowców Mineralnych w Jaśle, a dostarczone zostały przez firmę CELPAP Sp. z o.o. z siedzibą w Wieliczce. Przeprowadzone wcześniej badania wykazały, że wymywane z tak przygotowanych iłołupków zanieczyszczenia mają niewielki wpływ na jakość wody czystej [7]. Jako adsorptywy stosowano wodne roztwory fenolu o stężeniach C₀ = 20,00 mg/L, sporządzone na bazie wody destylowanej. Odczyn tak sporządzonego roztworu wynosił 7,0. Oznaczenie stężenia fenolu wykonywano metodą pośrednią przez pomiar absorbancji przy długości fali $\lambda = 254$ nm na spektrofotometrze UV-1601 (VisibleSpectrofotometr) firmy Shimadzu. Stosowano kuwety kwarcowe o grubości warstwy absorbującej 10 mm. Przed pomiarami właściwymi sporządzono krzywą wzorcową, a zależność między stężeniem fenolu F a absorbancją A określono następującym wzorem (1):

$$F = \operatorname{tg} 30 \cdot A, \operatorname{tg} 30 = 0,577, \text{ czyli } F = 0,577 \cdot A \quad (1)$$

W celu ustalenia zakresu dawek adsorbentów do 5 kolbek stożkowych zawierających po 300 cm³ roztworu wyjściowego fenolu wprowadzano odpowiedni ilość adsorbentu w ilościach: 1 g/L, 3 g/L, 5 g/L, 8 g/L i 10 g/L. Czas wytrząsania wynosił $t = 30$ minut. Po 2 godzinnej dekantacji wykonywano oznaczenia kontrolne.

Kinetykę adsorpcji wyznaczano przy dawce ilości adsorbentu $D = 5,0$ g/L. Do szeregu kolbek stożkowych zawierających po 300 cm³ roztworu fenolu dodawano odpowiedni sorbent i wstrząsano przez 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 120 i 180 min. Czas klarowania wynosił 2 godziny. Oznaczenia kontrolne wykonywano w zdekantowanych roztworach.

Wpływ odczynu roztworów adsorpcyjnych na proces adsorpcji badano stosując sorbenty i dawki takie jak przy wyznaczaniu kinetyki adsorpcji. Wartość pH zmieniano w granicach 5–10. Czas wstrząsania wynosił 60 min a czas dekantacji 2 godziny.

Ocenę wpływu temperatury roztworu adsorpcyjnego na proces adsorpcji realizowano stosując dawki i warunki prowadzenia procesu jak przy wyznaczaniu wpływu odczynu. Temperatury roztworu wyjściowego wynosiły: 5, 10, 15 i 20°C.

W celu wyznaczenia izoterm adsorpcji do 8 kolbek stożkowych zawierających po 300 cm³ roztworu modelowego dodawano wzrastające dawki adsorbentów od 1 g/L do 8 g/L. W próbkach ustalano temperaturę na poziomie 15°C, osłaniano je materiałem izolacyjnym i wstrząsano 60 min. Następnie pozostawiano je na 2 godziny i w zdekantowanych roztworach oznaczano fenol.

Warunki dynamiczne realizowano metodą filtracji kolumnowej. Kolumny adsorpcyjne wykonane były ze szkła organicznego o średnicy 32 mm. Wysokość wypełnienia wynosiła 750 mm, a ilość adsorbentów w kolumnie wynosiła 500 g. Filtrację prowadzono z góry do dołu. Na początku każdego cyklu filtracyjnego zmieniano prędkości filtracji, wynosiły one kolejno: 6, 8, 12, 18 i 20 m/h i ustalano prędkość optymalną. Po każdej godzinie pracy złoża pobierano próbki do wykonania oznaczeń kontrolnych. Filtracja trwała każdorazowo do momentu wyczerpania złoża, tj. takiego punktu, w którym stężenie w wycieku równe się ze stężeniem roztworu początkowego.

4. Wyniki badań i ich omówienie

Stężenie fenolu w roztworze modelowym znacznie przekraczało stężenia notowane w wodach naturalnych, ale zastosowano je w celu opisu procesu adsorpcji i wyznaczenia pojemności adsorpcyjnych. Uzyskane wyniki należy traktować jako wartości względne, które pozwalają na porównanie właściwości adsorbentów.

Wpływ dawek D_a stosowanych adsorbentów na proces adsorpcji fenolu przedstawia tabela 2.

Tabela 2. Wpływ dawek adsorbentów na proces adsorpcji, $C_0 = 20,00$ mg/L, pH = 7,0, t = 30 min

Table 2. Effect of dose of sorbents on adsorption process

Dawki adsorbentów w g/L	Stężenie fenolu w mg/L			
	Iłolupek naturalny	Iłolupek aktywowany HCl	Iłolupek aktywowany H ₂ SO ₄	Iłolupek aktywowany Na ₂ CO ₃
1	16,88	14,05	14,99	17,80
3	14,34	13,06	13,45	16,23
5	7,35	6,99	7,05	10,95
8	5,25	4,23	4,55	6,22
10	4,91	4,03	4,01	5,59

W badaniach kinetyki adsorpcji i wpływu odczynu zastosowano dawkę $D_a = 5$ g/L, ponieważ z jej zastosowaniem otrzymano znaczące zmniejszenie fenolu. Natomiast do wyznaczenia izoterm adsorpcji dawki iłolupków zmieniano od 1 g/L do 8 g/L.

Wpływ czasu kontaktu (wyrząsania) na proces adsorpcji podano w tabeli 3.

Badania wpływu czasu kontaktu w procesie adsorpcji z zastosowaniem stałych dawek iłolupków dostarczyły informacji, że proces przebiega dość szybko. Równowaga adsorpcyjna ustalała się po 2 godzinach, ale proces przebiegał z największą intensywnością w ciągu 60 min. W dalszych badaniach jako optymalny czas wyrząsania przyjęto 60 min.

Wpływ odczynu roztworu fenolu na proces adsorpcji podano w tabeli 4. Odczyn roztworu adsorptywu miał wpływ na proces adsorpcji. Większą efektywność usuwania fenolu uzyskano przy odczynach

z zakresu 5,0–7,0. Pogorszenie skuteczności zanotowano przy odczynach powyżej 8,0.

Tabela 3. Wpływ czasu kontaktu na proces adsorpcji, $C_0 = 20,00$ mg/L, pH = 7,0, $D_a = 5$ g/L

Table 3. Effect of contact time on adsorption process

Czas kontaktu w min.	Stężenie fenolu w mg/L			
	Ilość naturalny	Ilość aktywowany HCl	Ilość aktywowany H ₂ SO ₄	Ilość aktywowany Na ₂ CO ₃
10	9,39	8,66	9,05	12,99
20	8,07	7,78	7,99	12,55
30	7,67	7,09	6,97	11,34
60	7,35	6,99	7,05	10,95
80	7,29	6,98	6,99	10,94
100	7,32	6,98	6,99	10,92
120	7,33	6,97	6,98	10,92
180	7,34	6,97	6,98	10,92

Wraz ze wzrostem temperatury efektywność procesu adsorpcji zmniejszała się. Fakt ten wskazuje na fizyczny charakter procesu. Temperatura sporządzanego roztworu wyjściowego oscylowała wokół 15°C, dlatego taką temperaturę przyjęto do sporządzania izoterm i taką temperaturę miał roztwór kierowany na złoża adsorpcyjne.

Wpływ temperatury roztworu wyjściowego na proces adsorpcji podano w tabeli 5.

Wyniki uzyskane w badaniach prowadzonych w warunkach statycznych opisano równaniami izoterm Freundlicha, Langmuira i BET. Izotermy Langmuira i BET w sposób niezadowalający opisywały zachodzące procesy; współczynniki korelacji zmieniały się w zakresie 0,50–0,70. Najlepszą okazała się izoterma Ferundlicha, dla której współczynnik korelacji R^2 wynosił od 0,8957 do 0,9575 (tab. 6).

Równanie Freundlicha ma następującą postać, wzór (2):

$$X/m = K \cdot C^{1/n} \quad (2)$$

gdzie:

X – ilość usuniętego fenolu wyliczona z różnicy stężenia początkowego C_0 (mg/l) i stężenia równowagowego C (mg/l),

m – masa adsorbenta (g/l),
 K i n – stałe izotermy.

Tabela 4. Wpływ pH roztworu wyjściowego na proces adsorpcji,
 $C_0 = 20,00$ mg/L, $D_a = 5$ g/L, $t = 60$ min

Table 4. Effect of pH adsorbate solutions on adsorption process

Odczyn pH	Stężenie fenolu w mg/l			
	Iłolupek naturalny	Iłolupek aktywowany HCl	Iłolupek aktywowany H ₂ SO ₄	Iłolupek aktywowany Na ₂ CO ₃
5,0	6,88	6,12	6,36	9,45
6,0	7,13	6,45	6,85	10,32
7,0	7,35	6,99	7,05	10,95
8,0	8,22	7,66	7,98	11,07
9,0	9,46	8,67	9,04	12,45
10,0	10,12	9,87	10,01	12,96

Tabela 5. Wpływ temperatury roztworu wyjściowego na proces adsorpcji,
 $C_0 = 20,00$ mg/L, $D_a = 5$ g/L, pH = 7,0, $t = 60$ min

Table 5. Effect of temperature adsorbate solutions on adsorption process

Temperatura w °C	Zmniejszenie fenolu w %			
	Iłolupek naturalny	Iłolupek aktywowany HCl	Iłolupek aktywowany H ₂ SO ₄	Iłolupek aktywowany Na ₂ CO ₃
5	69,1	70,5	72,1	53,8
10	66,3	68,2	69,9	48,5
15	63,2	65,1	64,8	45,2
20	61,3	62,5	62,8	41,7

Po zlogarytmowaniu równanie Freundlicha przyjmuje postać liniową, równanie (3):

$$\log (X/m) = \log K + (1/n) \cdot \log C. \quad (3)$$

Izotermy Freundlicha wyznaczono w formie liniowej, aproksymowano je metodą najmniejszych kwadratów, opisano równaniami matematycznymi i na ich podstawie wyznaczono stałe K i n (rys. 1, tab. 6).

Wyznaczone stałe izoterm posłużyły do obliczenia pojemności adsorpcyjnych iłolupków P_s dla założonego stężenia równowagowego fenolu $C = 2,00$ mg/L (tab. 7).

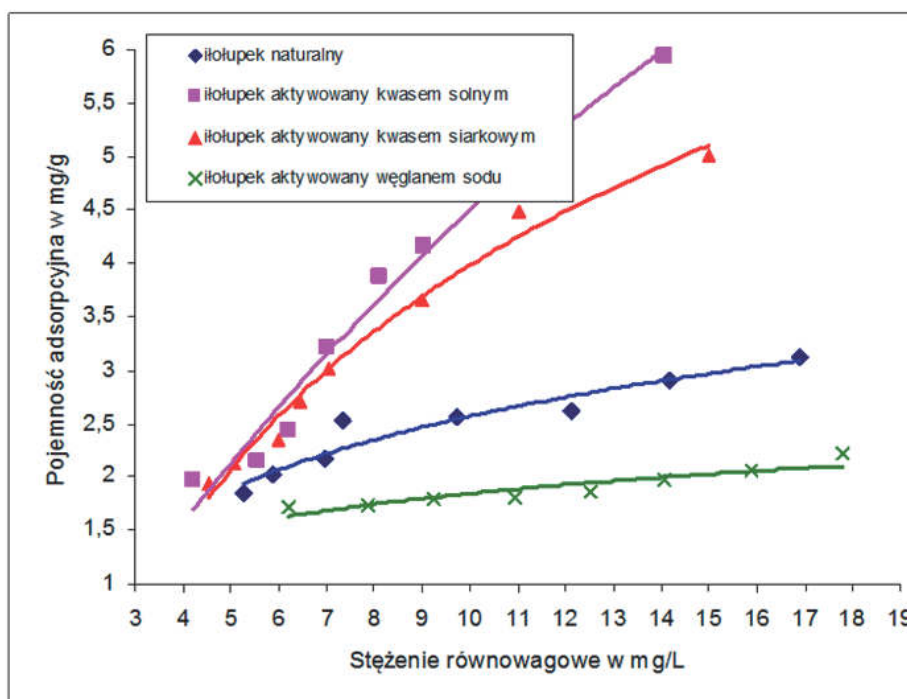
Tabela 6. Stałe izoterm adsorpcji Freundlicha, $C_0 = 20,00 \text{ mg/L}$, $\text{pH} = 7,0$
Table 6. Constants of Freundlich adsorption isotherms

Rodzaj łożypku	Stałe izoterm Freundlicha		Współczynnik korelacji R^2
	K	n	
Naturalny	0,562	2,490	0,9073
Aktywowany HCl	1,252	1,059	0,9541
Aktywowany H_2SO_4	1,033	1,209	0,9575
Aktywowany Na_2CO_3	0,433	4,470	0,8957

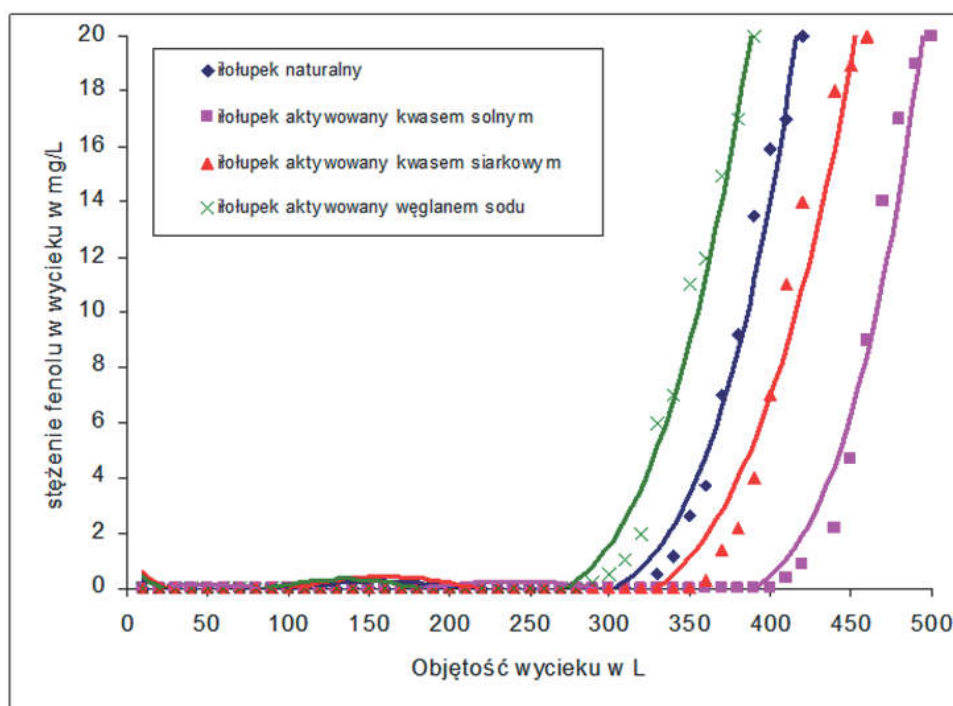
Analizując przebieg izoterm (rys. 1) można stwierdzić, że łożypki aktywowane kwasami są znacznie lepszymi adsorbentami od pozostałych adsorbentów.

Podczas filtracji kolumnowej przy prędkościach 6, 8, 12 m/h stężenie fenolu w wycieku wynosiło 0,00 mg/L. Przy prędkościach 18 i 20 m/h w wycieku notowano śladowe ilości fenolu. Wobec powyższego jako prędkość optymalną wybrano 12 m/h.

Badania przeprowadzone w warunkach dynamicznych opisano izoplanami (krzywymi przebiecia) (rys. 2).



Rys. 1. Izotermy adsorpcji fenolu, $C_0 = 20,00 \text{ mg/L}$, $\text{pH} = 7,0$
Fig. 1. Adsorption isotherms of phenol



Rys. 2. Izoplany adsorpcji (krzywe przebiccia), $C_0 = 20,00$ mg/L, pH = 7,0
Fig. 2. Adsorption breakthrough curves (isoplanes)

Na podstawie sporządzonych izoplan wyznaczono pojemności sorpcyjne całkowite P_c i użyteczne P_u badanych sorbentów (tab. 7).

Całkowitą pojemność adsorpcyjną (do punktu wyczerpania) oraz użyteczną pojemność adsorpcyjną (do punktu przebiccia) wyliczono na podstawie izoplan, które opisano równaniami matematycznymi (4–7):

Iłolupek naturalny

$$y = 7E-12x^5 - 1E-9x^4 - 1E-06x^3 + 0,0004x^2 - 0,0319x + 0,563 \quad (4)$$

Iłolupek aktywowany HCl

$$y = 2E-11x^5 - 1E-08x^4 + 5E-06x^3 - 0,0007x^2 + 0,0381x - 0,5245 \quad (5)$$

Iłolupek aktywowany H₂SO₄,

$$y = 1E-12x^5 + 3E-09x^4 - 2E-06x^3 + 0,0006x^2 - 0,0437x + 0,7983 \quad (6)$$

Iłolupek aktywowany Na₂CO₃,

$$y = -7E-12x^5 + 1E-08x^4 - 75E-06x^3 + 0,0011x^2 + 0,0661x + 0,9822. \quad (7)$$

Współczynniki korelacji R^2 dla sporządzonych izoplan oscylowały wokół wartości 0,98

Na podstawie wyznaczonych równań izoplan obliczono całkowitą (P_c) i użyteczną $P(u)$ pojemność sorpcyjną, ustalając punkt przebiecia złoża na poziomie $0,00 \text{ mg/dm}^3$ (tab. 7). Obliczenia wykonano zgodnie ze schematem przedstawionym na rys. 3.

Całkowitz pojemność adsorpcyjną $P_c(\text{mg/g})$, badanych materiałów wyznaczono według wzoru (8):

$$P_c = O_c : M \quad (8)$$

gdzie:

M – masa adsorbentu w złożu filtracyjnym [g].

Całkowitz ilość zatrzymanego w złożu fenolu O_c , obliczono ze wzoru (9):

$$O_c = P_{DFBA} - P_{DFB} = P_{DFBA} - \int_D^F f(x) \quad (9)$$

gdzie:

P_{DFBA} – pole obrazujące ilość związków wprowadzonych do układu filtracyjnego (do punktu wyczerpania złoża, $C = C_0$),

P_{DFB} – pole obrazujące ilość związków, które nie zostały zatrzymane na złożu (do punktu wyczerpania złoża, $C = C_0$).

Użyteczną pojemność adsorpcyjną P_u (mg/g), obliczono według wzoru (10):

$$P_u = O_u : M \text{ [mg/g]} \quad (10)$$

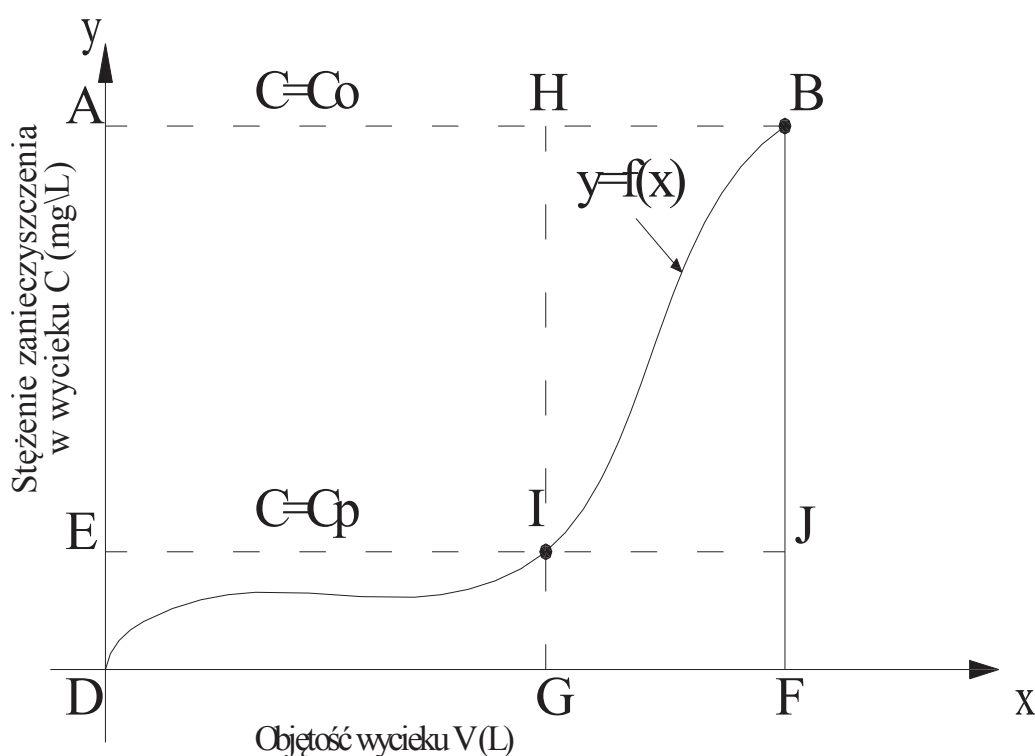
Ilość fenolu zatrzymanego do punktu przełamania O_u obliczono według wzoru (12):

$$O_u = P_{DGHA} - P_{DGI} = P_{DGHA} - \int_D^G f(x) \quad (11)$$

gdzie:

P_{DGHA} – pole obrazujące ilość związków wprowadzonych do układu filtracyjnego (do punktu przebiecia złoża, $C = C_p$),

P_{DGI} – pole obrazujące ilość związków, które nie zostały zatrzymane na złożu (do punktu przebiecia złoża, $C = C_p$).



Rys. 3. Rysunek pomocniczy do obliczenia całkowitej i użytecznej pojemności adsorpcyjnej [6]

Fig. 3. Supporting drawing for calculation of total and usable adsorptive capacity [6]

Tabela 7. Pojemności adsorpcyjne badanych adsorbentów, $C_0 = 20,00$ mg/L, pH = 7,0

Table 7. Adsorption capacities of used materiale

Rodzaj iłóupku	Pojemności adsorpcyjne (mg/g) określone w warunkach		
	statycznych Ps	dynamicznych	
		Pu	Pc
Naturalny	0,74	12,8	15,9
Aktywowany HCl	2,41	16,0	19,6
Aktywowany H ₂ SO ₄	1,83	14,8	18,8
Aktywowany Na ₂ CO ₃	0,50	11,6	15,2

Najlepszymi właściwościami adsorpcyjnymi w stosunku do fenolu charakteryzują się iłóupki aktywowane kwasami.

Z krzywych wyjścia (izoplan) odczytano czas pracy złoża do punktu przebiccia t_p i do wyczerpania t_w oraz wyznaczono współczynnik sferyczności krzywych wyjściowych φ , a następnie wyliczono wysokość frontu adsorpcji H_o oraz prędkość przesuwania się strefy wymiany masy u (tab. 8).

Tabela 8. Wysokość frontu adsorpcji fenolu na łożyskach oraz prędkość przesuwania się strefy wymiany masy, $C_o = 20,00$ mg/L, pH = 7,0

Table 8. The heights of adsorption fronts and the mass exchange moving rates

Rodzaj łożyska	Współczynnik sferyczności krzywych wyjściowych, φ	Wysokość frontu adsorpcji H_o , cm	Prędkość przesuwania się frontu wymiany masy u , cm/min.
Naturalny	0,532	20,09	0,033
Aktywowany HCl	0,622	16,22	0,027
Aktywowany H_2SO_4	0,631	17,32	0,029
Aktywowany Na_2CO_3	0,598	23,86	0,036

Strefy przenikania masy obliczono stosując równanie Michaela i Treybala (12):

$$H_o = H \frac{t_w - t_p}{t_w - (1 - \varphi) \cdot (t_w - t_p)} \quad (12)$$

gdzie:

H_o – wysokość frontu adsorpcji, cm,

H – wysokość złoża adsorbentu, cm,

t_w – czas pracy złoża do punktu wyczerpania, min,

t_p – czas pracy złoża do punktu przebiccia, min,

φ – współczynnik sferyczności krzywych wyjściowych wyliczono

poprzez podzielenie powierzchni prostokąta HBIJ – $\int_G^F f(x) dx$

przez powierzchnię prostokąta HBIJ (rys. 3).

Prędkość przesuwania się strefy wymiany masy u (cm/min) obliczono wg wzoru (13):

$$u = H_0 / (t_w - t_p). \quad (13)$$

Najlepszymi właściwościami adsorpcyjnymi charakteryzują się materiały posiadające niższe wysokości frontów wymiany masy H_0 oraz mniejsze prędkości ich przesuwania się wzdłuż wysokości złoża.

Biorąc pod uwagę powyższe parametry oraz wartości pojemności adsorpcyjnych wyznaczonych w warunkach nieprzepływowych (statycznych) i przepływowych można testowane iłolupki uszeregować następująco:

aktywowany kwasem solnym > aktywowany kwasem siarkowym > naturalny > aktywowany węglanem sodu.

Wartości pojemności adsorpcyjnych wyznaczone w warunkach statycznych na podstawie izoterm są znacznie mniejsze od wartości obliczonych na podstawie izoplan adsorpcji, które zostały wyznaczone w warunkach przepływowych. Jest to zgodne z przyjętym modelem adsorpcji. Podczas badań prowadzonych w warunkach statycznych równowaga adsorpcyjna ustaliła się raz i ograniczała dalsze możliwości sorpcji zanieczyszczeń. Prowadzenie sorpcji jednostopniowej wymaga większych dawek adsorbentów, przy czym ich zdolności sorpcyjne nie są całkowicie wykorzystane. Adsorpcję w warunkach dynamicznych można porównać do procesu prowadzonego w warunkach statycznych, gdzie sorbent dodawany jest porcjami (proces stopniowany) i przez to uzyskuje się lepsze wykorzystanie właściwości sorpcyjnych.

5. Wnioski

- Całkowita równowaga adsorpcyjna pomiędzy adsorbentami a adsorptywem ustalała się w ciągu 2 godzin, ale proces zachodził najintensywniej w ciągu pierwszych 60 minut.
- Wartość odczynu roztworów adsorptywów miała znaczny wpływ na proces adsorpcji. Adsorpcja fenolu zachodziła najlepiej w środowisku o pH w zakresie 5,0–7,0, znaczne pogorszenie zanotowano przy pH powyżej 8,0.
- Izoterma Freundlicha najlepiej opisywała zachodzące procesy adsorpcji. Analiza stałych tej izotermy wykazała, że najlepszymi adsorbentami są iłolupki aktywowane kwasami. Podobną zależność potwierdziły wartości pojemności adsorpcyjnych wyznaczonych w warunkach statycznych. Stwierdzona w badaniach prowadzonych w warunkach statycznych zgodność prawie wszystkich danych empirycznych z równaniem Freundlicha wskazuje na fizyczny charakter badanych zjawisk.

- Wyznaczone w warunkach przepływowych użyteczne pojemności adsorpcyjne badanych łożupków bentonitowych wahały się od 11,6 mg/g do 16,0 mg/g.
- Biorąc pod uwagę wysokości frontów adsorpcji i prędkości przesuwania się strefy wymiany masy oraz wartości pojemności adsorpcyjnych wyznaczonych w warunkach nieprzepływowych i przepływowych można testowane adsorbenty uszeregować następująco:

aktywowany kwasem solnym > aktywowany kwasem siarkowym > naturalny > aktywowany węglanem sodu.

- Najniższe wysokości warstwy wymiany masy oraz najmniejsze prędkości przesuwania się frontu adsorpcji posiadały łożupki aktywowane kwasami, co potwierdza ich lepsze właściwości adsorpcyjne określone na podstawie wcześniejszych badań.
- Wysokości frontu adsorpcji były niższe od wysokości złoża filtracyjnego, co świadczy o dużej skuteczności testowanych łożupków bentonitowych w usuwaniu fenolu.

Literatura

1. **Abhuri, K.:** *Adsorption of phenol and p-chlorophenol from their single and bisolute aqueous solutions on Amberlite XAD – 16 resin.* Journal of Hazardous Materials, 105, 143–156 (2003).
2. **Al-Asheh, S., Banat, F., and Abu-Aitah, L.:** *Adsorption of phenol using different types of activated bentonites.* Separation Purification Technology, 33, 1–10 (2003).
3. **Banat, F.A., Al-Bashir, B., Al-Asheh, S., Hayajneh O.:** *Adsorption of phenol by bentonite.* Environmental Pollution 107, 391–398 (2000).
4. **Daifullah, A.A.M., and Girgis, B.S.:** *Removal of some substituted phenols by activated carbon obtained from agricultural waste.* Water Research 32(4), 1169–1177 (1998).
5. **Kaleta J.:** *Removal of phenol from aqueous solution by adsorption,* Canadian Journal of Civil Engineering, 33, 546–551 (2006).
6. **Kaleta J.:** *Removal of methylene blue from aqueous solution by adsorption,* Archives Of Environmental Protection, 33, (2), 45–55 (2007).
7. **Kaleta J., Papciak D., Puzskarewicz A.:** *Wymywanie zanieczyszczeń z łożupków klinoptylolitowo - montmorylonitowych.* Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, Budownictwo i Inżynieria Środowiska Z. 58, (276), 105–111 (2011).

8. **Kapica, J., Kaleńczuk, R.J., Morawski A.W.:** *Badanie wpływu powierzchni właściwej węgla aktywnych CWZ na adsorpcję fenolu z wody*, Mat. Konf. „Węgiel aktywny w ochronie środowiska” Wyd. Pol. Częstochowskiej. 178–187, Częstochowa 2002.
9. **Khan, A.R., Al-Bahri, T.A., and Al-Haddad, A.:** *Adsorption of phenol based organic pollutants on activated carbon from multi-component dilute aqueous solutions*. Water Research 31(8), 2102–2112 (1991).
10. **Lorenc-Grabowska, E., Gryglewicz, G.:** *Adsorpcja chloro- i nitrofenoli z roztworów wodnych na sferycznych węglach aktywnych*. Mat. Konf. „Węgiel aktywny w ochronie środowiska” Wyd. Pol. Częstochowskiej, Częstochowa, 195–205 (2002).
11. **Shen, Y. H.:** *Removal of phenol from water by adsorption-flocculation using organobentonite*. Water Research 36, 1107–1114 (2002).
12. **Tryba, B., Morawski, A.W., Inagaki, M.:** *Application of TiO₂-mounted activated carbon to the removal of phenol from water*. Applied Catalysis B: Environmental 41, 427–433 (2003).
13. **Viraraghavan, T., and Alfaro, F.M.:** *Adsorption of phenol from wastewater by peat, fly ash and bentonite*. Journal of Hazardous Materials 57, 59–70 (1998).
14. **Wu, P.X., Liao, Z.W., Zhang, H.F., Guo J.G.:** *Adsorption of phenol on inorganic – organic pillared montmorilloite in polluted water*. Environment International 26, 401–407 (2001).
15. **Wyszomirski P., Lewicka E.:** *Bentonity jako uniwersalny surowiec wielu dziedzin przemysłu*. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, t. 21,(z. 3), 5–19 (2005).

Assessment of Usability of Bentonite Clays for Removing Phenol from Water Solutions

Abstrakt

The paper presents the results of laboratory testing of the potential use of bentonite clay from Dynowskie Foothills for removing phenol from model water solutions. Both natural clays and those treated with sodium carbonate, hydrochloric and sulfuric acids were used. The paper shows the characteristics of phenols occurring in natural water. The sources of phenols, i.e. household and industrial wastewater as well as municipal landfills and dumps are given. The aim of the experiments was to determine a quantitative formulation of the adsorption process, as well as to describe the effect of various factors on the process itself. An attempt was made to solve the tasks using model experimental

setups. Model phenol solution, concentration of 20,00 mg/L, prepared using distilled water was applied as an adsorptive. The phenol concentration in model solutions was determined using the linear relationship between the concentration of this compound and the absorbency value at the wavelength of 254 nm. The absorbency value was read with a SHIMADZU UV – 1601 spectrophotometer using quartz cuvetts with an absorbing layer 10 mm thick. The results obtained in a successive series of experiments performed under static conditions were described using basic isotherm equations i.e. those of Freundlich, Langmuir and BET. Freundlich's equations best described the process. The adsorption capacity of the active clays tested was calculated on the basis of the isotherms. Natural clay had an adsorptive capacity of 0,74 mg/g, clay modified with hydrochloric acid 2,41 mg/g, clay modified with sulfuric acid 1,83 mg/g and clay modified with sodium carbonate 0,50 mg/g. Dynamic conditions were realised by the column filtration method. The adsorption columns were made of organic glass 32 mm in diameter, the filling height was 750 mm, filtration rate – 12 m/h. Filtration was performed from the top downwards. Filtration lasted each time until the moment of bed exhaustion, i.e. such a point where the concentration in the discharge becomes equal to that of the initial solution. The sorption effectiveness under flow conditions for bentonite clays was 100%. On the basis of the results obtained, the breakthrough curves, the so-called iso-planes, were prepared and served in turn to determine the adsorption capacities under flow conditions. The adsorptive capacities were higher than those determined through static conditions and these were 15,9 mg/g, 19,9 mg/g, 18,8 mg/g and 15,2 mg/g for natural clay, clay modified with hydrochloric acid, clay modified with sulfuric acid and clay modified with sodium carbonate, respectively. The clay modified with sodium hydrochloric acid exhibited the highest values of adsorption capacities, as determined under both static and flow conditions. Modification of samples with hydrochloric and sulfuric acids appeared advantageous for both technological and economic reasons. The exit curves (iso-planes) were used to determine the mass penetration zone (the adsorption front height), as well as to calculate the rate at which the mass-exchange zone advanced. The adsorption front height for the carbons tested was 3–5 times lower than the adsorption bed height, thus confirming the high effectiveness of clays in phenol removal. Despite this considerable superiority of active carbon as sorbent, bentonite clays may be taken into account in designing process systems, especially as insulating materials in relation to active carbon. The array of water conditioning processes to be employed for phenol polluted water should in each case be preceded by detailed and thorough technological studies.



Rewitalizacja terenu pogórniczego po kopalni surowców skalnych na przykładzie kamieniołomu Wietrznia w Kielcach

Michał Poros
Geopark, Kielce

Wiktoria Sobczyk
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza

1. Wstęp

Problem rekultywacji i zagospodarowania terenów pogórnicznych po odkrywkowej eksploatacji surowców skalnych dotyczy wielu regionów Polski i Europy, które na przestrzeni ostatnich kilkudziesięciu lat stanowiły bazę surowcową dla przemysłu i budownictwa. Do takich regionów należy również województwo świętokrzyskie, z obszarem częcińsko-kieleckim na czele. Znacząca skala eksploatacji odkrywkowej, jak również problemy natury prawnej i technicznej związane z rekultywacją i zagospodarowaniem terenów pogórnicznych znalazły swoje odzwierciedlenie w modyfikacji regulacji prawnych oraz dyskusji nad terminologią względem wspomnianych zagadnień.

Legislacyjne uwarunkowania ww. zagadnień wiążą się z odpowiednimi przepisami prawa wspólnotowego i krajowego oraz aktami prawa miejscowego. Te ostatnie, kształtowane przez administrację rządową i samorządową na poziomie lokalnym, mają bezpośrednie przełożenie na przebieg i ukierunkowanie procesu rekultywacji i zagospodarowania oraz rewitalizacji, traktowanej jako synonim tych dwóch terminów [4].

Na potrzeby niniejszego artykułu przyjęto rozszerzone znaczenie terminu rewitalizacja, ujmowane na stronach Ministerstwa Rozwoju Regionalnego jako: „*kompleksowe, zintegrowane, kilkuletnie lokalne pro-*

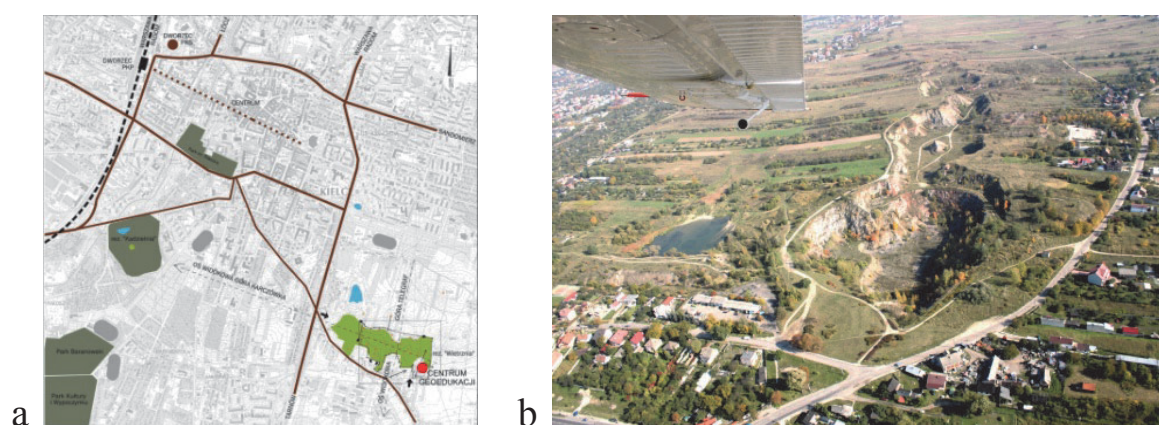
gramy, inicjowane przez samorząd terytorialny dla realizacji działań technicznych, gospodarczych i społecznych – przy uwzględnieniu zasad: spójności terytorialnej i ochrony środowiska naturalnego – na zróżnicowanych obszarach, takich jak: zdegradowane dzielnice miast lub obszary przemysłowe i powojenne”. W tym ujęciu rewitalizacja terenu pogórniczego stanowi kolejny po rekultywacji etap, związany głównie z działaniami inwestycyjnymi lokalnego samorządu terytorialnego, mającymi na celu zaadaptowanie terenu pogórniczego do pełnienia nowych funkcji użytkowych.

2. Cel, zakres i metodyka

Celem artykułu jest przedstawienie modelu rewitalizacji terenu pogórniczego funkcjonującego w przestrzeni miejskiej na przykładzie nieczynnego kamieniołomu Wietrznia w Kielcach. Przeprowadzono analizę dostępnych opracowań dotyczących koncepcji zagospodarowania terenu pogórniczego na Wietrzni oraz dokumentacji projektowych będących w posiadaniu Geoparku Kielce – jednostki lokalnego samorządu terytorialnego administrującej obecnie rezerwatem Wietrznia. W opracowanie modelu włączono również doświadczenia jednego z autorów, związane z realizacją działań w ramach wieloletniego zadania inwestycyjnego „Geopark Kielce – rewitalizacja obszarów przemysłowych pod potrzeby kultury, edukacji i wypoczynku”, zadania „Budowa ścieżki przyrodniczo-geologicznej w rezerwacie Wietrznia im. Zbigniewa Rubinowskiego” oraz zadania „Budowa Centrum Geoedukacji w Kielcach” w ramach projektu „Świętokrzyski Szlak Archeo-Geologiczny”. Na podstawie istniejących koncepcji i zrealizowanych działań, związanych z rekultywacją i rewitalizacją omawianego terenu, przedstawiono problematykę ich praktycznego wdrażania w świetle uwarunkowań przyrodniczo-przestrzennych, ekonomicznych oraz społeczno-gospodarczych. Przeanalizowano problematykę odpowiedniego ukierunkowania rewitalizacji terenu pogórniczego Wietrznia pod kątem ochrony wartości przyrodniczych.

3. Działalność górnicza a nowe wartości środowiska przyrodniczego

Działalność górnicza na Wietrzni związana była z eksploatacją wapieni i dolomitów dewońskich, budujących wzniesienie należące do wschodniej części Pasma Kadzielniańskiego. W wyniku długotrwałej eksploatacji odkrywkowej, która ostatecznie zakończyła się w 1974 roku, powstał ciąg połączonych wyrobisk: Wietrznia, Międzygórz i Międzygórz Wschodni, o łącznej długości około 800 m i głębokości od 9 m do 45 m (rys. 1).



Rys. 1. Teren poeksploatacyjny kamieniołomu Wietrznia. a. lokalizacja, b. widok z lotu ptaka – stan z 1999 r. [fot. A. Młynarczyk, Archiwum Geoparku Kielce]

Fig. 1. The post-exploitation area of Wietrznia quarry. a. localization, b. bird's eye view – the condition from 1999 r. [phot. A. Młynarczyk, Geopark Kielce Archive]

Ze względu na wysokie walory przyrodnicze krajobrazowe i edukacyjne teren poeksploatacyjny o powierzchni 17,95 ha został objęty w 1999 r. ochroną prawną jako rezerwat przyrody nieożywionej Wietrznia im. Zbigniewa Rubinowskiego. Poza granicami rezerwatu znajduje się nieczynny obszar eksploatacji surowców ilastych, związany z dawną cegielnią. Pozostałością po tej działalności jest wyrobisko ze zbiornikiem wodnym o powierzchni ok. 1 ha, które na mocy Rozporządzenia Nr 19/2002 Wojewody Świętokrzyskiego z dnia 19 lutego 2002 r. zostało objęte ochroną prawną jako użytek ekologiczny Wietrznia (rys. 2).



Rys. 2. Użytek ekologiczny Wietrznia [fot. M. Poros]

Fig. 2. Wietrznia ecological use [phot. M. Poros]

Wydobycie surowców skalnych, które doprowadziło do zniszczenia naturalnej szaty roślinnej i pokrywy glebowej tego obszaru, wytworzyło zarazem całkowicie nowe warunki dla rozwoju różnorodnych siedlisk [1, 3, 5]. W konsekwencji dawne wyrobiska górnicze wraz z terenem otaczającym (wyrobisko dawnej cegielni ze zbiornikiem wodnym, hałdy) stały się obszarem o wysokiej bioróżnorodności, przejawiającej się m.in. występowaniem ponad 400 gatunków roślin naczyniowych oraz obecnością wielu gatunków zwierząt objętych ochroną, m.in. kumaka nizinnego i gniewosza plamistego [3, 5]. Po zakończeniu eksploatacji w drugiej połowie lat 70. XX w. przeprowadzono rekultywację techniczną. Naturalna sukcesja przyrodnicza doprowadziła do powstania terenu o wyjątkowych walorach przyrodniczych i krajobrazowych.

Spośród cech środowiska wytworzonego w wyniku działalności górniczej na Wietrzni trzy stanowią cechy kluczowe, istotne ze względu na dominujące obecnie funkcje przyrodnicze, edukacyjne i turystyczne:

- odsłonięcie cennych pod względem naukowym i edukacyjnym profili skał dewońskich, zawierających liczne przejawy różnorodnych zjawisk geologicznych,
- stworzenie nowych, atrakcyjnych warunków dla rozwoju siedlisk, stanowiących miejsce bytowania flory i fauny,
- wytworzenie krajobrazu kulturowego o wysokim stopniu atrakcyjności, funkcjonującego na obszarze aglomeracji miejskiej Kielc.

4. Rekultywacja i wstępne założenia programowo-przestrzenne terenu pogórniczego na Wietrzni

Zakończenie działalności zakładu wapienniczego, prowadzącego eksploatację surowca wapiennego w kamieniołomach na Wietrzni, miało miejsce w lipcu 1974 r. W przypadku Wietrzni prace związane z likwidacją zakładu i rekultywacją terenu pogórniczego (w tym likwidacją pozostałych pieców wapienniczych) zostały rozpoczęte tuż po zakończeniu eksploatacji w trzech wyrobiskach: Wietrznia, Międzygórz i Międzygórz Wschodni. Działania zakładu górniczego związane z obowiązkiem rekultywacji kamieniołomu Wietrznia oparte były w dużej mierze na koncepcji rekultywacji wyrobiska, opracowanej przez arch. inż. Henryka Stawickiego oraz geologów prowadzących prace rekultywacyjne [12]. W koncepcji zawarto propozycje programowo-przestrzenne, które w znacznej mierze ukierunkowały prace związane z likwidacją zakładu górniczego i rekultywacją wyrobisk. Prace rekultywacyjne były prowadzone w drugiej połowie lat 70. najpierw przez zakład górniczy, a później przez lokalną społeczność. Po opracowaniu koncepcji programowo-przestrzennej zostały podjęte działania zmierzające do zagospodarowania Wietrzni jako parku rekreacyjnego. Koncepcje zagospodarowania Wietrzni zawarte w opracowaniu z 1975 r. nie zostały jednak zrealizowane w całości. Założenia wykorzystania terenu do celów edukacyjno-rekreacyjnych wraz z ideą utworzenia ekspozycji dotyczącej geologii regionu świętokrzyskiego [11, 15] znalazły częściowo swoje odzwierciedlenie w działaniach inwestycyjnych, wdrażanych sukcesywnie od momentu utworzenia Geoparku Kielce – jednostki samorządu lokalnego administrującej Wietrznią oraz terenami pogórniczymi na Kadzielni i Ślichowicach. Od strony formalnej działania inwestycyjne związane są z realizacją przez lokalny samorząd wieloletniego zadania „Rewitalizacja obszarów przemysłowych pod potrzeby turystyki, edukacji i wypoczynku” oraz realizacją zadania „Budowa Centrum Geoedukacji na Wietrzni” w ramach unijnego projektu „Świętokrzyski Szlak Archeo-Geologiczny”.

5. Uwarunkowania procesu rewitalizacji terenu pogórniczego na Wietrzni w świetle koncepcji zagospodarowania i miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego

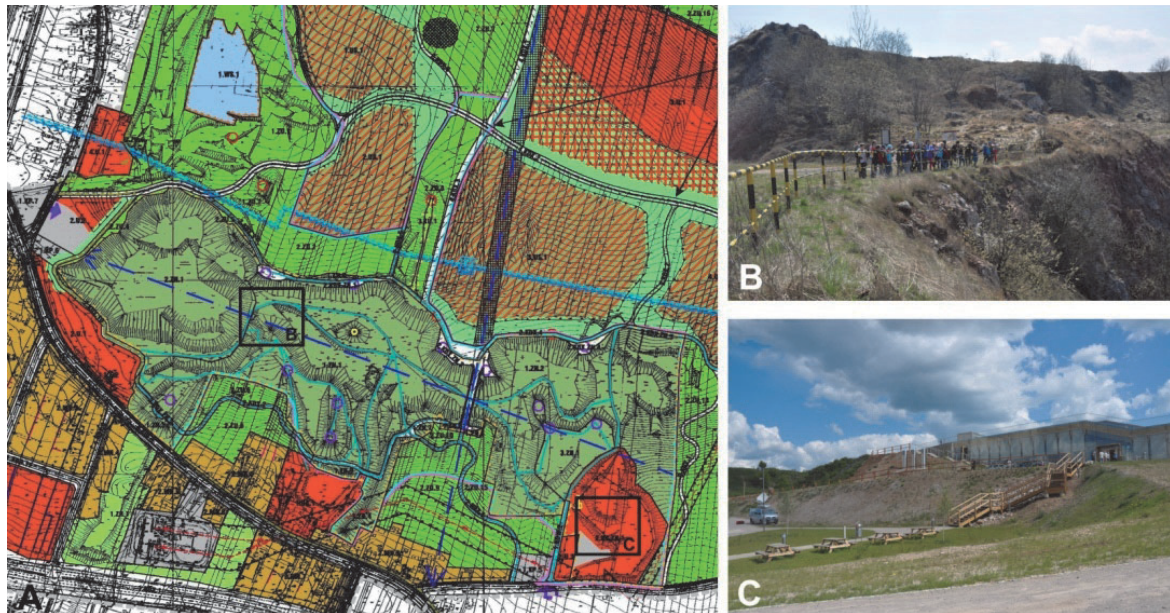
Teren pogórnicy na Wietrzni jest jednym z najlepiej udokumentowanych tego typu obszarów w województwie świętokrzyskim pod względem koncepcji zagospodarowania i szczegółowej dokumentacji ekofizjograficznej, w tym geologicznej [1, 11, 12, 13, 14, 15]. Część propozycji zagospodarowania terenu wyrobisk pogórnich na Wietrzni wyprzedziła kompleksową analizę i inwentaryzację przyrodniczą, która została opracowana w 2001 roku [1]. Niespełna rok po zakończeniu eksploatacji została opracowana ogólna koncepcja programowo-przestrzenna zagospodarowania otoczenia kamieniołomu na Wietrzni [12], a nieco później koncepcja plenerowego muzeum geologiczno-górniczego wraz ze wstępnym programem zagospodarowania kamieniołomów na Wietrzni [11].

Spośród szeregu rozwiązań i koncepcji zagospodarowania terenów poeksploatacyjnych na Wietrzni kluczowe stały się propozycje ochrony walorów przyrodniczych i ich wykorzystanie w kierunku edukacyjnym i turystycznym. W 2000 roku została opracowana koncepcja organizacji i programu funkcjonowania Centrum Geoedukacji w Kielcach [15]. Wyznaczony w niej kierunek zagospodarowania południowo-wschodniej części terenu eksploatacyjnego, objętego ochroną jako rezerwat przyrody Wietrznia, został włączony do programu rewitalizacji tego obszaru i ostatecznie zrealizowany w 2012 roku (rys. 3).

Kierunki przeznaczenia terenu pogórniczego wraz z otoczeniem, wskazane we wcześniejszych opracowaniach, zostały w znacznej mierze uwzględnione w *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Gminy Kielce* oraz miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego terenu Wietrzniaw Kielcach, uchwalonym 28 lipca 2011 r. przez Radę Miasta Kielce. W granicach obszaru objętego planem (107 ha) przewidziano aspekty ochrony krajobrazu terenu pogórniczego na Wietrzni i jego funkcjonowania w otaczającym krajobrazie zachodniej części Gór Świętokrzyskich.

Wyznaczono m.in. nieprzekraczalne linie zabudowy, osie kompozycyjne oraz strefę otwarcia widokowego osi widokowej na pobliską górę Telegraf – najwyższe wzniesienie położone w granicach Kielc. Na terenach położonych w sąsiedztwie Wietrzni, poza granicami rezerwatu i użytku ekologicznego, przewidziano przede wszystkim funkcje usłu-

gowe o charakterze sportowo-rekreacyjnym i kulturowym oraz funkcje terenów zieleni urządzonej. Dostosowanie uchwalonego planu do aktualnie obowiązującej ustawy o planowaniu przestrzennym [16] uwypukliło kwestie dostosowania działań rewitalizacyjnych do wymogów ochrony wartości przyrodniczych na terenie rezerwatu Wietrznia, a także szeregu uwarunkowań zewnętrznych, związanych m.in. ze strategiami rozwoju na poziomie lokalnym (gminnym) i regionalnym (wojewódzkim) oraz polityką przestrzenną miasta. Wietrznia stanowi tym samym kolejny przykład uwarunkowań lokalnej polityki przestrzennej, w postaci miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, dla ochrony i kształtowania krajobrazu terenu przyrodniczo cennego. Problematyka ta była wielokrotnie sygnalizowana przez różnych autorów na przykładzie terenów objętych bądź planowanych do objęcia ochroną prawną [2, 10].



Rys. 3. Formy zagospodarowania terenu poeksploatacyjnego kamieniołomu Wietrznia. a. fragment z miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego z rezerwatem i użytkiem ekologicznym Wietrznia [16, zmienione]; b. ścieżka edukacyjna przyrodniczo-geologiczna w rezerwacie Wietrznia [fot. M. Poros], c. Centrum Geoedukacji na Wietrzni [fot. M. Poros]

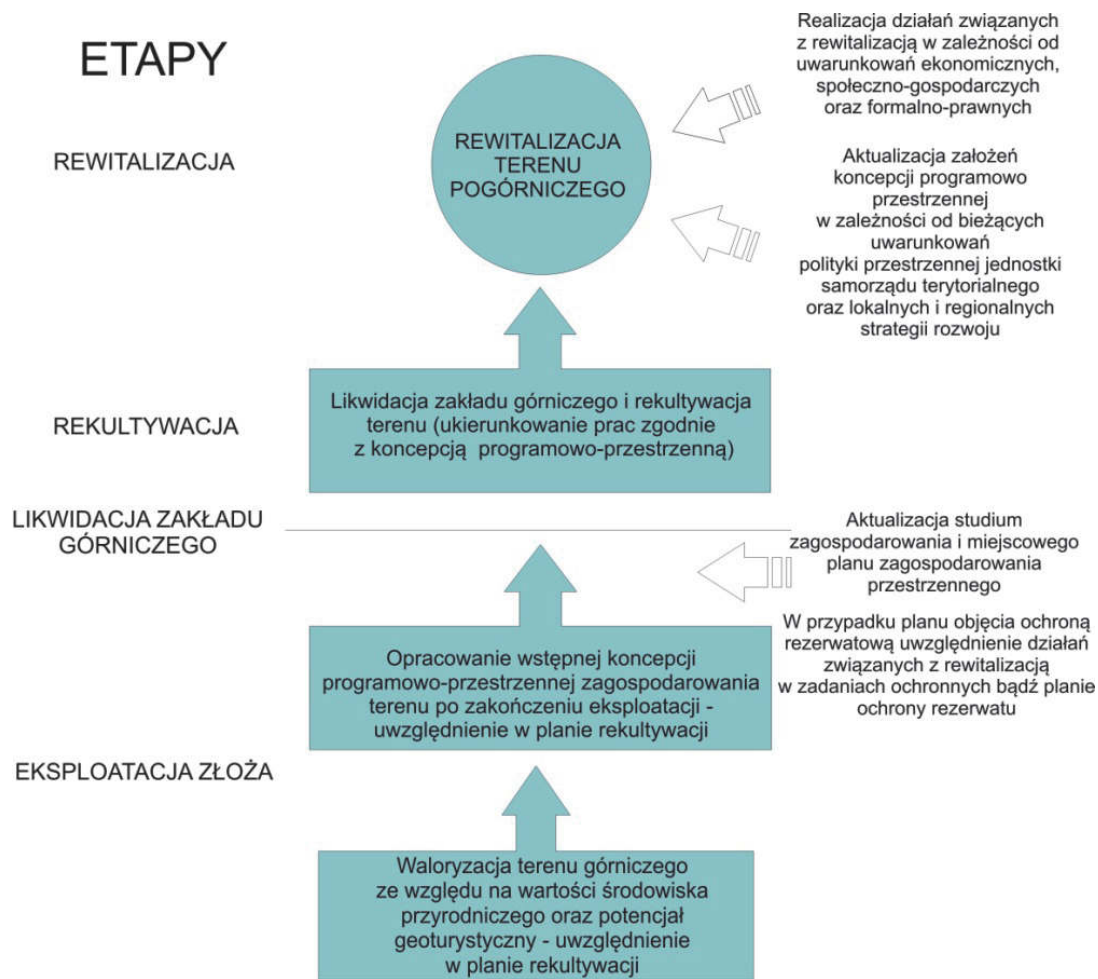
Fig. 3. The forms of development of post-exploitation area of Wietrznia quarry. a. excerpt from Local Spatial Management Plan with Wietrznia nature reserve and ecological use area [16, modified]; b. the environmental-geological path in Wietrznia nature reserve Wietrznia [phot. M. Poros]; c. The Geoeducation Centre at Wietrznia [phot. M. Poros]

6. Model rewitalizacji terenu pogórniczego na przykładzie kamieniołomu Wietrznia

Działania realizowane przez kolejne organy lokalnego samorządu administrujące terenem pogórnicznym na Wietrzni wskazują na wieloetapowy, złożony proces rewitalizacji, uwarunkowany czynnikami ekonomicznymi, formalno-prawnymi oraz społeczno-gospodarczymi. Dominująca w latach 70. i 80. funkcja parkowo-rekreacyjna została z czasem zastąpiona funkcją przyrodniczą, związaną z objęciem Wietrzni rezerwatem przyrody nieożywionej, oraz kulturową, przejawiającą się w stworzeniu ścieżki edukacyjnej i obiektu kubaturowego służącego edukacji i turystyce geologicznej [por. 6, 7, 8, 9]. Przeprowadzona analiza dostępnych dokumentacji i opracowań dotyczących koncepcji zagospodarowania Wietrzni [11, 12, 15] wskazuje na znaczną polaryzację propozycji kierunków zagospodarowania (przyrodniczy, rekreacyjny, gospodarczy, kulturowy). Wskazane w poprzednim rozdziale uwarunkowania rewitalizacji, wynikające z polityki przestrzennej miasta, w zasadzie nie eliminują żadnego z kierunków zagospodarowania proponowanych do tej pory przez różnych autorów.

Realizowane w połowie lat 70. działania związane z opracowywaniem koncepcji programowo-przestrzennej i planu rekultywacji wyrobiska [12] oraz późniejsze działania dotyczące rewitalizacji Wietrzni wskazują na potrzebę opracowania modelu uwzględniającego wprowadzenie koncepcji rozwiązań programowo-przestrzennych jeszcze na etapie funkcjonowania zakładu górniczego. Aspekt ten został uwzględniony w modelu teoretycznym zaproponowanym przez autorów na przykładzie kamieniołomu Wietrznia (rys. 4).

Działania związane z rewitalizacją kamieniołomu Wietrznia, prowadzone obecnie przez Geopark Kielce, uwarunkowane są zadaniami ochronnymi rezerwatu przyrody Wietrznia (konieczność ochrony geoi bioróżnorodności), miejscowym planem zagospodarowania przestrzennego (ochrona walorów krajobrazowych kamieniołomu i jego otoczenia – krajobraz geologiczny) oraz zadaniami wpisanymi w strategii rozwoju miasta i regionu (rozwój geoturystyki i produktów geoturystycznych – Świętokrzyskiego Szlaku Archeo-Geologicznego i Geoparku Chęcińsko-Kieleckiego).



Rys. 4. Model procesu rekultywacji i rewitalizacji terenu pogórniczego na przykładzie kamieniołomu Wietrznia [opracowanie własne]

Fig. 4. Model of reclamation and revitalization of post-mining area on the Wietrznia quarry example [author's study]

5. Podsumowanie i wnioski

Teren poeksploatacyjny na Wietrzni stanowi obecnie jedną z ważniejszych enklaw bioróżnorodności w przestrzeni zagospodarowanej pod funkcje usługowo-mieszkaniowe oraz przemysłowe. Rewitalizacja terenu pogórniczego na Wietrzni stanowi przykład procesu wieloetapowego, którego kierunek i przebieg zmieniał się wraz ze zmianami uwarunkowań przestrzennych, ekonomicznych oraz społeczno-gospodarczych. Proponowany model procesu rewitalizacji na przykładzie Wietrzni uwzględnia możliwość istotnych zmian w działaniach rewitalizacyjnych na etapie aktualizacji polityki przestrzennej i/lub strategii rozwoju

na poziomie lokalnym i regionalnym. Obecny etap rewitalizacji terenu pogórniczego na Wietrzni i działania z nim związane stanowią integralną część długofalowej strategii rozwoju miasta i województwa, zakładającą wzmocnienie potencjału liniowego produktu turystycznego „Świętokrzyski Szlak Archeo-Geologiczny” oraz stworzenie obszarowego produktu geoturystycznego, bazującego na lokalnym dziedzictwie geologicznym i kulturowym „Geoparku Chęcińsko-Kieleckiego”. Przedstawiony model rewitalizacji terenu pogórniczego na Wietrzni i obszaru chęcińsko-kieleckiego stanowi interesujące rozwiązanie dla obszarów, których działalność górnicza odgrywała bądź odgrywa istotną rolę. Istniejące produkty geoturystyczne, bazujące na dziedzictwie geologicznym i kulturowym (geoparki), dostarczają gotowych wzorców w zakresie zarządzania i wykorzystania terenów pogórnicznych zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju.

*Zrealizowano w ramach pracy statutowej w KIŚPS AGH
(umowa nr 11.11.100.482)*

Literatura

1. **Cywicki R., Cywicka K.:** *Inwentaryzacja przyrodnicza terenu rezerwatu przyrody nieożywionej „Wietrznia” im. Zbigniewa Rubinowskiego w Kielcach.* Biuro Geologiczno-Fizjograficzne „GEO-FIZ”, Kielce, 2001.
2. **Gawroński K.:** *Miejscowe planowanie przestrzenne jako narzędzie ochrony i kształtowania środowiska.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 4, 479–495 (2002).
3. **Ichniowska-Korpula B.:** *Waloryzacja faunistyczna.* w: *Inwentaryzacja przyrodnicza terenu rezerwatu przyrody nieożywionej „Wietrznia” im. Zbigniewa Rubinowskiego w Kielcach.* Biuro Geologiczno-Fizjograficzne „GEO-FIZ”, Kielce, 2001.
4. **Kasztelewicz Z.:** *Rekultywacja terenów pogórnicznych w polskich kopalniach odkrywkowych.* Fundacja Nauka i Tradycje Górnicze AGH, Kraków, 2010.
5. **Maciejczak B., Łuszczyński J.:** *Waloryzacja szaty roślinnej.* w: *Inwentaryzacja przyrodnicza terenu rezerwatu przyrody nieożywionej „Wietrznia” im. Zbigniewa Rubinowskiego w Kielcach.* Biuro Geologiczno-Fizjograficzne „GEO-FIZ”, Kielce, 2001.
6. **Ostręga A.:** *Sposoby zagospodarowania wyrobisk i terenów po eksploatacji złóż surowców węglanowych na przykładzie Krzemionek Podgórnich w Krakowie.* Rozprawa doktorska AGH, Kraków, 2004.

7. **Poros M.:** *Abandoned quarries as a geotourist objects in municipal areas – example from the Kielce town (Świętokrzyskie Mts., Poland)*. in: *New Challenges with geotourism. Proceedings of the 8th European Geoparks Conference Idanha-a-Nova*, 118–119 (2009).
8. **Poros M.:** *Chęciny-Kielce Geopark – an aspiring projected geopark (Poland)* (abstract). in: *Geoparks: Learning from the Past – Building a Sustainable Future. Proceedings of the 9th European Conference Lesvos Island*, s. 133 (2010).
9. **Poros M., Sobczyk W.:** *Uwarunkowania krajobrazowe i społeczno-gospodarcze rekultywacji i zagospodarowania terenu po eksploatacji odkrywkowej piaskowców kwarcytowych w Wiśniówce Małej k. Kielc*. *Przeгляд Górniczy* nr 4 (2013).
10. **Stachowski P.:** *Miejscowe planowanie i zagospodarowanie przestrzenne na przykładzie terenu w otulinie Parku Krajobrazowego „Puszcza Zielonka”*. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 10, 575–592 (2008).
11. **Rubinowski Z.:** *Koncepcja plenerowego muzeum geologiczno-górniczego w Kielcach z uwzględnieniem programu zagospodarowania kamieniołomów Wietrznia-Międzygórze Wschodnie*. w: *Problemy kształtowania krajobrazu i rekultywacji terenów eksploatacyjnych złóż kopalni mineralnych. Materiały Konferencji Towarzystwa Urbanistów Polskich, Kielce, 1977*.
12. **Stawicki H.:** *Architektura krajobrazu w problematyce zrównoważonego rozwoju*. Kieleckie Towarzystwo Naukowe. Kielce, 2002.
13. **Stawicki H.:** *Kształtowanie krajobrazu wyrobisk poeksploatacyjnych w górnictwie skalnym*. W: *Kształtowanie krajobrazu terenów poeksploatacyjnych w górnictwie*. Międzynarodowa Konferencja Naukowa Kraków, 25–42 (2003).
14. **Szrek P., Poros M.:** *Pierwsze w Polsce Centrum Geoedukacji – Wietrznia, Kielce*. *Przeгляд Geologiczny*, t. 41, s. 310 (2012).
15. **Wróblewski T.:** *Ogólna koncepcja organizacji i programu funkcjonowania Centrum Geoedukacji w Kielcach*. Oddział Świętokrzyski PIG, Kielce, 2000.
16. Uchwała Nr XIV/324/2011 Rady Miasta Kielce z dn. 28 VII 2011 r. w sprawie miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego terenu „Wietrznia” w Kielcach. Kielce, 2011.
17. **Złonkiewicz Z.:** *Dokumentacja związana z udostępnianiem dawnych wyrobisk wapieni w rezerwacie „Wietrznia” im. Zbigniewa Rubinowskiego w Kielcach*. Opracowanie Archiwum Geopark Kielce. Kielce, 2004.

Revitalization of Degraded Post-mining Area on the Example of Wietrznia Quarry in Kielce

Abstract

The description points of reclamation of post mining areas functioning in urban space have been shown in the article. On the example of proposed conceptions, realization activities and possibly points of reclamation in the context of subsequent functioning of described area, the problem of revitalization of post mining area after quarrying exploitation of rocks resource have been presented. The described area is preserved as a nature reserve and ecological use area. The creation of geotourism product „Chęciny-Kielce Geopark” accounting of enlargement of existence Chęciny-Kielce Landscape Park, is being planned.



Zastosowanie reakcji Fentona do wspomagania biologicznego oczyszczania ścieków z przemysłu mleczarskiego

Dorota Krzemińska, Ewa Neczaj, Kamila Parkitna
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

Dzięki dotacjom z Unii Europejskiej od 2004 obserwuje się intensywny rozwój sektora spożywczego w Polsce. Umożliwiły one zwiększenie produkcji i poprawę jakości otrzymywanych produktów oraz realizację nowych inwestycji [9].

Jedną z ważniejszych gałęzi produkcji spożywczej w Polsce jest produkcja mleka, co plasuje nas w pierwszej piątce wśród krajów Unii Europejskiej zaraz za krajami takimi jak Niemcy, Francja, Wielka Brytania i Holandia. Produkcja mleka w Polsce stanowi około 8% produkcji europejskiej [21]. Zakłady mleczarskie w zależności od wielkości i rodzaju produkcji oraz parku technologicznego mogą zużywać od 3 do 15 m³ wody/m³ produktu, a co za tym idzie wytwarzać znaczne ilości ścieków o zmiennym składzie [1]. Powodem utrudnień w oczyszczaniu ścieków z tej gałęzi przemysłu jest ich specyficzna charakterystyka (ścieki mleczarskie zawierają m.in. tłuszcz rozpuszczony i skrzystalizowany, węglowodany (laktozę) oraz białko w formie koloidalnej i skrępu, a także substancje pochodzące z procesów mycia). Problem z oczyszczaniem ścieków mleczarskich nie wynika tylko z bardzo wysokich parametrów, ale tak że z wahań ładunku w ciągu doby, profil produkcji, wykorzystywane surowce, poziom technologiczny, stosowane procesy mycia i dezynfekcji, ilość zużytej wody oraz wysokie koszty eksploatacji [1, 12, 24]. Wpływ mają również inne czynniki m.in. zaostżające się wciąż przepisy prawne oraz wzrastający popyt na produkty mleczne.

Według listopadowego raportu FAO światowa produkcja mleka w tym roku będzie o 3 proc. wyższa w relacji rocznej i wyniesie 760 mln ton. Warto zwrócić uwagę, że jest to znacznie wyższy przyrost, niż notowano w ostatnich latach [25]. Komisja Europejska zaprezentowała dane z monitoringu (informacje z FAMMU/FAPA) branży mleczarskiej z 2012 roku. Wynika z nich iż, w ciągu pierwszych ośmiu miesięcy w porównaniu do analogicznego okresu roku 2011 łączna ilość mleka dostarczonego do zakładów przetwórczych w Unii Europejskiej była wyższa (o 1,24%) [26]. Bilansowe spożycie mleka w Polsce (nie licząc mleka zużytego do produkcji masła) według szacunków IERiGŻ-PIB wyniosło 193 litry na mieszkańca w ubiegłym roku i było o 12% większe niż w 2005 r., kiedy obniżyło się do poziomu nie notowanego od połowy dwudziestego wieku [23].

Dlatego poszukiwane są wciąż nowe sposoby pozwalające na zmniejszenie ilości produkowanych ścieków w branży mleczarskiej oraz metody ich oczyszczania.

Poprzedzanie procesu biologicznego chemicznym utlenianiem ścieków przemysłowych i zawartych w nich substancji toksycznych i nie ulegających biodegradacji może być skuteczną metodą oczyszczania (do substancji tych należą m.in.: pestycydy, fenole i ich pochodne, związki chlorowcoorganiczne, węglowodory alifatyczne i aromatyczne, substancje powierzchniowo czynne, barwniki organiczne.) W układzie takim uzyskuje się obniżenie stężenia substancji organicznych trudno biodegradowalnych nawet o 90–98%, przy wartościach początkowych wskaźnika ChZT rzędu kilkuset lub nawet kilkudziesięciu tysięcy miligramów na litr. Wyniki takie uzyskano w licznych badaniach nad oczyszczaniem m.in. ścieków tekstylnych, z przemysłu elektronicznego oraz ścieków farmaceutycznych [8, 11, 14, 17, 22].

W przedstawionych w artykule badaniach podjęto próbę znalezienia metody, sposobu zwiększenia sprawności oczyszczania ścieków mleczarskich w komorach osadu czynnego typu SBR. Do tego celu wykorzystano należącą do zaawansowanych metod utleniania (ang. advanced oxidation process – AOPs) reakcję Fentona.

2. Ścieki mleczarskie

Ścieki z przemysłu mleczarskiego są mieszaniną ścieków organicznych (zawierających np. kazeinę, laktozę, tłuszcze) i nieorganicznych (np. środki chemiczne takie jak soda czy detergenty używane do płukania maszyn). Dodatkowo zalicza się do nich ścieki z chłodzenia i kondensaty. Powstają one w wielu procesach i miejscach cyklu produkcyjnego [11, 13, 15, 18].

Jak już wcześniej wspomniano, ładunek zanieczyszczeń organicznych znajdujący się w ściekach mleczarskich różni się w zależności od rodzaju wytwarzanego produktu. Typowa mleczarnia w Polsce odprowadza 450–600 m³/d ścieków o średniej wartości wskaźnika BZT₅ około 1167 mg O₂/L i ChZT 2077 mg O₂/L (tabela 1). Wśród zakładów przetwórstwa mleka istnieją także obiekty (duże spółdzielnie mleczarskie) odprowadzające łącznie ponad 5000 m³/d ścieków, w których wartość BZT₅ sięga 6000 mg O₂/L, a chemiczne zapotrzebowanie na tlen osiąga 9000 mg O₂/L [19].

Tabela 1. Skład ścieków mleczarskich [4]

Table 1. Characteristic of dairy wastewater [4]

Parametry	Jednostka	Proces/Rodzaj produkcji							
		mycie	sery	kazeina	twarogi	masło	mleko w proszku	sery topione	mleko spożywcze
pH	–	9,6	7,0	6,4	6,6	7,5	7,6	7,2	7,2
Utlenialność	mg O ₂ /L	290	500	480	1020	200	575	485	550
ChZT	mg O ₂ /L	1200	3950	1360	3420	1055	2090	1450	2090
BZT ₅	mg O ₂ /L	515	1760	1300	1900	690	1135	875	1160
Ekstrakt eter.	mg/L	160	150	31	100	75	32	375	60
Zawiesina	mg/L	480	350	400	485	200	505	1980	205
Sucha pozost.	mg/L	nie badane	2020	1800	1920	1100	1090	3250	1460

Do biologicznego oczyszczania ścieków mleczarskich stosuje się najczęściej metody tlenowe np. złoża biologiczne, rowy cyrkulacyjne, sekwencyjne reaktory porcjowe. Rzadziej reaktory beztlenowe (reaktory UASB) lub metody kombinowane. W celu ograniczenia stosowania środków chemicznych oczyszczanie i frakcjonowanie składników organicznych, zawartych w ściekach i serwatce stosowane są sekwencyjne bioreaktory membranowe MSBR, reaktory z wkładem włóknistym, ruchomym złożem, zeolitami naturalnymi lub modyfikowanymi [6, 11, 13, 16].

3. Reakcja Fentona

Alternatywą, dla obecnie stosowanych metod, mogą stać się wcześniej wykorzystywane już z powodzeniem m.in. w technologii oczyszczania wody i ścieków zaawansowane metody utleniania. Zaliczyć tu można wydajne metody chemiczne, oparte głównie na intensywnym utlenianiu [5, 10, 12]. Jedną z tych metod jest reakcja Fentona zachodząca przy wykorzystaniu H_2O_2 i jonów Fe^{2+} jako katalizatora procesu. Mechanizm reakcji prowadzi do katalitycznego rozkładu nadtlenu wodoru w obecności jonów żelazowych, w wyniku którego generowane są reaktywne rodniki hydroksylowe OH^\bullet o bardzo wysokim potencjale utleniającym wynoszącym 2,8 V [3, 7].

Celem pracy było określenie możliwości wykorzystania reakcji AOP z zastosowaniem odczynnika Fentona do wspomaganiania.

4. Materiały i metodyka badań

4.1. Substrat badań

Substratem prowadzonych badań były ścieki po-procesowe z dużej Spółdzielni Mleczarskiej w województwie świętokrzyskim (tab. 2).

Oczyszczanie ścieków powstałych podczas produkcji odbywa się w przykładowej oczyszczalni mechaniczno-biologicznej wykorzystującej rowy cyrkulacyjne, której przepustowość wynosi $500\text{ m}^3/\text{d}$.

4.2. Stanowisko badawcze (metody badawcze)

Bioreaktor SBR

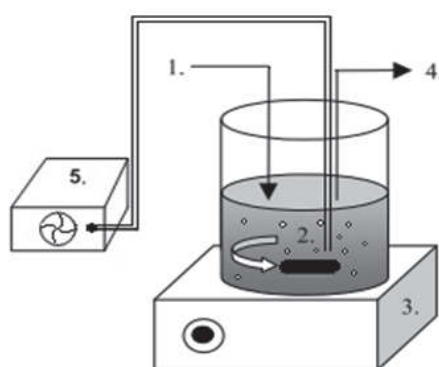
Pojemność czynna bioreaktora wykorzystanego w badaniach wynosiła $2,5\text{ dm}^3$. Reaktor był napowietrzany przy użyciu pompki akwariowej oraz mieszany za pomocą mieszadła magnetycznego. Do dozowania

ścieków surowych i odbierania ścieków oczyszczonych stosowano pompę perystaltyczną.

Tabela 2. Skład ścieków mleczarskich

Table 2. Characteristic of dairy wastewater used in experiment

Oznaczenie	Jednostka	Wartość
ChZT	mg O ₂ /L	2745–2911
BZT ₅	mg O ₂ /L	993–1101
pH	–	6,5–6,8
Zasadowość	mg CaCO ₃ /L	260–290
LKT	mg CH ₃ COOH/L	820–902
N-NH ₄ ⁺	mg/L	196–224
TOC	mg/L	880–900



Rys. 1. Schemat układu do biologicznego oczyszczania ścieków w warunkach laboratoryjnych; 1. ścieki surowe, 2. reactor SBR, 3. mieszadło magnetyczne, 4. ścieki oczyszczone, 5. napowietrzanie

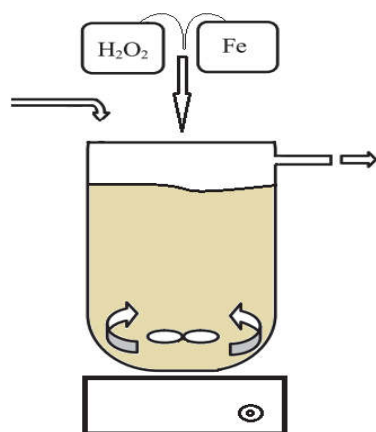
Fig. 1. SBR set-up; 1. raw wastewater, 2. reactor, 3. magnetic stirrer, 4. treated wastewater, 5. aeration

Stanowisko Reakcji Fentona

Badania przeprowadzono w temperaturze pokojowej przy wykorzystaniu modelowego reaktora laboratoryjnego o objętości czynnej 1 L wyposażonego w mieszadło magnetyczne, dozowniki reagentów (rys. 1).

4.3. Metodyka badań

Celem pracy było określenie możliwości wpływu reakcji Fentona na zwiększenie efektywności biologicznego oczyszczania ścieków z przemysłu mleczarskiego w reaktorze SBR.



Rys. 2. Schemat stanowiska badawczego do reakcji Fentona

Fig. 2. Laboratory apparatus for catalytic Fenton oxidation.

W pierwszej części eksperymentu (optymalizacji reakcji Fentona), cztery cykle badawcze podzielone zostały na trzy serie technologiczne różniące się między sobą dawkami reagentów chemicznych wprowadzanych do układu. W danym cyklu zastosowano stałą dawkę jonów Fe^{+2} jako katalizatora procesu pogłębionego utleniania, zmieniano natomiast ilości H_2O_2 . Źródłem jonów żelaza (II) był $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, nadtlenek wodoru wprowadzano do układu technologicznego w postaci 30% roztworu nadtlenku wodoru (perhydrol). Testowane w trakcie eksperymentu ilości jonów Fe^{2+} oraz H_2O_2 zostały określone na podstawie danych literaturowych oraz doświadczeń własnych autorów (tab. 3).

Tabela 3. Stosowane dawki reagentów chemicznych

Table 3. Reagent doses used in the experiment

Seria	Dawka reagenta [g/L]							
	Fe^{2+}	H_2O_2	Fe^{2+}	H_2O_2	Fe^{2+}	H_2O_2	Fe^{2+}	H_2O_2
	Cykl I		Cykl II		Cykl III		Cykl IV	
I	0,75	0,75	1	0,75	1,2	0,75	1,5	0,75
II	0,75	1	1	1	1,2	1	1,5	1
III	0,75	1,25	1	1,25	1,2	1,25	1,5	1,25

Do reaktora wprowadzano jednorazowo 1 L ścieków wcześniej poddanych korekcie pH (do 3,5). Następnie po wprowadzeniu do reaktora reagentów (w pierwszej kolejności siarczan żelaza II, potem perhydrol) kolejno prowadzono – faza szybkiego mieszania (5 minutowa), faza

wolnego mieszania (15 minutowa). Po procesie pH ścieków zwiększano do 7,5 po czym następowała faza sedymentacji (120 minutowa). Zdekantowaną ciecz odwirowano i przesączono przez sączełki miękki, a następnie poddawano analizom fizyczno-chemicznym.

Druga część badań obejmowała proces biologicznego oczyszczania ścieków mleczarskich w reaktorze SBR w temperaturze pokojowej (22–25°C) przy 24 h cyklu pracy reaktora (tab. 4). Powtarzany był on przez 21 dni.

Tabela 4. Czas trwania poszczególnych faz cyklu pracy reaktora SBR

Table 4. The cycle time of the SBR reactor

Plan cyklu	Czas trwania
	t=24 h
1.faza napełniania i mieszania	2,0
2.faza napowietrzania i mieszania	18
3.faza mieszania	2,0
4.faza sedymentacji i dekantacji	1,5
5.faza dekantacji	0,5

Osad czynny wykorzystany w procesie SBR pochodził z zakładowej oczyszczalni ścieków mleczarskich, a jego stężenie w bioreaktorze wynosiło 4,5 g/L.

Podczas oczyszczania ścieków mleczarskich obciążenie bioreaktora ładunkiem zanieczyszczeń wynosiło 1,96 kg ChZT/m³·d, hydrauliczny czas zatrzymania ścieków (HRT) w reaktorze utrzymywał się na poziomie 1,47 doby, natomiast wiek osadu (WO) wynosił 10 dni.

Ostatnim etapem badań było zastosowaniem reakcji Fentona w procesie łączonym z oczyszczaniem biologicznym. Obciążenie bioreaktora ładunkiem zanieczyszczeń wynosiło 1,1 kg ChZT/m³·d, przy HRT wynoszącym 1,47 doby i WO równym 10 dni.

4.4. Metodyka analityczna

Przed przystąpieniem do analiz badane próbki każdorazowo były odwirowywane (15 minut, 11200 obr./min.) i przesączone przez sączełki miękki. W przesączu oznaczano zgodnie z obowiązującą metodyką [2]: BZT₅, pH, stężenie azotu amonowego, LKT oraz OWO. Do oznaczenia ChZT zastosowano metodę dwuchromianową z wykorzystaniem spektro-

fotometru HACH DR 4000/V (Hach Company, USA). Oznaczenie zasadowości ogólnej zostało przeprowadzone na podstawie polskiej normy PN-91/C-0540/05.

5. Wyniki badań

5.1. Reakcja Fentona

Badania rozpoczęto od doboru najbardziej korzystnych dawek Fe^{2+} oraz H_2O_2 dla ścieków mleczarskich (tab.5). Średnie wartości ChZT, BZT₅ oraz wartość OWO w ściekach surowych wynosiły odpowiednio 2817 mg O₂/L, 1036 mg O₂/L oraz 889,3 mg/L.

Tabela 5. Charakterystyka ścieków podczas reakcji Fentona

Table 5. Influent and effluent parameters during Fenon`s reaction

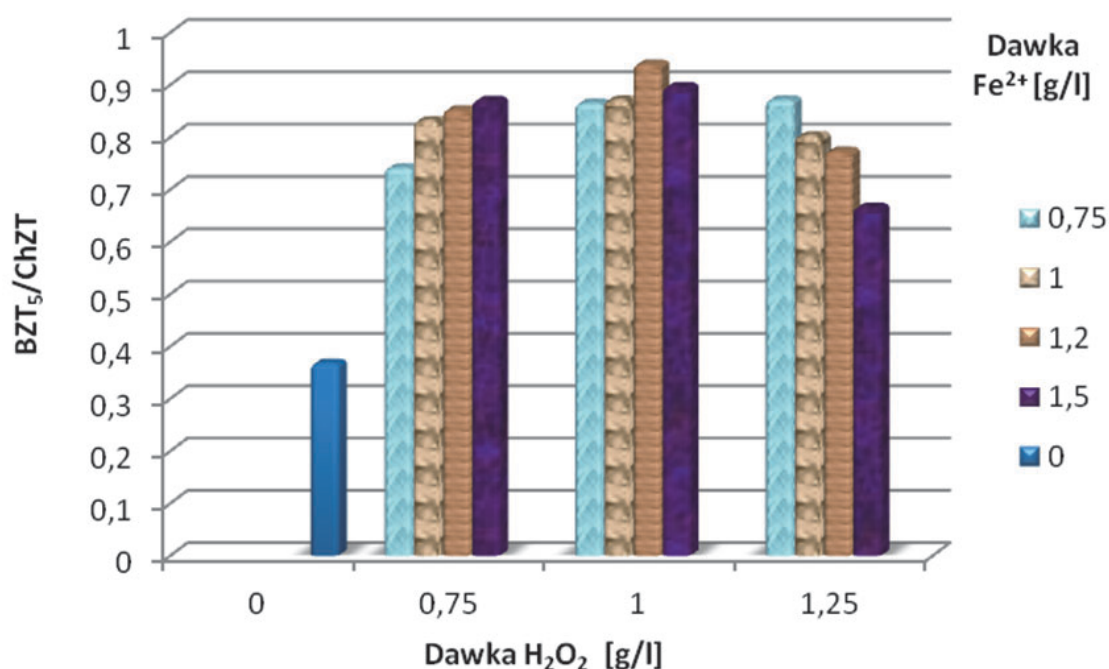
Seria/ cykl	ChZT [mg O ₂ /L]	LKT [mg CH ₃ COOH/L]	BZT ₅ [mg O ₂ /L]	NH ₄ ⁺ [mg/L]	pH [-]	Zasadowość [mg CaCO ₃ /L]	OWO [mg/L]
ścieki surowe	2817±38	840±30	1036	196±3	6,5	270±10	889,3
I/I	1985±51	857±18	1471±23	89,6±9	7,20±0,2	640±20	772,3±03
I/II	1927±39	874±11	1603±11	85,4±7	7,31±0,1	680±20	771,7±09
I/III	1862±22	874±21	1587±42	85,4±5	7,38±0,2	700±10	784,1±03
I/IV	1771±25	891±08	1541±31	84,0±2	7,19±0,3	620±10	797,7±08
II/I	1811±41	891±15	1566±29	86,8±2	7,24±0,1	660±20	781,3±02
II/II	1663±27	943±23	1449±21	84,0±3	7,35±0,1	680±20	784,9±03
II/III	1551±20	926±11	1458±16	82,6±9	7,29±0,2	680±10	768,8±06
II/IV	1605±22	909±17	1439±19	84,0±1	7,18±0,1	600±20	776,7±08
III/I	1723±27	943±06	1501±07	84,0±3	7,09±0,1	620±10	754,8±09
III/II	1898±42	909±27	1524±15	85,4±3	7,32±0,3	700±30	767,6±06
III/III	1839±31	909±12	1422±13	86,8±4	7,27±0,1	660±10	766,9±04
III/IV	1965±17	926±18	1309±22	86,8±8	7,22±0,2	680±10	764,5±01

Zastosowanie reakcji Fentona jako metody wstępnego oczyszczania ścieków z przemysłu mleczarskiego pozwoliło na obniżenie wartości ChZT we wszystkich badanych kombinacjach. Zauważono również, iż wraz ze wzrostem dawki żelaza we wszystkich seriach wzrastała efektywność usunięcia OWO (ok. 14%). Stężenie azotu amonowego w ściekach po zastosowaniu odczynnika Fentona zmalało dwukrotnie i kształtowało się na podobnym poziomie 84–87 mg/L we wszystkich kombinacjach. Zmiana dawek poszczególnych reagentów reakcji Fentona miała również niewielki wpływ na wzrost stężenia LKT do poziomu 900 mg

CH_3COOH /L. Analiza wykazała ponad dwukrotny wzrost zasadowości z poziomu 270 mg CaCO_3 /L do 700 mg CaCO_3 /L. Choć przyczyny tego doszukiwać się można w korekcie pH po zakończeniu procesu.

Zaobserwowano również, że po zastosowaniu odczynnika Fentona generowana jest duża ilość osadu, gdyż po procesie sedymentacji z 1 litra ścieków mleczarskich uzyskano ok. 400 mg osadu.

Dobór optymalnych dawek reagentów dokonano na podstawie zmiany podatności ścieków na biodegradację wyrażanej za pomocą ilorazu BZT_5/ChZT oraz stopień obniżenia wartości ChZT w ściekach oczyszczonych (rys 3, 4).

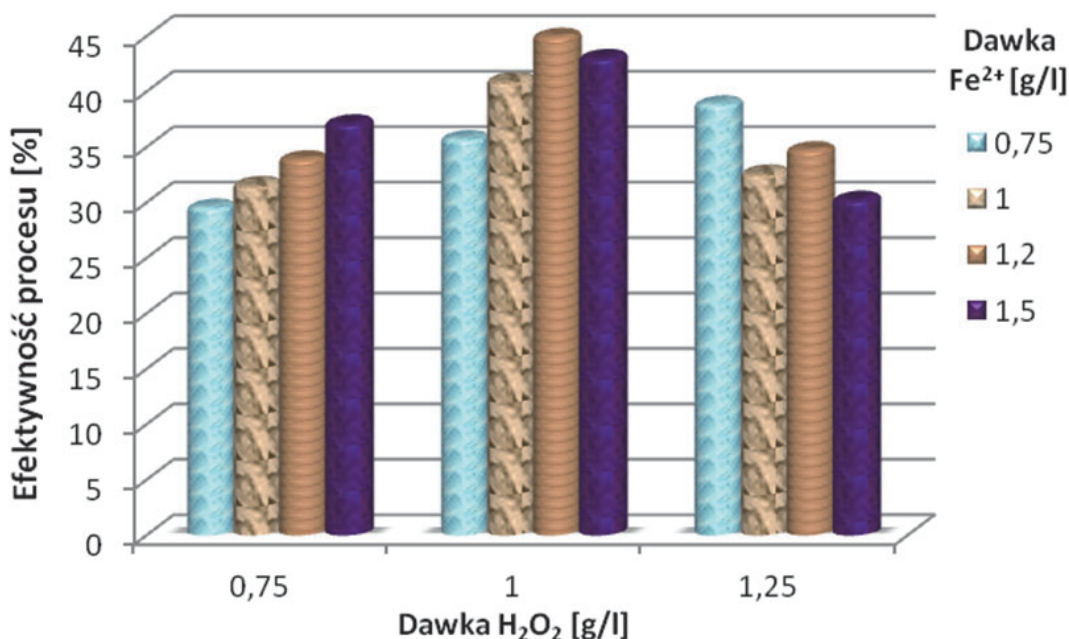


Rys. 3. Zmiana podatności na biodegradację (BZT_5/ChZT) w ściekach przy różnych dawkach odczynnika Fentona

Fig. 3. Changing the biodegradability (BOD_5/COD) of wastewater at different doses of Fenton's reagent

Stwierdzono, iż zarówno skuteczność usunięcia substancji organicznych jak i zmiana podatności na biodegradację wzrasta w ściekach mleczarskich wraz ze zwiększaniem dawki reagentów i osiąga maksymalną wartość w serii II/cyklu III. Zastosowanie dawki 1,2 g Fe^{2+} /L oraz 2,0 g H_2O_2 /L pozwoliły na uzyskanie 45% spadku wartości ChZT oraz ponad dwukrotny wzrost podatności na biodegradację (wyrażonego ilo-

razem BZT₅/ChZT). W tej serii eksperymentu w końcowym cyklu oraz w całej następnej serii (III) zanotowano spadek efektywności usunięcia zanieczyszczeń organicznych wyrażanych za pomocą wskaźnika ChZT i podatności na biodegradację.



Rys. 4. Efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych (ChZT) ze ścieków przy różnych dawkach odczynnika Fentona

Fig. 4. Effectiveness of organic contaminants (COD) removal from wastewater at different doses of Fenton's reagent

5.2. Oczyszczanie ścieków mleczarskich w reaktorze SBR

Kolejnym etapem badań było podjęcie próby oczyszczania ścieków mleczarskich metodami biologicznymi. Po wstępnej adaptacji osadu w reaktorze SBR proces tlenowego oczyszczania ścieków z przemysłu mleczarskiego prowadzono przez okres 21 dni przy 24h cyklu pracy reaktora. Badania wstępne ścieków poddawanych oczyszczeniu wykazały, że stężenie związków organicznych wyrażanych za pomocą wskaźnika ChZT w ściekach wyniosła średnio 2887 mg O₂/L, natomiast pH wynosiło 6,67. Stężenie OWO było na poziomie 894,1 mg/L, a azotu amonowego i LKT odpowiednio 196 mgNH₄⁺/L oraz 874 mg CaCO₃/L. W tabeli 6 zestawiono wyniki badań uzyskane w kolejnych dobach prowadzenia procesu oczyszczania przy obciążeniu substratowym 1,68 kg ChZT/m³d.

Tabela 6. Zmiana wskaźników zanieczyszczeń ścieków mleczarskich w reaktorze SBR**Table 6.** Changes of effluent parameters during the dairy wastewater treatment in SBR

Oznaczenie [jednostka]	Doba procesu							
	1	3	6	9	12	15	18	21
pH [-]	7,43	7,56	7,68	7,7	7,72	7,67	7,7	7,69
ChZT [mgO ₂ /L]	1661	1503	1423	1239	1193	1018	997	947
BZT ₅ [mgO ₂ /L]	98,9	102,2	99,1	97,3	92,1	83,5	80,4	80,8
BZT ₅ /ChZT	0,06	0,07	0,07	0,08	0,08	0,08	0,08	0,09
Zasadowość [mg/LCaCO ₃]	300	320	320	380	360	320	340	320
LKT [mgCH ₃ COOH/L]	154	137	154	120	103	120	103	103
OWO [g/L]	97,8	83,6	84,7	71,3	62,5	45,3	40,1	39,8
Azot amonowy [mg/L]	106,4	100,8	106,4	86,8	75,6	81,2	75,6	75,6
Efektywność usunięcia ChZT [%]	42,5	47,9	50,7	57,1	58,7	64,7	65,5	67,2

W trakcie prowadzenia procesu oczyszczania w dniach od 1 do 15 stężenie zanieczyszczeń organicznych wyrażanych za pomocą wskaźnika ChZT ulegała obniżeniu i po upływie tego czasu utrzymuje się na stałym poziomie. Usunięcie związków organicznych wahała się na poziomie 65–67%. Maksymalne obniżenie się wartości ChZT zaobserwowano w 21 dobie, do wartości 947 mg O₂/L. Podobną tendencję zaobserwowano w przypadku stężenia azotu amonowego, LKT, OWO oraz BZT₅ w ściekach oczyszczonych. Stężenia OWO, LKT, azotu amonowego i BZT₅ w ściekach po procesie były na poziomie 40,103,76 i 81 mg/L, odpowiednio, co odpowiada wydajności usuwania odpowiednio 87%, 88%, 61% i 92%. Proces oczyszczania spowodował wzrost z 280 do 320 mg CaCO₃/L.

5.3. Oczyszczanie ścieków mleczarskich w reaktorze SBR wspomaganie reakcją Fentona

W ostatnim etapie badań przeprowadzono proces oczyszczania ścieków z przemysłu mleczarskiego w układzie hybrydowym: reakcja Fentona/reaktor SBR. Zmiany właściwości fizyczno-chemicznych ścieków oczyszczonych przedstawiono w tabeli 7.

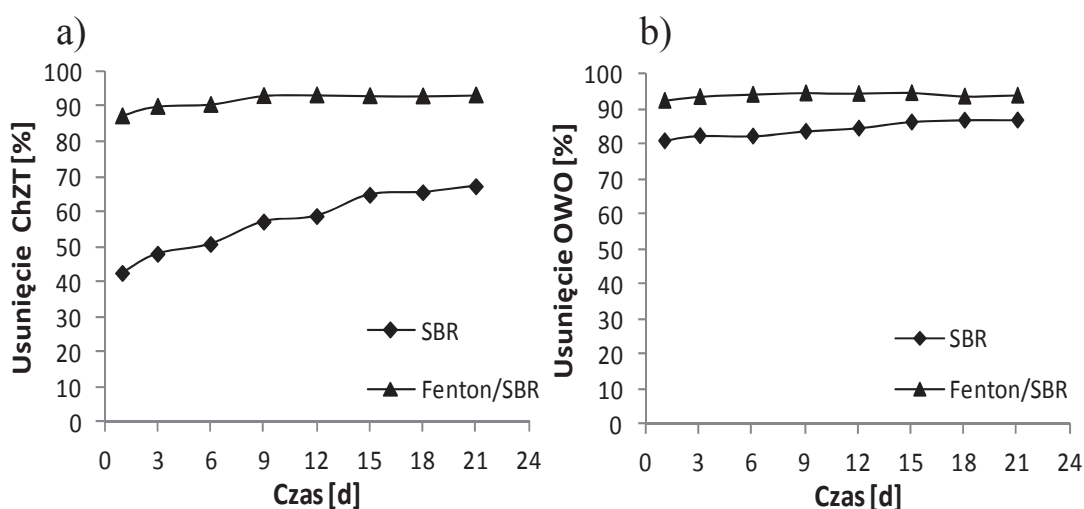
Tabela 7. Zmiana wskaźników zanieczyszczeń ścieków mleczarskich w procesie Fenton/SBR

Table 7. Changes of effluent parameters during the dairy wastewater treatment in Fenton/SBR treatment process

Oznaczenie [jednostka]	Doba procesu							
	1	3	6	9	12	15	18	21
pH [-]	7,83	7,73	7,81	7,83	7,78	7,69	7,81	7,77
ChZT [mgO ₂ /L]	365	287	271	198	192	199	200	193
BZT ₅ [mgO ₂ /L]	37,1	34,2	23,3	20,9	19,2	19,3	18,7	20,1
BZT ₅ /ChZT	0,10	0,12	0,09	0,11	0,10	0,10	0,09	0,10
Zasadowość [mg/LCaCO ₃]	540	480	540	560	540	480	540	520
LKT [mgCH ₃ COOH/L]	137	103	103	86	77	86	86	86
OWO [g/L]	67,9	58,3	52,4	48,9	50,3	48,3	49,8	47,8
Azot amonowy [mg/L]	72,8	70	56	53,2	50,4	47,6	50,4	47,6
Efektywność usunięcia ChZT [%]	87,4	90,1	90,6	93,1	93,3	93,1	93,1	93,3

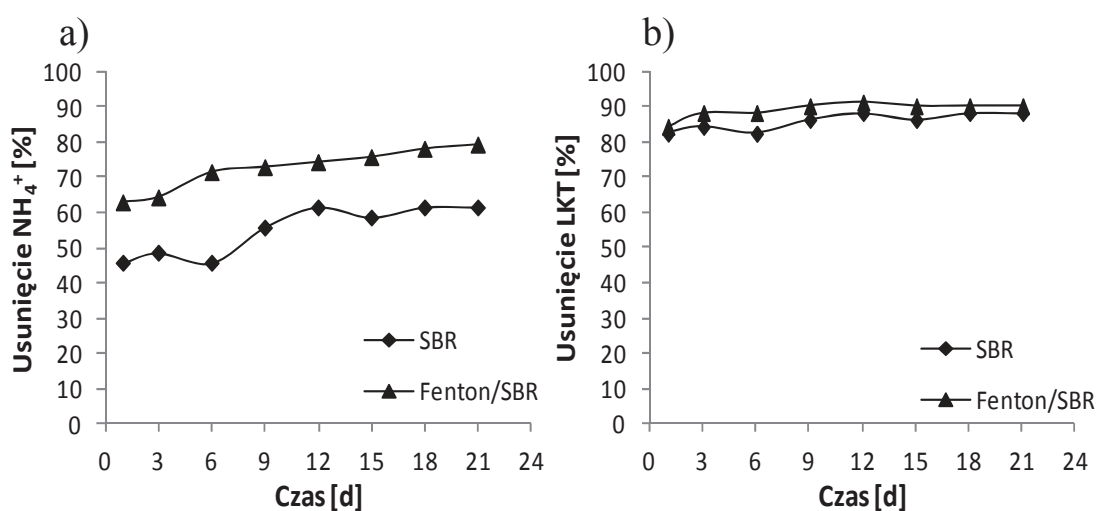
Zastosowanie odczynnika Fentona w ściekach mleczarskich przed biologicznym procesem oczyszczania spowodowało obniżenie zawartości zanieczyszczeń organicznych wyrażonych wskaźnikiem ChZT do poziomu 1551 mg O₂/L, a iloraz mówiący o podatności na biodegradację wzrósł z 0,37 do 0,92. Pozostałe wskaźniki: BZT₅, stężenie azotu amonowego, LKT oraz OWO przed procesem biologicznym były na poziomie odpowiednio 1489,112, 909 oraz 743 mg/L. Wpłynęło to na obniżenie obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń organicznych do 1,12 kg ChZT/m³d. Wyniki analiz ścieków po procesie SBR wykazały, iż już w pierwszych sześciu dobach procesu efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażanych za pomocą wskaźnika ChZT osiągnęła wartość 91% i w kolejnych cyklach efektywność ta utrzymywała się na zbliżonym poziomie. Stężenie związków organicznych w ściekach oczyszczonych po procesie oczyszczania w układzie hybrydowym reakcja Fentona/reaktor SBR obniżyło się do wartości 200 mgO₂/L. Wartości pozostałych wskaźników tj. ogólnego węgla organicznego, azotu amonowego, lotnych kwasów tuszowych oraz BZT₅ osiągnęły poziom odpowiednio 48, 48, 86 oraz 20 mg/L.

Na kolejnych rysunkach przedstawiono porównanie efektywności oczyszczania ścieków z zastosowaniem sekwencyjnego reaktora porcjowego oraz układu hybrydowego reakcja Fentona/reaktor SBR (rys. 5, 6). Porównując oba procesy widzimy wyraźną różnicę w szybkości stabilizacji procesu (rys. 4, 5).



Rys. 5. Porównanie efektywności usuwania zanieczyszczeń organicznych ze ścieków mleczarskich a) ChZT, b) OWO

Fig. 5. Comparison of organic contaminants removal efficiency from dairy wastewater a) COD, b) TOC



Rys. 6. Porównanie efektywności usunięcia azotu amonowego oraz lotnych kwasów tłuszczowych ze ścieków mleczarskich a) NH_4^+ , b) LKT

Fig. 6. Comparison of pollutant removal efficiency of a) NH_4^+ , b) VFA from dairy wastewater

Zaobserwowano wyraźną poprawę efektywności usuwania poszczególnych zanieczyszczeń ze ścieków mleczarskich w przypadku zastosowania układu hybrydowego reakcja Fentona/reaktor SBR. Ponadto w układzie hybrydowym mikroorganizmy szybciej (9 doba) zaadaptowały się do usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażanych za pomocą wskaźnika ChZT niż w przypadku samego procesu SBR (15 doba). Efektywność usunięcia zanieczyszczeń wyrażanych wskaźnikiem ChZT, OWO oraz stężenia azotu amonowego w wyniku procesu oczyszczania ścieków mleczarskich w systemie łączonym była wyższa o ok. 26%, 7%, 18%. W przypadku stężenia LKT zarówno w systemie Fenton/SBR jak i samym reaktorze SBR po procesie osiągnęło podobne wartości.

6. Wnioski

Wyniki przeprowadzonych badań dotyczących możliwości zastosowania odczynnika Fentona w procesie łączonym z oczyszczaniem biologicznym oraz porównanie uzyskanych rezultatów z techniką wykorzystującą jedynie procesy biologiczne pozwoliło na sformułowanie następujących wniosków:

- Za bardziej korzystne dawki reagentów w reakcji Fentona do wstępnego oczyszczania ścieków mleczarskich uznano 1,2 g Fe^{2+} /L oraz 2,0 g H_2O_2 /L. Zastosowanie ich w ściekach mleczarskich pozwoliło na ponad dwukrotne zwiększenie ilorazu BZT₅/ChZT (z 0,36 do 0,93);
- W procesie łączącym reakcje Fentona i biologiczne procesy stopień usunięcia zanieczyszczeń organicznych wyrażanych wskaźnikiem ChZT wzrósł o 26%;
- Wstępne oczyszczanie ścieków mleczarskich przed ich wprowadzeniem do reaktora SBR z wykorzystaniem reakcji Fentona wpływa na poprawę efektywności procesu.

Praca naukowa finansowana ze środków na naukę jako projekt badawczy Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska (Politechnika Częstochowska) BS/MN-401-315/11 i BS/PB-401-303/11.

Literatura

1. **Anielak A.M.:** *Gospodarka wodno-ściekowa przemysłu mleczarskiego.* Agro Przemysł, 2, 57–59 (2008).

2. **APHA:** *Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition*, Washington, DC, 1999.
3. **Barbusiński K.:** *Intensyfikacja procesu oczyszczania ścieków i stabilizacji osadów nadmiernych z wykorzystaniem odczynnika Fentona*, Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Gliwice, 2004.
4. **Bartkiewicz B., Umiejewska K.:** *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*. PWN, Warszawa, 2010.
5. **Dąbek L., Ozimina E., Picheta-Oleś A.:** *Wykorzystanie węgla aktywnego i nadtlenku wodoru w oczyszczaniu ścieków przemysłowych*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, 14, 2, 181–189 (2011).
6. **Demirel B., Yenigun O., Onay T.T.:** *Anaerobic treatment of dairy wastewaters: A review*. Process Biochemistry, 40, 2583–2595 (2005).
7. **Dębowski M., Zieliński M., Krzemieniewski M.:** *Wpływ odczynnika Fentona na stopień higienizacji wstępnie przefermentowanych osadów ściekowych*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 6, 299–313 (2006).
8. **Fongsatitkul P., Elefsiniotis P., Yamasmit A., Yamasmit N.:** *Use of sequencing batch reactors and Fenton's reagent to treat a wastewater from a textile industry*. Biochemical Engineering Journal, 21, 213–220 (2004).
9. **Kwarciak-Kozłowska A., Mielczarek K.:** *Zastosowanie reaktora ASBR do oczyszczania ścieków z przemysłu mięsnego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 1891–1904 (2011).
10. **Krzemieniewski M., Dębowski M., Janczukowicz W., Pesta J.:** *Effect of sludge conditioning by chemical methods with magnetic field application*. Polish Journal Environmental Study, 12, 5, 595–605 (2003).
11. **Krzemińska D., Neczaj E.:** *Treatment of dairy wastewater by ozone and biological process*, IV Ogólnopolski Kongres Inżynierii Środowiska, Lublin 2–5 września, 2012.
12. **Krzemińska D., Neczaj E., Grosser A.:** *Application of Advanced Oxidation Processes (AOP's) for the Industrial Wastewater Treatment*. Acta Biochimica Polonica, IV Congress of Polish Biotechnology and IV EUROBIOTECH "Four Colours of Biotechnology" Central European Congress of Life Sciences, Vol. 58, Suppl. 4, Kraków, 2011.
13. **Kushwaha J.P., Srivastava V.Ch., Mall I.D.:** *An overview of various technologies for the treatment of dairy wastewaters*. Critical Reviews in Food Science and Nutrition, 51, 442–452 (2011).
14. **Lin S.H., Jiang C.D.:** *Combined physical, chemical and biological treatment of wastewater containing organics from semiconductor plant*. Journal of Hazardous Materials, 97, 1–3, 159–171 (2003).

15. **Mohan S.V., Babu V.S., Sarma P.N.:** *Anaerobic biohydrogen production from dairy wastewater treatment in sequencing batch reactor (AnSBR): Effect of organic loading rate.* Enzyme and Microbial Technology, 41, 506–515 (2007).
16. **Neczaj E., Kacprzak M., Kamizela T., Lach J., Okoniewska E.:** *Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater.* Desalination, 222, 404–409 (2008).
17. **Piaskowski K., Świdorska-Dąbrowska R.:** *Biologiczne usuwanie specyficznych organicznych zanieczyszczeń przed i po procesie Fentona.* Monografia PAN, vol. 58, tom 1, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska, III Kongres Inżynierii środowiska, Lublin, 2009.
18. **Seesuriyachan P., Kuntiya A., Sasaki K., Techapun Ch.:** *Biocoagulation of dairy wastewater by Lactobacillus casei TISTR 1500 for protein recovery using micro-aerobic sequencing batch reactor (micro-aerobic SBR).* Process Biochemistry, 44, 406–411 (2009).
19. **Struk-Sokołowska J.:** *The influence of dairy wastewater on COD fractions in municipal wastewater.* Inżynieria Ekologiczna, 24, 130–144 (2011).
20. **Struk-Sokołowska J.:** *Zmiany udziału frakcji ChZT podczas oczyszczania ścieków komunalnych z dużym udziałem ścieków mleczarskich.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 2015–2032 (2011).
21. **Śmigielska D.:** *Rynek mleka X/2012.* Polska Federacja Hodowców Bydła i Producentów Mleka, 2012.
22. **Tekin H., Bilkay O., Ataberk S.S., Balta T.H., Ceribasi I.H., Sanin F.D., Dilek F.B., Yetis U.:** *Use of Fenton oxidation to improve the biodegradability of a pharmaceutical wastewater.* Journal of Hazardous Materials, 136, 2, 258–265 (2006).
23. www.arr.gov.pl/
24. www.eko-technika.com.pl/wp-content/uploads/2011/11/Fenton-07.11.11.pdf
25. www.fao.org/docrep/016/a1993e/a1993e00.pdf
26. www.fapa.com.pl/index.php?ln=pl

Application of Fenton Reaction for Supporting Biological Wastewater Treatment from the Dairy Industry

Abstract

The dairy industry is one of the most polluting of industries, not only in terms of the volume of effluent generated, but also in terms of its characteristics as well. The composition of waste water produced in the milk processing plants

depends primarily on the type of production (such as fluid milk, butter, cheese, buttermilk, whey, yogurt, condensed milk, flavored milk, milk powder, ice cream, etc.). The factors influencing the composition and charge of waste water are the raw materials used, level of technology plant, cleaning and disinfection processes and the amount of water used. Still increased pollution, combined with increased industrial activity and increasingly restrictive laws concerning discharges, focuses on the problem of optimal industry wastewater treatment. High concentration of organic matter in dairy wastewater causes problems with their removal in biological methods.

Combining advanced oxidation process (AOP) and biological process has received attention in recent years as a promising alternative for industrial wastewater treatment. Among biological treatment processes the sequencing batch reactor (SBR) have been widely applied for treating dairy wastewater. The advantages of this technology can include high flexibility and ease of adaptation of operating parameters. Sequencing batch reactor is the name given to wastewater treatment systems based on activated sludge, operated on a sequence changes of anaerobic and aerobic conditions in one reactor.

Using AOP pretreatment is important to improve the biodegradability and produce an effluent that can be treated biologically. These processes involve the generation of highly free radicals, mainly hydroxyl radical ($\text{HO}\bullet$) via chemical, photochemical and photocatalytic reactions. One of the most important AOP process is Fenton reaction. Effectiveness of Fenton reaction has been confirmed in the case of pharmaceutical wastewater, treatment of brines or treatment of paper pulp manufacturing effluents. The oxidation system based on the Fenton's reagent (hydrogen peroxide in the presence of a ferrous salt under acidic conditions) has been used for the treatment of both organic and inorganic substances of the wastewater stream.

The present study was aimed to treat the dairy wastewater by Fenton's process and an aerobic sequencing batch reactor. The first part of this study examined the effect of operating conditions on Fenton's process pretreatment of dairy wastewater. The effectiveness of the AOP pretreatment was assessed by evaluating wastewater biodegradability enhancement (BOD_5/COD), as well as monitoring major pollutant concentrations (COD) with reaction time. The optimum dose Fe^{2+} and H_2O_2 was found to be 1.2 and 2.0 g/L, respectively. In a single biological treatment the average removal efficiencies of COD , and NH_4^+ were 67%, and 61%, respectively. Integration of Fenton's process and biological treatment resulted in 93% removal of COD and 79% NH_4^+ from the dairy wastewater. The results indicated that the combined process would be a promising alternative for the treatment of dairy wastewater.



Zastosowanie kompostu jako taniego sorbentu do usuwania barwników z roztworów wodnych

*Tomasz Józwiak, Urszula Filipkowska, Joanna Rodziewicz,
Artur Mielcarek, Dorota Owczarkowska
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wstęp

Rocznie, na potrzeby przemysłu tekstylnego, papierniczego i garbarskiego produkuje się około 700000 ton barwników. W zależności od zastosowanej technologii, do ścieków przemysłowych trafia od 2% do 50 barwników użytych w procesie produkcji [13]. Ze względu na obecność pierścieni aromatycznych, związki te wykazują bardzo niską podatność na biodegradację [6]. Skuteczność konwencjonalnych systemów oczyszczania ścieków opartych na osadzie czynnym wynosi względem barwników nie więcej niż 20% [3, 24]. Barwniki, które nie zostały usunięte podczas procesów oczyszczania ścieków trafiają do środowiska. Nawet niewielkie stężenia barwników w wodach rzędu 1 mg/dm^3 są bardzo widoczne, co ma negatywny wpływ na estetykę naturalnych zbiorników wodnych. Największym problemem dla środowiska wodnego jest jednak fakt, iż związki te hamują dyfuzję tlenu w środowisku wodnym oraz blokują dostęp światła do autotrofów [15]. Barwniki a także produkty ich rozkładu takie jak aminy aromatyczne mogą wykazywać ponadto właściwości kancerogenne [4, 33]. Problem usuwania barwników ze ścieków przemysłowych okazuje się być sprawą priorytetową.

Odbarwienie ścieków przemysłowych można osiągnąć stosując metody fizyko-chemiczne takie jak: koagulację/flokulację, ozonowanie, naświetlanie, ultrafiltrację czy sorpcję. Wśród nich sorpcja uważana jest za jedną z najbardziej efektywnych metod dekoloryzacji. Najczęściej

wykorzystywanym sorbentem jest węgiel aktywny. Stosowanie węgla aktywnego jest niestety bardzo kosztowne, dlatego obecnie poszukuje się jego tańszej alternatywy.

Z piśmiennictwa wynika, że jako tanie i łatwo dostępne sorbenty wykorzystywane były odpady przemysłowe takie jak skrawki opon, żużel, popioły czy ligniny [7] a także odpady rolnicze: łuski nasion zbożowych [31], obierki z warzyw, skórki po bananach [25] i owocach cytrusowych [20], wełna, trociny oraz torf [10]. Jako sorbent, może być także wykorzystywany produkt kompostowania, który nie spełnia kryteriów jakościowych dla kompostu [23].

W pracy zbadana została skuteczność sorpcji wybranych barwników anionowych (Reactive Black 5, Reactive Yellow 84) i kationowych (Basic Green 4, Basic Violet 10) na kompoście. Głównym celem badań było wyznaczenie optymalnych warunków procesu sorpcji barwników na danym biosorbencie (odczyn, czas równowagi reakcji) a także wyznaczenie maksymalnej pojemności sorpcyjnej kompostu wobec badanych sorbatów.

2. Materiały i metody

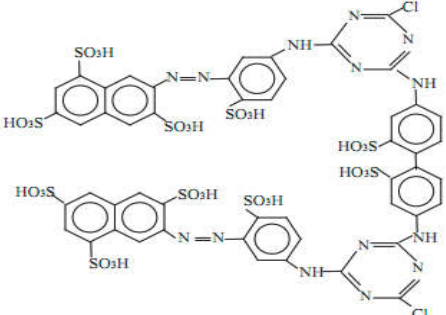
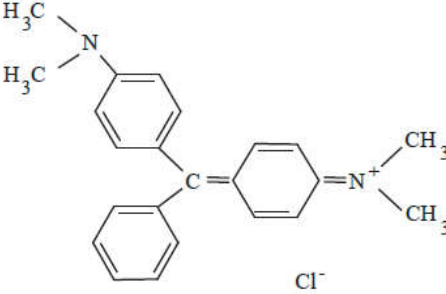
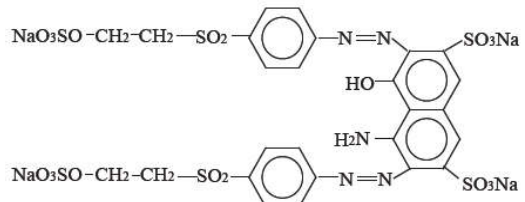
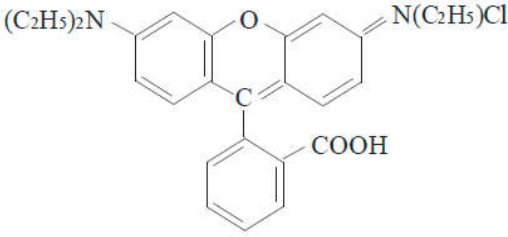
2.1. Materiały

Kompost wykorzystany w badaniach powstał w wyniku kompostowania osadu ściekowego z odpadkami roślinnymi w następujących proporcjach :

- osad ściekowy nadmierny z Oczyszczalni Ścieków w Olsztynku – 60%
- zrębki drewna z brzozy – 15%
- słoma rzepaczana – 22%
- zaszczerpienie (dojrzały kompost) – 3%

Anionowe barwniki reaktywne: ReactiveYellow 84 [RY84], Reactive Black 5 [RB5] oraz barwniki kationowe: Basic Green 4 [BG4], Basic Violet 10 [BV10],pochodziły z Zakładu Przemysłu Barwników „Boruta” w Zgierzu.

Tabela 1. Zastosowane w badaniach barwniki
Table 1. Dyes used in the study

Barwniki anionowe (reaktywne)		Barwniki kationowe	
Reactive Yellow 84 – [RY 84]		Basic Green 4 – [BG 4]	
			
Masa molowa	1701 g/mol	Masa molowa	365 g/mol
λ_{\max}	357,5 [nm]	λ_{\max}	618 [nm]
Reactive Black 5 – [RB 5]		Basic Violet 10 – [BV 10]	
			
Masa molowa	991 g/mol	Masa molowa	479 g/mol
λ_{\max}	600 [nm]	λ_{\max}	547,5 [nm]

2.2. Metody

2.2.1. Przygotowanie biosorbentu

Kompost przed użyciem został wysuszony w temp. 60°C a następnie przesiany przez sito laboratoryjne o średnicy „oczka” 0,25 mm.

Podczas każdego doświadczenia, stężenie sorbentu w roztworze wynosiło 5 g s.m./dm³.

2.2.2. Przygotowanie roztworów podstawowych

Roztwór podstawowy barwnika został przygotowany poprzez odważenie na wadze analitycznej 1 grama czystego, sproszkowanego barwnika, który był następnie przenoszony ilościowo do kolby jednomia-

rowej o pojemności 1 dm³. Po uzupełnieniu kolby wodą destylowaną, roztwór miał stężenie 1000 mg/dm³. Z roztworów podstawowych zostały sporządzone następnie roztwory robocze. Do korekty odczynu roztworów użyte zostały wodne roztwory HCl oraz NaOH.

2.2.3. Wyznaczenie optymalnego odczynu sorpcji

Doświadczenie zostało zaprojektowane w taki sposób aby sorpcja każdego z czterech badanych barwników odbyła się w trzech wariantach odczynu – 3 pH, 5 pH i 9 pH.

Do 12 erlenmajerek o pojemności 250 cm³ odważony został sorbent w ilości 1 g s.m. Następnie do kolb dodane zostały roztwory barwników o pożądanym odczynie w ilości 200 cm³ i stężeniu 100 mg/dm³. Erlenmajerki umieszczone zostały na wytrząsarce nastawionej na prędkość obrotów – 200 r.p.m. Po 2 h sorpcji pobierano z każdej kolby po 10 cm³ roztworu, odwirowywano w wirówce MPW-350 przez 5 min przy obrotach 15 tys/min. Ekstynkcja badanych roztworów zmierzona została za pomocą spektrofotometru UV-VIS SP 2000 przy optymalnej długości fali dla RB5 – 600 nm, RY84 – 357,5 nm, BG4 – 618 nm i 547,5 nm dla BV10. Podczas pomiaru zastosowane zostały kuwety szklane o szerokości 1 cm. Optymalny odczyn procesu sorpcji został wskazany przez wariant, przy którym końcowe stężenie barwnika było najmniejsze. Eksperyment wykonano w trzech powtórzeniach.

2.2.4. Wyznaczenie czasu równowagi sorpcji

Do czterech zlewek o pojemności 2000 cm³ odważony został sorbent w ilości 5 g s.m./dm³. Do każdego naczynia dodany został roztwór innego barwnika w ilości 2000 cm³ o stężeniu 200 mg/dm³. Zlewki zostały umieszczone na mieszadłach magnetycznych ustawionych na prędkość 200 r.p.m. Z roztworów pobrane zostały próbki po czasie 0; 5; 10; 15; 30; 45; 60; 120; 180; 240; 300; 360 min. Próbki o objętości 10 cm³ zostały odwirowane, po czym zmierzona została ekstynkcja roztworów. Czas po którym stężenie barwników w roztworach nie ulegało zmianie został uznany za czas równowagi adsorpcji.

Pomiar stężenia barwnika w roztworze odbywał się metodą spektrofotometryczną na spektrofotometrze UV-VIS SP 2000.

2.2.5. Wyznaczenie pojemności sorpcyjnej kompost

Wyznaczenie maksymalnej pojemności sorpcyjnej kompostu względem wybranych barwników zostało przeprowadzone po ustaleniu optymalnego odczynu sorpcji, wyznaczonego dla każdego barwnika.

Do szeregu erlenmajerek o pojemności 250 cm³ odważony został kompost w ilości 1 g s.m. Następnie do kolbek dodane zostały roztwory barwnika (200 cm³) z wyregulowanym pH o następujących stężeniach: 1; 10; 25; 50; 100; 250; 500 mg/dm³ – dla anionowych barwników reaktywnych (RB5 i RY84) i 1; 10; 25; 100; 200; 300; 600 mg/dm³ dla barwników kationowych (BG4 i BV10). Kolbki zostały umieszczone na wstrząsarce z ustawioną prędkością 200 r.p.m. Po wyznaczonym czasie (czas równowagi sorpcji), z każdej kolby pobrane zostały próbki roztworu (10 cm³), w których po odwirowaniu zmierzono spektrofotometrycznie stężenie pozostałego barwnika. Wszystkie obliczenia dotyczące maksymalnej pojemności sorpcyjnej sorbentów chitozanowych zostały przeprowadzone w programie Statistica v 10.

Wszystkie doświadczenia zostały przeprowadzone w temperaturze pokojowej T = 22°C.

2.2.6. Metody obliczeniowe

Ilość zasorbowanego barwnika liczona była z zależności (1):

$$Q_s = \frac{C_o - C_s}{m} \quad (1)$$

gdzie:

- Q_s – masa zasorbowanego barwnika [mg/g.s.m.],
- C_o – początkowe stężenie barwnika [mg/dm³],
- C_s – stężenie barwnika po sorpcji [mg/dm³],
- m – masa sorbentu [g.s.m.].

Do opisu danych użyte zostały dwa różne modele adsorpcji.

Heterogeniczny model Langmuira2 (podwójne równanie Langmuira) (2):

$$Q = \frac{b_1 \cdot K_1 \cdot C}{1 + K_1 \cdot C} + \frac{b_2 \cdot K_2 \cdot C}{1 + K_2 \cdot C} \quad (2)$$

gdzie:

- Q – sorpcja rzeczywista sorbatu na sorbencie [mg/g.s.m.],
- b₁ – maksymalna pojemność sorpcyjna sorbentu (miejsca aktywne I typu) [mg/g.s.m.],

b_2 – maksymalna pojemność sorpcyjna sorbentu (miejsca aktywne II typu) [mg/g.s.m.],

K_1 ; K_2 – stałe w równaniu Langmuira [dm^3/mg],

C – stężenie barwnika pozostałego w roztworze [mg/dm^3].

Heterogeniczny model Freundlicha (3):

$$Q = K \cdot C^n \quad (3)$$

gdzie:

Q – sorpcja rzeczywista sorbatu na sorbencie [mg/g.s.m.],

K – stała równowagi sorpcji w modelu Freundlicha,

C – stężenie barwnika pozostałego w roztworze [mg/dm^3],

n – parametr heterogeniczności.

3. Wyniki i dyskusja

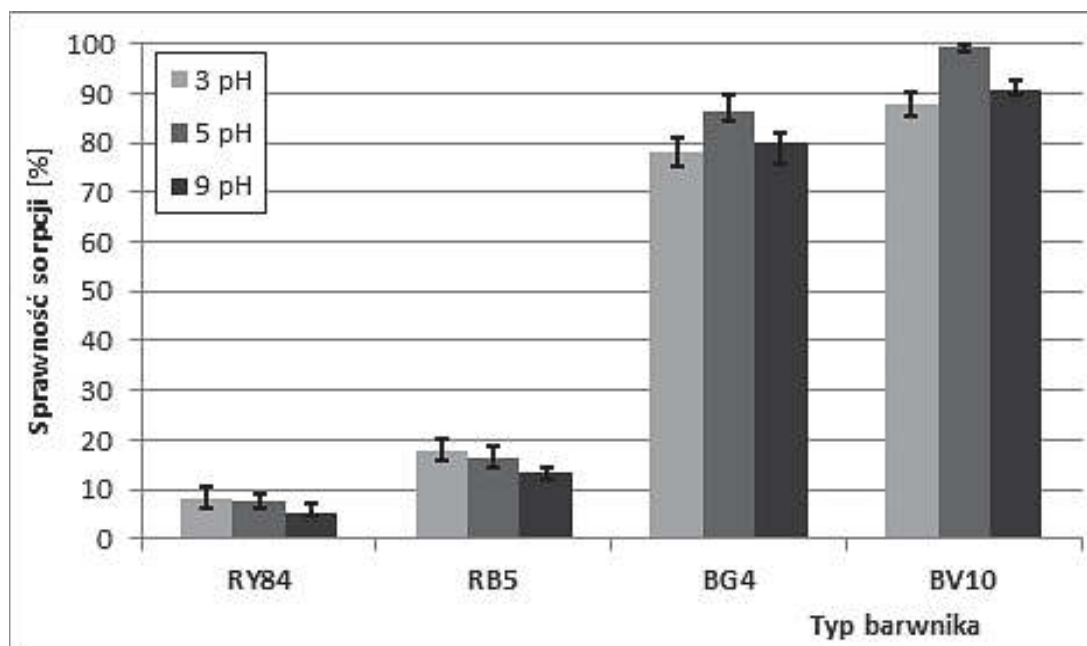
3.1. Wpływ odczynu na efektywność sorpcji

Sorpcja barwników anionowych na kompoście zachodziła najefektywniej w środowisku kwaśnym. Średnia skuteczność usuwania RY 84 i RB 5 przy 3 pH była większa od uzyskanej przy 9 pH – odpowiednio o 48,6% i 34,8% (rys. 1).

W niskim odczynie, karboksylowe i hydroksylowe grupy materii organicznej zawartej w kompoście – głównie kwasów humusowych, ulegają protonowaniu [28]. Dodatkowo naładowane grupy aktywne sorbentu przyciągają anionowe grupy barwników reaktywnych, przez co wspomagany jest proces ich sorpcji. Odwrotny efekt obserwuje się w przypadku wyższego odczynu. Zmniejszenie skuteczności sorpcji barwników reaktywnych wraz ze wzrostem odczynu zostało zaobserwowane także m.in. w badaniach nad sorpcją na otrębach pszennych [5], chitynie, [19], chitozanie [13], węgłu aktywnym [2] i skrobi modyfikowanej [32].

Efektywność usuwania barwników kationowych na kompoście była najwyższa przy odczynie 5 pH. W porównaniu do 3 pH, skuteczność sorbowania BG4 i BV10 przy 5 pH była wyższa o 10,7% i 13,5% (rys. 1). Sorpcja barwników kationowych w środowisku kwaśnym jest utrudniona ze względu na konkurencję z jonami H^+ [12] a także elektrostatyczne odpychanie od uprotonowanych grup kompostu. Negatywny wpływ niskiego pH na skuteczność sorpcji barwników zasadowych zaobserwowany został także w badaniach nad sorpcją na słomie ryżowej [15],

chitozanie [22] i popiołach lotnych [16]. Ograniczenie sorpcji barwników kationowych przy wysokim pH wynikać może z częściowego rozpuszczenia się materii organicznej a zwłaszcza kwasów humusowych przy odczynie >6 pH [34]. Prawdopodobnie w wysokim pH, rozpuszczone kwasy humusowe tworzą z barwnikami kationowymi nietrwałe kompleksy, które dają barwny efekt w roztworze.

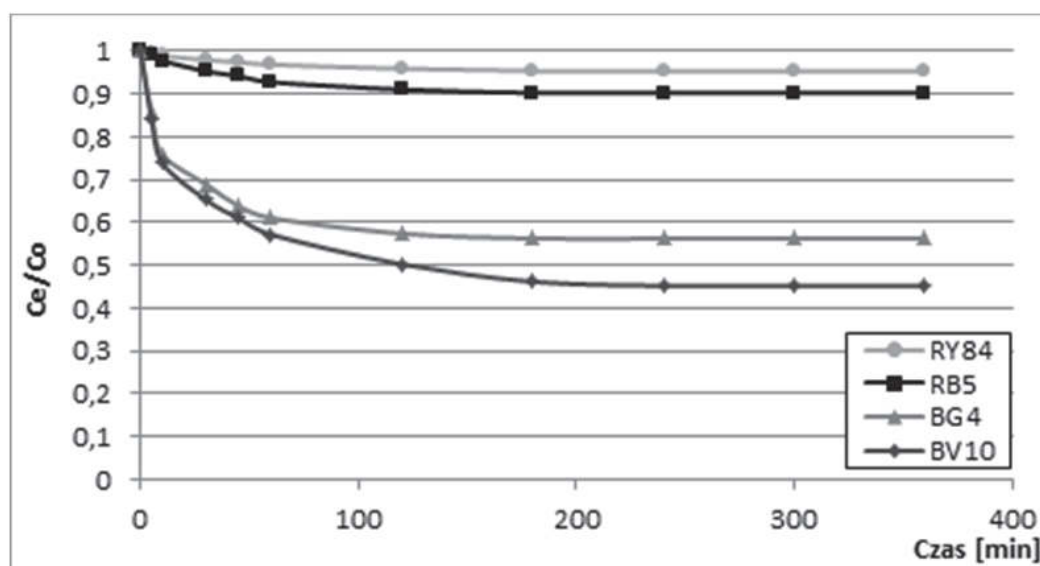


Rys. 1. Wpływ odczynu na skuteczność sorpcji barwników na kompoście
Fig. 1. Effect of pH on the effectiveness of the dyes sorption on the compost

3.2. Wyznaczenie czasu równowagi sorpcji

Czas osiągnięcia równowagi procesu sorpcji na kompoście w przypadku większości barwników (RY84, RB5, BG4) wyniósł 180 min (rys. 2). Sorpcja barwnika BV10 trwała dłużej – 240 min, co w konsekwencji mogło wpłynąć na wyższą skuteczność sorpcji. Porównywalne czasy równowagi sorpcji dla sorbentu kompostowego (3–5 h) został uzyskany w badaniach nad usuwaniem Reactive Red 2 i Basic Blue 9 z roztworów wodnych [30].

Względnie krótki czas równowagi sorpcji uzyskany na kompoście był spowodowany jego drobnym uziarnieniem ($<0,25$ mm), oznaczającym duży stosunek powierzchni do objętości.



Rys. 2. Stosunek stężenia końcowego barwników do stężenia początkowego w zależności od czasu sorpcji

Fig. 2. The ratio of final to initial concentration dyes, depending on the time of sorption

3.3. Wyznaczenie pojemności sorpcyjnej kompostu

Do opisu danych wykorzystano model Langmuira 2 oraz model Freundlicha. Heterogeniczny model Langmuira 2 wykazał najlepsze dopasowanie do uzyskanych danych eksperymentalnych (tabela 2).

Maksymalna pojemność sorpcyjna kompostu względem RY84 i RB5 wyniosła 2,15 i 4,79 mg/g s.m. (rys. 3-A;B), (tabela 2).

Podobną do kompostu zdolność sorpcyjną względem RB5 wykazały w badaniach popioły z elektrociepłowni (4,30 mg/g) a także popioły po spaleniu osadów ściekowych (6,00 mg/g) [11]. Sorpcja danego barwnika jest o wiele mniej skuteczna w przypadku wykorzystania nieprzetworzonych odpadków roślinnych jako sorbentu. Przykładowo pojemność sorpcyjna łupin nasion słonecznika dla RB5 wyniosła 0,87 mg/g, natomiast w przypadku skórki po mandarynkach 0,75 mg/g [27].

Z literatury wynika, że RY84 wykazuje o wiele wyższą skuteczność sorpcji na wełnie – 19,0 mg/g [29] oraz na popiołach lotnych – 28,0 mg/g [17].

Pojemność sorpcyjna kompostu względem BG4 i BV10 wyniosła 26,41 i 27,19 mg/g s.m. (rys. 3-C;D).

Tabela 2. Stałe wyznaczone z modelu Langmuira 2 i Freundlicha
Table 2. Constants determined of Langmuir 2 and Freundlich model

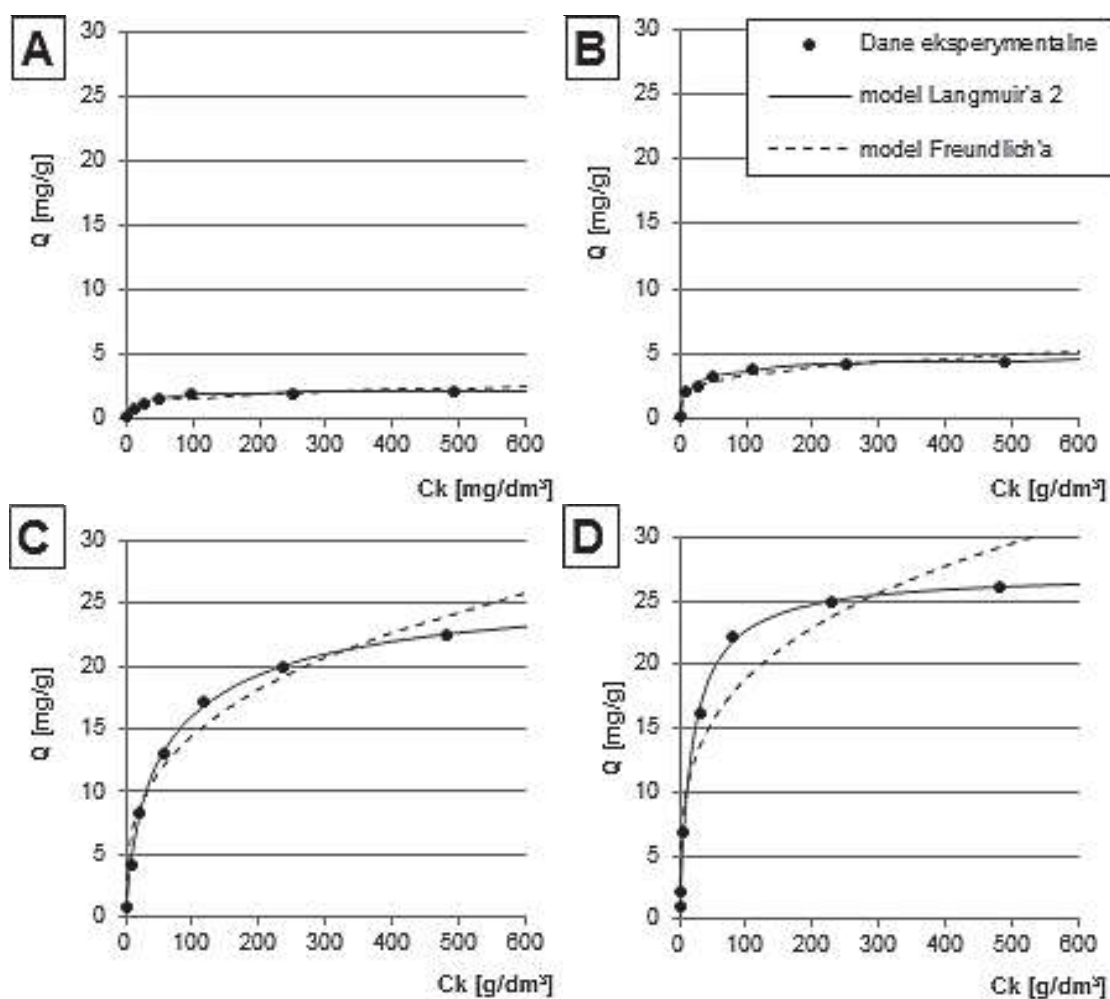
Model	Stałe w modelu sorpcji		Barwniki anionowe		Barwniki kationowe	
			RY84	RB5	BG4	BV10
Langmuir 2	b1+b2	[mg/g.s.m.]	<u>2,151</u>	<u>4,786</u>	<u>26,410</u>	<u>27,195</u>
	Q _{max}	[μmol/g.s.m.]	1,265	4,829	72,356	56,774
	b1	[mg/g.s.m.]	0,148	2,523	13,381	12,690
		[μmol/g.s.m.]	0,087	2,546	36,660	26,493
	K ₁		0,386	0,177	0,049	0,037
	b2	[mg/g.s.m.]	2,003	2,263	13,029	14,504
		[μmol/g.s.m.]	1,175	2,284	35,696	30,280
	K ₂		0,053	0,014	0,006	0,070
	R²		0,998	0,994	0,997	0,995
Freundlich	K		0,541	1,133	3,279	5,295
	n		0,235	0,236	0,323	0,276
	R²		0,875	0,904	0,968	0,910

Porównywalną skuteczność sorpcji BG4 można uzyskać na trocinach z tartaku (26,90 mg/g) [14]. Znacznie lepszy rezultat został osiągnięty podczas sorpcji danego barwnika na modyfikowanym torfie (350 mg/g) [9]. O wiele gorszą pojemność sorpcyjną względem BG4 wykazała w badaniach rozdrobniona trzcina cukrowa (4,88 mg/g) [18].

Zbliżona do kompostu efektywność sorpcji BV10 została uzyskana na skórkach po bananach (20,60 mg/g) oraz skórkach po pomarańczach (14,30 mg/g) [5]. Słabszy efekt został osiągnięty podczas sorpcji BV10 na włóknie kokosowym (2,56 mg/g) [26].

Zdolność sorpcyjna kompostu zależała przede wszystkim od charakteru sorbowanego barwnika. Pojemność sorpcyjna kompostu względem barwników kationowych była wielokrotnie wyższa niż anionowych barwników reaktywnych.

Kompost w roztworach wodnych ze względu na obecność karboksylowych grup funkcyjnych charakteryzuje się ujemnie naładowaną powierzchnią. Z tego powodu sorbent ten preferuje podczas sorpcji związki posiadające ładunek dodatni (barwniki kationowe). Elektrostatyczne odpychanie utrudnia adsorpcję barwników anionowych [1]. Barwniki anionowe, zawierające kwasowe grupy funkcyjne wykazują z kolei większe powinowactwo do sorbentów zawierających grupy zasadowe, np. do chitozanu [21].



Rys. 3. Izotermi sorpcji barwników na kompoście po czasie 240 min:

A – sorpcja RY84; B – sorpcja RB5; C – sorpcja BG4; D – sorpcja BV10

Fig. 3. Sorption isotherms of dyes on the compost after time 240 min:

A – RY84 sorption, B – RB5 sorption, C – BG4 sorption, D – BV10 sorption

4. Podsumowanie

Kompost może być wykorzystany jako tani sorbent do usuwania barwników ze ścieków poprodukcyjnych.

Efektywność usuwania barwników na kompoście w znacznym stopniu zależała od odczynu w jakim przeprowadzany był proces. W niskim odczynie (3 pH) część grup funkcyjnych kompostu ulegała protonowaniu co pozytywnie wpływało na sorpcję barwników anionowych (RB5; RY84), natomiast ograniczało wiązanie barwników kationowych (BG4; BV10). Wysoki odczyn (9 pH), ze względu na częściowe rozpuszczanie się sorbentu, wpływał negatywnie na sorpcję każdego typu barwnika. Op-

tymalny odczyn sorpcji dla anionowych barwników reaktywnych został ustalony na 3 pH, natomiast dla barwników kationowych – 5 pH.

Kompost wykazywał szczególną skuteczność przy usuwaniu barwników kationowych. Pojemność sorpcyjna kompostu względem BG4 i BV10 wyniosła 26,41 mg/g.s.m. i 27,20 mg/g.s.m. natomiast względem RY84 i RB5 – 2,15 mg/g.s.m. i 4,79 mg/g.s.m. Znacznie gorsza skuteczność sorbowania barwników anionowych powodowana była przez elektrostatyczne odpychanie danych związków od ujemnie naładowanej powierzchni biosorbentu.

Literatura

1. **Akkaya G., Ozer A.:** *Biosorption of Acid Red 274 (AR 274) on *Dicranellavaria*: Determination of equilibrium and kinetic model parameters.* Process Biochemistry 40: 3559–3568 (2005).
2. **Al-Degs Y.S., El-Barghouthi M.I., El-Sheikh A.H., Walker G.M.:** *Effect of solution pH, ionic strength, and temperature on adsorption behavior of reactive dyes on activated carbon.* Dyes and Pigments. 77: 16–23 (2008).
3. **Anielak A.M.:** *Biodegradacja i wpływ wybranych barwników na pracę osadu czynnego.* Monografie 49. WSInż. w Koszalinie 1993.
4. **Anielak A.M.:** *Odbarwianie ścieków pofarbiarskich w procesie współstrącania i sorpcji.* Monografie 50. WSInż. w Koszalinie 1995.
5. **Annadurai G., Juang R.S., Lee D.J.:** *Use of cellulose-based wastes for adsorption of dyes from aqueous solutions.* Journal of Hazardous Materials. 92: 263–274 (2002).
6. **Bezak-Mazur E., Adamczyk D.:** *Adsorpcja barwników na świeżym i zregenerowanym węglu W Dextra.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13. 951–972 (2011).
7. **Bhatnagar A., Jain A.K.:** *A comparative adsorption study with different industrial wastes as adsorbents for the removal of cationic dyes from water.* Journal of Colloid and Interface Science. 281: 49–55 (2005).
8. **Cicek F., Ozer D., Ozer A., Ozer A.:** *Low cost removal of reactive dyes using wheat bran.* Journal of Hazardous Materials. 146: 408–416 (2007).
9. **Crini G.:** *Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: A review.* Bioresource Technology. 97: 1061–1085 (2006).
10. **Davila-Jimenez M.M., Elizalde-Gonzalez M.P., Pelaez-Cid A.A.:** *Adsorption interaction between natural adsorbents and textile dyes in aqueous solution.* Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. 254: 107–114 (2005).

11. **Filipkowska U., Janczukowicz W., Rodziewicz J., Szmit R.:** *Adsorpcja barwników z roztworów wodnych na popiołach.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13: 1173–1184 (2011).
12. **Filipkowska U., Rodziewicz J., Moczowska I.:** *Usuwanie barwnika Basic Violet 10 z roztworów wodnych na zeolicie.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 12: 747–760 (2010).
13. **Filipkowska U.:** *Adsorption and desorption of Reactive Dyes onto Chitin and Chitosan Flakes and Beads.* Adsorption Science and Technology. 24: 781–795 (2006).
14. **Garg V.K., Gupta R., Yadav A.B., Kumar R.:** *Dye removal from aqueous solution by adsorption on treated sawdust.* Bioresource Technology. 89: 121–124 (2003).
15. **Gong R., Jin Y., Chen J., Y. Hu, Sun J.:** *Removal of basic dyes from aqueous solution by sorption on phosphoric acid modified rice straw.* Dyes and Pigments. 73: 332–337 (2007).
16. **Janos P., Buchtova H., Ryznaro M.:** *Sorption of dyes from aqueous solutions onto fly ash.* Water Research. 37: 4938–4944 (2003).
17. **Kara S., Aydiner C., Demirbas E., Kobya M., Dizge N.X.:** *Modeling the effects of adsorbent dose and particle size on the adsorption of reactive textile dyes by fly ash.* Desalination. 212: 282–293 (2007).
18. **Khattari S.D., Singh M.K.:** *Colour removal from dye wastewater using sugar cane dust as an adsorbent.* Adsorption Science and Technology. 17: 269–282 (1999).
19. **Klimiuk E., Filipkowska U., Wojtasz-Pająk A.:** *The Effect of pH and Chitin Preparation on Adsorption of Reactive Dyes.* Polish Journal of Environmental Studies. 12: 575–588 (2003).
20. **Kumar K.V.:** *Optimum sorption isotherm by linear and non-linear methods for malachite green onto lemon peel.* Dyes Pigments 74: 595–597 (2007).
21. **Kumar M.N.V.R.:** *A review of chitin and chitosan applications.* Reactive and Functional Polymers 46: 1–27. (2000).
22. **Kyzas G.Z., Lazaridis N.K.:** *Reactive and basic dyes removal by sorption onto chitosan derivatives.* Journal of Colloid and Interface Science. 331: 32–39 (2009).
23. **Kyziol-Komosińska J., Rosik-Dulewska C., Dzieniszewska A., Pająk M.:** *Compost as biosorbent for removal of acid dyes from the wastewater generated by the textile industry.* Archives of Environmental Protection. 37: 3–14 (2011).
24. **Majewska-Nowak K.:** *Usuwanie barwników ze ścieków przemysłowych.* Ochrona Środowiska 488 (30): 17–22 (1986).
25. **Namasivayam C., Kanchana N., Yamuna R.T.:** *Waste banana pith as adsorbent for the removal of Rhodamine B from aqueous solution.* Waste Management. 13: 89–95 (1993).

26. **Namasivayam C., Kumar M.D., Selvi K., Ashruffunissa R.B., Vanathi T., Yamuna R.T.:** *Waste coir pith – a potential biomass for the treatment of dyeing wastewaters.* Biomass Bioenergy. 21: 477–483 (2001).
27. **Osma J.F., Saravia V., Toca-Herrera J.L., Couto S.R.:** *Sunflower seed shells: A novel and effective low-cost adsorbent for the removal of the diazo dye Reactive Black 5 from aqueous solutions.* Journal of Hazardous Materials. 147: 900–905 (2007).
28. **Prado A.G.S., Pertusatti J., Nunes A.R.:** *Aspects of Protonation and Deprotonation of Humic Acid Surface on Molecular Conformation.* Journal of the Brazilian Chemical Society. 22: 1478–1483 (2011).
29. **Sahin E.:** *Interpretation of Sorption Kinetics for Mixtures of Reactive Dyes on Wool.* Turkish Journal of Chemistry. 29: 617–626 (2005).
30. **Tsui L.S., Roy W.R., Cole M.A.:** *Removal of dissolved textile dyes from wastewater by a compost sorbent.* Coloration Technology. 119: 14–18 (2003).
31. **Vadivelan V., Kumar K.V.:** *Equilibrium, kinetics, mechanism, and process design for the sorption of methylene blue onto rice husk.* J. Colloid Interface Sci. 286: 90–100 (2005).
32. **Wang Z., Xiang B., Cheng R., Li Y.:** *Behaviors and mechanism of acid dyes sorption onto diethylenetriamine-modified native and enzymatic hydrolysis starch.* Journal of Hazardous Materials. 183: 224–232 (2010).
33. **Wong Y.C, Szeto Y.S., Cheung W.H., McKay G.:** *Adsorption of acid dyes on chitosan – Equilibrium isotherm analyses.* Proces Biochemistry. 39: 693–702 (2004).
34. **Zhou L.X., Wong J.W.:** *Effect of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil copper sorption.* Journal of Environmental Quality. 30: 878–883 (2001).

Application of Compost as a Cheap Sorbent for Dyes Removal from Aqueous Solutions

Abstract

This study was aimed at determining the feasibility of using compost as an unconventional sorbent for dyes removal from aqueous solutions. Compost applied in the study was a product of sewage sludge composting with plant residues (birch wood chips and rapeseed straw). Experiments were conducted for two anionic reactive dyes: Reactive Yellow 84 [RY84] (1701 g/mol – λ_{\max} = 357.5 nm) and Reactive Black 5 [RB5] (991 g/mol – λ_{\max} = 600.0 nm), and for two cationic dyes: Basic Green 4 [BG4] (365 g/mol – λ_{\max} = 618.0 nm) and Basic Violet 10 [BV10] (479 g/mol – λ_{\max} = 547.5 nm).

The scope of the study included: determination of the optimal pH value of dyes adsorption onto compost, determination of equilibrium time of dyes sorption onto compost, determination of the maximum sorption capacity of the analyzed dyes on compost.

During each experiment, sorbent concentration in the solution was at 5 g d.m./dm³. The concentration of dye remaining in the solution was determined with the spectrophotometric method on a UV-VIS SP 2000 spectrophotometer. Analyses were conducted at a room temperature – T = 22°C. The pH value of solutions was adjusted with aqueous solutions of HCl and NaOH. Sorption of the anionic reactive dyes RY84 and RB5 was the most effective at pH = 3. The optimal pH value of cationic dyes sorption was established at pH = 5. At a high pH value (pH = 9), the sorption of each type of dye was impaired due to partial solubilization of the compost sorbent. The equilibrium time of dyes sorption on compost accounted for 180 min in the case of RY84, RB5 and BG4, and for 240 min in the case of BV10 – 240 min. Analyses of the maximum sorption capacity of the selected dyes on compost were carried out already after establishing the optimal pH value of the sorption process for each dye. Results obtained were described with the use of two sorption models: a heterogenous Langmuir 2 model (double Langmuir equation), and a heterogenous Freundlich model. The Langmuir 2 model showed the best fit to experimental data ($R^2 > 0.99$). Due to the presence of functional groups -COOH and -OH, compost is negatively charged in aqueous solutions owing to which it prefers compounds with a positive charge (cationic dyes) during sorption. Electrostatic repulsion significantly impairs the adsorption of anionic dyes. The maximum sorption capacity of compost in the case of RY84 and RB5 reached 2.15 mg/g d.m. and 4.79 mg/g d.m., whereas in the case of BG4 and BV10 – 26.41 mg/g d.m. and 27.20 mg/g d.m., respectively. Results of the maximum sorption capacity of dyes on compost were referred to results obtained with other unconventional and cheap sorbents.



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

Annual Set The Environment Protection
Rocznik Ochrona Środowiska

Volume/Tom 15. Year/Rok 2013

ISSN 1506-218X

2412-2424

Wpływ stymulacji laserowej nasion na bioakumulację metali ciężkich w wiechlinie łąkowej (*Poa pratensis* L.)

Beata Grygierzec
Uniwersytet Rolniczy, Kraków

1. Wstęp

Problem zanieczyszczenia roślin i gleb metalami ciężkimi występuje w Polsce lokalnie i dotyczy przede wszystkim obszarów uprzemysłowionych oraz zurbanizowanych. W miastach głównym źródłem skażenia środowiska są środki transportu. Pyły emitowane przez nie zawierają wiele niekorzystnych substancji, w tym metale ciężkie [3]. Zagrożenie stwarzane przez spaliny samochodów jest tym większe, że ich toksyczne składniki są wydalane do atmosfery, często na obszarach gęsto zaludnionych, gdzie zabudowa ogranicza naturalną wymianę powietrza [22]. W obszarach zurbanizowanych środowisko zanieczyszczane jest również pyłami emitowanymi przez zakłady przemysłowe, a w okresie zimowym poważnym źródłem zanieczyszczenia są lokalne kotłownie. Znaczna część emitowanych pyłów jest deponowana na powierzchni gruntów i roślin w pobliżu źródła emisji. Gleby sąsiadujące z ruchliwymi trasami komunikacyjnymi są szczególnie narażone na podwyższone stężenie pierwiastków śladowych [19]. Spośród nich na uwagę zasługują związki cynku, miedzi, ołowiu, niklu, a także chromu [2]. Nierzadko ilość metali ciężkich przekracza dopuszczoną prawem normę dla obszarów zurbanizowanych. Powodem przekraczania norm zawartości pierwiastków śladowych jest długotrwały proces ich kumulacji w glebie, zapewniony przez ciągłą emisję zanieczyszczeń w ruchu ulicznym. Jednak bez względu na źródło pochodzenia metale ciężkie w nadmiernych ilościach stwarzają poważne zagrożenie dla wszystkich organizmów ży-

wych [14]. Stąd też istnieje stała potrzeba monitorowania ich zawartości i poszukiwania nowych sposobów ograniczania zanieczyszczeń w terenach zurbanizowanych. Ważną rolę w oczyszczaniu środowiska odgrywają rośliny. Mogą one służyć jako filtr zanieczyszczonego powietrza (głównie drzewa oraz krzewy), przez co ograniczają rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń na większe odległości [9]. Rośliny pobierają w znacznych ilościach zanieczyszczenia zgromadzone w glebie. Metale z roztworu glebowego są pobierane wraz z wodą i substancjami odżywczymi [5, 25], przy czym niektóre gatunki roślin są bardziej efektywne od innych [17, 25]. Według Dobrzańskiego i in. [8] trawy, których używa się do badań ekotoksykologicznych są dobrym indykatorem skażenia środowiska. Bowiem gatunki występujące na trawnikach przyulicznych mogą pobierać znaczne ilości metali ciężkich [1, 13]. Z roślinności trawiastej wykorzystywanej do obsiewu poboczy, na szczególną uwagę zasługuje, ze względu na swoje właściwości – wiechlina łąkowa. Gatunek ten występuje pospolicie zarówno na skwerach miejskich, boiskach sportowych, polach golfowych, w parkach, miejscach ruderalnych, a także na trwałych użytkach zielonych. Mając na uwadze potrzebę ograniczania zanieczyszczeń w środowisku miejskim przeprowadzono badania dotyczące wykorzystania przedsewnej stymulacji materiału siewnego wiechliny łąkowej. Według Dobrowolskiego [7] szczególne znaczenie dla postępu w tych działaniach posiada zastosowanie stymulacji laserowej materiału biologicznego. Dotychczas przeprowadzone badania wykazały korzystny wpływ przedsewnego traktowania nasion promieniami laserowymi na stymulację kiełkowania, początkowy rozwój oraz plonowanie niektórych roślin zbożowych, okopowych i warzywnych. Jednak wciąż niewiele jest informacji o wpływie naświetlania światłem zielonym diodą laserową materiału siewnego traw na kumulowanie pierwiastków śladowych. Stąd też podjęto badania, których celem było określenie wpływu przedsewnej stymulacji nasion wiechliny łąkowej diodą laserową na zawartość metali ciężkich.

2. Materiał i metody badań

Badania przeprowadzono w latach 2008–2010 w Krakowie. Doświadczenia usytuowano w pobliżu trzech ruchliwych ulic miasta: alei Mickiewicza, Igołomskiej oraz Lublańskiej. Aleje Mickiewicza zlokalizowane są w centrum Krakowa, ulica Igołomska znajduje się na obrzeżach

wschodniej części miasta, natomiast ulica Lublańska administracyjnie należy do śródmieścia, jednak położona jest w północnej części miasta i łączy się z głównym szlakiem komunikacyjnym wiodącym do Warszawy.

W każdym z miejsc ustawiono po 16 obiektów (2 warianty w 8 powtórzeniach). Obiektami doświadczalnymi były wazony z wiechliną łąkową, odmianą gazonową Alicja. Wczesną wiosną 2008 roku każdy wazon napełniono glebą (czarnoziemem zdegradowanym wytworzonym z lessu) w ilości 2 kg na wazon, pochodzącą z wierzchniej warstwy ornej gruntu rolnego od 0 do 10 cm. Właściwości chemiczne gleby przedstawiały się następująco: $\text{pH}_{\text{KCl}}=6,1$; przyswajalne P–35; K–49 i Mg–14 g/kg; N–organiczny 1,1; węgiel ogólny 9,2 g/kg gleby; Zn–79,56; Cu–8,15; Pb–24,39; Ni–2,01; Cr–10,43 mg/kg. Następnie wysiano nasiona wiechliny łąkowej w ilości po 10 na wazon. Do 24 wazonów wysiano nasiona wiechliny łąkowej naświetlone światłem zielonym o długości fali $\lambda=660$ nm i mocy 21,9 mW, w czasie 30 sekund, trzy razy. Naświetlanie ziarniaków wykonano w Katedrze Kształtowania i Ochrony Środowiska na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska Akademii Górniczo–Hutniczej w Krakowie. Z kolei do pozostałych 24 wazonów wysiano materiał siewny wiechliny łąkowej bez wcześniejszego naświetlania. Po wykiełkowaniu nasion dokonano „przerywki” roślin pozostawiając w wazonach po trzy rośliny, a po rozkrzewieniu się roślin, w wazonie pozostawiono tylko jedną roślinę. Rozkrzewione rośliny eksponowano od maja 2008 roku do października 2010 roku wzdłuż trzech ruchliwych ulic Krakowa.

W sezonie wegetacyjnym roślinność ścinano 4–5 razy do wysokości około 5 cm nad powierzchnią gleby. W okresie letnim i dużej trwającej suszy roślinność w wazonach podlewano wodą destylowaną w ilości 0,5 l na wazon, co 3 dni. Łącznie w sezonie wegetacyjnym wszystkie wazony podlewano 30 razy, co na jeden wazon wynosiło dodatkowo (oprócz opadu atmosferycznego) 15 l wody. Wyjątkowo w trzecim roku badań (2010), ze względu na obfite opady atmosferyczne, nie podlewano roślin eksponowanych w wazonach.

W poszczególnych latach badań roczna temperatura powietrza kształtowała się na poziomie: 2008–9,1°C; 2009–7,5°C; 2010–5,4°C, a w okresie wegetacji odpowiednio: 15,1; 15,3; 13,2°C. Z kolei roczna suma opadów wynosiła: 2008–633,1 mm; 2009–568,1 mm; 2010–940,1 mm. Natomiast suma opadów w okresie wegetacji była równa: 2008–371,5 mm; 2009–359,6 mm; 2010–784,9 mm.

Przed analizą chemiczną materiał glebowy suszono w temperaturze pokojowej, następnie rozdrobniono, przesiano przez sito i oznaczono: skład granulometryczny metodą sitową, pH w 1 mol/dm³ KCl metodą potencjometryczną, zawartość: węgla ogólnego metodą Tiurina w modyfikacji Oleksynowej, azotu ogólnego metodą Kjeldahla, przyswajalnego fosforu metodą Egnera–Riehma kolorymetrycznie, przyswajalnego potasu metodą Egnera–Riehma fotometrycznie oraz przyswajalnego magnezu metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej AAS, po ekstrakcji w 0,0125 mol CaCl₂/dm³. Zawartość form całkowitych metali ciężkich w glebie: Zn, Cu, Pb, Ni, Cr oznaczono techniką AAS po mineralizacji próbek w wodzie królewskiej zgodnie z PN–ISO 11047 [20] i PN–ISO 11466 [21].

Materiał roślinny wysuszono, zmielono, a następnie przeanalizowano na zawartość metali ciężkich Zn, Cu, Pb, Ni, Cr – techniką AAS po mineralizacji w wodzie królewskiej. Analizowaną próbę stanowił zbiorczy materiał roślinny z 8 powtórzeń, z każdego zbioru. Wyjątkiem pod tym względem był ostatni rok badań (2010), w którym roślinność zbierano 4-krotnie, przy czym roślinność z ostatniego zbioru nie łączono w próby zbiorcze, tylko odrębnie analizowano z każdego wazonu zarówno roślinny jak i glebę.

Na podstawie uzyskanych wyników obliczono dla poszczególnych pierwiastków medianę, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności – V (%).

W celu określenia fitotoksyczności badanych metali obliczono współczynniki bioakumulacji (BC). Parametr ten obliczono ze stosunku zawartości metalu w roślinie do jego poziomu w glebie [12].

Uzyskane wyniki poddano obliczeniom statystycznym, wykonując analizę wariancji. Do oceny różnic pomiędzy średnimi zastosowano test Studenta przy poziomie istotności $\alpha=0,05$. Analizę statystyczną wyników wykonano programem Statistica 8,0.

3. Omówienie i dyskusja wyników

Odczyn gleby jest jednym z najważniejszych czynników wpływających bezpośrednio na biodostępność metali i ich pobieranie przez korzenie roślin. Gębski [11] podaje, że najbardziej podatny na zmianę odczynu jest Zn. Jego mobilność rośnie już przy spadku pH poniżej 6–6,5, natomiast Cu i Pb właściwość tę wykazują przy pH < 5,0. Tyler i Olsson

[24] stwierdzili dwa wysokie poziomy koncentracji Cu i Pb w roztworze glebowym. Jeden przy pH 5,2–6,5, drugi przy pH 7,5–7,8. Dzieje się tak najprawdopodobniej dlatego, że Cu i Pb wytwarzają w glebie stabilne kompleksy z różnymi ligandami, których rozpuszczalność związana jest z rozpuszczalnością substancji organicznej. Cu i Pb zostały zaliczone do grupy pierwiastków, których stężenie w roztworze glebowym jest „pozornie nieregularnie” związane z jego odczynem. Z kolei Blake i Goulding [4] informują, iż aktywność Zn, Ni, Cu rośnie przy pH 5,5–5,0, a Pb przy pH < 4,5. W glebach o odczynie kwaśnym wyraźnie zwiększa się mobilność pierwiastków i ich przyswajalność przez rośliny, z kolei w glebach o odczynie obojętnym, alkalicznym oraz w obecności węglanu wapnia metale ciężkie są w małym stopniu przemieszczane do głębszych warstw [6].

Badane w doświadczeniu gleby miały odczyn obojętny, który mieścił się w zakresie pH od 6,05 do 6,73. Zatem ze względu na stosunkowo wysokie pH, odczyn nie był czynnikiem wpływającym na zwiększenie się mobilności metali w glebie.

Metale różnią się siłą, z jaką są wiązane przez kompleks sorpcyjny. Szereg wejść poszczególnych metali do kompleksu sorpcyjnego dla gleby lessowej przedstawia się w następujący sposób $Pb > Cu > Cr > Zn > Ni$ [10].

Po trzech latach badań gleba z wazonów z wiechliną łąkową (nie stymulowaną przedsięwzięciem) zawierała następujące ilości metali ciężkich: 90,94–121,33 mg Zn; 10,72–13,06 mg Cu; 31,56–40,94 mg Pb; 3,28–4,22 mg Ni; 13,29–16,63 mg Cr/kg (tab. 1).

Mediany zawartości wymienionych pierwiastków wynosiły: 93,2 mg Zn; 11,1 mg Cu; 34,0 mg Pb; 3,49 mg Ni oraz 14,6 mg Cr/kg. Największą zawartość wszystkich analizowanych metali oznaczono w glebie wazonów eksponowanych przy alei Mickiewicza (I).

Najniższy współczynnik zmienności $V = 20,8\%$ obliczono dla miedzi, a najwyższy $V = 31,4\%$ dla niklu.

Według rozporządzenia Ministra Środowiska [23] dotyczącego standardów jakości gleby i jakości ziemi, dopuszcza się w wierzchnich poziomach terenów przemysłowych – komunikacyjnych (grupa C) następujące zawartości: 1000 mg Zn; 600 mg Cu; 600 mg Pb; 300 mg Ni i 1000 mg Cr/kg. W analizowanej glebie nie zostały przekroczone dopuszczalne normy dla zawartości wszystkich oznaczanych metali.

Tabela 1. Średnia zawartość metali w glebie
Table 1. Mean of the metals in soils

Wyszczególnienie Specification	Bez naświetlania Without irradiation				
	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr
	mg/kg				
I	121,33	13,06	40,94	4,22	16,63
II	90,94	10,72	31,56	3,28	13,29
III	93,21	11,14	34,03	3,49	14,55
Średnia – Mean	101,8	11,6	35,5	3,66	14,8
Mediana	93,2	11,1	34,0	3,49	14,6
Sd	30,6	2,42	10,1	1,15	3,39
V (%)	30,1	20,8	28,3	31,4	22,9

I – al. Mickiewicza, II – ul. Igołomska, III – ul. Lublańska

Całkowita zawartość metali w glebie jest, obok odczynu, jednym z najważniejszych czynników wpływających na ich pobieranie oraz zawartość w roślinie [16].

Gleba z wazonów z wiechliną łąkową (przedsiewnie naświetlaną diodą laserową) zawierała: 82,75–103,58 mg Zn; 9,64–10,40 mg Cu; 26,28–35,60 mg Pb; 2,18–3,22 mg Ni; 11,93–14,50 mg Cr/kg (tab. 2). Mediany zawartości analizowanych pierwiastków wynosiły: 90,1 mg Zn; 10,2 mg Cu; 29,8 mg Pb; 3,09 mg Ni oraz 12,1 mg Cr/kg. Największą zawartością metali ciężkich odznaczała się gleba pochodząca z wazonów eksponowanych wzdłuż alei Mickiewicza (I). Współczynnik zmienności zawierał się w przedziale od 9,3% dla zawartości miedzi do 26,0% dla niklu.

Analiza zawartości metali ciężkich po trzech latach eksponowania wazonów wzdłuż wybranych ulic Krakowa wskazuje, że mniej zanieczyszczone były gleby, obsiane materiałem siewnym wiechliny łąkowej przedsiewnie stymulowanym diodą laserową.

Akumulacja metali w glebie i ich pobieranie przez rośliny zależy również od odległości od źródła emisji, im bliżej emitora, tym stężenia metali w glebie i w roślinności są wyższe [18]. W badaniach własnych obiekty doświadczalne usytuowane były w odległości około 5 m od jezdni.

Analiza zawartości metali ciężkich w wiechlinie łąkowej, której materiał siewny nie był poddany stymulacji światłem, pokazuje, że po trzech latach badań rośliny zawierały średnio następujące ilości metali

ciężkich: 23,12–68,05 mg Zn; 4,65–6,69 mg Cu; 0,93–1,76 mg Pb; 0,62–0,89 mg Ni; 0,69–1,26 mg Cr/kg (tab. 3).

Tabela 2. Średnia zawartość metali w glebie

Table 2. Mean of the metals in soils

Wyszczególnienie Specification	Z naświetlaniem diodą 3 x 30 s With irradiation by diode 3 x 30 s				
	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr
	mg/kg				
I	103,58	10,40	35,60	3,22	14,50
II	82,75	9,64	29,81	2,18	12,11
III	90,07	10,15	26,28	3,09	11,93
Średnia – Mean	92,1	10,1	30,6	2,83	12,8
Mediana	90,1	10,2	29,8	3,09	12,1
Sd	19,5	0,93	7,21	0,73	1,85
V (%)	21,1	9,3	23,6	26,0	14,4

I – al. Mickiewicza, II – ul. Igołomska, III – ul. Lublańska

Tabela 3. Średnia zawartość metali w roślinach

Table 3. Mean of the metals in plants

Wyszczególnienie Specification	Bez naświetlania Without irradiation				
	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr
	mg/kg				
I	68,05	6,69	1,76	0,89	1,26
II	23,12	4,65	0,93	0,64	0,96
III	30,58	5,59	1,25	0,62	0,69
Średnia – Mean	40,6	5,64	1,31	0,72	0,97
Mediana	30,6	5,59	1,25	0,64	0,96
Sd	22,0	1,11	0,41	0,17	0,29
V (%)	54,3	19,7	31,6	23,8	29,8

I – al. Mickiewicza, II – ul. Igołomska, III – ul. Lublańska

Mediany zawartości metali ciężkich w wiechlinie łąkowej ekspozowanej wzdłuż wybranych ulic Krakowa wynosiły: 30,6 mg Zn; 5,59 mg Cu; 1,25 mg Pb; 0,64 mg Ni oraz 0,96 mg Cr/kg.

Spośród badanych metali najmniejszym zróżnicowaniem odznaczała się miedź (V – 19,7%), następnie nikiel (V – 23,8%), chrom (V – 29,8%), ołów (V – 31,6%), a największym cynk (V – 54,3%).

Wiechlina łąkowa przedsięwnie stymulowana diodą laserową eksponowana wzdłuż trzech ulic Krakowa gromadziła średnio: 28,24–87,89 mg Zn; 6,01–7,07 mg Cu; 1,28–2,53 mg Pb; 0,62–1,10 mg Ni oraz 0,75–1,86 mg Cr/kg (tab. 4).

Tabela 4. Średnia zawartość metali w roślinach

Table 4. Mean of the metals in plants

Wyszczególnienie Specification	Z naświetlaniem diodą 3 x 30 s With irradiation by diode 3 x 30 s				
	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr
	mg/kg				
I	87,89	7,07	2,53	1,10	1,86
II	28,24	6,01	1,28	0,62	1,01
III	41,09	6,69	1,50	0,83	0,75
Średnia – Mean	52,4	6,59	1,77	0,85	1,21
Mediana	41,1	6,69	1,50	0,83	1,01
Sd	27,4	0,93	0,64	0,25	0,51
V (%)	52,2	14,1	36,2	29,9	42,4

I – al. Mickiewicza, II – ul. Igołomska, III – ul. Lublańska

Mediany zawartości metali ciężkich w roślinach przedsięwnie stymulowanych światłem zielonym i eksponowanych wzdłuż trzech ulic Krakowa wynosiły: 41,1 mg Zn; 6,69 mg Cu; 1,50 mg Pb; 0,83 mg Ni oraz 1,01 mg Cr/kg.

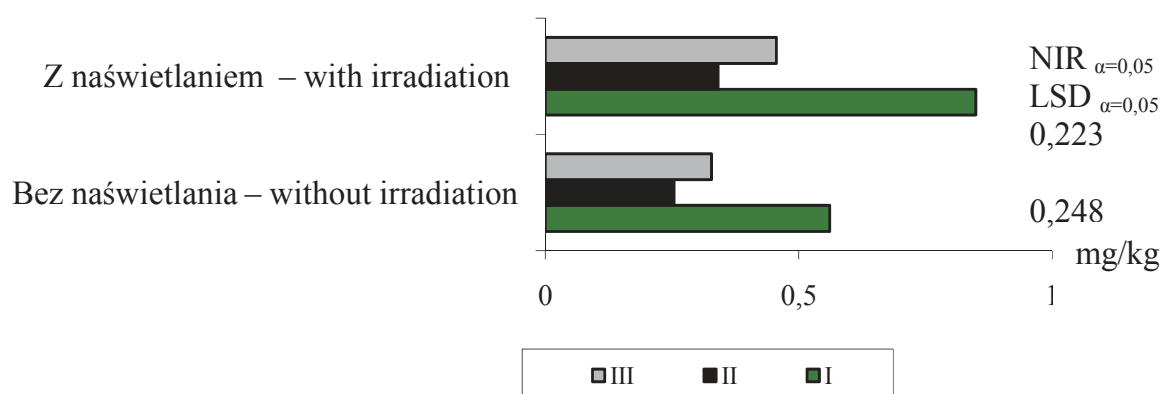
Współczynnik zmienności zawartości analizowanych pierwiastków śladowych mieścił się w granicach od 14,1% (dla miedzi) do 52,2% (dla cynku).

W celu ustalenia fitotoksyczności analizowanych metali obliczono współczynnik bioakumulacji (BC). Jego wartość odzwierciedla zdolność roślin do pobierania składników zawartych w glebie oraz informuje o wielkości i szybkości przemieszczania się metali z roztworu glebowego do części nadziemnych roślin [15].

Obliczone wartości wskaźników bioakumulacji (BC) metali ciężkich przez wiechlinę łąkową, której materiał siewny nie był stymulowany

światłem zielonym, mieściły się w przedziałach: 0,254–0,561 mg Zn; 0,434–0,512 mg Cu; 0,029–0,043 mg Pb; 0,178–0,211 mg Ni; 0,047–0,076 mg Cr/kg (rys. 1–5).

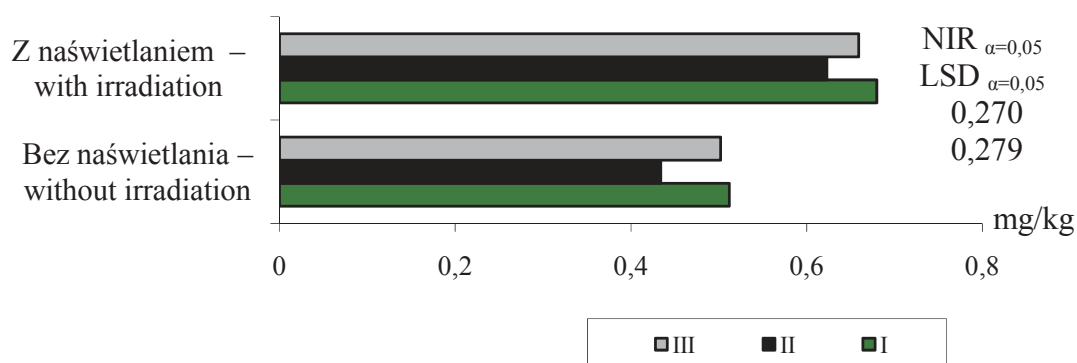
Wiechlina łąkowa przedsięwnie stymulowana diodą laserową kumulowała wyższe ilości analizowanych metali ciężkich. Obliczone współczynniki bioakumulacji (BC) były wyższe, niż u roślin nie stymulowanych przedsięwnie, zawierając się w granicach: 0,341–0,849 mg Zn; 0,623–0,680 mg Cu; 0,043–0,071 mg Pb; 0,269–0,341 mg Ni; 0,063–0,128 mg Cr/kg.



I – al. Mickiewicza, II – ul. Igołomska, III – ul. Lublańska

Rys. 1. Średnie wskaźniki bioakumulacji (BC) Zn w wiechlinie łąkowej

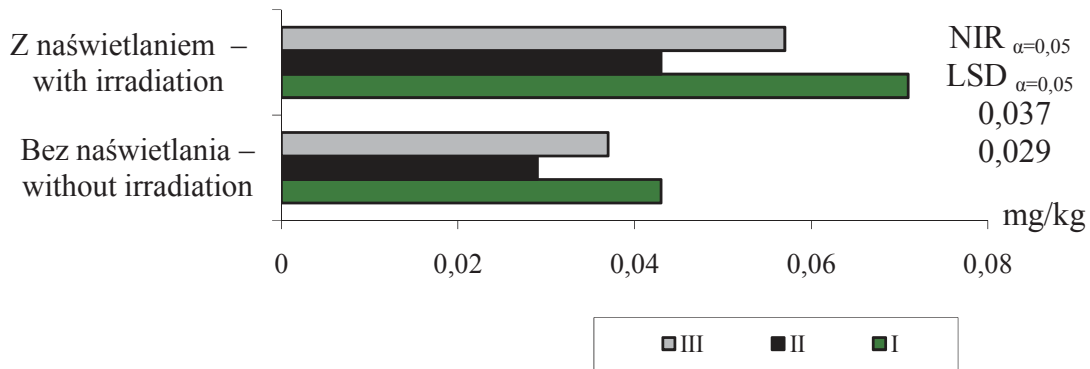
Fig. 1. Average bioaccumulation (BC) coefficient of Zn in kentucky-bluegrass



I – al. Mickiewicza, II – ul. Igołomska, III – ul. Lublańska

Rys. 2. Średnie wskaźniki bioakumulacji (BC) Cu w wiechlinie łąkowej

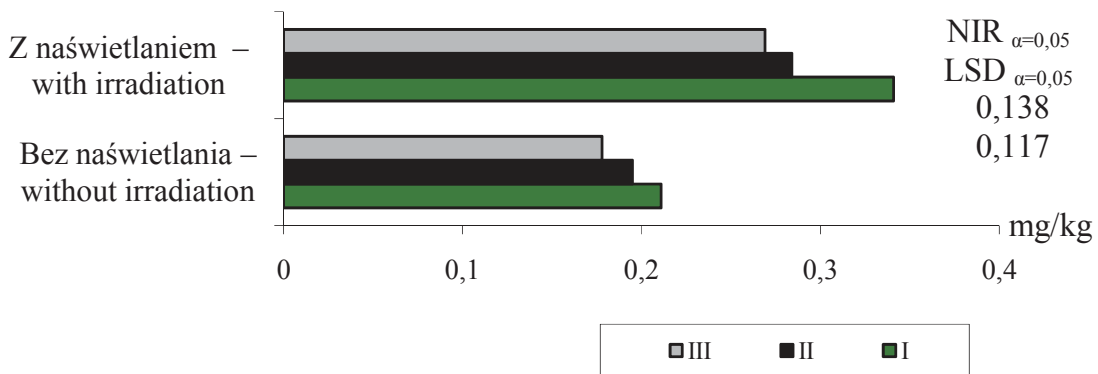
Fig. 2. Average bioaccumulation (BC) coefficient of Cu in kentucky-bluegrass



I – al. Mickiewicza, II – ul. Igołomska, III – ul. Lublańska

Rys. 3. Średnie wskaźniki bioakumulacji (BC) Pb w wiechlinie łąkowej

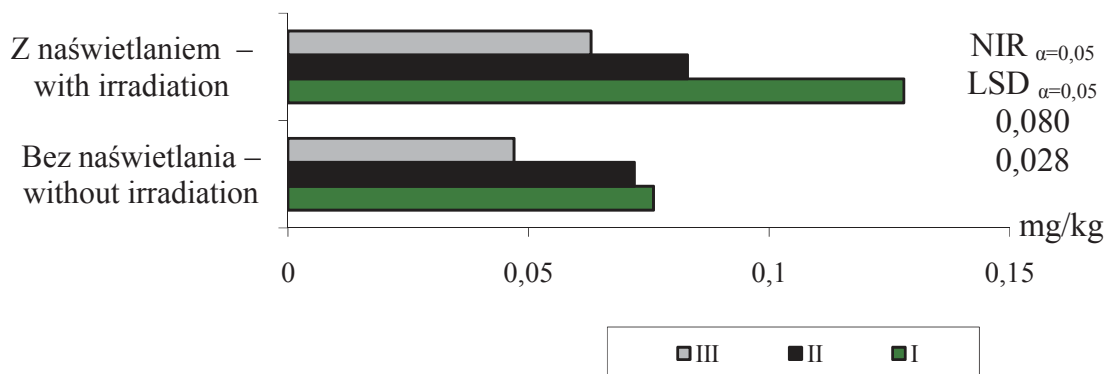
Fig. 3. Average bioaccumulation (BC) coefficient of Pb in kentucky-bluegrass



I – al. Mickiewicza, II – ul. Igołomska, III – ul. Lublańska

Rys. 4. Średnie wskaźniki bioakumulacji (BC) Ni w wiechlinie łąkowej

Fig. 4. Average bioaccumulation (BC) coefficient of Ni in kentucky-bluegrass



I – al. Mickiewicza, II – ul. Igołomska, III – ul. Lublańska

Rys. 5. Średnie wskaźniki bioakumulacji (BC) Cr w wiechlinie łąkowej

Fig. 5. Average bioaccumulation (BC) coefficient of Cr in kentucky-bluegrass

5. Wnioski

1. Po trzech latach eksponowania wiechliny łąkowej wzdłuż wybranych ulic Krakowa stwierdzono mniejsze zanieczyszczenie metalami ciężkimi gleb w wazonach obsianych materiałem siewnym przedsięwzięciem stymulowanym diodą laserową.
2. Obliczone wartości wskaźników bioakumulacji (BC) wskazały, że wiechlina łąkowa przedsięwzięciem stymulowana diodą laserową kumulowała wyższe ilości wszystkich analizowanych metali ciężkich, niż rośliny przedsięwzięciem niestymulowane.

Literatura

1. **Albasel N., Cottenie A.:** *Heavy metal contamination near major highways, industrial and urban areas in Belgian grassland.* Water, Air, and Soil Pollution 24, 103–109 (1985).
2. **Antonkiewicz J., Macuda J.:** *Zawartość metali ciężkich i węglowodorów w gruntach przylegających do wybranych stacji paliw w Krakowie.* Acta Sci. Pol., Formatio Circumiestus 4 (2), 31–36 (2005).
3. **Ariola V., D' Alessandro A., Lucarelli F., Marcazzan G., Mazzei F., Nava S., Garcia-Orellana I., Prati P., Valli G., Vecchi R., Zucchiatti A.:** *Elemental characterization of PM10, PM2.5 and PM1 in the town of Genoa (Italy).* Chemosphere 62(2), 226–232 (2006).
4. **Blake L., Goulding K.W.T.:** *Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK.* Plant and Soil 240, 235–251 (2002).
5. **Buszewski B., Jastrzębska A., Kowalkowski T., Górna-Binkul A.:** *Monitoring of selected heavy metals uptake by plants and soils in the area of Toruń, Poland.* Polish Journal of Environmental Studies 9(6), 511–515 (2000).
6. **Czarnowska K.:** *Metale ciężkie w glebach zieleńców Warszawy.* Roczn. Gleb., L, 1/2, 31–39 (1999).
7. **Dobrowolski J.W.:** *Biotechnologia proekologiczna kluczem do unowocześnienia inżynierii środowiska.* Inżynieria Środowiska, Wyd. AGH, t. 6, z. 2, 259–272 (2001).
8. **Dobrzański Z., Kołacz R., Lewiński J., Mizera A.:** *Wpływ składowania odpadów popłytacyjnych rud miedzi na zawartość metali ciężkich w niektórych paszach roślinnych.* Arch. Ochr. Środ., 3-4, 135–142 (1992).

9. **Dzierżanowski K., Popek R., Gawrońska H., Sæbø A., Gawroński S.W.:** *Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species.* International Journal of Phytoremediation 13, 1037–1046 (2011).
10. **Gąsczyk R., Muszyński P., Paszko T.:** *Wpływ metali ciężkich na sorpcję kadmu w glebach mineralnych.* Kadm w środowisku - problemy ekologiczne i metodyczne. Zesz. Nauk. Kom. „Człowiek i Środowisko” PAN. 26, 93–99 (2000).
11. **Gębski M.:** *Czynniki glebowe oraz nawozowe wpływające na przyswajanie metali ciężkich przez rośliny.* Post. Nauk Roln. 5, 3–16 (1998).
12. **Gorlach E.:** *Metale ciężkie jako czynnik zagrażający żyzności gleby.* Zesz. Prob. PNR, 321, 113–122 (1995).
13. **Grygierzec B., Gowin K.:** *Wpływ stymulacji laserowej nasion na bioakumulację metali ciężkich w kostrzewie czerwonej Festuca rubra L.* Łąkarstwo w Polsce, Poznań, nr 13, 45–55 (2010).
14. **Järup L.:** *Hazards of heavy metal contamination.* British Medical Bulletin 68, 167–182 (2003).
15. **Jasiewicz Cz., Antonkiewicz J.:** *Ekstrakcja metali ciężkich przez rośliny z gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Cz. II Konopie siewne.* Zesz. Prob. PNR, 472, 331–339 (2000).
16. **Jung M.C., Thornton I.:** *Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea.* Appl. Geochem. 11, 53–59 (1996).
17. **Kabata-Pendias A., Krakowiak A.:** *Useful phytoindicator (dandelion) for trace metal pollution.* [w:] Andren, A.W., Bober T.W. (red.). The 5th international conference proceedings: transport, fate and effects of silver in the environment, 145–150 (1997).
18. **Martley E., Gulson B.L., Pfeifer H.R.:** *Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla.* NSW, Australia. Sci. Tot. Environ. 325, 113–127 (2004).
19. **Plak A., Bartmiński P., Dębicki R.:** *Wpływ transportu publicznego na zawartość wybranych metali ciężkich w glebach sąsiadujących z ulicami Lublina.* Proceedings of ECOpole 4(1), 167–171 (2010).
20. **PN-ISO 11047:** *Jakość gleby – Oznaczanie kadmu, chromu, kobaltu, miedzi, ołowiu, manganu, niklu i cynku w ekstraktach gleby wodą królewską – Metody płomieniowej i elektrotermicznej absorpcyjnej spektrometrii atomowej.* 2001.
21. **PN-ISO 11466:** *Jakość gleby – Ekstrakcja pierwiastków śladowych rozpuszczalnych w wodzie królewskiej.* 2002.
22. **Pyłka-Gutowska E.:** *Ekologia z ochroną środowiska.* Wyd. Oświata, Warszawa, 320 (2004).

23. Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 wrzesień 2002 r. *W sprawie standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziemi*. Dz. U., nr 165, poz. 1359.
24. Tyler G., Olsson T.: *Concentrations of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity*. *Europ. J. Soil Scie.* 52, 151–165 (2001).
25. Yun-Guo L., Hui-Zhi Z., Guang-Ming Z., Bao-Rong H., Xin L.: *Heavy metal accumulation in plants on Mn mine tailings*. *Pedosphere* 16(1), 131–136 (2006).

Effect of Laser Stimulation of Seeds on Heavy Metals Bio-accumulation by Kentucky-bluegrass (*Poa pratensis* L.)

Abstract

The research was conducted in 2008–2010 in Krakow. The experiments were located close to three busy streets of the city: Mickiewicz, Igołomska and Lublanska Avenue. 16 objects were set up at each location (2 variants in 8 replications). The experimental objects were pots with kentucky–bluegrass, Alicja c.v. 24 pots contained the plants which before sowing were stimulated with a green light emitted by the laser diode, three times for 30 seconds, whereas the remaining 24 pots were sown with red fescue sowing material without previous irradiation.

The experiment aimed at determining the effect of pre–sowing stimulation of kentucky–bluegrass seeds with a laser diode on heavy metal contents.

After three years of kentucky–bluegrass exposure along the streets in Krakow a smaller soil pollution with heavy metals was assessed in the pots sown with the grass sowing material which was pre–sowing stimulated with the laser diode.

Computed bioaccumulation coefficients (BC) revealed that the kentucky–bluegrass which was pre–sowing stimulated with the laser diode accumulated higher quantities of all analyzed heavy metals than the plants which were not stimulated before sowing.

Bioaccumulation coefficients (BC) calculated for plants not stimulated pre–sowing included in the range: 0.254–0.561 Zn, 0.434–0.512 Cu, 0.029–0.043 Pb, 0.178–0.211 Ni and 0.047–0.076 Cr, while for plants stimulated pre–sowing laser diode ranged: 0.341–0.849 Zn, 0.623–0.680 Cu, 0.043–0.071 Pb, 0.269–0.341 Ni, 0.063–0.128 Cr.



Tendencje zmian położenia zwierciadła wody gruntowej w wybranych zlewniach na obszarze Puszczy Zielonka

Daniel Liberacki, Czesław Szafranski
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Lasy na obszarze Polski odgrywają szereg istotnych funkcji gospodarczych, ekologicznych i społecznych. Niezwykle istotna rola lasu, z punktu widzenia ochrony i odnowy zasobów wodnych, wynikająca z dużych zdolności retencyjnych terenów leśnych, przewija się głównie w wyrównywaniu wielkości odpływu wody w ciekach, łagodzeniu fal wezbraniowych i podnoszeniu niżówek [1, 13].

Istotnym elementem decydującym o prawidłowym rozwoju siedlisk w zlewniach leśnych jest właściwe kształtowanie gospodarki wodnej zlewni. Czynnikiem mającym wpływ na gospodarkę wodną zlewni leśnej jest przebieg oraz wahania stanów wód gruntowych i związane z nimi zdolności retencyjne gleb siedlisk leśnych. Zmiany położenia stanów wód gruntowych zwykle wykazują pewną regułę – cykliczność roczną, która jest uzależniona przede wszystkim od warunków meteorologicznych: opadów atmosferycznych i temperatur powietrza [4, 5, 7, 8]. Dynamika zmian wód gruntowych w zlewniach leśnych przebiega jednak nieco inaczej niż na terenach pozaleśnych, w obu przypadkach najwyższe stany wód gruntowych występują na wiosnę. Natomiast najniższe stany przypadają na miesiąc czerwiec i lipiec na obszarach pozaleśnych, a na obszarach leśnych z 1–2 miesięcznym opóźnieniem [7]. Prowadzone badania przez wielu autorów [4–6, 10, 15] potwierdziły, że amplitudy wahań stanów wód gruntowych w siedliskach leśnych są dobrym wskaźnikiem ich zdolności retencyjnych. Wpływ roślinności na stosunki wodne

w glebie jest różny i zależy od zasięgu systemów korzeniowych, rozwoju części nadziemnych, okresu wegetacyjnego i właściwości biologicznych samych roślin. Dlatego szczególnie ważną rolę w badaniach nad dynamiką zmian poziomu wód gruntowych odgrywają małe zlewnie leśne, które niejednokrotnie utożsamia się z odpowiednimi ekosystemami leśnymi [7].

Prowadzone w latach wcześniejszych badania wykazały, że zdolności retencyjne siedlisk leśnych są zasadniczym elementem gospodarki wodnej i odgrywają niezwykle ważną rolę w kształtowaniu się bilansów wodnych zlewni leśnych [9]. Szczegółowe badania dynamiki zmian stanów wód gruntowych, mającą duży wpływ na zasoby wodne siedlisk leśnych są, także zgodne z dokumentem *Polityka Leśna Państwa* [12] przyjętym przez Radę Ministrów w 1997 roku, w którym jako, jedno z głównych zagrożeń dla leśnych zasobów kraju wymienia się, obniżenie poziomu wód gruntowych i częste deficyty opadów atmosferycznych.

Dlatego też konieczne jest opracowanie i wdrożenie programu odbudowy małej retencji w lasach, która wpłynie na poprawę gospodarki wodnej kraju.

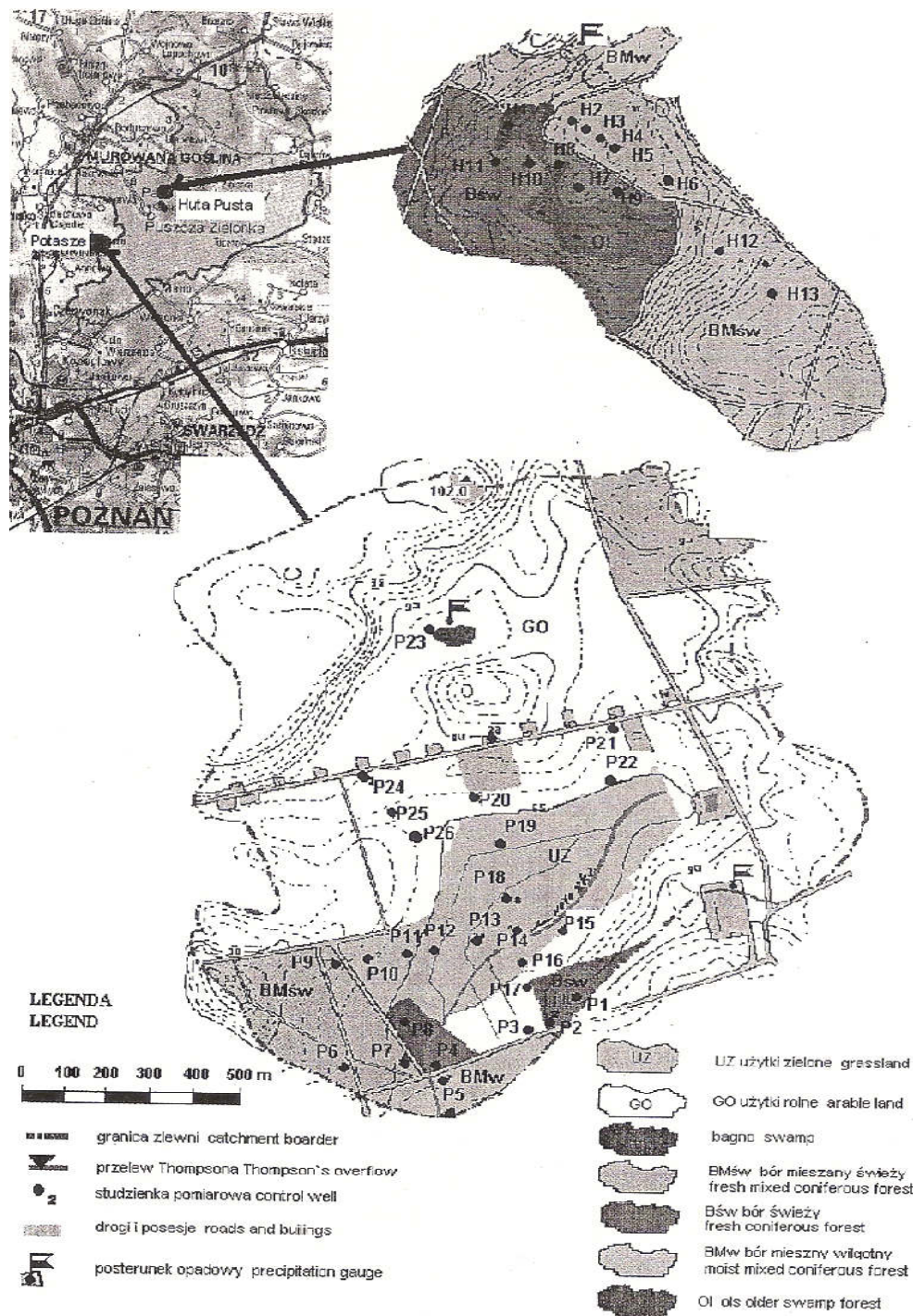
Celem pracy była ocena zmian położenia zwierciadła wody gruntowej w latach 1998–2007 w wybranych zlewniach położonych w Puszczy Zielonka.

2. Materiały i metody

Badania były prowadzone w dwóch małych zlewniach zlokalizowanych na obszarze Puszczy Zielonka. Puszcza Zielonka o powierzchni 11999,6 ha położona jest w zachodniej części Pojezierza Wielkopolskiego, w środkowej części dorzecza rzeki Warty. Według fizyczno-geograficznego podziału Kondrackiego [3] obszar Puszczy Zielonka w którym zlokalizowane są omawiane zlewnie, należy do Podprowincji Pojezierzy Południowobałtyckich. Badane zlewnie cieków Hutka, do przekroju Huta Pusta oraz cieków Potaszka do przekroju Potasze położone są w centralnej części Wielkopolski, około 20 km na północny-wschód od Poznania i są od siebie oddalone o około 7 km (rys. 1). Zlewnia cieków Hutka jest w 89% zalesiona natomiast Potaszka jest zlewnią ekstensywnie wykorzystywaną rolniczo [7].

Powierzchnie badanych zlewni nie przekraczają 5 km², dlatego też można zaliczyć je do mikrozelewni [2], które niejednokrotnie są eko-

systemami szczególnie przydatnymi do badań nad uwilgotnieniem gleb oraz zmianami poziomu wód gruntowych.



Rys. 1. Lokalizacja zlewni cieków Hutka oraz Potaszka

Fig. 1. Location catchments of watercourses Huta and Potaszka

W omawianych zlewniach cieków Hutka i Potaszka dominują siedliska świeże, które stanowią około 93% powierzchni leśnych tych zlewni. Pozostałe 7% zajmują siedliska wilgotne i bagienne położone w lokalnych obniżeniach terenowych w bezpośrednim sąsiedztwie cieków. Przeważającym typem gleb w omawianych zlewniach są gleby bielico-we, a dominującym gatunkiem jest piasek słabogliniasty.

W obniżeniach terenowych, gdzie poziom zwierciadła wody gruntowej znajduje się tuż pod powierzchnią terenu, występują gleby murszowate.

Zmiany położenia zwierciadła wody gruntowej w przeciągu 10 lat hydrologicznych (1998–2007) oceniono na tle zmieniających się wartości miesięcznych sum opadów atmosferycznych oraz średnich miesięcznych temperatur powietrza. Charakterystykę meteorologiczną Puszczy Zielonka opracowano na podstawie danych ze stacji Arboretum Zielonka LZD w Murowanej Goślinie oraz na podstawie własnych danych z posterunku w Hucie Pustej.

Analizę dynamiki zmian stanów wody gruntowej przeprowadzono dla 6 studzienek usytuowanych w przekrojach przechodzących przez reprezentatywne siedliska omawianych zlewni. Na terenie ekstensywnie wykorzystywanej rolniczo zlewni Potaszki, zalesionej w 15%, do analizy wybrano studzienki P2, P7 i P9, które zlokalizowane są odpowiednio w borze świeżym (Bśw), borze mieszanym wilgotnym (BMw) oraz borze mieszanym świeżym (BMśw). Natomiast na obszarze zalesionej w 89% zlewni cieków Hutki przeanalizowano trzy charakterystyczne dla omawianego obszaru studzienki H8, H10 i H13. Studzienka H8 położona jest w obniżeniu terenowym w olsie (Ol) w bezpośrednim sąsiedztwie cieków. Studzienka H10 zlokalizowana jest w młodniku, w borze świeżym, natomiast studzienka H13 usytuowana jest w borze mieszanym świeżym. W wybranych do analizy studzienkach pomiary stanów wody gruntowej w omawianym okresie wykonywane były co dwa tygodnie.

W pracy przeanalizowano zmienność stanów wód gruntowych w omawianych studzienkach przyjmując jako średni stan miesięczny wartość będącą średnią arytmetyczną z dwóch pomiarów dla danego typu siedliskowego.

3. Wyniki badań i ich dyskusja

Średnia suma opadów w półroczu zimowym w latach 1998–2007 wyniosła 229 mm, co stanowi 42% średniego opadu rocznego dla tego

okresu (tab. 1). Najwyższą sumę opadów dla półrocza zimowego wyższą o 73 mm od średniej z wielolecia zarejestrowano w 1999 roku, natomiast najniższą dla tego okresu wynoszącą 161 mm, niższą od średniej o 68 mm odnotowano w 2003 roku. W okresie badań średni opad atmosferyczny w półroczu letnim wyniósł 310 mm. Najwyższą sumę opadów w tym półroczu wyższą o 94 mm od średniej odnotowano w roku 2000 (404 mm), natomiast najniższą wynoszącą zaledwie 186 mm, niższą od średniej wieloletniej aż o 124 mm w 2003 roku.

Tabela 1. Odchylenia półrocznych i rocznych sum opadów atmosferycznych oraz średnich półrocznych i rocznych temperatur powietrza w latach 1998–2007 od średniej z wielolecia

Table 1. Deviation of half-yearly amounts of precipitation and means of air temperature from the mean of multi-yearly period of 1998–2007.

Odchylenie od średniej z wielolecia	Parametr	Okres	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
	Opad (mm)	XI–IV (229)		-57	+73	+3	+2	+30	-68	-59	+14	+15
V–X (310)			+75	-54	+94	+29	-18	-124	+11	-18	-24	+26
XI–X (539)			+18	+19	+97	+31	+12	-192	-48	-4	-9	+72
Temp. (°C)	XI–IV (3,0)		+1,2	-0,3	+1,1	+0,6	-1,2	-1,7	+0,3	-0,3	-1,6	+2,6
	V–X (15,7)		-0,7	+0,2	-0,5	+0,2	+0,7	+0,2	-0,7	-0,8	+1,4	0,0
	XI–X (9,4)		+0,2	+0,1	+0,3	+0,3	-0,3	-0,8	-0,3	-0,6	-0,1	+1,3

Średnia temperatura powietrza w okresie 1998–2007 wyniosła 9,4°C (tab. 1). Najzimniejszym miesiącem ze średnią miesięczną temperaturą z wielolecia wynoszącą -0,9°C był styczeń, natomiast najcieplejszym miesiącem był lipiec z temperaturą 19,5°C. Średnia temperatura w półroczu zimowym wyniosła 3,0°C, a w półroczu letnim 15,7°C. W badanym 10-leciu wystąpiła duża zmienność średnich temperatur rocznych. Najchłodniejszymi były lata 2003 i 2005 ze średnimi temperaturami rocznymi wynoszącymi odpowiednio 8,6 i 8,8°C. Natomiast naj-

cieplejszym był rok 2007 ze średnią temperaturą roczną wyższą od średniej z wielolecia o $1,3^{\circ}\text{C}$.

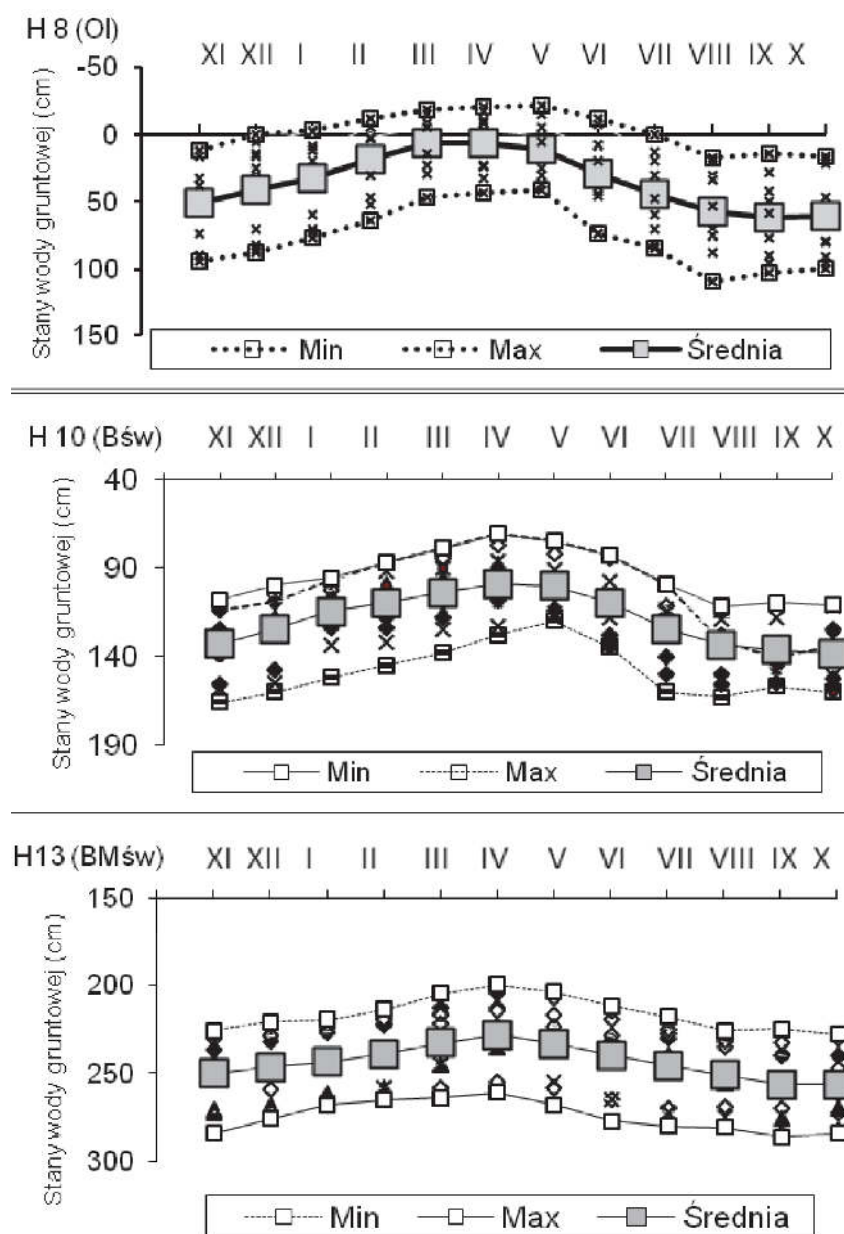
Przeprowadzone w latach hydrologicznym 1998–2007 badania wykazały, że na kształtowanie się zwierciadła wody gruntowej w badanej zlewni w istotny sposób wpływają: ukształtowanie terenu, typ siedliskowy lasu, pokrywa glebowa oraz przebieg warunków meteorologicznych. Naturalnie wszystkie te czynniki oddziałują łącznie, nie mniej jednak wpływ każdego z nich jest na tyle wyraźny, że można je omawiać również oddzielnie. Dlatego też w pracy zmiany zwierciadła wody gruntowej w omawianych zlewniach przeanalizowano na tle przebiegu warunków meteorologicznych w poszczególnych latach hydrologicznych. Dynamika zmian położenia zwierciadła wody gruntowej w omawianym okresie wykazała podobną cykliczność roczną we wszystkich studzienkach w każdej zlewni. Zmiany te uzależnione były przede wszystkim od rozkładu i wielkości sum opadów atmosferycznych [9]. Najwyższe średnie miesięczne wartości stanów wód gruntowych wystąpiły w okresie od marca do maja, co potwierdzają wcześniejsze badania [7–9, 13].

W zlewni cieką Hutka najwyższe stany wystąpiły w studziencie H8 położonej w olesie (rys. 2). Maksymalne wartości tych stanów pomierzono w maju 2002 roku. Wówczas na tym siedlisku odnotowano zalew powierzchniowy do głębokości 21 cm. W borze świeżym reprezentowanym przez studzienkę H10 maksymalne stany wody wystąpiły w kwietniu i wyniosły 71 cm poniżej powierzchni terenu, a w borze mieszanym świeżym, także w kwietniu i wyniosły 200 cm (H 13).

Natomiast w zlewni cieką Potaszka maksymalne wartości stanów wody gruntowej wynoszące 64 cm poniżej powierzchni terenu pomierzono w marcu w studziencie P7 zlokalizowanej w borze mieszanym wilgotnym (rys. 3). Natomiast najwyższe stany w borze świeżym (P2) wyniosły 83 cm, a w borze mieszanym świeżym (P9) w kwietniu i osiągnęły wartość 384 cm.

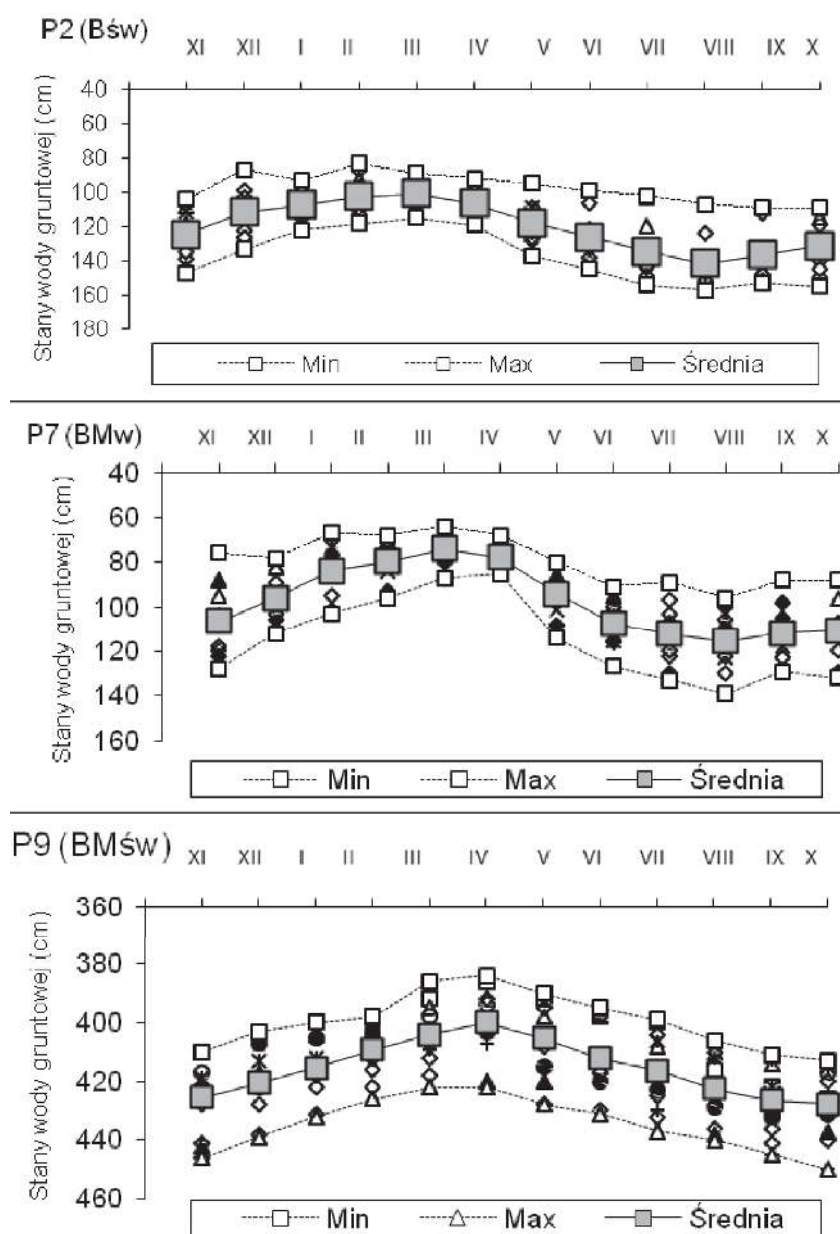
W okresie od czerwca do października w zależności od przebiegu warunków meteorologicznych, zaobserwowano obniżanie się zwierciadła wody gruntowej we wszystkich badanych siedliskach. Najniższe stany pomierzono w studzienkach najdalej oddalonych od cieków – na siedliskach boru mieszanego świeżego, a więc w studziencie H13 i P9. Minimalne wartości rocznych stanów wód gruntowych pomierzono jesienią 2006 roku, po kilkuletnim okresie lat suchych. W zlewni cieką Hutka stany te wyniosły 109 cm poniżej powierzchni terenu na siedlisku olesu

(H8), 163 cm w borze świeżym (H10) i 286 cm w borze mieszanym świeżym (H13). Natomiast w zlewni cieku Potaszka najniższe wartości pomierzono w borze mieszanym wilgotnym (P7) 139 cm, w borze świeżym 157 cm, a w borze mieszanym świeżym 450 cm poniżej powierzchni terenu (tab. 2).



Rys. 2. Przebieg średnich, min i max miesięcznych, stanów wody gruntowej w badanych siedliskach zlewni cieku Hutka w latach 1998–2007

Fig. 2. Monthly average, minimal and maximal groundwater levels in researched forest habitat in 1998–2007 hydrological years at Hutka catchment



Rys. 3. Przebieg średnich, min i max miesięcznych, stanów wody gruntowej w badanych siedliskach zlewni ciek Potaszka w latach 1998–2007

Fig. 3. Monthly average, minimal and maximal groundwater levels in researched forest habitat in 1998–2007 hydrological years at Potaszka catchment

Analizując amplitudy wahań stanów wód gruntowych w wybranych siedliskach leśnych badanych zlewni w latach 1998–2007 można stwierdzić, że największe amplitudy wystąpiły w siedliskach wilgotnych. W zlewni ciek Hutka największa amplituda wystąpiła w olsie i osiągnęła wartość 130 cm. W dwóch pozostałych siedliskach leśnych amplituda

ta osiągnęła wartość, w borze świeżym 92 cm, a w borze mieszanym świeżym 86 cm. Natomiast w zlewni cieką Potaszka największe amplitudy wahań stanów wód gruntowych były do siebie zbliżone i wynosiły w borze mieszanym wilgotnym 75 cm, a borze świeżym 74 cm. Najmniejszą amplitudę wynoszącą 66 cm charakteryzowało się siedlisko boru mieszanego świeżego, na które to wpływ miało głębokie zaleganie zwierciadła wody gruntowej – poniżej 400 cm. Podczas badań zauważono tendencje obniżania się poziomu wody we wszystkich studzienkach. Najbardziej obniżyły się na siedlisku olsowym, o płytkim zaleganiu wód gruntowych. Wahania stanów wód były tutaj też najwyższe. Duże uwilgotnienie gleb w olsie powoduje, że w dłuższych okresach bezopadowych, parowanie z tego siedliska jest znacznie większe niż z innych siedlisk leśnych [6, 14].

Tabela 2. Maksymalne i minimalne stany wody oraz amplitudy ich wahań w zlewniach cieką Hutka i Potaszka w latach hydrologicznych 1998–2007

Table 2. Maximum, minimum and amplitudes of ground-water levels in watercourses Hutka and Potaszka in 1998–2007 hydrological years.

Zlewnia	Nr studzienki	Siedlisko	Max (cm)	Min (cm)	Amplituda (cm)
Hutka	H 8	Ol	-21	109	130
	H 10	Bśw	71	163	92
	H 13	BMśw	200	286	86
Potaszka	P 2	Bśw	83	157	74
	P 7	BMw	64	139	75
	P 9	BMśw	384	450	66

4. Wnioski

1. Otrzymane wyniki potwierdziły wcześniejsze badania innych autorów, że w zrównoważonych siedliskach leśnych dynamika zmian zwierciadła wody gruntowej wykazuje podobną cykliczność i jest ściśle związana z przebiegiem warunków meteorologicznych, a w szczególności z ilością opadów i ich rozkładem w czasie.
2. Badania przeprowadzone w okresie 10-ciu lat hydrologicznych (1998–2007), wykazały, że najwyższe wartości stanów wód gruntowych w półroczach zimowych występowały na przełomie marca i kwietnia.

3. Maksymalne stany wody gruntowej odnotowano w mokrym półroczu zimowym 2002 roku w siedliskach wilgotnych. Wówczas na siedlisku olsu odnotowano zalew powierzchniowy do głębokości 21 cm, a w borze mieszanym wilgotnym woda gruntowa znajdowała się na głębokości 64 cm poniżej powierzchni terenu.
4. W okresie od czerwca do października w zależności od przebiegu warunków meteorologicznych, zaobserwowano obniżanie się zwierciadła wody gruntowej we wszystkich badanych siedliskach.
5. Minimalne wartości rocznych stanów wód gruntowych pomierzono jesienią 2006 roku, po trzyletnim okresie lat suchych. W zlewni cieków Hutka stany te wyniosły 109 cm poniżej powierzchni terenu na siedlisku olesu, 163 cm w borze świeżym i 286 cm w borze mieszanym świeżym. Natomiast w zlewni cieków Potaszka najniższe wartości tych stanów wyniosły w borze mieszanym wilgotnym (P7) 139 cm, w borze świeżym 157 cm, a w borze mieszanym świeżym 450 cm poniżej powierzchni terenu.
6. Podczas badań zauważono tendencje obniżania się poziomu wody we wszystkich siedliskach leśnych. Najbardziej obniżyły się stany wody na siedlisku olsowym. Wahania stanów wód były tutaj też najwyższe i wyniosły aż 130 cm. Wysokie zaleganie wód gruntowych oraz duży podsiąk kapilarny w olesie powoduje większe parowanie niż na innych badanych siedliskach.
7. Na siedlisku boru mieszanego wilgotnego i boru mieszanego świeżego, również zauważono systematyczne opadanie stanów wód gruntowych. Jednak wahania stanów wody były mniejsze, a proces opadania wód przebiegał znacznie wolniej, ze względu na głębokie zaleganie zwierciadła wody gruntowej.

Literatura

1. **Białkiewicz F., Babiński S.:** *Znaczenie lasu w kształtowaniu retencji gleb i odpływu wód opadowych.* Sylwan CXXV, 1, 1–9 (1991).
2. **Church M.R.:** *Hydrochemistry of forested catchment.* Annu. Rev. Earth Planet. Sci. 25, 23–59 (1997).
3. **Kondracki J.:** *Geografia Fizyczna Polski.* Wyd. III, PWN, Warszawa, ss 463 (1978).

4. **Korytowski M., Szafrąński Cz.:** *Zmiany stanów i zapasów wody w lesie mieszanym świeżym na obszarze Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Rychtałskie. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 14, 673–682 (2012).*
5. **Kosturkiewicz A., Czopor S., Korytowski M., Stasik R., Szafrąński Cz.:** *Stany wody gruntowej i siedliska w małej zmeliorowanej zlewni leśnej. Roczn. AR Pozn 338. Melior. Inż. Śród. 22., 41–53 (2002).*
6. **Kosturkiewicz A., Korytowski M., Stasik R., Szafrąński Cz.:** *Amplitudy zmian poziomu wody gruntowej w glebach siedlisk leśnych jako wskaźnik ich zdolności retencyjnych. Roczniki AR w Poznaniu, Seria Melioracje i Inżynieria Środowiska, t. 338, z. 22, 55–64 (2002).*
7. **Liberacki D.:** *Dynamika zmian poziomu wód gruntowych w różnych siedliskach leśnych małej zlewni nizinnej. Kształtowanie i ochrona środowiska leśnego. Wyd. AR Poznań, 134–140 (2003).*
8. **Liberacki D., Korytowski M.:** *Zmienność stanów wód gruntowych w wybranych siedliskach leśnych. ZPPNR, Warszawa, 528, 347–358 (2010).*
9. **Liberacki D., Szafrąński Cz., Stasik R., Korytowski M.:** *Bilans wodny małej zlewni leśnej. ZPPNR, Warszawa, z 528, 305–312 (2008).*
10. **Miler A., Przybyła Cz.:** *Dynamika zmian stanów wód gruntowych pierwszego poziomu wodonośnego. Roczn. AR. Pozn. 291, 17: 77–92 (1997).*
11. **Miler A., Kamiński B., Czerniak A., Grajewski S., Okoński B., Stasik R., Drobiewska E., Krysztofiak A., Poszyler-Adamska A., Korzak M.:** *Ochrona obszarów mokradłowych na terenach leśnych. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, monografia, ss.137 (69–75) (2008).*
12. *Polityka Leśna Państwa. Ministerstwo Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa. Warszawa, 1997.*
13. **Stasik R., Szafrąński Cz., Korytowski M., Liberacki D.:** *Kształtowanie się zasobów wodnych w małych zlewniach leśnych na obszarze Wielkopolski. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 1679–1696 (2011).*
14. **Stasik R., Szafrąński Cz., Korytowski M., Liberacki D.:** *Próba oceny możliwości zwiększenia retencji wody w glebach wybranych siedlisk leśnych. ZPPNR, Warszawa, 528, 251–257 (2008).*
15. **Trybała M.:** *Zagadnienia gospodarki wodnej w rolnictwie. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, 1978.*

Trends in Level of the Groundwater Table in the Selected Catchments in the Zielonka Forest

Abstract

The aim of the study was to assess changes in the position of the groundwater table in selected catchments in the Zielonka forest. The paper presents the results of researches carried out at Hutka small catchment up to Huta Pusta cross section and Potaszka small catchment up to Potasze cross station. Analyzed catchments of investigated watercourses are located in the central part of the Wielkopolska region, approx. 20 km north-east of Poznań, in the Zielonka Forest, at a distance of approx. 7 km from each other. The catchment of the Hutka watercourse, with an area of 0.52 km², is forested in 89%, the other 11% being covered by swamps and wasteland. The predominant sites are fresh mixed coniferous forest (BMśw), fresh coniferous forest (Bśw) and alder swamp forest (Ol). The catchment of the Potaszka watercourse is over two times bigger, with an area of 1.33 km². Here forest cover only 14.7% catchment area, arable land (GO) occupies approx. 75%, while grassland (UZ) constitutes 10.3%. Landscape in both catchments is characterized by a large number of interior depressions, filled partly with rainwater or peat bogs, with poorly developed natural drainage

During the research detailed analyses were made for the dynamics of the ground water level. The researches carried out in different habitat conditions in watercourses Hutka and Potaszka catchment indicated that the highest amplitudes oscillations ground-water levels, in winter and summer hydrological half-year, occurred in older swamp forest, whereas the smallest in fresh mixed coniferous forest.

The research proved, that the dynamics of the soils humidity variation and ground water level in analyzed drainage catchment is described by similar cyclist and depends mostly on the course of meteorological conditions, especially on the distribution and dimension of rainfalls. It was confirmed that the low level of groundwater table in the vegetation season does not affect significantly the water reserves of the surface layer of soil. Additional elements affecting the level of ground water are also: the distance between measuring wells and the watercourse, site type and the layout of the land.



Wpływ następczy osadów ściekowych stosowanych na glebach piaszczystych na właściwości kompleksu sorpcyjnego

Ewa Stańczyk-Mazanek, Marlena Piątek, Urszula Kępa
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

Właściwości kompleksu sorpcyjnego gleb są uważane za jeden z najważniejszych elementów wpływających na ich żyzność. Rozbudowany kompleks sorpcyjny jest elementem, który zatrzymuje różne zanieczyszczenia glebowe na stałe lub przez pewien czas unieruchamia je w środowisku glebowo-wodnym. Na charakterystykę kompleksu sorpcyjnego wpływają m.in.: zawartość substancji organicznej, związki humusowe, które powstają przy przeobrażaniu tych substancji, kwasowość czynna i potencjalna (kwasowość hydrolityczna), wysycenie kompleksu kationami zasadowymi.

Odczyn gleby jest uważany za jeden z najważniejszych wskaźników żyzności gleby. Od kwasowości gleby zależą w bardzo dużym stopniu jej właściwości fizyczne, chemiczne jak również biologiczne. Kwasowość wpływa na trwałość struktury gruzełkowatej i związane z nią stosunki powietrzno-wodne [1, 4, 7].

Wszystkie te elementy zapewniają organizmom roślinnym optymalne warunki wzrostu i plonowania. Odczyn można regulować stosując różne środki chemiczne m.in. wapno, odkwaszające nawozy mineralne lub organiczne. Uważa się, że stosowanie obornika zwykle obniża kwasowość gleby. Niektórzy autorzy proponują stosować w celach nawozowych osady ściekowe szczególnie te, które są stabilizowane i higienizowane z dodatkiem wapna [2, 8, 18, 19]. Wyniki badań nad nawozowymi

właściami osadów ściekowych i ich wpływem na pH użyźnionej gleby nie są jednoznaczne. Niektórzy autorzy dowodzą, że osady ściekowe podnoszą odczyn środowiska glebowego. Inni wskazują na zakwaszające właściwości osadów ściekowych po wprowadzeniu do nawożonych nimi gleb [16, 17]. Powoduje to konieczność dalszych badań ścieków i osadów pod kątem chemicznym. Konieczna jest również kontrola związków toksycznych, w tym metali ciężkich w plonach roślin uprawianych na glebach nawożonych osadami ściekowymi [3, 9, 10, 17].

Autorki pracy podjęły temat analizy wpływu zastosowania osadów ściekowych i obornika bydłowego na zmiany własności sorpcyjnych nawożonych nimi gleb po 1,2 i 3 latach od aplikacji.

2. Metodyka badań

Do badań w doświadczeniu lizymetrycznym użyto glebę lekką o składzie granulometrycznym piasku gliniastego lekkiego (tab. 1). Zawierała ona 72% piasku, 5% pyłu grubego, 10% pyłu drobnego i 3% łu koloidalnego. Odczyn gleby wynosił 6,5 i wg zaleceń nawozowych [11] był słabo kwaśny.

Według wytycznych IUNG stosowanych do oceny stopnia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi zawartości normowanych metali w glebie piaszczystej wykorzystanej w doświadczeniu można było określić jako ilość naturalną (0 stopień zanieczyszczenia gleb) [13]. Oznaczona koncentracja metali ciężkich kształtowała się poniżej dopuszczalnych zawartości tych pierwiastków w glebach zakwalifikowanych do nawożenia osadami ściekowymi [14]. Rozporządzenie to obowiązywało podczas założenia doświadczenia. W doświadczeniu lizymetrycznym do nawożenia zastosowano osady ściekowe pochodzące z 3 oczyszczalni ścieków na południu Polski. Osady różniły się procesami przeróbki.

Osady z oczyszczalni ścieków (P) – powstały po procesie oczyszczania ścieków hybrydową technologią złoża ruchomego (w reaktorach biologicznych), równocześnie z prowadzonym procesem osadu czynnego. Następnie stosowano symultaniczną stabilizację tlenową osadów. Osady zagęszczano mechanicznie i odwadniano na prasie taśmowej.

Osady z oczyszczalni ścieków (R) – powstawały po oczyszczaniu i zagęszczaniu ścieków w osadnikach Imhoffa, były stabilizowane metodą fermentacji. Odwadniano je następnie na ruchomych prasach filtracyjnych.

Tabela 1. Właściwości fizyczne i chemiczne gleby, osadów ściekowych i obornika
Table 1. Physical and chemical properties of the soil, sewage sludge and manure

Parametr	Jednostka	Gleba	Osady ściekowe				O
			P	R	Kbp	K	
Uziarnienie	–	Pgl	–	–	–	–	–
Substancja organiczna	[% s.m.]	0,7	46,0	41,3	51,1	47,3	60,05
Odczyn (pH _{KCl})	–	6	7,96	6,63	6,27	7,61	8,95
Odczyn (pH _{H2O})	–	6,5	8,08	6,82	6,71	8,16	9,13
H _h	[mmol(+) \cdot kg ⁻¹]	26,10	210,30	171,90	165,40	160,10	–
S		35,20	775,0	898,05	795,0	860,0	–
Węgiel organiczny	[g \cdot kg ⁻¹ s.m.]	9,65	230	217,3	221,7	218	241
Azot ogółem		0,65	37,12	36,15	34,3	35,6	39,4
P przyswajalny	[mg \cdot kg ⁻¹ s.m.]	35,12	611,5	613,14	614,1	613,2	463,8
K przyswajalny		19,49	262,4	251,5	249,1	250,2	2670
Mg przyswajalny		59,9	885,4	896,15	879,2	882,1	997,8
Cr		1,6	19	21	18	17	2,2
Zn		3,5	777	629	912	910	125
Pb		7,1	27	41	25	23	7,6
Cu		1,1	156	129	144	145	19
Cd		0,1	2,6	2,8	2,3	3,1	1,4
Ni		0,92	120,1	104,3	125,0	106,0	2,4
Hg		0,0018	0,52	1,9	2,8	1,2	0,13

Osady z oczyszczalni ścieków (K) – powstawały po oczyszczaniu biologicznym ścieków, metodą osadu czynnego w reaktorach SBR typu Bioblok, a następnie stabilizowane je tlenowo. Osady nadmierne po odwodnieniu na prasach taśmowych były składowane na poletkach na terenie oczyszczalni i przesypywane wapnem. W doświadczeniu lizymetrycznym wykorzystano 2 rodzaje osadów z tej oczyszczalni: odwadniane z dodatkiem polielektrolitu (**K**) i bez dodatku polielektrolitu (**K_{bp}**) (o mazistej konsystencji).

Do nawożenia (w celach porównawczych) wykorzystano również nawóz naturalny, słomiasty obornik bydlęcy pochodzący z niewielkiego gospodarstwa hodowlanego. Zarówno osady ściekowe jak i obornik przed wykorzystaniem do nawożenia składowano przez okres 6 miesięcy.

Oznaczona zawartość 7 normowanych metali ciężkich (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr) w osadach ściekowych nie przekraczała dopuszczalnych wartości warunkujących ich przyrodnicze wykorzystanie. Oznaczone ilości metali ciężkich w osadach ściekowych pozwalały nawet na wykorzystanie ich w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne. Ponadto ilość metali ciężkich w glebie zastosowanej w doświadczeniu lizymetrycznym nie przekraczała dopuszczalnych wartości przy rolniczym i rekultywacyjnym wykorzystaniu osadów ściekowych [14]. Oznaczony (zamieszczony w innym opracowaniu) stan sanitarny osadów ściekowych również umożliwiał ich przyrodnicze wykorzystanie. Z osadów tych nie wyizolowano bakterii z rodzaju *Salmonella* i nie stwierdzono obecności jaj helmintów, które to są głównymi wskaźnikami sanitarnymi warunkującymi możliwość przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych.

Do nawożenia gleb piaszczystych zastosowano następujące dawki nawozów organicznych: 0, 10, 50, 100 i 200 Mg·ha⁻¹ suchej masy osadów ściekowych i obornika. Poszczególne osady ściekowe oraz obornik wymieszano z glebą. Ilość nawozów przeliczono na 10 kg gleby (która mieściła się w lizymetrach doświadczalnych) tak by odpowiadały dawkom: 10, 50, 100 i 200 Mg s.m. osadów ściekowych lub obornika na hektar. Mieszanki oznaczono:

PP – gleba piaszczysta nawożona osadami z oczyszczalni P,

PR – gleba piaszczysta nawożona osadami z oczyszczalni R,

PK – gleba piaszczysta nawożona osadami z oczyszczalni K (z polielektrolitem),

PK_{bp} – gleba piaszczysta nawożona osadami z oczyszczalni K (bez polielektrolitu).

Cyfry zamieszczone przy powyższych skrótach oznaczają zastosowaną dawkę nawozową.

Glebę kontrolną stanowiło podłoże nie nawożone. Na poszczególnych mieszankach uprawiano trawę kupkówkę (*Dactylis glomerata*). Tak przygotowane próby gleb pozostawiono na okres 1,2 i 3 lat utrzymując stałą wilgotność. Analizy wykonywano po zakończeniu każdego z 3 cykli wegetacyjnych.

Podczas trwania doświadczenia przeanalizowano zmiany kwasowości czynnej (aktywnej) – metodą potencjometryczną i hydrolitycznej (potencjalnej) – metodą Kappena w nawożonych podłożach. Kwasowość hydrolityczna obejmuje jony H^+ i Al^{3+} , zarówno łatwo, jak i trudno wymienne, czyli silnie związane z kompleksem sorpcyjnym. Ten rodzaj kwasowości uważany jest za bardziej miarodajny jeśli chodzi o długoterminowe analizy zmian odczynu w glebie. Według jego wartości ustala się m.in. dawki wapna.

Oznaczono również sumę zasad S w kompleksie sorpcyjnym (metodą Kappena), zawartość węgla organicznego i ilość substancji organicznej w nawożonych obiektach doświadczalnych.

Badania prowadzono w 3 powtórzeniach. Wyniki stanowią średnią z tych powtórzeń.

Analizy wyników przeprowadzono za pomocą pakietu statystycznego STATISTICA 9,0. Analizy w przypadku badanych zmiennych wykonano stosując analizę wariancji/kowariancji.

Za istotne przyjęto prawdopodobieństwo testowe na poziomie $p < 0,05$ a za wysoce istotne przyjęto prawdopodobieństwo testowe na poziomie $p < 0,01$.

Metody badań fizycznych i chemicznych

Właściwości fizyczne i chemiczne badanych nawozów organicznych i nawożonych gleb oznaczano zgodnie z metodami ogólnie przyjętymi w gleboznawstwie i chemii rolnej [11]:

- skład granulometryczny – metodą Bouyoucosa-Casagrandea w modyfikacji Prószyńskiego,
- gęstość objętościową gleby w cylinderkach Kopeckiego,

- pH gleby w roztworze 1 mol KCL – potencjometrycznie,
- kwasowość hydrolityczną i sumę zasad wymiennych – metodą Kappena,
- węgiel organiczny – metodą oksydometryczną Tiurina,
- substancję organiczną – metodą prażenia w piecu muflowym w temperaturze 550°C,
- zawartość metali ciężkich (cynk, ołów, miedź, kadm, nikiel, chrom, rtęć) – w stosowanych nawozach i użyźnianych glebach, oznaczono po wcześniejszym zmineralizowaniu próbek w mineralizatorze mikrofalowym (w mieszaninie mocnych kwasów) metodą spektrofotometrii atomowej (ASA),

3. Wyniki badań

W tabelach 2–5 zamieszczono uzyskane wyniki badań zawartości substancji organicznej, sumy zasad S, zawartości węgla organicznego i kwasowości hydrolitycznej w glebach nawożonych osadami ściekowymi w ciągu trzech lat trwania doświadczenia lizymetrycznego.

W oparciu o analizę wyników zamieszczonych w tabeli 2 stwierdzono wysoce istotne różnice w zawartości substancji organicznej w nawożonych glebach. We wszystkich badanych obiektach ilości substancji organicznej były istotnie wyższe niż w glebach kontrolnych. Zaobserwowano również istotny spadek zawartości związków organicznych w kolejnych latach trwania doświadczenia. Jednak ilość materii organicznej w nawożonych glebach była istotnie wyższa od obiektów kontrolnych przez cały trzyletni okres trwania doświadczenia. Stwierdzono wysoce istotne różnice w ilości substancji organicznej w zależności od zastosowanej dawki osadów lub obornika (istotny wzrost zawartości wraz z wzrostem dawki) oraz wysoce istotną różnicę pomiędzy zastosowanymi mieszankami. Najwięcej tych związków oznaczono w glebach nawożonych osadami ściekowymi odwadnianymi bez dodatku polielektrolitu, o maziastej konsystencji. Substancja organiczna w tych odpadach prawdopodobnie w wolniejszym stopniu ulegała rozkładowi niż w innych osadach.

Analizując dane zamieszczone w tabeli 3 stwierdzono wysoce istotne różnice w ilości sumy zasad S w nawożonych glebach między kolejnymi latami trwania doświadczenia lizymetrycznego. Obserwowano istotny spadek wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami w 2 i 3 roku badań, jednak nadal widoczna była istotna różnica w ilości sumy kationów

zasadowych w nawożonych obiektach w odniesieniu do gleb kontrolnych. Stwierdzono wysoce istotne różnice w zależności od dawki oraz rodzaju zastosowanego materiału organicznego. Osady ściekowe powodowały większy wzrost sumy zasad S w nawożonych glebach niż obornik bydlęcy.

Tabela 2. Wpływ sposobów nawożenia na zmiany zawartości substancji organicznej w trakcie doświadczenia

Table 2. The influence of fertilization on the changes in the content of organic matter [% s.m.] during the experiment

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III	
		Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe
1	Kontrola	0,12	0,02	0,14	0,01	0,17	0,01
2	PP 10	0,63 **	0,07	0,50 **	0,02	0,27 **	0,02
3	PP 50	1,69 **	0,16	1,28 **	0,07	0,52 **	0,01
4	PP 100	1,86 **	0,07	1,47 **	0,06	0,64 **	0,03
5	PP 200	2,10 **	0,10	2,30 **	0,10	1,60 **	0,02
6	PR 10	0,94 **	0,04	0,80 **	0,01	0,46 **	0,05
7	PR 50	1,94 **	0,07	1,86 **	0,08	0,81 **	0,01
8	PR 100	2,42 **	0,09	1,88 **	0,10	0,75 **	0,03
9	PR 200	2,53 **	0,08	2,23 **	0,10	1,68 **	0,03
10	PK 10	0,63 **	0,06	0,51 **	0,04	0,33 **	0,01
11	PK 50	1,75 **	0,19	1,33 **	0,09	0,41 **	0,02
12	PK 100	1,89 **	0,12	1,62 **	0,09	0,54 **	0,02
13	PK 200	2,23 **	0,15	2,17 **	0,15	0,77 **	0,02
14	PKbp 10	1,88 **	0,04	1,40 **	0,03	1,03 **	0,05
15	PKbp 50	2,12 **	0,02	2,03 **	0,06	1,25 **	0,01
16	PKbp 100	2,35 **	0,05	2,14 **	0,06	1,40 **	0,02
17	PKbp 200	3,48 **	0,06	3,20 **	0,04	2,05 **	0,05
18	PO 10	0,78 **	0,09	0,52 **	0,14	0,27 **	0,02
19	PO 50	2,07 **	0,09	1,52 **	0,14	0,39 **	0,01
20	PO 100	2,15 **	0,03	2,39 **	0,07	0,59 **	0,01
21	PO 200	2,37 **	0,12	2,52 **	0,08	0,73 **	0,02
ANOVA	Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki		
	p<0,0001		p<0,0001		p<0,0001		

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$

Tabela 3. Wpływ sposobów nawożenia na zmiany zawartości sumy zasad S [mmol(+)·kg⁻¹] w trakcie doświadczenia**Table 3.** The influence of fertilization on the changes in the content of total of alkali in sorption complex S [mmol(+)·kg⁻¹] during the experiment

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III				
		Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe			
1	Kontrola	24,90		0,36	21,39		0,23	14,00		2,00
2	PP 10	65,22	**	0,09	45,35	**	0,22	27,33	**	2,52
3	PP 50	75,07	**	0,08	57,21	**	0,23	39,40	**	4,18
4	PP 100	130,08	**	0,07	96,15	**	0,23	54,80	**	1,57
5	PP 200	275,82	**	0,62	196,71	**	0,70	115,4	**	7,72
6	PR 10	36,20	**	0,09	30,11	**	0,09	26,11	**	2,10
7	PR 50	113,33	**	0,28	82,13	**	0,38	38,63	**	0,40
8	PR 100	139,37	**	0,49	94,88	**	0,27	44,27	**	0,96
9	PR 200	214,27	**	0,15	150,96	**	0,72	86,60	**	0,56
10	PK 10	34,90	**	0,31	28,24	**	0,09	23,81	**	1,67
11	PK 50	66,21	**	0,06	33,27	**	0,04	32,57	**	0,47
12	PK 100	105,05	**	0,30	63,57	**	0,37	43,57	**	0,51
13	PK 200	126,13	**	0,55	87,01	**	0,11	51,94	**	0,48
14	PKbp 10	28,15	**	0,04	22,37	**	0,06	14,96		1,25
15	PKbp 50	83,23	**	0,11	51,84	**	0,11	26,68	**	0,41
16	PKbp 100	106,23	**	0,15	68,72	**	0,35	37,22	**	0,06
17	PKbp 200	164,17	**	0,07	110,92	**	0,26	63,98	**	0,28
18	PO 10	30,53	**	0,55	28,15	**	0,13	27,21	**	0,28
19	PO 50	71,04	**	0,51	63,99	**	0,24	51,28	**	0,15
20	PO 100	90,75	**	1,54	88,18	**	0,28	86,99	**	0,13
21	PO 200	159,17	**	0,04	135,21	**	0,01	94,08	**	0,39
ANOVA	Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki					
	p<0,0001		p<0,0001		p<0,0001		p<0,0001			

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$

Na podstawie analizy danych zamieszczonych w tabeli 4 stwierdzono wysoce istotne różnice w zawartości węgla organicznego w nawożonych glebach w stosunku obiektów kontrolnych. Wzrost ilości węgla był obserwowany po aplikacji wszystkich osadów i obornika. Oznaczono również wysoce istotną różnicę w ilości węgla organicznego w badanych podłożach między kolejnymi latami (obserwowano spadek). Jednak efekt

wzbogacenia gleby w węgiel był obserwowany nadal w 2 i 3 roku badań. Stwierdzono wysoce istotne różnice w ilości węgla w glebie w zależności od dawki (wzrost wraz z dawką) oraz wysoce istotne różnice po nawożeniu różnymi materiałami organicznymi. Zastosowanie obornika do nawożenia powodowało większy wzrost ilości węgla organicznego, który był obserwowany przez cały trzyletni okres badań.

Tabela 4. Wpływ sposobów nawożenia na zmiany zawartości węgla organicznego [$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$] w trakcie doświadczenia

Table 4. The influence of fertilization on the changes in the content of organic carbon [$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$] during the experiment

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I			Rok II			Rok III		
		Średnia		Odchylenie standardowe	Średnia		Odchylenie standardowe	Średnia		Odchylenie standardowe
1	Kontrola	11,28		1,04	10,03		0,41	7,62		1,12
2	PP 10	15,03	**	1,17	13,43	**	0,74	8,17		0,97
3	PP 50	17,51	**	0,82	15,14	**	0,74	11,19	**	0,48
4	PP 100	23,26	**	1,32	20,05	**	0,85	14,68	**	0,60
5	PP 200	35,27	**	1,01	21,34	**	0,58	16,41	**	0,45
6	PR 10	16,98	**	0,86	15,27	**	0,49	10,98	**	0,37
7	PR 50	20,05	**	0,87	18,23	**	0,74	15,00	**	0,42
8	PR 100	26,14	**	0,28	23,34	**	0,49	18,22	**	0,20
9	PR 200	38,12	**	0,83	29,18	**	1,06	21,03	**	1,20
10	PK 10	13,71	*	0,39	11,74	*	0,38	9,38	*	0,52
11	PK 50	15,39	**	1,16	13,75	**	0,90	10,76	**	0,47
12	PK 100	21,70	**	0,76	18,93	**	0,70	15,00	**	0,62
13	PK 200	33,46	**	0,70	23,79	**	0,67	17,70	**	0,53
14	PKbp 10	16,20	**	0,37	14,85	**	0,76	11,29	**	0,74
15	PKbp 50	18,42	**	0,81	16,82	**	0,37	13,20	**	0,54
16	PKbp 100	24,46	**	1,15	20,51	**	0,51	15,17	**	0,43
17	PKbp 200	39,91	**	0,17	29,18	**	0,88	19,33	**	0,48
18	PO 10	16,77	**	0,51	15,13	**	0,14	11,70	**	0,16
19	PO 50	20,39	**	0,66	18,76	**	0,58	15,44	**	0,66
20	PO 100	23,45	**	0,93	21,78	**	0,43	18,95	**	0,16
21	PO 200	39,37	**	0,80	30,19	**	0,53	21,06	**	0,46
ANOVA		Efekt roku			Efekt dawki			Efekt mieszanki		
		p<0,0001			p<0,0001			p<0,0001		

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$

Tabela 5. Wpływ sposobów nawożenia na zmiany kwasowości hydrolitycznej [mmol(+)·kg⁻¹] w trakcie doświadczenia

Table 5. The influence of fertilization on the changes in the content of hydrolytic acidity [mmol(+)·kg⁻¹] during the experiment

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III				
		Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe			
1	Kontrola	3,70		0,05	5,37		0,32	7,77		0,46
2	PP 10	3,28	**	0,08	4,41	**	0,17	6,50	n.s.	0,44
3	PP 50	4,58	**	0,07	5,60	n.s.	0,09	7,03	n.s.	0,21
4	PP 100	4,74	**	0,05	6,27	**	0,16	8,27	**	0,75
5	PP 200	10,77	**	0,46	11,07	**	0,40	12,29	**	0,08
6	PR 10	4,13	**	0,03	5,73	n.s.	0,18	8,03	**	0,46
7	PR 50	7,07	**	0,06	8,17	**	0,03	9,07	**	0,06
8	PR 100	7,50	**	0,01	8,60	**	0,31	9,83	**	0,10
9	PR 200	13,25	**	0,25	14,22	**	0,08	15,25	**	0,43
10	PK 10	4,08	*	0,08	5,72	n.s.	0,08	7,27	n.s.	0,40
11	PK 50	4,52	**	0,08	6,15	**	0,07	8,28	**	0,08
12	PK 100	4,71	**	0,04	7,14	**	0,13	9,07	**	0,06
13	PK 200	5,18	**	0,10	8,21	**	0,07	11,17	**	0,03
14	PKbp 10	2,90	**	0,20	4,00	**	0,10	7,03	n.s.	0,40
15	PKbp 50	5,09	**	0,08	6,75	**	0,13	8,27	**	0,06
16	PKbp 100	7,12	**	0,03	8,20	**	0,05	11,03	**	0,47
17	PKbp 200	7,83	**	0,06	9,52	**	0,12	11,87	**	0,81
18	PO 10	3,75	n.s.	0,05	4,08	**	0,07	5,77	**	0,40
19	PO 50	2,85	**	0,06	4,07	**	0,64	6,53	n.s.	0,46
20	PO 100	2,56	**	0,04	4,35	**	0,15	7,17	n.s.	0,21
21	PO 200	2,19	**	0,12	5,18	n.s.	0,10	8,07	n.s.	0,49
ANOVA	Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki					
	p<0,0001		p<0,0001		p<0,0001		p<0,0001			

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, n.s. – różnica nie istotna statystycznie

Stwierdzono wysoce istotne różnice w odczynie gleb między kolejnymi latami trwania doświadczenia. Oznaczone wartości kwasowości hydrolitycznej (tab. 5) zwiększały się we wszystkich obiektach doświadczalnych przez cały 3 letni okres trwania badań. Stwierdzono wysoce istotne różnice w kwasowości w zależności od dawki oraz istotne różnice

między zastosowanymi mieszankami nawozowymi. Wzrost ilości dawki wszystkich zastosowanych osadów ściekowych powodował zwiększanie się kwasowości hydrolitycznej. Jedynie dawki 10 Mg na hektar osadów nie powodowały statystycznie istotnego wzrostu kwasowości w odniesieniu do obiektów kontrolnych. Natomiast nawożenie obornikiem powodowało spadek zakwaszenia gleb. Obserwowano to zjawisko we wszystkich obiektach nawożeniowych.

4. Podsumowanie i dyskusja wyników

Czynnikiem decydującym m.in. o mobilności metali ciężkich i innych skażeń chemicznych w glebie są jej właściwości sorpcyjne.

W badaniach obserwowano wzrost odczynu użyźnianych gleb po zastosowaniu obornika. Natomiast wszystkie wykorzystane do nawożenia osady ściekowe (zarówno po procesach tlenowej jak i beztlenowej przeróbki) powodowały wzrost kwasowości użyźnianych gleb piaszczystych, zwiększający się wraz z wzrostem dawki tych odpadów. Podobne wyniki działania osadów ściekowych na wartości kwasowości gleby stwierdziła Iżewska [6] badając wpływ nawożenia obornikiem i osadami ściekowymi na właściwości gleby. Gondek [5] analizując nawozowe wykorzystanie osadów ściekowych również wykazał ich zakwaszające działanie, szczególnie w drugim roku po aplikacji. Inne wyniki uzyskała Skowrońska i Filipek [15], którzy stwierdzili wzrost kwasowości gleb po zastosowaniu zarówno osadów ściekowych jak i obornika. Wzrost ten był jednak nieistotny statystycznie.

O długoterminowym wpływie nawożenia osadami ściekowymi i obornikiem na odczyn gleb i tendencjach, które mogą być niewidoczne przy oznaczaniu kwasowości czynnej świadczyć może w bardziej miarodajny sposób oznaczenie kwasowości potencjalnej (którą jest m.in. kwasowość hydrolityczna). Po nawożeniu osadami ściekowymi wraz ze zwiększaniem dawek rosła kwasowość hydrolityczna, natomiast po zastosowaniu obornika malała. Jedynie zastosowanie dawek 10 Mg·ha⁻¹ osadów (zarówno po procesach tlenowej jak i beztlenowej stabilizacji) nie powodowało wzrostu kwasowości hydrolitycznej nawożonych gleb. Średnio już w pierwszym roku po nawożeniu gleb piaszczystych osadami ściekowymi kwasowość hydrolityczna rosła odpowiednio po zastosowaniu dawek 50, 100 i 200 Mg na hektar o 43%, 63% i 150% w odniesieniu do obiektów kontrolnych. W 2 i 3 roku badań również obserwowano istotne stałe zakwaszenie gleb.

Obornik stosowany do użyźniania gleb we wszystkich badanych obiektach zmniejszał kwasowość hydrolityczną. Podobne wyniki badań uzyskał Gondek [5]. Wzrost kwasowości hydrolitycznej o 50% w glebach, po nawożeniu osadami ściekowymi w stosunku do kontroli oznaczyła w badaniach Skowrońska i Filipek [15]. Odmiennie obserwacje uzyskał Baran i in. [2], gdyż w swoich doświadczeniach stwierdzili spadek kwasowości hydrolitycznej po nawożeniu kompostami z osadów ściekowych w odniesieniu do obiektów kontrolnych. Jednak tę odmienną reakcję można wyjaśnić sposobem przygotowania kompostów osadowych, do których dodawano znaczne ilości popiołów o alkalizujących właściwościach.

Suma zasad S (ilość kationów o charakterze zasadowym) rosła wraz z dawką wprowadzanych nawozów organicznych. Zastosowane w badaniach osady ściekowe wprowadzane do gleb we wszystkich obiektach doświadczenia powodowały istotnie wyższy wzrost sumy zasad S, niż obornik. Baran i in. [2] również w uzyskanych wynikach badań obserwował pozytywny wpływ zastosowanych kompostów z osadów na właściwości sorpcyjne gruntu. Ilość substancji organicznej we wzbogacanych osadami ściekowymi i obornikiem glebach rosła wraz z dawką zastosowanych nawozów we wszystkich doświadczeniach. Parat i in. [12] prowadząc przez okres 20 lat nawożenie gleb osadami i obornikiem w ilości 10 i 100 Mg·ha⁻¹ udowodnili, że jeszcze po okresie 6 lat od ostatniej aplikacji ilość materii organicznej w glebach była istotnie wyższa niż w obiektach kontrolnych. Potwierdziły to również uzyskane w pracy wyniki badań.

Źródło finansowania: środki przeznaczone na badania statutowe w Instytucie Inżynierii Środowiska BS/MN-401-322/11.

Literatura

1. **Alloway B.J., Ayres D.C.:** *Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 1999.
2. **Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Milczarek T.:** *Wpływ dodatku kompostu osadowego i osadowo-popiołowego na właściwości sorpcyjne utworu bezglebowego.* Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z. 533, 49–58 (2008).
3. **Dimitriou J., Erikson J., Adler A., Aronsson P., Verwyst T.:** *Fate of heavy metals after application of sawage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice.* Environment Pollution 142, 160–169 (2006).

4. **Forsberg L.S., Ledin S.:** *Effects of sewage sludge on pH and plant availability of metals in oxidising sulphide mine tailings.* Science of the Total Environment 358, 21–35 (2006).
5. **Gondek K.:** *Aspekty nawozowe i środowiskowe przemian i dostępności dla roślin wybranych pierwiastków w warunkach nawożenia różnymi materiałami organicznymi.* Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie nr 452, Rozprawy z. 329 (2009).
6. **Iżewska A.:** *Wpływ nawożenia obornikiem, osadem ściekowym i kompostem z osadów ściekowych na właściwości gleby.* Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych z. 518, 85–92 (2007).
7. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 1993.
8. **Marcinkowski T.:** *Alkaliczna stabilizacja komunalnych osadów ściekowych.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej 76, ser. 43, 6–7, 11, 23 (2004).
9. **Ociepa E., Kisiel A., Lach J.:** *Effect of fertilization with sewage sludges and composts on the change of cadmium and zinc solubility in soils.* Polish J. Environ. Stud. Series of Monographs. Ed. by January Bień and Lidia Wolny, 2, 171–176 (2010).
10. **Ociepa A., Pruszek K., Lach J., Ociepa E.:** *Wpływ długotrwałego nawożenia gleb obornikiem i osadem ściekowym na wzrost zawartości metali ciężkich w glebach.* Ecological Chemistry and Engineering S, vol.15, no1, 103–109 (2008).
11. **Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z.:** *Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin.* Katalog. Instytut Ochrony Środowiska, 1991.
12. **Parat C., Chaussod R., Leveque J., Andreux F.:** *Long-term effects of metal-containing farmyard manure and sewage sludge on soil organic matter in a fluvisol.* Soil Biology & Biochemistry 37, 673–679 (2005).
13. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi, Dz. U. Nr 165 po. 1358 i 1359.
14. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych, Dz. U. Nr 134 poz. 1140.
15. **Skowrońska M., Filipek T.:** *Wpływ zewnętrznej substancji organicznej na zakwaszenie gleb.* Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych z. 533, 329–336 (2008).
16. **Stańczyk-Mazanek E., Kępa U., Stępnia L.:** *Variation in the acidity of soils after fertilization with sewage sludge.* Polish Journal of Environmental Studies, Vol.16, No. 3B, 470–473 (2007).

17. **Stańczyk-Mazanek E., Kępa U., Stępnia L.:** *Bioaccumulation of heavy metals in plants from sewage sludge substrates*. Polish Journal of Environmental Studies, Vol.16, No.3B, 465–469 (2007).
18. **Wysokiński A.:** *Wpływ sposobu alkalizacji osadów ściekowych na ich wartość nawozową*. Praca doktorska, Akademia Podlaska, Siedlce, 2005.
19. **Malinowska E.:** *Wpływ wapnowania i dawki osadu ściekowego na plon roślin i formy metali ciężkich w piasku gliniastym lekkim*. Praca doktorska, Akademia Podlaska, Siedlce, 2008.

Effect of Sewage Sludge Applied to Sandy Soils on the Sorption Complex Properties

Abstract

Properties of soil sorption complex are thought to be one of the most important elements which affect its fertility and properties of plants. Extended sorption complex is the element which immobilizes and absorbs a variety of soil contaminants. Characteristics of sorption complex are affected by e.g. organic matter, humic relationships which occur during decomposition of organic matter, clay materials, pH, hydrolytic acidity. Soil reaction is regarded to be one of the most important indicators of soil fertility. Soil reaction largely determines its physical, chemical and biological properties. Foundation acidity affects the structure firmness and the related water and air conditions.

One of the methods of disposal of sewage sludge, which is based on its fertilizing properties, is its use in nature, e.g. in farming (if all the permissible standards are met). However, the sludge used for soil fertilization might also contain heavy metals which cause soil contamination and are accumulated in plants. The effect of application of organic fertilizers on soil reaction and other properties of sorption complex are also essential.

The authors of the present study aimed at analysis of the effect of use of sewage sludge and selected organic fertilizers on changes in sorption properties in the fertilized soils. Sewage sludge was (for comparison purposes) was introduced to sandy soil. One of organic additions was also composted pine bark. The experiment was carried out under conditions of pot experiment. The following doses of organic fertilizers were used: 0, 10, 50, 100 and 200 Mg/ha (maximal reclamation dose according to current recommendations at the time of experiment) which were calculated per pot with 10 kg of sandy soil. After 1, 2 and 3 years from fertilization, changes in active and hydrolytic acidity were analysed in the fertilized foundations. The contents of organic matter, total of alkali in sorption complex S, soil sorption capacity T in fertilized soils was also determined.

In summary of the obtained results, one can conclude that the use of organic fertilizers, either manure or sewage sludge, considerably affects properties of sorption complex in fertilized soil. Organic fertilization improved soil properties. The total of exchangeable alkali and sorption complex capacity also increased. However, it was only manure used during the experiment that contributed to a reduction in the acidity of the fertilized soils in each case. It was found that the use of sewage sludge has significant effect on long-term phenomena of soil acidification. These mechanisms are confirmed by the obtained values of hydrolytic acidity.



Badania specjacji bromu w wodach o zróżnicowanym zasoleniu na podstawie modelowania geochemicznego

Bogumiła Winid
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza

1. Wstęp

W analizach chemicznych przedstawiane jest zazwyczaj ogólne stężenie badanego pierwiastka lub jonu w formie najczęściej występującej. Na podstawie wyników analizy chemicznej oraz pomiarów fizykochemicznych przy pomocy modelowania geochemicznego możliwe jest obliczenie stężenia (aktywności) poszczególnych form migracyjnych danego pierwiastka. Pierwiastki chemiczne mogą bowiem występować w roztworach wodnych jako wolne jony, jony kompleksowe lub cząsteczki niezdisocjowane. Podstawą przeprowadzonych badań modelowych były wody podziemne o zróżnicowanej mineralizacji i różnej zawartości bromu.

Brom jest składnikiem wód, analizowanym głównie w przypadku wód złożowych i solanek. Średnia zawartość bromków (jonowej formy bromu) w wodach powierzchniowych i podziemnych strefy aktywnej wymiany, na ogół nie przekracza 0,2 mg/L. W większych ilościach jony te mogą występować w wodach zmineralizowanych, ale także w niektórych swoistych wodach leczniczych, wodach termalnych oraz przede wszystkim solankach [6]. Wzbogacenie wód gruntowych i powierzchniowych w brom może być wynikiem dopływu zasolonych wód podziemnych, będących na przykład wynikiem odwodnień górniczych. Bromki w ilościach znacznie przekraczających 1 mg/L rejestrowane są solankach złóż węglowodorów w odciekach i zanieczyszczonych wodach rejonów składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych.

2. Formy występowania bromu w wodach i ich znaczenie w badaniach jakości wód

Brom może występować na różnym stopniu utlenienia ale najbardziej rozpowszechnioną formą jest (-1- anion bromkowy). Analityczne oznaczenia bromków nie są powszechnie wykonywane. Badania jakości wód podlegają określonym procedurom określającym między innymi zakres oznaczeń. Bromki nie zostały ujęte jako składnik, którego zawartość stanowiłaby podstawę oceny jakości wody wg Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 29.03.2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U nr 61 poz. 417) z późniejszymi zmianami (Dz.U. nr 72. poz. 466) [14], oraz w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 w sprawie wymagań jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia (Dz.U. nr 204 poz. 1728) [13].

Obecność bromków w wodach poddawanych uzdatnianiu (ozonowaniu i chlorowaniu) może spowodować utworzenie bromianów, które są związkami kancerogennymi, a także szeregu związków organicznych zawierających brom, które mogą mieć działanie mutagenne [2, 9]. Zawartość bromianów w wodzie przeznaczonej do spożycia nie może przekraczać 0,01mg/L, a suma związków: CHBrCl_2 , CHBr_2Cl , CHBr_3 i CHCl_3 (określana jako THM) nie może przekraczać 0,1 mg/L [14].

Utlenianie bromków do bromianów jest procesem kilkustopniowym. Bromki ulegają utlenieniu do jonów podbromowych (BrO^-), bromowych (BrO_2^-) i w końcu do bromianów (BrO_3^-). W wyniku ustalającej się równowagi kwasowo-zasadowej podbrominy (BrO^-) mogą przejść do formy niezdysonowanej HOBr , która reaguje z rozpuszczonymi w wodzie związkami organicznymi tworząc połączenia bromoorganiczne [9, 16]. Przeprowadzone modelowanie geochemiczne miało na celu wyliczenie stężenia poszczególnych form bromu z uwzględnieniem form potencjalnie sprzyjających powstawaniu związków kancerogennych. Może stanowić ono element wstępnej charakterystyki nieorganicznych form występowania bromu w wodach podziemnych.

3. Metoda badań

W badaniach hydrogeochemicznych często stosuje się metodę modelowania geochemicznego [1]. Jedną z możliwości modelowania jest

obliczenie ilości i stężenia form migracyjnych składników roztworu wodnego (specjacji – ang. *species*). Do przeprowadzenia obliczeń specjacyjnych (działań umożliwiających wyliczenie stężeń poszczególnych form) konieczna jest znajomość stężeń analitycznych oraz pH i temperatury. Zalecane jest również zbadanie potencjału redoks (Eh) i stężeń rozpuszczonych gazów. Podstawą obliczeń wykonywanych przez program komputerowy są zawarte w bazie danych reakcje tworzenia jonów kompleksowych i cząsteczek niezdisocjowanych, reakcje dysocjacji form, utleniania-redukcji oraz wartości stałych tych reakcji [1, 5].

Obliczenia form migracyjnych bromu w wodach o różnym typie chemicznym i zróżnicowanym zasoleniu wykonano programem PHREEQC w wersji 2.17.4799 [10] przy wykorzystaniu bazy danych termodynamicznych wateq4f, natomiast dla wód o sile jonowej przekraczającej 0,7 także przy wykorzystaniu bazy danych pitzer.

Badania przedstawione w pracy mają charakter wstępny, stąd pewna losowość wyboru wód dla których przeprowadzono modelowanie. Warunkiem koniecznym były dane dotyczące stężenia bromu (oznaczanego w formie jonów bromkowych). Brom w większych ilościach występuje w wodach zasolonych i solankach stąd niemal we wszystkich badanych wodach udział jonu chlorkowego wynosił ponad 20% moliwoli. Przy wyborze istotna była dokładność wykonanych oznaczeń i zakres analiz (wszystkie wody miały oznaczone wartości pH, a braki dotyczące oznaczenia potencjału redox (Eh) i temperatury dotyczyły pojedynczych przypadków). Dokładność wykonanych oznaczeń określono na podstawie wyliczonego błędu analiz, który nie przekraczał dopuszczalnej wartości (kilku %). Niepewność oznaczeń jonów bromkowych wynosiła 15%.

4. Charakterystyka wód, dla których przeprowadzono modelowanie geochemiczne

Podstawą obliczeń były analizy wód o różnym zasoleniu. Wykorzystano własne badania zasolonych wód infiltracyjnych dopływających do złoża soli Wieliczka, ale również przykładowe analizy wód podziemnych o zróżnicowanej zawartości bromków z terenu Polski, a także analizy wód złożowych z USA [4]. Informacje o chemizmie zostały zebrane z danych publikowanych [3, 4, 8, 11, 12, 18]. Charakterystykę wód, dla których przeprowadzono modelowanie na podstawie badań własnych

zamieszczono w tabeli 1. Charakterystykę wód dla których wykonano modelowanie na podstawie opublikowanych analiz zebranych przez autorkę przedstawiono w tabelach 2, 3 i 4. W badaniach uwzględniono również modelowanie geochemiczne odcieków składowisk odpadów rejonu południowej Polski przeprowadzone wg analiz chemicznych zamieszczonych w pracy [7] (tab. 4). Zbiór badawczy, którego wyniki były analizowane i przedstawione na wykresach obejmował 33 wody. Należy zaznaczyć, że badania modelowe były przeprowadzone dla większej liczby analiz wód, w przypadku kiedy wynikiem modelowania była tylko jedna forma (Br^-) wody te nie znalazły się w zbiorze badawczym.

Tabela 1. Charakterystyka wód infiltracyjnych dopływających do Kopalni Soli Wieliczka

Table 1. Characteristics of infiltration waters of Wieliczka Salt Mine

nr	Typ wody	pH	PEW mS/cm	Cl [mg/L]	Br [mg/L]	Siła jonowa
1	SO ₄ -Cl-Ca	7,86	1,84	92,19	0,05	3,51E-02
2	Cl-HCO ₃ -Na	7,60	1,97	290,75	0,08	2,54E-02
3	Cl-HCO ₃ -Na-Ca	7,10	2,59	434,35	0,16	3,04E-02
4	Cl-HCO ₃ -Na	8,15	6,04	1400,55	0,20	5,86E-02
5	Cl-SO ₄ -Ca-Na	7,23	7,56	1985,59	0,27	1,08E-01
6	Cl-Na	7,25	13,00	3191,13	2,70	1,75E-01
7	Cl-Na	6,74	88,30	35102,43	15,70	1,05
8	Cl-Na	7,48	92,00	37229,85	26,60	1,08
9	Cl-Na	7,05	203,00	111355,00	71,90	2,92
10	Cl-Na	6,87	222,00	131900,00	44,00	3,28
11	Cl-Na	7,00	231,00	185440,10	135,90	4,18

PEW – przewodność elektrolityczna właściwa

Tabela 2. Charakterystyka solanek wg analiz z pracy: [4]

Table 2. Characteristics of brines according to analyses from [4]

Nr	Typ wody	pH	PEW mS/cm	Cl [mg/L]	Br [mg/L]	siła jonowa
82-01	Cl-Na-Ca	6,2	190	122000	1170,0	3,50
82-02	Cl-Na-Ca	6,6	192	123000	1180,0	3,57
82-12	Cl-Na-Ca	7,3	195	6780	94,0	2,65e-01
82-27	Cl-Na-Ca	6,3	195	159000	2240,0	4,49
82-07	Cl-Na-Ca	6,2	204	181000	1250,0	4,83
82-39	Cl-Na-Ca	5,65	211	174000	1010,0	4,71

Tabela 3. Charakterystyka przykładowych wód podziemnych Polski wg analiz z prac: [3, 8, 11, 12, 18]

Table 3. Characteristics of sample Polish groundwaters according do analyses from: [3, 8, 11, 12, 18]

Nr	Typ wody	pH	PEW mS/cm	Cl [mg/L]	Br [mg/l]	Siła jonowa
12	HCO ₃ -Na	7,14	0,433	7,0	0,12	7,89e-03
13	HCO ₃ -Na	7,36	0,575	53,99	0,05	1,08e-02
14	HCO ₃ -Cl-SO ₄ -Ca	7,14	0,634	76,40	0,10	9,59e-03
15	Cl-HCO ₃ -Na	7,25	0,716	106,00	0,16	1,03e-02
16	Cl-HCO ₃ -Na	7,32	0,849	139,00	0,25	1,09e-02
17	Cl-HCO ₃ -Na	7,72	1,940	391,00	0,85	2,34e-02
18	SO ₄ -Ca-Mg	6,97	3,9	15,5	0,50	4,48e-02
19.	Cl-HCO ₃ -Na	6,9	5,39	1099,17	3,12	4,85e-02
20	HCO ₃ -Cl-Na	7,37	7,02	904,15	3,52	7,60e-02
21	Cl-HCO ₃ -Na	7,12	8,18	1577,94	5,12	8,37e-02
22	HCO ₃ -Cl-Na	7,56	10,05	1790,58	4,86	1,07e-01
23	Cl-Na	7,95	25,758	20400	32,50	6,06e-01
24	Cl-Na	7,1	42,3	13527,49	39,50	4,49e-01

Tabela 4. Charakterystyka odcieków składowisk odpadów wg analiz z pracy [7]

Table 4. Characteristics of landfill leachate according to analyses from [7]

Nr	Typ chemiczny	pH	PEW mS/cm	Cl [mg/L]	Br [mg/L]	Siła jonowa
25-U	HCO ₃ -Cl-Na-K	8,12	24,52	2478	7,53	1,55e-01
26-D	Cl-HCO ₃ -Na	8,18	9,87	1579	2,39	8,06e-02
27-B	Cl-HCO ₃ -Na	8,28	11,43	2130	9,30	1,20e-01

5. Formy występowania bromu na podstawie modelowania geochemicznego

Na podstawie danych dotyczących analitycznie oznaczonych stężeń poszczególnych składników wód, wartości pH i temperatury program oblicza siłę jonową roztworu, następnie współczynniki aktywności i aktywności podstawowych jonów i składników roztworu. Na tej podstawie obliczane są aktywności i stężenia molowe związków kompleksowych. Przykładowe obliczone dane dotyczące form bromu, ich procentowego udziału oraz aktywności przedstawiono w tabeli 5 i 6.

Tabela 5. Wyniki obliczeń modelowania specjacyjnego bromu dla wody nr 1 (tabela 1)**Table 5.** The results of bromine speciation modeling for water no 1 (table1)

Forma (specjacja)	Molalność (mol/kgH ₂ O)	Procent stężenia całkowitego	aktywność
Br ⁻	1,756e-007	99,98	4,810e-007
NaBr	6,083e-011	1,06e-02	6,083e-011
KBr	6,188e-013	1,07e-04	6,188e-013
ZnBr ⁺	3,911e-015	6,79e-07	3,297e-015
ZnBr ₂	6,132e-022	1,07e-13	6,132e-022
ZnBr ₃ ⁻	5,567e-029	9,67e-21	4,693e-029
HBrO	1,791e-039	3,11e-31	1,791e-039
BrO ⁻	6,285e-040	1,09e-31	5,299e-040

Tabela 6. Wyniki obliczeń modelowania specjacyjnego bromu dla wody nr 11 (tabela 1)**Table 6.** The results of bromine speciation modeling for water no 11 (table 1)

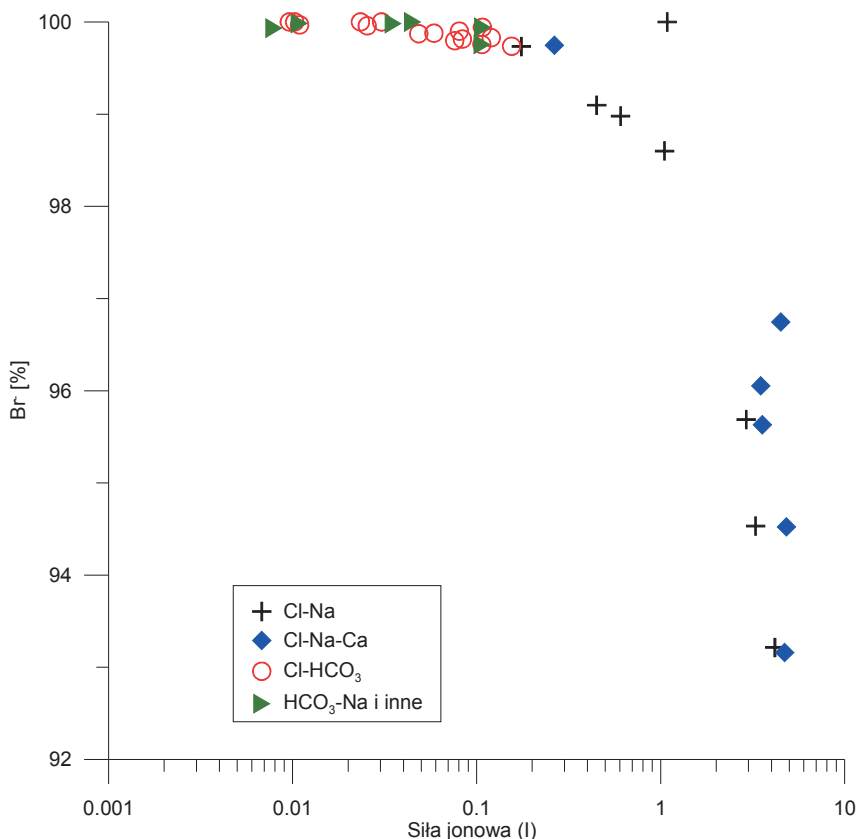
Forma (specjacja)	Molalność (mol/kgH ₂ O)	Procent stężenia całkowitego	aktywność
Br ⁻	1,745e-003	93,20	1,158e-003
NaBr	1,271e-004	7,28	1,271e-004
KBr	1,452e-007	7,76e-03	1,452e-007
ZnBr ⁺	3,764e-012	2,01E-07	2,882e-012
ZnBr ₂	1,290e-015	6,89E-11	1,290e-015
ZnBr ₃ ⁻	3,104e-019	5,57E-17	2,376e-019
Br ₂	4,349e-040	2,32E-35	4,349e-040
HBrO	1,013e-038	5,41E-34	1,013e-038
BrO ⁻	5,402e-040	2,89E-35	4,136e-040

Formy występowania bromu były analizowane w aspekcie zasolenia i typu chemicznego wód. Na rysunkach wyróżniono cztery grupy wód, wody dwujonowe o typie Cl-Na (tabela 1 i 3), trzyjonowe o typie Cl-Na-Ca (tabela 2), Cl-HCO₃ i HCO₃-Na i inne (tabela 1, 3, 4). Wody oznaczone jako Cl-HCO₃ stanowiły grupę dwu, trzy i czterojonowych wód, o udziale jonów Cl i HCO₃ powyżej 20% miliwali (tabela 1, 3, 5). W grupie określanej jako „HCO₃-Na i inne” znalazły się pozostałe wody (tabela 1, 3). Zależności między procentowym udziałem poszczególnych form a siłą jonową, oznaczonymi analitycznie ilościami chlorków, bromków i pH były analizowane statystycznie i zostały przedstawione na ry-

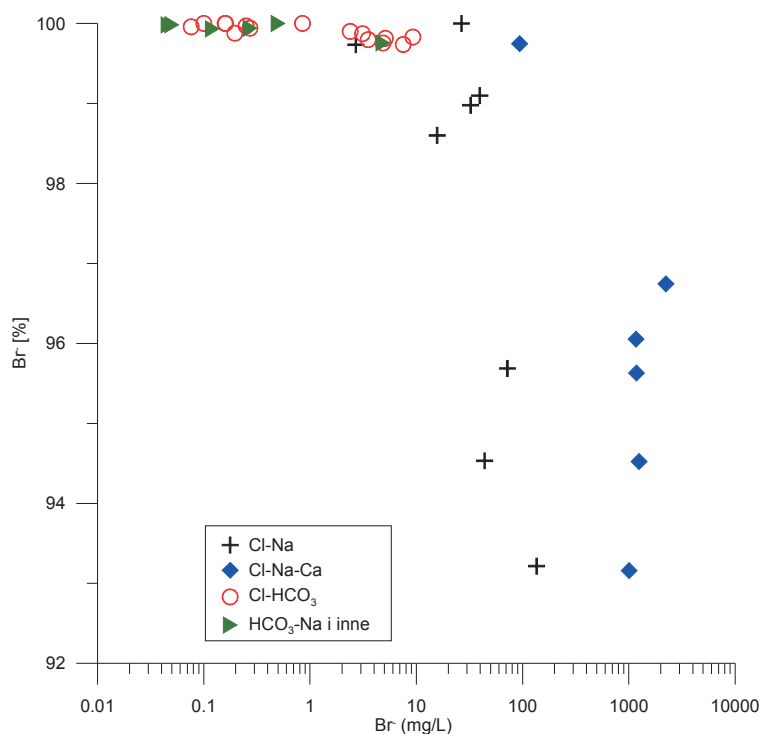
sunkach (1–8). Z uwagi na rozpiętość części danych wynoszącą kilka rzędów wielkości w niektórych przypadkach zastosowano skalę logarytmiczną.

Podstawową formą występowania bromu jest Br^- . W wodach o niskiej sile jonowej (rys. 1) i przy oznaczonym analitycznie stężeniu bromków poniżej 10 mg/L (rys. 2), i chlorków poniżej 1000 mg/L (rys. 3) stanowi ona niemal 100%. Udział tej formy nieznacznie maleje wraz ze wzrostem siły jonowej, zasoleniem i ilością oznaczonych analitycznie bromków.

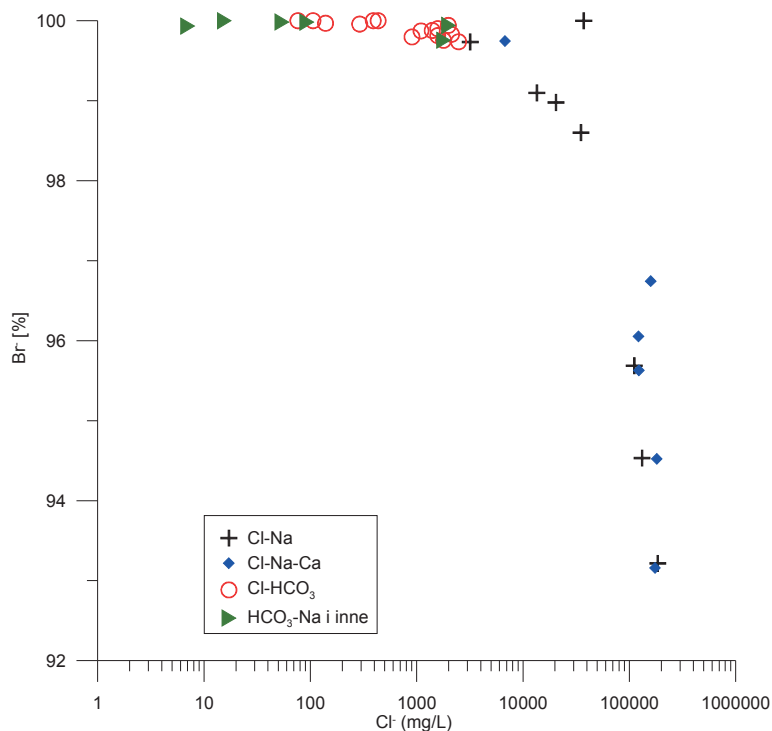
Zależność między procentową zawartością formy Br^- i wymienionymi wyżej danymi potwierdzają istotne statystycznie współczynniki korelacji, współczynnik korelacji liniowej Pearsona wynosi dla Cl^- (-0,97), dla siły jonowej (-0,95), dla oznaczonego stężenia Br^- (-0,60) współczynnik krytyczny $r_k = 0,34$. (przy stopniach swobody $n-2 = 31$, oraz poziomie istotności $\alpha = 0,05$) [15].



Rys. 1. Procentowy udział formy Br^- na tle siły jonowej wód
Fig. 1. Percentage of Br^- against the ionic strength of the water



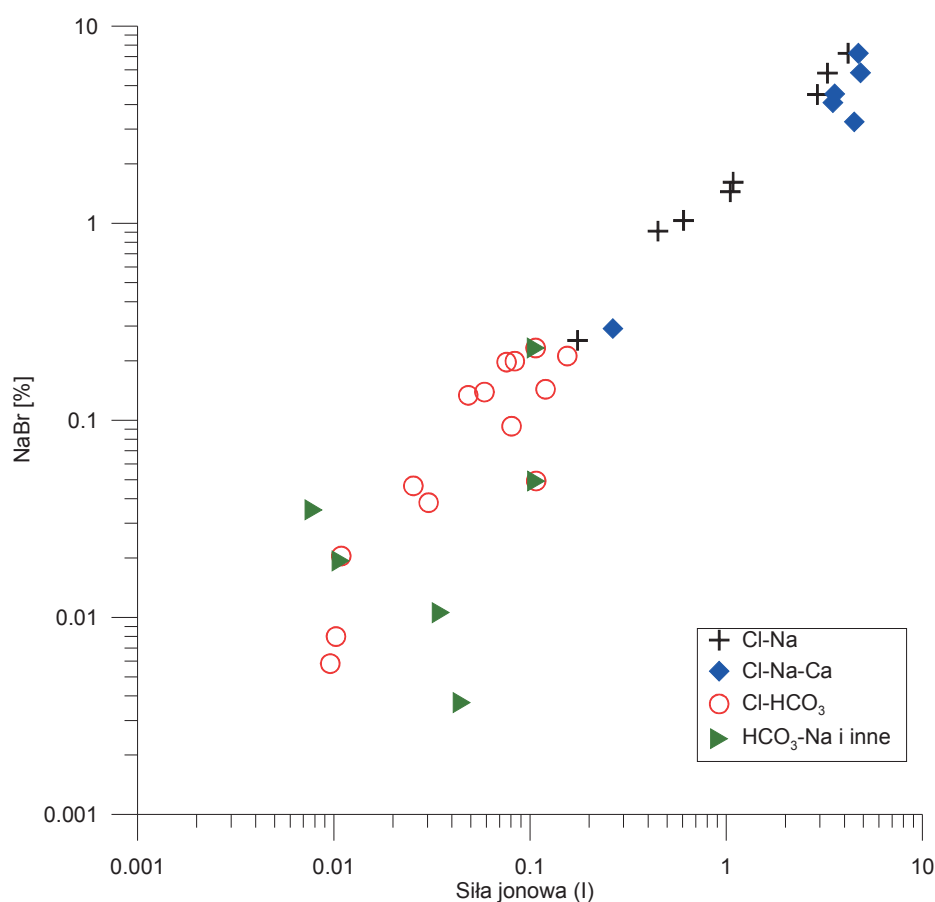
Rys. 2. Procentowy udział formy Br^- na tle zawartości bromków
Fig. 2. Percentage of Br^- against contents of bromide



Rys. 3. Procentowy udział formy Br^- na tle zawartości chlorków
Fig. 3. Percentage of Br^- against contents of chloride

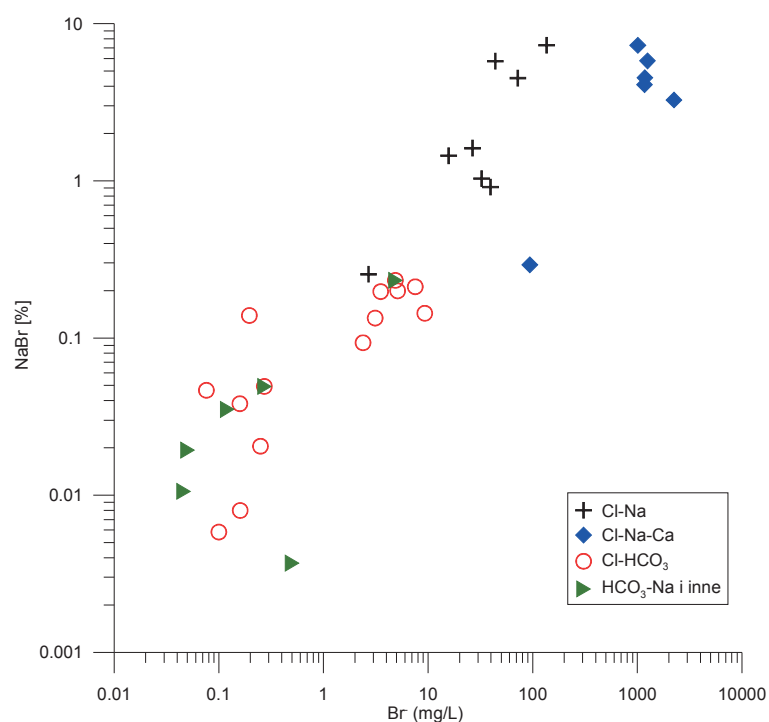
Drugą pod względem ilości formą występowania bromu w roztworze jest NaBr, którego udział może dochodzić do kilku procent i jest wprost proporcjonalny do siły jonowej (rys. 4) i także stężenia analitycznie oznaczonych bromków (rys. 5) i chlorków (rys. 6). Zależności te potwierdzają istotne statystycznie współczynniki korelacji liniowej dla Cl – $r = 0,97$, dla I = $0,96$ dla $\text{Br}^- = 0,58$.

Udział formy KBr nie przekracza 0,1% i jest niezależny od siły jonowej (rys.7) oraz zawartości bromków i chlorków.

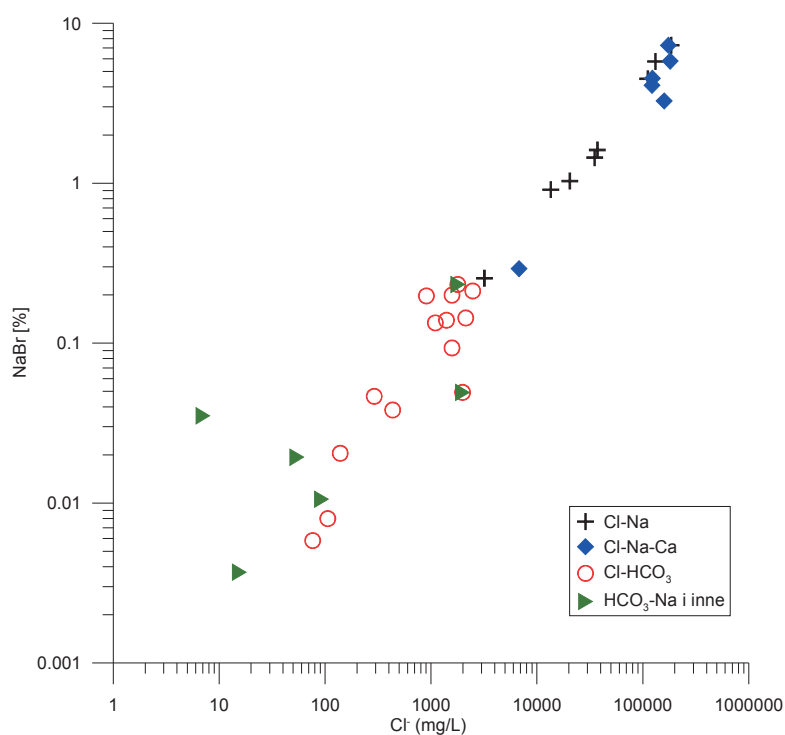


Rys. 4. Procentowy udział formy NaBr na tle siły jonowej wód

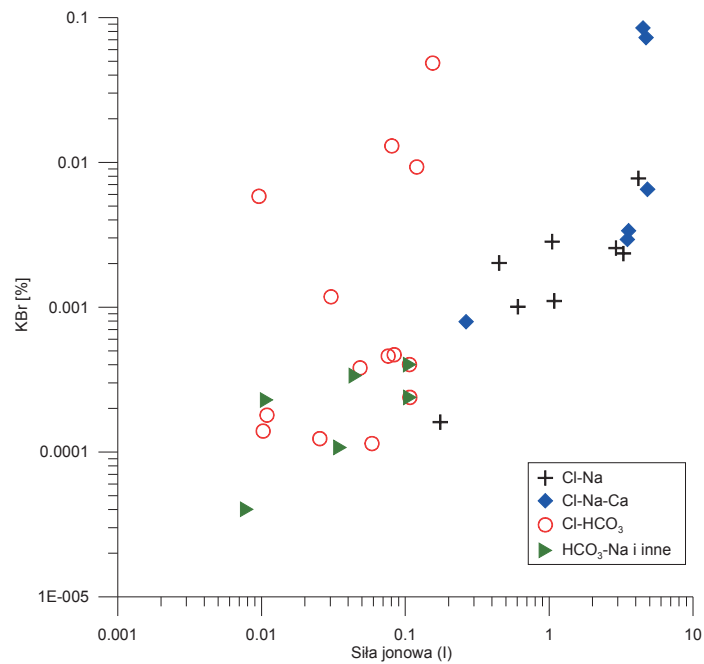
Fig. 4. Percentage of NaBr against the ionic strength of the water



Rys. 5. Procentowy udział formy NaBr na tle różnej zawartości bromków
Fig. 5. Percentage of NaBr against different contents of bromide

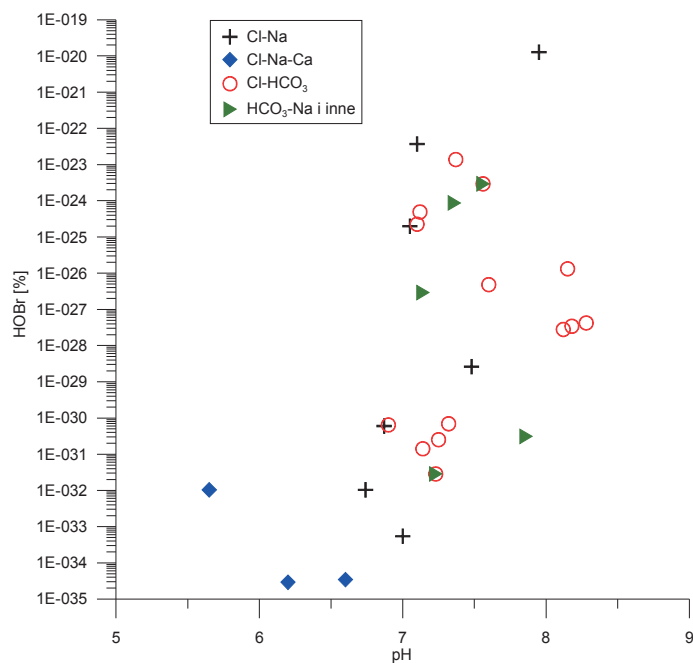


Rys. 6. Procentowy udział formy NaBr na tle wód o różnej zawartości chlorków
Fig. 6. Percentage of NaBr against different contents of chloride

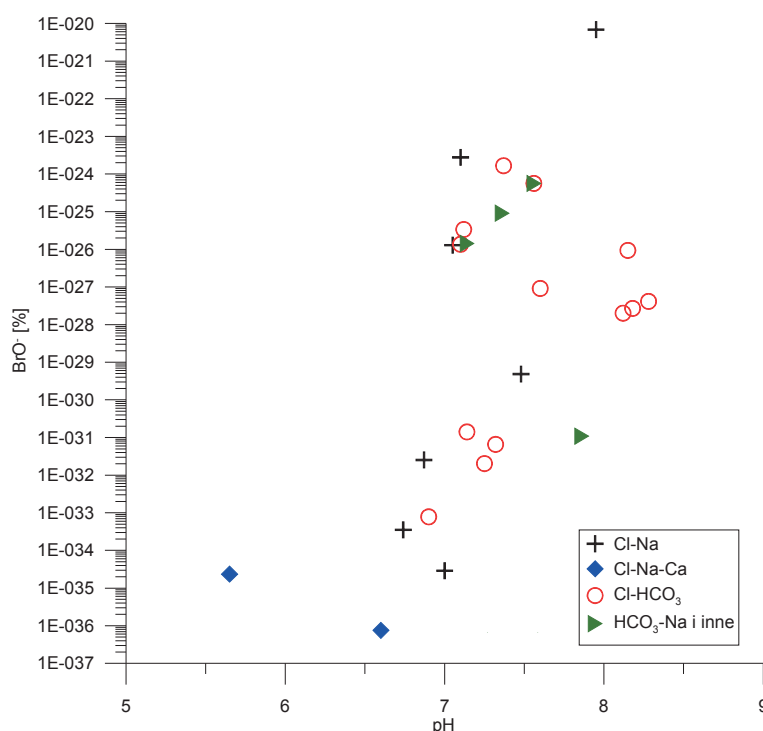


Rys. 7. Procentowy udział formy KBr na tle siły jonowej wód
Fig. 7. Percentage of KBr against the ionic strength of the water

Udział form HBrO i BrO⁻ jest znikomy i można zauważyć słabą zależność od pH nie potwierdzoną statystycznie (rys. 8 i 9)



Rys. 8. Procentowy udział formy HBrO na tle pH wód
Fig. 8. Percentage of HBrO against the pH of the water



Rys. 9. Procentowy udział formy BrO^- na tle pH wód
Fig. 9. Percentage of BrO^- against the pH of the water

6. Dyskusja wyników

Przy interpretacji wyników modelowania geochemicznego należy brać pod uwagę kilka czynników, które decydują o ostrożności wnioskowania. Obliczenia termodynamiczne będące podstawą modelowania geochemicznego nie odnoszą się do rzeczywistego systemu lecz do jego termodynamicznego odwzorowania. Różnice między systemem rzeczywistym a modelowym wynikają z ograniczonego zbioru danych w tym różnej ilości i jakości parametrów chemicznych [5].

Podstawą pracy był niejednorodny zbiór danych. Zakres oznaczeń analitycznych nie był jednakowy dla wszystkich analizowanych wód. W wyniku modelowania uzyskano zróżnicowany jakościowo zbiór form potencjalnego występowania. Omówiono formy bromu powtarzające się w badanych wodach. Należy jednak zaznaczyć, że w przypadku bardzo szerokiego zbioru występujących i oznaczonych składników wód mogą tworzyć się inne formy bromu np. NiBr^+ , CdBr^+ , PbBr^+ itp. W badanych wodach dotyczyło to pojedynczych analiz, a stężenie tych form było znikome, (mniejsze niż ZnBr^+ , ale większe niż BrO^- i HBrO). W dyskusji

i badaniu zależności między parametrami pominięto dane dotyczące wyników modelowania, dla których otrzymano tylko jedną formę występowania bromu (jon Br^-).

Na podstawie wyników specjacji bromu uzyskanych za pomocą modelowania geochemicznego można stwierdzić, że główną formą występowania bromu jest jon Br^- , którego udział wynosi powyżej 93% wśród wszystkich specjacji. Maksymalny udział drugiej w kolejności występowania w badanych wodach formy NaBr przekroczył 7%. Należy jednak zaznaczyć, że nie jest to forma zawsze występującą w roztworach wodnych, o czym świadczą wyniki modelowania przeprowadzonego dla wód, które nie znalazły się w tabelach (1–4), a także przedstawione w pracy [17]. Niewielki udział formy NaBr rośnie wraz z siłą jonową roztworu wodnego. Pozostałe formy, w których brom występuje jako anion stanowią ułamkowe części procenta, podobnie jak specjacje bromu, w których występuje on na innych stopniach utlenienia. Nie stwierdzono występowania bromianów BrO_3^- natomiast procentowy udział niezdisocjowanej formy HBrO nie przekroczył $1\text{E}-19$, ilościowo jest to około $5,4\text{E}-21$ mg/L.

Przeprowadzone modelowanie geochemiczne potwierdziło powszechność występowania bromu w roztworach wodnych w formie jonowej (bromków).

Praca wykonana w ramach badań statutowych nr 11.11.190.555

Literatura

1. **Appelo C.A.J., Postma D.:** *Geochemistry, Groundwater and Pollution*nd. A.A. Balkema Publisher. London p.649. 2005.
2. **Biń A.:** *Zastosowanie ozonowania oraz procesów pogłębionego utleniania do uzdatniania wody pitnej i oczyszczania ścieków w Polsce*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 1, 7–25 (1999).
3. **Chowaniec J.:** *Studium hydrogeologii zachodniej części Karpat polskich*. Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego Hydrogeologia z.VIII, 434, 1–98 (2009).
4. **Dresel P., Rose A.:** *Chemistry and origin of oil and gas well brines in western Pennsylvania*. Open-File Report OFOG 10–01.0, 2010 dostępny w internecie: http://www.dcnr.state.pa.us/topogeo/pub/openfile/pdfs/ofog10_01.pdf.

5. **Dobrzyński D.:** *Modelowanie geochemiczne wód podziemnych.* w Macioszczyk A. *Podstawy hydrogeologii stosowanej.* Wydawnictwo PWN Warszawa, 280–304 (2006).
6. **Kabata-Pendias, A., Pendias, H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych.* Wyd. Naukowe PWN. Warszawa, p. 398 (1999).
7. **Klojzy-Karczmarczyk B., Mazurek J., Czajka K.:** *Jakość odcieków a wybór charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń wód wokół składowisk odpadów komunalnych.* Współczesne problemy hydrogeologii. Tom XI, cz. 2, 423–426 (2003).
8. **Motyka J., Porwisz B., Rajchel L., Zuber A.:** *Wody mineralne Krzeszowic.* Współczesne problemy hydrogeologii. T XI, cz.1. Gdańsk, 129–135 (2003).
9. **Nawrocki J.:** *Uzdatnianie wody. Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne cz.1.* Wydawnictwo Naukowe PWN. s. 422 (2010).
10. **Parkhurst D.L., Appelo C.A.J.:** *User's guide to PHREEQC (Version 2) a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations.* Water-Resources Investigations Report 99–4259 (1999).
11. **Porowski A.:** *Origin of mineralized waters in the Central Carpathian Synclinorium, SE Poland.* *Studia Geologica Polonica.* v. 125, Kraków, 5–67 (2006).
12. **Rasała M., Krawiec A.:** *Zmiany chemizmu i geneza wód leczniczych Kamienia Pomorskiego.* *Biuletyn PIG.* 561–572 (2011).
13. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 w sprawie wymagań jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia (Dz.U.Nr 204 Poz.1728).*
14. *Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. Nr 61 Poz. 417) z późniejszymi zmianami Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 (Dz.U.nr 72 poz.4660).*
15. **Sobczyk M.:** *Statystyka.* Wyd. PWN, W-wa, s. 328 (1997).
16. **Wąsowski J., Zdunek A.:** *Potencjał tworzenia bromianów podczas ozonowania wody infiltracyjnej ujmowanej z rzeki Wisły.* *Gaz, Woda i Technika Sanitarna,* 33–37 (2010).
17. **Witczak S., Świąder A.:** *Analiza składników swoistych wód siarczkowych Buska-Zdroju.* *Wody siarczkowe w rejonie Buska-Zdroju.* XYZ Kielce, 245–266 (2010).
18. *Wyniki badań krajowego monitoring wód podziemnych województwa lubuskiego 2011 r* dostępne w internecie: <http://www.zgora.pios.gov.pl/wios/-wody-podziemne/52-wyniki-badan-wod-podziemnych/392-ocena-jakosci-wod-podziemnych-woj-lubuskiego-w-2011-r.html>

The Study of Bromine Speciation in Water of Varying Salinity, Based on Geochemical Modeling

Abstract

Chemical analyses usually present the overall concentration of the test element or ion in its most common form. Geochemical modeling allows the calculation of the distribution and concentrations of aqueous species, based on the results of chemical analysis and physical – chemical measurements.

The initial characterization of inorganic forms of bromine in groundwater was based on the undertaken geochemical modeling. The studies considered waters of varying mineralization, including varying contents of bromine. Fresh water contains small quantities of bromine. The average content of bromine in surface water and active exchange zone groundwater generally does not exceed 0,2 mg/L. The mineralized waters and also some specific therapeutic waters, thermal waters and brines, may contain bromides in amounts greater than in ordinary groundwater. During water treatment processes, the oxidation of bromide can cause the formation of carcinogenic bromate and organic bromine compounds, also mutagenic.

The distribution of bromine species in waters of different chemical type and of varied salinity, has been calculated using the program PHREEQC (Parkhurst, Apello 1999). The author used her own research of infiltration of saline water flowing into the Wieliczka salt deposits and also the results of sample analyses of waters with different contents of bromide, both in Poland and the U.S. The study also includes analyses of leachate from three different landfills in the south of Poland. Chemical characteristics were collected from author's own research as well as published data. There were 33 analyses of waters of different chemical characteristic, most of them saline (with chloride ion content larger than 20% miliequivalent). Bromine species were analyzed in terms of salinity and chemical type of water. The calculations also take into consideration the species of bromine which are potentially conducive to the formation of carcinogenic compounds. The quantitative relationship between speciation content and ionic strength, chlorides, bromides and pH was analyzed statistically and presented in the figures.

Based on the results of calculations of bromine speciation resulting from geochemical modeling, it can be stated that the main form of bromine occurrence is bromide ion, which accounts for more than 93% of all speculations. In the waters of low ionic strength, it is typically up to 100%. The maximum content of NaBr in the studied waters exceeds 7%. It should be noted that bromide ion is not always present in aqueous solutions. The content of NaBr

increases with the ionic strength of the aqueous solution. Other bromine speciations account for only a fraction of a percent. There was no occurrence of bromate BrO_3^- and the percentage of undissociated forms (HBrO) did not exceed the value of $1\text{E-}19$, which is about $5.4\ \text{E-}21\ \text{mg/L}$. Geochemical modeling carried out confirmed the prevalence of bromine in aqueous solution in ionic form (bromide).



Usuwanie związków ropopochodnych z wody

Janina Piekutin
Politechnika Białostocka

1. Wstęp

Skażenie środowiska glebowego i wodnego związkami organicznymi typu: ropą naftową, substancje ropopochodne, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne czy też pestycydy [5, 8, 13] wynikające z działalności człowieka staje się w świecie coraz większym problemem. Przenikanie wylanej ropy i benzyny przez grunt i ich migracja następuje zarówno w układzie poziomym jak i pionowym i jest 6 do 10 razy szybsza od migracji wody [16]. Stanowi to realne zagrożenie dla wód, które w wielu sytuacjach są ujęciami wody pitnej. Przybiera ono różnorodne formy i obejmuje przede wszystkim rejony największych skupisk przemysłowych, a także rejony na których odbywa się działalność o dużym nasileniu (np. transport). Przedostawanie się niedostatecznie oczyszczonych ścieków rafineryjno-petrochemicznych lub innych pochodnych ropy naftowej do gleb i gruntów, otwartych zbiorników wodnych oraz awarie tankowców mogą powodować poważne następstwa, wynikające z silnie toksycznego charakteru tych substancji [5, 15, 16]. Zanieczyszczenie wód i gruntów produktami naftowymi wpływa niekorzystnie na produkcję roślinną, a także stwarza zagrożenie dla ludzi i zwierząt.

W naszym kraju największe zagrożenie dla środowiska naturalnego stanowią różnorodne, przeważnie małe, ale powszechnie występujące źródła emisji związków ropopochodnych do ziemi, wód powierzchniowych i kanalizacji [4]. Górnicza eksploatacja, a także transport, przerób i dystrybucja ropy i jej pochodnych, eksploatacja maszyn rolnictwa i leśnictwa stanowią główne źródła punktowego i obszarowego zanieczyszczenia ziemi i wód podziemnych. W związku z tym, iż ropa naftowa oraz jej

produkty wykazują toksyczność wobec organizmów żywych należy nieustannie monitorować stan środowiska pod względem występowania tych zanieczyszczeń jak i podejmować wszelakie działania mające na celu minimalizację występowania wypadków i awarii związanych z ropą naftową i jej pochodnymi [15].

W przypadku zanieczyszczenia wód gruntowych związkami ropopochodnymi wysoka toksyczność tych substancji w połączeniu z faktem, iż wody te często wykorzystywane są jako źródło wody pitnej, powoduje konieczność podejmowania zdecydowanych działań [8, 12]. Są one związane z eliminacją zagrożenia, jakie niesie za sobą zanieczyszczenie wód gruntowych węglowodorami ropopochodnymi. Mimo podjętych działań substancje ropopochodne pozostają w wodzie powierzchniowej i infiltrują do wody podziemnej.

Zawartość węglowodorów ropopochodnych w wodzie do picia w Polsce nie jest badana, natomiast przy ocenie klas wody podziemnej i powierzchniowej stężenie tych zanieczyszczeń jest monitorowane.

Świadomość przedstawionych pokrótce zagrożeń dla wód powierzchniowych i podziemnych skłania do poszukiwania efektywnych metod oczyszczania wody celem ochrony zdrowia konsumentów i zasobów wód naturalnych. Dobór metody oczyszczania zależy jest od ilości i jakości substancji ropopochodnych występujących w wodzie, przy czym należy wybrać metodę za pomocą której można osiągnąć wysoki stopień oczyszczania [8, 3, 6]. Z przeprowadzonych analiz ekonomicznych [3, 14] wynika, że stripping gazowy, w porównaniu z adsorpcją zanieczyszczeń z fazy ciekłej na granulowanym węglu aktywnym, jest tańszym rozwiązaniem, gdyż nie jest konieczne oczyszczanie gazów odlotowych. W literaturze [3, 9] dotyczącej strippingu gazowego można znaleźć kilka przykładów wykorzystania tego procesu w uzdatnianiu wody:

- usuwanie z wody do picia niepożądanych produktów ubocznych dezynfekcji,
- oczyszczanie wód podziemnych z zanieczyszczeń organicznych – węglowodorów (dotyczy terenów skażonych przez zakłady przemysłowe), stacje paliw.

Celem prezentowanej pracy była ocena zastosowanej wieży strippingowej do usuwania z wody substancji ropopochodnych od C7 do C35 oraz określenie efektywności usunięcia substancji ropopochodnych. Za-

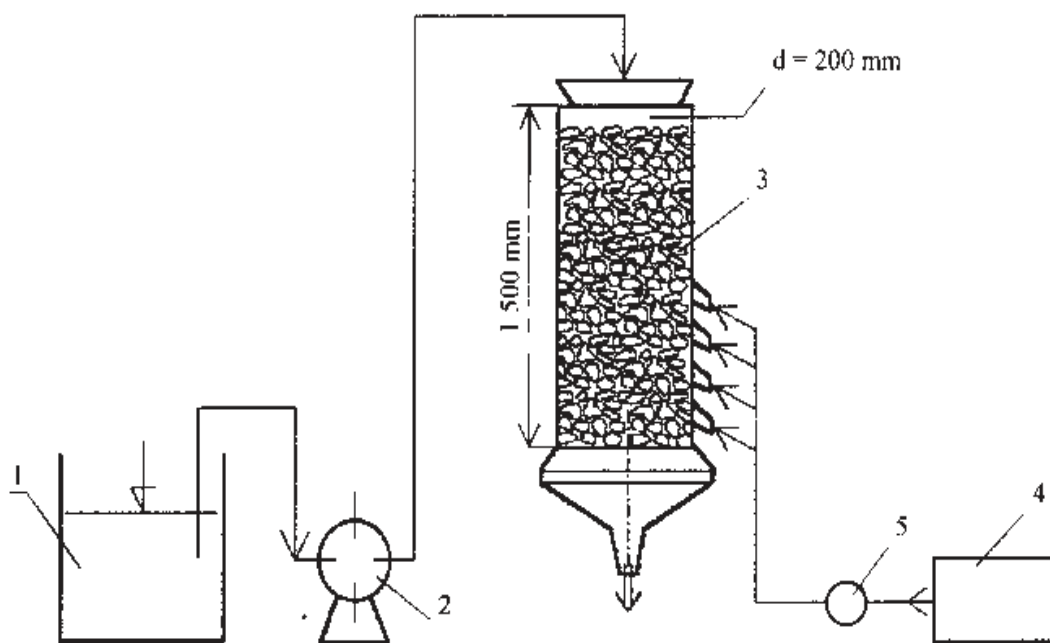
gadnieniem wymagającym rozwiązania na drodze doświadczalnej jest uzyskanie informacji o wpływie warunków pracy układu badawczego (parametrów technologicznych prowadzenia procesu uzdatniania wody) oraz wartości stężeń substancji ropopochodnych w wodzie. Zaprezentowane wyniki w pracy stanowią syntezę badań własnych autorki zrealizowanych w ramach badań własnych.

2. Materiały i metody badań

W prowadzonych badaniach proces usuwania węglowodorów ropopochodnych prowadzono w wieży strippingowej. Zanieczyszczoną wodę wprowadzano od góry, która przepływając przez złożę w kolumnie desorpcyjnej poddawano napowietrzaniu. Kolumna zawiera dyszę rozpylającą na szczycie, przez którą zanieczyszczona woda była wtryskiwana do wnętrza kolumny, wentylatory wywoływały ruch powietrza w kierunku przeciwnym do przepływu wody i osadnik w dnie, w którym zbiera się oczyszczona woda. Badania technologiczne prowadzono przy różnym stężeniu, stałej intensywności napowietrzania i obciążeniu hydraulicznym $1 \text{ [m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h]}$. Wypełnienie wieży stanowiły pierścienie Raschiga w celu zwiększenia efektywności procesów prowadzonych w kolumnie poprzez rozwinięcie powierzchni międzyfazowej obu stykających się mediów [3,9]. W procesie przepływu przez wypełnienie doprowadza się do ciągłego rozbijania kropli wody, co zapewnia znaczne zmniejszenie napięcia powierzchniowego, które jest najmniejsze w czasie ponownego formowania się kropli.

Badania przeprowadzono w czterech seriach. Wodę modelową stanowiła mieszanina wody destylowanej i mieszanki benzyny z olejem napędowym w stosunku 1:3. Wykonana mieszanka wynikała z ilości i rodzaju sprzedanych paliw na rynku krajowym w latach 2008–2010 [17]. Wodę do badań symulowano w czterech różnych stężeniach: $0,132 \text{ }\mu\text{g}/\text{dm}^3$; $0,395 \text{ }\mu\text{g}/\text{dm}^3$; $2,318 \text{ }\mu\text{g}/\text{dm}^3$ i $3,992 \text{ }\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Zadane stężenia badanych węglowodorów reprezentowały wartości węglowodorów ropopochodnych stwierdzane w badanych wodach powierzchniowych [11]. Stężenia węglowodorów były symulowane poprzez dodanie odpowiednio: 1 ml, 2 ml, 3 ml i 4 ml mieszaniny benzyny i oleju napędowego na 1 litr wody. Dodaną mieszankę paliw do wody przed dozowaniem na układ każdorazowo homogenizowano za pomocą wirnikowego homoge-

nizatora w celu uzyskania jednorodnej mieszaniny. Następnie wodę podawano na wieżę strippingową. Podczas procesu desorpcji próbkę wody do badań analitycznych pobierano co 15 minut. Monitorowanym parametrem była zawartość sumy węglowodorów od C7 do C35 i chemiczne zapotrzebowanie tlenu metodą chromianową (ChZT_{Cr}), które oznaczono na spektrofotometrze firmy MERCK.



Rys. 1. Laboratoryjna wieża strippingowa: 1 – zbiornik roztworu wyjściowego, 2 – pompa dozująca oczyszczane ścieki, 3 – model kolumny desorpcyjnej, 4 – sprężarka, 5 – rotametr

Fig. 1. Laboratory stripping tower: 1 – the output solution tank, 2 – metering pump treated sewage, 3 – stripper model, 4 – compressor, 5 – rotameter

Oznaczenia węglowodorów ropopochodnych wykonywano w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska, zgodnie z Polską Normą PN-C-04643 na chromatografie gazowym sprzężonym ze spektrometrem firmy VARIAN o symbolu 4000. Urządzenie wyposażone było w kolumnę VF-5MB o wymiarach 30 m x 0,25 mm x 0,25 μm . Fazę stacjonarną stanowił polidimetylosiloksan z 5% udziałem grup fenolowych.

Parametry chromatografu jaki został wykorzystany do prowadzenia analizy zamieszczono w tabeli 1.

Tabela 1. Parametry chromatografu wykorzystanego do analizy
Table 1. Parameters of chromatograph used for analysis

Parametr	Wartość
Objętość dozowanej próbki	1 μl – bez podziału strumienia gazu nośnego
Temperatura dozownika	250°C
Gaz nośny	Hel – czystość 5,0
Przepływ gazu	1 ml/min
Temperatura początkowa pieca	40°C – izoterma 5 min
Narost temperatury	10°C/min
Temperatura końcowa pieca	300°C – izoterma 20 min
Zakres mas	40–400 m/z
Temperatura linii transferowej	230°C
Temperatura źródła jonów	180°C

3. Wyniki i dyskusja wyników

Najwyższe stężenie substancji ropopochodnych (tab. 2) ($3,992 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) znajduje się w wodzie surowej, serii IV po dodanej ilości (4 ml/l) mieszanki benzyny i oleju napędowego (1:3), a najniższe stężenie ($0,132 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) wykazała woda surowa, serii I po dodaniu 1 ml mieszanki na litr wody destylowanej. Stężenia początkowe węglowodorów ropopochodnych w wodzie modelowej nie zwiększało się stopniowo mimo równomiernego zwiększania dodawanej mieszanki paliwowej. Prawdopodobnie wynikało to z czasu homogenizacji i poboru próbki do badań chromatograficznych, ponieważ po pewnym czasie krople paliwa pływały po powierzchni wody, co mogło wpływać na niejednorodność próbki wody.

Sposób zmniejszania się węglowodorów ropopochodnych (tab. 2) w wodzie potwierdza ChZT_{Cr} które charakteryzuje się podobnym trendem redukcji.

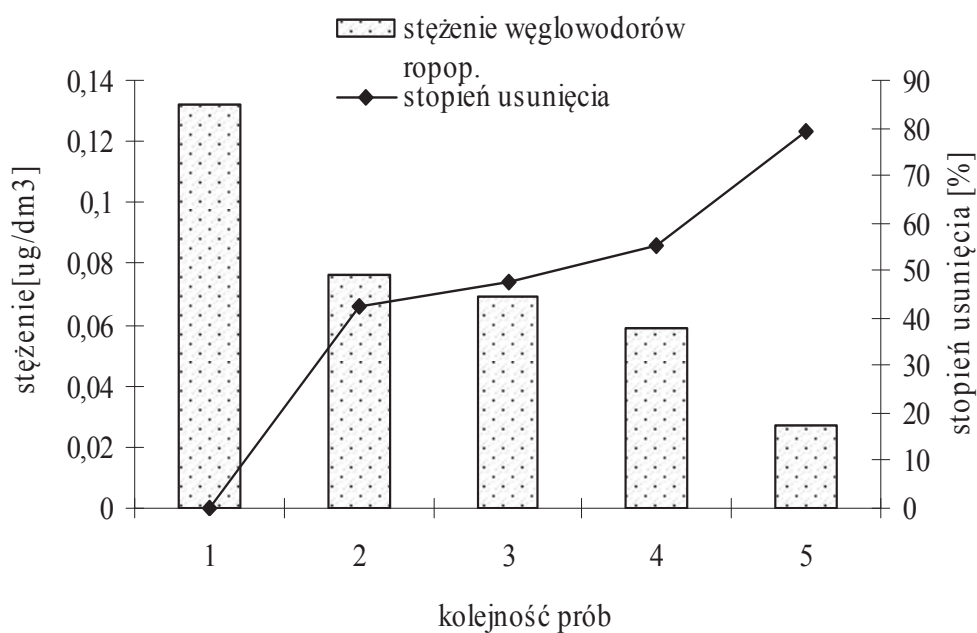
Dynamika usunięcia węglowodorów ropopochodnych w serii I (rys. 2, tab. 2) przy najniższym początkowym stężeniu na wieży desorpcyjnej jest największa po pierwszych 15 min, osiągnięto bowiem 42,4% efekt eliminacji, następnie zwiększa się o około 6% co 15 min przez następne 30 min, uzyskując po 30 min 47%, 45 min 55,3%. Godzinny proces uzdatniania wody na wieży strippingowej pozwolił na zredukowanie zawartości substancji ropopochodnych z wartości $0,132$ do $0,027 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ co

odpowiadało najlepszemu efektowi usunięcia, w tej serii wynoszącemu 79,5% i powodując 20% wzrost w stosunku do poprzedniej wartości.

Tabela 2. Otrzymane stężenia badanych parametrów w czterech seriach

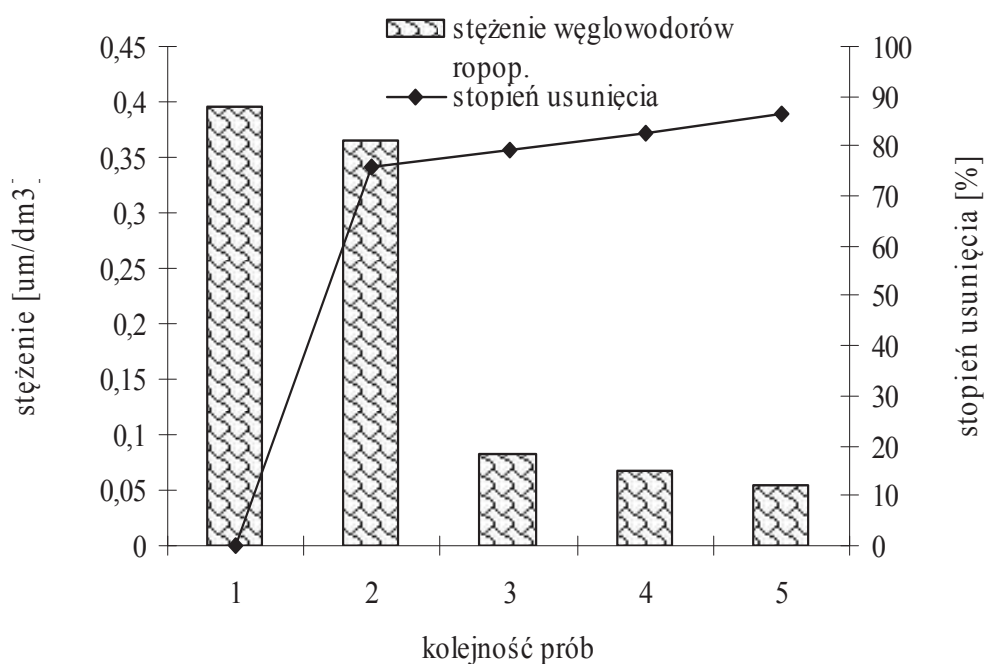
Table 2. Received concentrations of checked parameters in four series

	Czas poboru próbek	Zawartość węglowodorów ropopochodnych (indeks oleju mineralnego) [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]	ChZT _{Cr} [$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$]
I seria	0	0,132	32,2
	15	0,076	28,4
	30	0,069	20,2
	45	0,059	18,4
	60	0,027	16,3
II seria	0	0,395	35,2
	15	0,365	31,2
	30	0,083	23,6
	45	0,068	21,4
	60	0,054	18,6
III seria	0	2,318	55,3
	15	1,676	49,9
	30	1,348	47,5
	45	1,111	42,4
	60	0,978	40,1
IV seria	0	3,992	75,2
	15	1,302	41,4
	30	2,116	65,6
	45	1,455	47,4
	60	1,096	39,5



Rys. 2. Zestawienie wyników otrzymanych podczas badania stopnia usunięcia substancji ropopochodnych na wieży strippingowej (seria I)

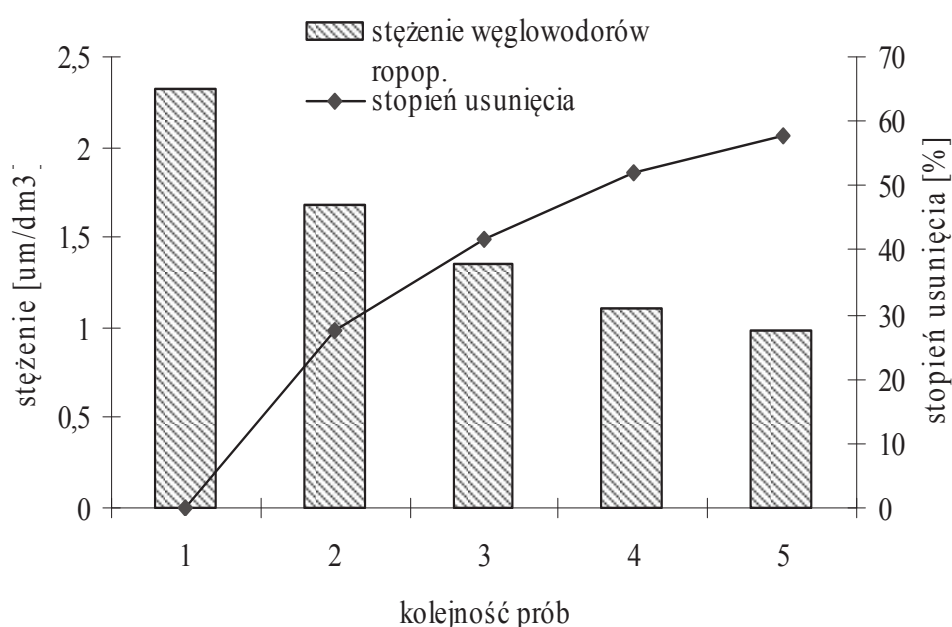
Fig. 2. Comparison of results received while researching the grade of removing petroleum-derived substances on the stripping tower (series I)



Rys. 3. Zestawienie wyników otrzymanych podczas badania stopnia usunięcia substancji ropopochodnych na wieży strippingowej (seria II)

Fig. 3. Comparison of results received while studying the grade of removing petroleum-derived substances on the stripping tower (series II)

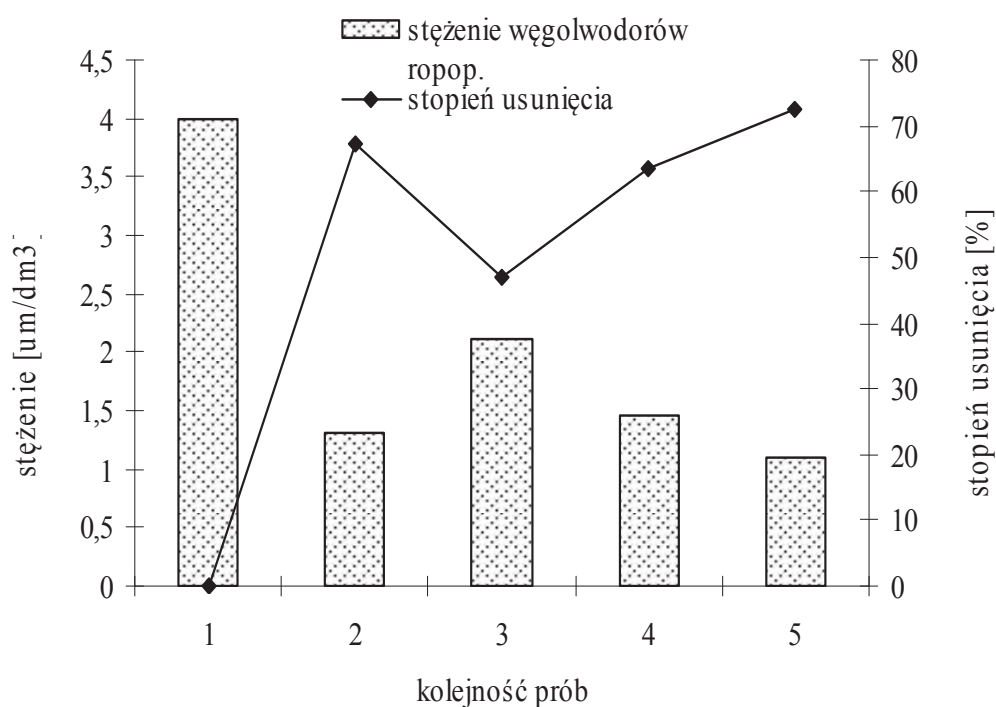
Analizując drugą serię (rys. 3) w której stężenie początkowe zwiększono do $0,365 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ po pierwszych 15 min uległo zmniejszeniu tylko 8%. Po upływie 30 minut zauważamy znaczną eliminację ilości związków ropopochodnych, których zawartość kształtowała się na poziomie $0,083 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, przy czym stopień usunięcia wzrósł do 79%. Kolejne 15 minut procesu strippingu także wpływa pozytywnie na zmniejszenie zawartości tych zanieczyszczeń do wartości $0,068 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ (82,8%), w ostatniej próbce osiągnięto 86,6% stopień usunięcia uzyskując końcowe stężenie $0,054 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. W serii II nie nastąpił na początku procesu tak gwałtowny wzrost jak przy serii I jednak osiągnięto wyższy stopień eliminacji o 7,1%.



Rys. 4. Zestawienie wyników otrzymanych podczas badania stopnia usunięcia substancji ropopochodnych w wieży strippingowej (seria III)

Fig. 4. Comparison of results received while studying the grade of removing petroleum-derived substances on the stripping tower (series III)

W trzeciej serii (rys. 4) stężenie początkowe węglowodorów ropopochodnych jest około sześciokrotnie wyższe niż w drugiej serii. Natomiast efektywność usuwania badanych związków kształtowała się od 27,7% do 57,85%. Biorąc pod uwagę wielokrotność zwiększonego stężenia redukcja węglowodorów ropopochodnych kształtowała się na wysokim poziomie.

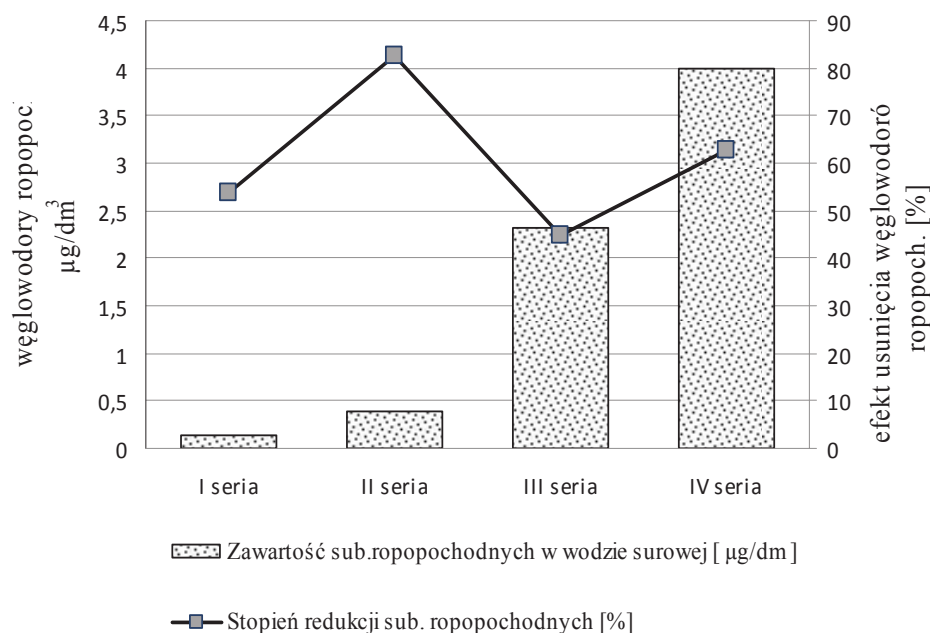


Rys. 5. Zestawienie wyników otrzymanych podczas badania stopnia usunięcia substancji ropopochodnych w wieży strippingowej (seria IV)

Fig. 5. Comparison of results received while studying the grade of removing petroleum-derived substances on the stripping tower (series IV)

W czwartej serii (rys. 5) stężenie początkowe węglowodorów ropopochodnych zostało zwiększone do $3,992 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ i było 30 krotnie większe niż stężenie początkowe w serii I. Po 15 minutach procesu odpędzania stwierdzono znaczną eliminację równą 67,4% osiągając stężenie $1,302 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ węglowodorów ropopochodnych w badanej próbie. Jednak kolejne 15 minut procesu strippingu nie wpływa pozytywnie na zmniejszenie zawartości tych zanieczyszczeń tak jak w poprzednich trzech seriach. Zawartość substancji ropopochodnych po 30 minutach procesu ma tendencję wzrostową, zwiększyła się z wartości $1,302$ do $2,116 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, a stopień usunięcia substancji ropopochodnych po 30 minutach procesu ma tendencję malejącą, gdzie z 67,4% zmniejszył się do 47%. Przyczyną takiego wzrostu zanieczyszczeń ropopochodnych po uprzedniej jej znacznej eliminacji prawdopodobnie był proces koalescencji. Dane literaturowe donoszą [3], iż na hydrodynamikę barbotażu wywierają fizyczne właściwości fazy ciekłej a szczególnie te, które decydują o koalescencji pęcherzy gazu. Woda modelowa (woda destylowana plus mieszanina paliw do samochodów) na bazie której prowadzono badania ma wysokie

właściwości koalescencyjne, co mogło spowodować nagły spadek. Finalny stopień usunięcia w tej serii po upływie 60 minut wynosi $1,096 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ (72,5%).



Rys. 6. Efekt usunięcia po uśrednieniu czterech serii
Fig. 6. The effect of removal after averaging four series

Analizując wszystkie serie stwierdzono, że średni efekt redukcji w serii I, II i IV kształtuje się na poziomie od 53,9 do 82,7%, najniższe efekty osiągnięto w serii III 44,8%. Za zmniejszenie skuteczności usuwania węglowodorów ropopochodnych może odpowiadać zbyt duża prędkość wody, mała prędkość powietrza i niska temperatura badanej wody [7, 18]. Dane literaturowe [2, 3, 8] donoszą o 83–90% efekcie usuwania substancji ropopochodnych z wody. W celu zwiększenia efektywności pracy wieży strippingowej podwyższa się temperaturę wprowadzanego powietrza [4] lub według LaBranche [2] proponowany stosunek wody do powietrza powinien wynosić 1:6 natomiast według Hwanga [7] 1:9. Prowadzone badanie było zaś przy stosunku wody do powietrza 1:5, co prawdopodobnie wpłynęło na skuteczność procesu.

Zastosowanie wieży strippingowej do odpędzania zanieczyszczeń ropopochodnych związana jest z wieloma problemami eksploatacyjnymi i wpływem na środowisko [1]. Duże różnice między wodą, a powietrzem prowadzą do powstania mgieł zawierających substancje ropopochodne,

czego następstwem może być zanieczyszczenie atmosfery lotnymi związkami organicznymi (LZO). W pobliżu wież obserwuje się zwiększone stężenie LZO w powietrzu, które maleje wraz ze wzrostem odległości do niej. W analizowanej technologii, aby uniknąć zanieczyszczenia powietrza lub odzyskać odpędzany składnik często dodatkowo stosuje się węgle aktywne do adsorpcji zanieczyszczeń czy też scrubbery [3, 9, 10]. Stosowanie tego rodzaju urządzeń wymaga jednak analizy ekonomicznej. Użycie wymiennego (jednorazowego) sproszkowanego węgla aktywnego do usuwania nielotnych (i innych wysoko wrzących zanieczyszczeń organicznych) z wody po desorpcji gazowej (*air-stripping*), podniesie jakość wody w stopniu umożliwiającym jej ponowne wykorzystanie lecz w rezultacie nie zwiększy odzysku rozpuszczalnika [15]. Przeprowadzony stripping węglowodorów ropopochodnych z wody do powietrza potwierdza stosunkowo skuteczną metodę umożliwiającą obniżenie ich zawartości do bezpiecznego poziomu. Proces ten może być stosowany w uzdatnianiu wód podziemnych i powierzchniowych przy szerokim zakresie stężeń [1, 2, 3].

4. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

1. Badania wykazały skuteczność usuwania węglowodorów ropopochodnych na badanym modelu. Na zwiększenie efektywności pracy wieży wpłynie prawdopodobnie podwyższenie intensywności napowietrzania.
2. Zmienny sposób skuteczności usuwania badanych związków od stopniowej poprawy efektywności w serii III i natychmiastowego wzrostu redukcji seria II i IV wymaga przeanalizowania badanego procesu pod kątem usuwania rodzaju węglowodorów wchodzących w skład węglowodorów ropopochodnych.
3. Nagły spadek efektywności w serii IV, po 30 min należy przeanalizować pod kątem zjawisko koalescencji.

Praca napisana w ramach S/WBiIŚ/4/2011

Literatura

1. **Gavaskar A., Kim B.C., Rosansky S.H., Say K., Ong S.K., Marchand E.G.:** *Crossflow air stripping and catalytic oxidation of chlorinated hydrocarbons from groundwater*. Environmental Progress, Vol.14, Issue 1, 33–40 (1995).
2. **LaBranche D.F., Collins R.M.:** *Stripping Volatile Organic Compounds and Petroleum Hydrocarbons from Water*. Water Environment Research, Vol. 68, No. 3, pp. 348–358 (1996).
3. **Biń A.K., Machniewski P.:** *Modelowanie desorpcji lotnych zanieczyszczeń organicznych z wody do powietrza*. Ochrona Środowiska 1(68), 21–25 (1998).
4. **Bućko J.:** *Oczyszczanie ścieków w rafinerii ropy Jedlicze*. Inżynieria Ekologiczna, Nr 2, 89–96 (2000).
5. **Graczyk T., Piskorski Ł.:** *Ochrona Środowiska morskiego przed zanieczyszczeniami ropopochodnymi*. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Szczecińskiej, Szczecin, 1996.
6. **Dąbrowski W., Puchlik M.:** *Udział frakcji ChZT w ściekach mleczarskich w oczyszczalni stosującej intensywne usuwanie związków węgla, azotu i fosforu*. Roczn. Ochr. Środ. (Annual Set the Environment Protection), 12, 735–746 (2010).
7. **Hwang Y.L., Keller II G.E., Olson J.D.:** *Steam Stripping for Removal of Organic Pollutants From Water. 1. Stripping Effectiveness and Stripper Design*. Ind. Eng. Chem. Res, 31 (7), 1753–1759 (1992).
8. **Kalata J.:** *Proces koagulacji w usuwaniu wybranych zanieczyszczeń organicznych z roztworów wodnych*. Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, nr 240, Rzeszów, 2004.
9. **Kowal A.L.:** *Odnowa wody: podstawy teoretyczne procesów*. Wyd. II Politechnika Wroclawska, Wrocław, 1997.
10. **Pehlivan M., Beaty N., Dixon T., Ek S., Coffman R.:** *Mtbe and btex stripping during bubblexsm two-phase extraction* Poster Presentation, Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. The Second International Conference, Monterey, 2000.
11. **Piekutin J.:** *Zanieczyszczenie wód produktami naftowymi*. Roczn. Ochr. Środ. (Annual Set the Environment Protection), 13, 1905–1916 (2011).
12. **Plaza G., Ulfing K., Worsztynowicz A., Malina G., Krzemińska B., Brignon L.:** *Respirometry for assessing the biodegradation of petroleum hydrocarbons*. Environmental Technology, Nr 26, 161–169 (2005).
13. **Skoczko I.:** *Analiza wybranych dopływów zanieczyszczających rzekę Biebrzę*. Roczn. Ochr. Środ. (Annual Set the Environment Protection), 6, 245–263 (2004).

14. **Siddiqui M.S., Amy G.L.:** *Factors affecting DBP formation Turing ozone – bromide reactions.* Journal AWWA, 85, 63–72 (1993).
15. **Siuta J.:** *Podstawy biodegradacji ropopochodnych składników w glebach i w odpadach. Technologie odolejania gruntów, odpadów, ścieków.* Wyd. Ekoinżynieria, 119–130 (1997).
16. **Surygała J., Śliwka E.:** *Charakterystyka produktów naftowych w aspekcie oddziaływań środowiskowych.* Chemia i inżynieria ekologiczna, Nr 6 (2–3), 131–145 (1999).
17. **Waśkiewicz J., Radzimirski S., Chłopek Z., Taubert S.:** *Opracowanie metodologii prognozowania zmian aktywności sektora transportu drogowego (w kontekście ustawy o systemie zarządzania emisjami gazów cieplarnianych i innych substancji).* Opracowanie wykonane na zlecenie Ministerstwa Infrastruktury Instytut Transportu Samochodowego, Zakład Badań Ekonomicznych Warszawa, 2011.
18. **Wu F., Wu Sh.:** *Removal of Trihalomethanes From Drinking Water by Air Stripping.* Energy and Environment Technology, ICEET '09. International Conference, 695–698 (2009).

Removal of Petroleum Hydrocarbons from Water

Abstract

Subject of this work was carrying out researches on removal of petroleum derivatives in laboratory stripping tower. In researches model water was used, which was mixture of distilled water and petrol and diesel fuel mix in ratio of 1 to 3, next it was submitted to aeration. Repelling of petroleum derivatives was med in 4 series, starting researches from minimal concentration $0,132 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ to $3,992 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Level of each concentration resulted from concentrations found in underground and superficial water based on researches made by authoress. As a result of stripping process outcomes were between 53,9 and 82,7%, lowest effects were achieved in III series – 44,8%. Observation was made, that during the process petroleum derivatives was removed gradually in III series, meanwhile in other series from the beginning high level of reduction was reached. Carried out stripping of petroleum hydrocarbons from water to air confirms relatively efficient method enabling lowering of their content to safe level. This process can be used to treatment of underground and superficial water with wide range of concentrations.



Próba oceny produktywności ekosystemu w warunkach polowych Wielkopolski

Natalia Kowalska, Bogdan H. Chojnicki
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

Damian Józefczyk
Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań

Marek Urbaniak, Radosław Juszcak
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

Janusz Olejnik
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań
Global Change Research Center, AS CR, v.v.i. Brno, Czechy

1. Wstęp

Oddziaływanie zmieniających się warunków przyrodniczych na produktywność ekosystemów od wielu lat jest tematem zainteresowań naukowców [17, 21, 7, 12, 14]. Na produktywność ekosystemu wpływają m. in. zmiany fizyczne (np. zmiany temperatury powietrza), chemiczne (np. zmiany stężenia gazów cieplarnianych) oraz radiacyjne atmosfery. Można nawet stwierdzić, że produktywność ekosystemów jest w dużym stopniu odzwierciedleniem zmian zachodzących w atmosferze. Dlatego pomiary prowadzone nad różnego typu ekosystemami, w zmiennych warunkach termicznych i radiacyjnych atmosfery są także istotnym elementem badań nad kierunkiem oraz skalą zmian klimatycznych [1, 2, 3]. Obecnie istnieje wiele metod (np. komorowa, metoda kowariancji wirów, metoda profilowa), służących do oceny wielkości procesów wymiany masy i energii między ekosystemami a atmosferą. Najpopularniejszą z nich jest technika kowariancji wirów (ang. Eddy Covariance EC) [2, 6].

Metoda ta, znana jest już od dawna [19]. Współczesny rozwój techniki umożliwił wykorzystanie metody kowariancji wirów nad różnego rodzaju ekosystemami: podmokłym [26, 8], leśnym [4, 5, 26], rolniczym [9] do pomiarów strumieni masy i energii.

Użytki rolne zajmują około 40–50% powierzchni lądu i odgrywają znaczącą rolę w krążeniu węgla w przyrodzie [22, 24]. Trzy główne gazy cieplarniane, których stężenia regulowane są poprzez działalność rolniczą to dwutlenek węgla, metan i podtlenek azotu [23]. Tebrügge and Epperlein [24] uważają, iż rolnictwo jest odpowiedzialne za emisję ok. 10% gazów cieplarnianych Unii Europejskiej. Intensyfikacja produkcji rolniczej jest ważnym czynnikiem wpływającym na emisję gazów cieplarnianych, szczególnie stosunek intensywności uprawy do utraty węgla glebowego (18). Podczas procesu fotosyntezy natomiast, prowadzanego przez rośliny, CO₂ jest pochłaniany z atmosfery a niezebrana biomasa roślinna gromadzona jest w glebie i przyczynia się do sekwestracji węgla [20, 23]. To, czy tereny rolnicze w większym stopniu są pochłaniaczem czy emitentem CO₂ do atmosfery jest uzależnione od wielu czynników, m.in. od typu gleby, uprawianych roślin, techniki uprawy oraz warunków klimatycznych [10, 24]. Dlatego właśnie tereny użytkowane rolniczo z punktu widzenia bilansu węgla są tak interesującymi obszarami dla naukowców.

W Polsce tereny rolnicze zajmują około 60% powierzchni kraju. Tym bardziej dokładne zrozumienie procesów wymiany masy i energii między tego rodzaju obszarami a atmosferą w kontekście zmian klimatycznych odgrywa ważną rolę. W niniejszej pracy metoda kowariancji wirów wykorzystana była do oszacowania produktywności, tj. wielkości wymiany ekosystemu netto (ang. net ecosystem exchange NEE). Wymiana ekosystemu netto to ilość CO₂ pochłoniętego przez rośliny w procesie fotosyntezy pomniejszona o ilość CO₂ wyemitowanego do atmosfery (w wyniku oddychania ekosystemu) [11, 13, 15]. Wartość NEE rozpatrywana jest z perspektywy atmosfery, dlatego przyjmuje ona wartości ujemne, gdy przeważa absorpcja dwutlenku węgla przez ekosystem, a dodatnie, gdy dominuje emisja tego gazu do atmosfery. W niniejszej pracy badano produktywność pola kukurydzy w wybranym okresie wegetacyjnym. Za pomocą równań Smitha, Michaelisa-Mentena oraz Michaelisa [22, 23, 17] obliczono wymianę netto ekosystemu (NEE) między polem kukurydzy a atmosferą, oraz podjęto próbę odpowiedzi na

pytanie: jak zmiana warunków termicznych i radiacyjnych wpływa na produktywność badanego pola kukurydzy.

2. Czas i miejsce badań

Pomiary przeprowadzono w sezonie wegetacyjnym nad polem kukurydzy (o powierzchni około 50 ha) w okresie od 02 do 25.08.2002 roku, w pobliżu wsi Chlewiska, położonej w gminie Kaźmierz w powiecie szamotulskim, leżącej w odległości około 30 km na północny zachód od Poznania. W okresie pomiarowym kukurydza miała od 2 do 2,5 metra wysokości i była dość dobrze rozwinięta (współczynnik ulistwienia LAI = 2,23). Podczas pomiarów rośliny nie przyrastały na wysokość, a łan był w fazie budowania ziarna. Czujniki pomiarowe umieszczono na wysokości 1,5 m nad powierzchnią roślin (rys. 1.).



Rys. 1. System pomiarowy zainstalowany 1,5 metra nad powierzchnią łanu kukurydzy

Fig. 1. Measuring system installed 1.5 meter above the corn field canopy

3. Metody

3.1. Metoda kowariancji wirów

Pomiary wymiany netto ekosystemu wykonywane były za pomocą techniki kowariancji wirów. W tym celu wykorzystano anemometr ultradźwiękowy (R3-100, Gill Instruments Ltd., Lymington, UK) i analizator spektrometryczny H₂O/CO₂ LI-7500 (LI-COR Inc., Lincoln, NE,

USA). Technika ta oparta jest o założenie, że podstawą transportu masy i energii w warstwie granicznej atmosfery jest turbulencja. Wymogiem tej metody jest homogeniczność i płaskość obszaru, na którym prowadzi się pomiary. Strumienie masy i energii obliczane są na podstawie pomiarów fluktuacji wartości wektora pionowej składowej prędkości wiatru oraz fluktuacji wybranej wielkości skalarnej, np. temperatury powietrza, stężenia dwutlenku węgla czy pary wodnej [2, 6, 25].

3.2. Metoda opracowania danych

Zastosowanie metody kowariancji wirów ma sens tylko wówczas, gdy atmosfera charakteryzuje się dobrze rozwiniętą turbulencją. Z tego względu, wyznaczono wartość progową $u^* > = 0,15 \text{ m s}^{-1}$, poniżej której uznaje się zastosowanie metody kowariancyjnej za niewłaściwe.

Strumienie netto CO_2 między powierzchnią pola kukurydzy a atmosferą oszacowano przy określonej ilości energii docierającej do ładu w postaci promieniowania słonecznego. Wyodrębniono dzienne dane strumieni CO_2 , przyjmując jako granicę między dniem a nocą wartość promieniowania słonecznego $R_s = 10 \text{ W m}^{-2}$.

30-minutowe średnie wartości strumieni CO_2 i prędkości tarciowej (u^*) obliczono za pomocą oprogramowania Eddy Pro, wersji 2.3.0. (LI-COR Inc., USA).

3.3. Oceny wymiany netto ekosystemu (NEE) wg Smitha, Michaelisa-Mentena i Misterlicha

W celu symulacji wartości wymiany netto ekosystemu (NEE) za pomocą modeli Smitha, Michaelisa-Mentena oraz Misterlicha wykorzystano poniższe równania (1, 2, 3), w których NEE jest zależne od gęstości promieniowania fotosyntetycznie aktywnego (PPFD), produkcji ekosystemu brutto GEP_{opt} oraz wielkości dziennego oddychania ekosystemu (R_{day}). Parametry równań (GEP_{opt} , R_{day} oraz α) wybranych autorów dopasowano na podstawie zgromadzonych danych.

$$\text{NEE} = \frac{-\alpha \cdot \text{PPFD} \cdot \text{GEP}_{\text{opt}}}{\sqrt{(\alpha \cdot \text{PPFD})^2 + (\text{GEP}_{\text{opt}})^2}} + R_{\text{day}} \quad (1)$$

$$\text{NEE} = \frac{-\alpha \cdot \text{PPFD}}{1 - \left(\frac{\text{PPFD}}{2000}\right) + (\alpha \cdot \text{PPFD} / \text{GEP}_{\text{opt}})} + R_{\text{day}} \quad (2)$$

$$NEE = GEP_{opt} \cdot \left(1 - \exp \left(\frac{-\alpha \cdot PPFD}{GEP_{opt}} \right) \right) + R_{day} \quad (3)$$

gdzie:

NEE – wymiana netto CO₂ ekosystemu [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$];

PPFD – gęstość promieniowania fotosyntetycznie aktywnego [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$];

GEP_{opt} – optymalna produktywność brutto ekosystemu [$\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$];

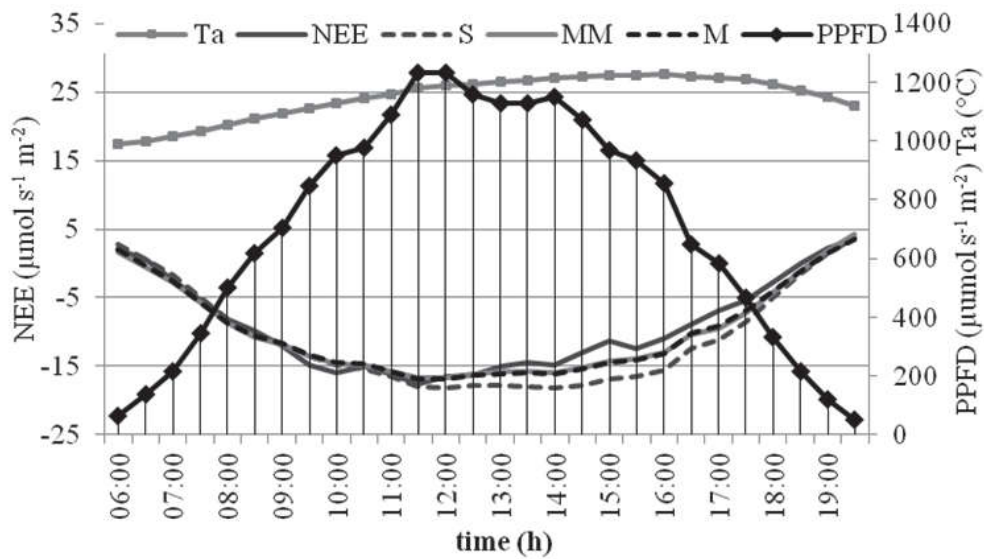
R_{day} – dzienne oddychanie ekosystemu [$\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$];

α – pozorny współczynnik wykorzystania PPFD

[$\mu\text{mol CO}_2/\mu\text{mol Photosynthetic Active Radiation (PAR)}$].

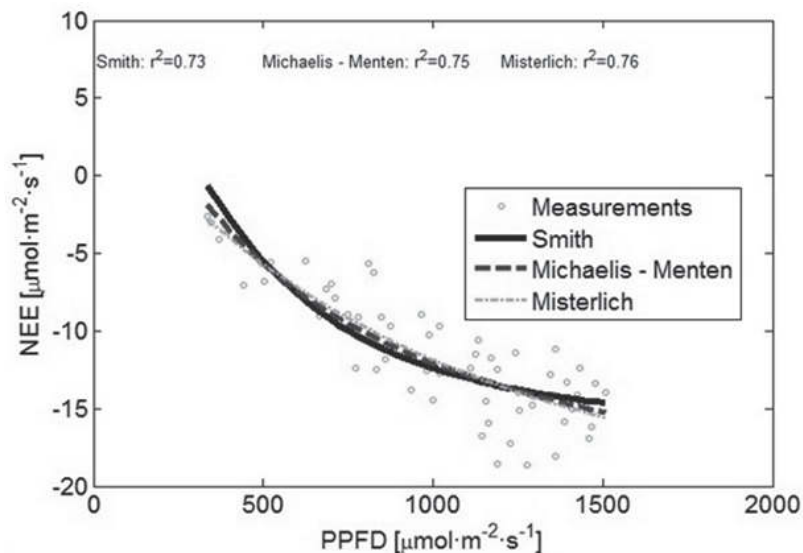
Modele Smitha, Michaelisa-Mentena oraz Misterlicha posłużyły do uzyskania średnich dobowych przebiegów wymiany netto ekosystemu. Średni dobowy przebieg wymiany ekosystemu netto swoje minimum osiąga około godziny 12:00, co wskazuje na to, że w tym czasie ekosystem, jakim było pole kukurydzy, pochłaniał najwięcej CO₂ w ciągu dnia (rys. 2).

Przedstawiono wizualizację zależności NEE od PPFD w temperaturze 17°C (modele Smitha, Michaelisa-Mentena oraz Misterlicha). Wszystkie modele charakteryzowały się współczynnikiem korelacji $R^2 > 0,70$, jednak zależność opisana równaniem wg Misterlicha charakteryzowała się najwyższym współczynnikiem korelacji ($R^2=0,76$). Najniższymi wartościami współczynnika korelacji ($R^2=0,73$) cechował się model Smitha (rys. 3).



Rys. 2. Średnie dobowe przebiegi średnich 30-minutowych wartości wymiany ekosystemu netto (NEE) oszacowane w oparciu o równania Smitha (S), Michaelisa-Mentena (MM) i Misterlicha (M), gęstości strumienia promieniowania fotosyntetycznie aktywnego (PPFD) i temperatury powietrza (Ta)

Fig. 2. The average diurnal cycles of 30-minutes net ecosystem exchange (NEE) values estimated by Smith, Michaelis-Menten and Mysterlich equations, photosynthetic photon flux density (PPFD) and air temperature (Ta)

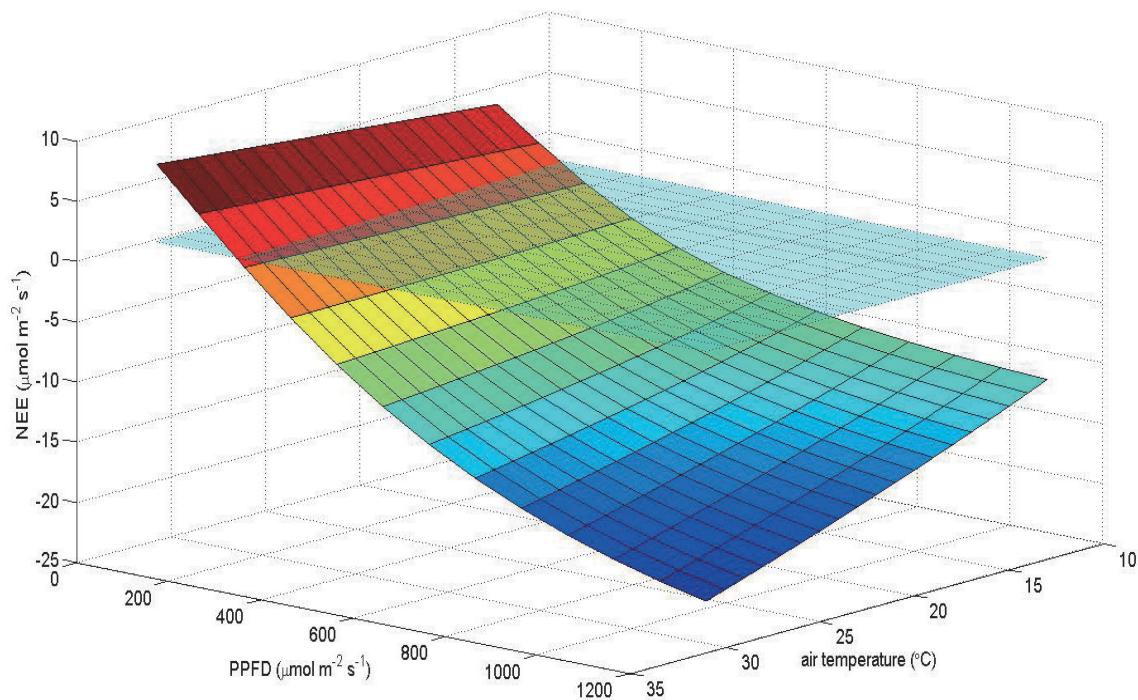


Rys. 3. Zależność wartości wymiany netto ekosystemu (NEE) od gęstości promieniowania fotosyntetycznie aktywnego (PPFD) symulowana według równań Smitha, Michaelisa-Mentena i Misterlicha

Fig. 3. Net Ecosystem Exchange (NEE) values modeled by Smith, Michaelis-Menten and Mysterlich versus Photosynthetic Photon Flux Density (PPFD)

4. Wyniki i ich omówienie

Wg modelu Smitha najniższa produktywność ekosystemu ($NEE = 6,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) występuje w warunkach niskiego promieniowania i wysokiej temperatury powietrza. Natomiast wraz ze wzrostem promieniowania następuje wzrost produktywności, a jej najwyższy poziom osiągany jest przy maksymalnych wartościach promieniowania i temperatury (rys. 4). Najbardziej wyraźna zależność między NEE, T_a i PPFD występowała w modelu Michaelisa-Mentena. W tej symulacji zauważono wzrost wartości NEE aż do $10 [\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}]$, co oznacza najniższą wymodelowaną produktywność ekosystemu (rys. 5). Zdaniem Gilmanova i in. (2003) PPFD jest jednym z ważniejszych czynników kontrolujących wymianę CO_2 między ekosystemem a atmosferą.

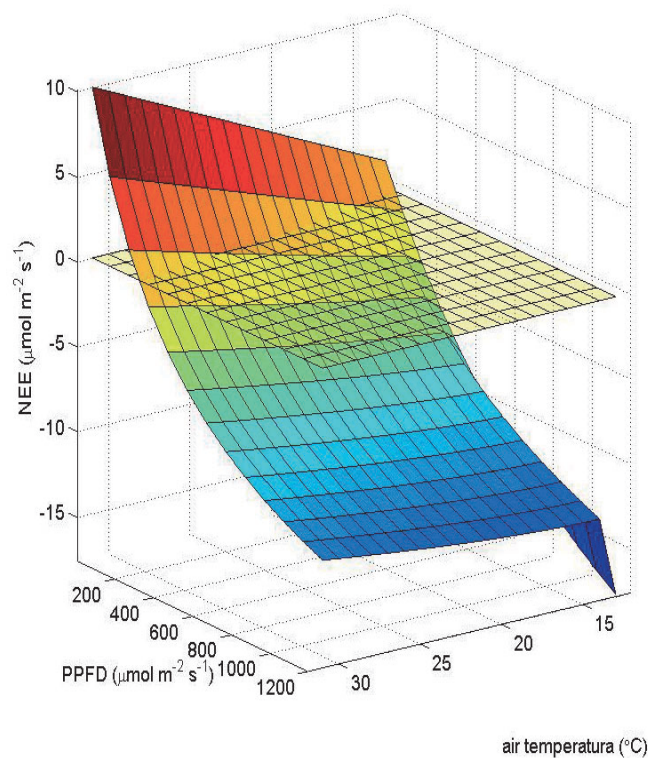


Rys. 4. Zależność wymiany netto ekosystemu (NEE) od gęstości promieniowania fotosyntetycznie aktywnego (PPFD) i temperatury powietrza wg modelu Smitha

Fig. 4. The relationship between net ecosystem exchange (NEE) and photosynthetic photon flux density (PPFD) and air temperature by Smith's model

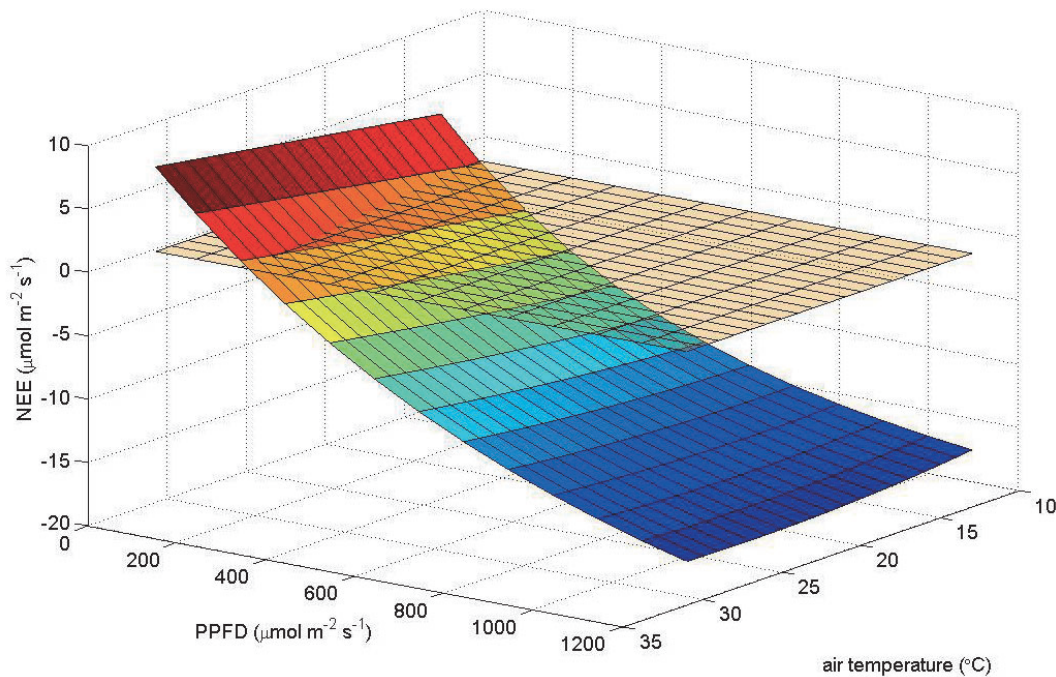
Model Michaelisa-Mentena, podobnie jak model Smitha, wskazuje na najniższą produktywność ekosystemu, w warunkach najniższego promieniowania i najwyższej temperatury. W przypadku tego modelu jednak najwyższa produktywność osiągnięta jest przy maksymalnym promieniowaniu i minimalnej wartości temperatury powietrza (rys. 5).

Wg modeli Michaelisa-Mentena oraz Misterlicha spadek wartości NEE (czyli wzrost produktywności ekosystemu) następuje wraz ze spadkiem temperatury powietrza i wzrostem wartości PPFD (rys. 5, 6). Podobne wyniki, w których niska temperatura była często główną zmienną środowiskową ograniczającą wielkość gęstości strumieni CO₂ otrzymali Gu i in. (2003), Huxman i in. (2003) oraz Kato i in. (2006).



Rys. 5. Zależność wymiany netto ekosystemu (NEE) od gęstości promieniowania fotosyntetycznie aktywnego (PPFD) i temperatury powietrza wg modelu Michaelisa-Mentena

Fig. 5. The relationship between net ecosystem exchange (NEE) and photosynthetic photon flux density (PPFD) and air temperature by Michaelis-Menten's model

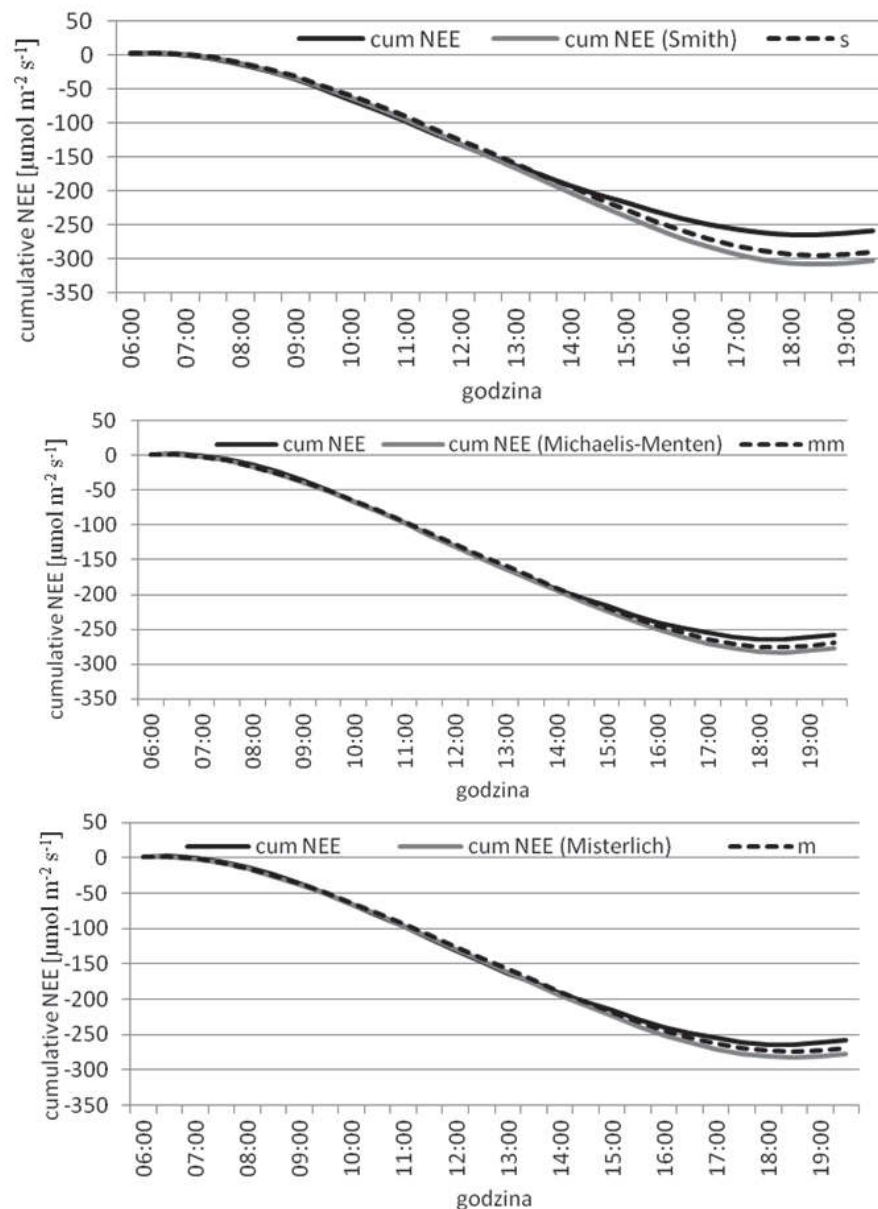


Rys. 6. Zależność wymiany netto ekosystemu (NEE) od gęstości promieniowania fotosyntenetycznie aktywnego (PPFD) i temperatury powietrza wg modelu Misterlicha

Fig. 6. The relationship between net ecosystem exchange (NEE) and photosynthetic photon flux density (PPFD) and air temperature by Misterlich's model

W pracy podjęto próbę odpowiedzi na pytanie: jak zmiana warunków termicznych i radiacyjnych (obniżenie temperatury powietrza o 0,5°C oraz zmniejszenie wartości promieniowania o 4%, jakie wystąpiły po erupcji stratowulkanu Pinatubo na Filipinach w 1991 roku) wpłynie na produktywność pola kukurydzy.

Wg Saito i in. (2009) między temperaturą czy promieniowaniem a NEE istnieje silny związek przyczynowo skutkowy. Wykorzystane wcześniej modele Smitha, Michaelisa-Mentena i Misterlicha posłużyły w pracy do symulacji dobowej kumulowanej sumy wymiany netto ekosystemu nad polem kukurydzy (rys. 7). Wyniki kumulowanych wartości NEE wskazują, że modele Michaelisa-Mentena oraz Misterlicha są najbardziej dopasowane do rzeczywistych kumulacyjnych wartości wymiany netto (rys. 7). Symulacja wartości NEE, występujących po erupcji wulkanu Pinatubo wskazuje na wzrost pochłaniania CO₂ przez badany ekosystem. Największą wymodelowaną wartość produktywności ekosystemu odnotowano w modelu Smitha.



Rys. 7. Przebieg wartości kumulacyjnych NEE [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$] nad polem kukurydzy. Czarna linia ciągła oznacza faktyczne wartości kumulacyjne NEE; szara linia ciągła oznacza kumulacyjne wartości NEE wymodelowane za pomocą modeli: Smitha, Michaelisa-Mentena oraz Misterlicha; czarna linia przerywana oznacza wartości kumulacyjne NEE wymodelowane wg warunków, które wystąpiły po erupcji wulkanu Pinatubo

Fig. 7. The cycle of cumulative NEE [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$] over a field of corn. The black solid line represents the actual value of cumulative NEE, gray solid line represents the cumulative value of NEE modeled by models: Smith, Michaelis-Menten and Misterlicha, black dotted line represents the value of cumulative NEE modeled by conditions, that occurred after the eruption of Mount Pinatubo

5. Podsumowanie

Średnie dobowe przebiegi wymiany netto ekosystemu według Smitha, Michaelisa-Mentena oraz Misterlicha porównano ze średnimi zmierzonymi dobowymi przebiegami NEE (rys. 2). Średnie dobowe przebiegi wartości półgodzinnych NEE oszacowane w oparciu o równanie Michaelisa-Mentena były najbardziej zbliżone do rzeczywistych pomiarów. Można przypuszczać, iż w tym przypadku model Michaelisa-Mentena [16] był najdokładniejszy.

Wszystkie trzy modele potwierdziły zależności NEE od PPFD oraz T_a . Modele Michaelisa-Mentena oraz Misterlicha potwierdzają, że najwyższa produktywność ekosystemu (tj. najniższa wartość NEE) występuje przy najwyższym promieniowaniu i najniższej temperaturze powietrza.

Model Smitha jako jedyny wskazuje na najwyższą produktywność ekosystemu w warunkach najwyższego promieniowania i najwyższej temperatury.

Wszystkie trzy modele potwierdziły, iż ekosystem jest najmniej produktywny w warunkach niskiego promieniowania i wysokiej temperatury.

Teoretyczna zmiana warunków termicznych i radiacyjnych polegająca na obniżeniu T_a o $0,5^\circ\text{C}$ i PPFD o 4% spowodowała, iż badane pole kukurydzy w większym stopniu pochłaniało CO_2 z atmosfery. Stwierdzono, że zmienione warunki termiczno radiacyjne zwiększyły pochłanianie CO_2 przez łan kukurydzy (rys. 7).

Literatura

1. **Baldocchi D., Falge E., Gu L., Olson R., Hollinger D., Running S., Anthoni P., Bernhofer CH., Davis K., Evans R., Fuentes J., Goldstein A., Katul G., Law B., Lee X., Malhi Y., Meyers T., Munger W., Oechel W., U Paw K.T., Pilegaard K., Schmid H.P., Valentini R., Verma S., Vesala T., Wilson K., Wofsy S.:** *FLUXNET. A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor and energy flux densities*. Bulletin of the American Meteorological Society. Vol. 82. No. 11. 2415–2434 (2001).
2. **Baldocchi D.D.:** *Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future*. Global Change Biology. Vol. 9. Iss. 4, 479–492 (2003).
3. **Bellisario L.M., Moore T.R., Bubier J.L.:** *Net ecosystem CO_2 exchange in a boreal peatland, northern Manitoba*. Ecoscience. Vol. 5(4), 534–541 (1998).

4. **Black T.A., Chen W.J., Barr A.G., Arain M.A., Chen Z., Nesic Z., Hogg E.H., Neumann H.H., Yang P.C.:** *Increased carbon sequestration by a boreal deciduous forest in year with a warm spring.* *Geophys. Res. Lett.* 27, 1271–1274 (2000).
5. **Black T.A., den Hartog G., Neumann H.H., Blanken P.D., Yang P.C., Russell C., Nesic Z., Lee X., Chen S.G., Staebler R., Novak M.D.:** *Annual cycles of water vapour and carbon dioxide fluxes in and above a boreal aspen forest.* *Global Change Biology*, 2, 101–111 (1996).
6. **Burba G.G., Anderson D.J.:** *A brief practical guide to eddy covariance flux measurements: principles and workflow examples for scientific and industrial applications.* Version 1.01. Lincoln, USA. LI-COR Biosciences. ss. 211 (2010).
7. **Canadell J.G., Pataki D.E., Pitelka L.F. (Eds.):** *Terrestrial Ecosystems in a Changing World – chapter 24: Responses of High Latitude Ecosystems to Global Change: Potential Consequences for the Climate System* (McGuire A.D., Chapin F.S.III, Wirth C., Apps M., Bhatti J., Callaghan T., Christensen T.R., Clein J.S., Fukuda M., Maximov T., Onuchin A., Shvidenko A., Vaganov E.), *Global Change*, 2007.
8. **Chojnicki B.H., Urbaniak M., Józefczyk D., Augustin J.:** *Measurement of gas and heat fluxes at Rzecin wetland.* In: *Wetlands: Monitoring, Modeling and Management.* (eds) Okruszko et al., Taylor & Francis Group, London, 125–131 (2007).
9. **Gilmanov T.G., Verma S.B., Sims P.L., Meyers T. P., Bradford J.A., Burba G.G., Suyker A.E.:** *Gross primary production and light response parameters of four Southern Plains ecosystems estimated using long-term CO₂-flux tower measurements.* *Global Biogeochemical Cycles*, 17, 1071 (2003).
10. **Gu S., Tang Y., Du M., Kato T., Li Y., Cui Z., Zhao X.:** *Short term variation of CO₂ flux in relation to environmental controls in an alpine meadow on the Qinghai_tibetan Plateau.* *Journal of Geophysical Research*, 108, 4670, (2003).
11. **Huxman T.E., Turnipseed A.A., Sparks J.P., Harley P.C., Monson R.K.:** *Temperature as a control over ecosystem CO₂ fluxes in a high elevation, subalpine forest.* *Oecologia*, 134, 537–546 (2003).
12. **Józefczyk D.:** *Dobowy przebieg strumieni dwutlenku węgla i pary wodnej w krajobrazie rolniczym.* Rozprawa Doktorska, Akademia Rolnicza w Poznaniu, 2005.
13. **Kato T., Tang Y., Gu S., Hirota M., Du M., Li Y., Zhao X.:** *Temperature and biomass influences on interannual changes in CO₂ exchange in an alpine meadow on the Qinghai_Tibetan Plateau.* *Global Change Biology*, 12, 1285–1298 (2006).

14. **Kettunen R.:** *N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes from agricultural organic and mineral soils grown with Phleum pretense and mixed Trifolium pratense/P. pretense under elevated CO₂ concentration.* [online] PhD Dissertations. Joensuu. University of Joensuu, 2007.
15. **Kirschbaum M.U.F., Eamus D., Gifford R.M., Roxburgh S.H., Sands P.J.:** *Definitions of some ecological terms commonly used in carbon accounting.* In: *Net Ecosystem Exchange.* [online] Pr. zbior. Red. M.U.F Kirschbaum, R. Mueller. Canberra, Australia. Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting, 2001.
16. **Kramer K., Leinonen, I., Loustau D.:** *The importance of phenology for the evaluation of impact of climate change on growth of boreal, temperate and Mediterranean forests ecosystems: an overview.* Int. J. Biometeorol 44, 67–75 (2000).
17. **Law B.E., Falge E., Gu L., Baldocchi D.D., Bakwin P., Berbigier P., Davis K., Dolman A.J., Falk M., Fuentes J.D., Goldstein A., Granier A., Grelle A., Hollinger D., Janssens I.A., Jarvis P., Jensen N.O., Katul G., Mahli Y., Matteucci G., Meyers T., Monson R., Munger W., Oechel W., Olson R., Pilegaard K., Paw U K.T., Thorgeirsson H., Valentini R., Verma S., Vesala T., Wilson K., Wofsy S.:** *Environmental controls over carbon dioxide and water vapor exchange of terrestrial vegetation.* Agricultural and Forest Meteorology, 113, 97–120 (2002).
18. **Lovejoy T.:** *Climate change and biodiversity.* Rev. sci. tech. Off. int. Epiz., 27 (2) (2008).
19. **Lovett G.M., Cole J.J., Pace M.L.:** *Is net ecosystem production equal to ecosystem carbon accumulation?* Ecosystems. Vol. 9. Iss. 1, 152–155 (2006).
20. **Michaelis L., Menten M.L.:** *Die Kinetik der Invertinwirkung.* Biochemistry Zeitung. Vol. 49, 333–369 (1913).
21. **Perrings C.:** *Biodiversity, Ecosystem Services, and Climate Change The Economic Problem.* Environment Department Papers, November, 2010.
22. **Reicosky D., Archer D.W.:** *Moldboard plow tillage dependant short-term carbon dioxide release.* Soil and Tillage Research 94, 109–121 (2007).
23. **Reynolds O.:** *On the dynamical theory of incompressible viscous fluids and the determination of criterion.* Philosophical Transactions of Royal Society of London, A174, 935–982 (1895).
24. **Rogiers N.:** *Impact of site history and land-management on CO₂ fluxes at a grassland in the Swiss Pre-Alps.* [online] PhD dissertation. Bern, Switzerland. Institute of Geography, University of Bern, 2006.
25. **Saito M., Kato T., Tang Y.:** *Temperature controls ecosystem CO₂ exchange of an alpine meadow on the northeastern Tibetan Plateau.* Global Change Biology, 15, 221–228 (2009).

26. **Smetacek V. and Nicol S.:** *Polar ocean ecosystems in a changing world.* Nature, Vol. 437, 15 September, 2005.
27. **Smith P., Martino D., Cai Z., Gwary D., Janzen H., Kumar P., Mccarl B., Ogle S., O'mara F., Rice C., Scholes B., Sirotenko O.:** *Agriculture.* [online] W: Climate change 2007: mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Praca zbiorowa: Red. B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer. Cambridge. New York. Cambridge University Press, 2007.
28. **Smith W.N., Rochette P., Monreal C., Desjardins R.L., Pattey E., Jaques A.:** *The rate of carbon change in agricultural soils in Canada at the landscape level.* Canadian Journal of Soil Science. Vol. 77(2), 219–229 (1997).
29. **Tebrügge F., Epperlein J.:** *Position paper: the importance of the conservation agriculture within the framework of the climate discussion.* [online] Brussels. ECAF, 2011.
30. **Urbaniak M.:** *Ocena sezonowej zmienności strumieni dwutlenku węgla i pary wodnej na terenach podmokłych metodą kowariancji wirów.* Praca doktorska. Poznań. Katedra Agrometeorologii, Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska, AR., 2006.
31. **Urbaniak M., Chojnicki B.H., Danielewska A., Baran M., Olejnik J.:** *Estimation of net carbon and water Exchange at a Scots pine forest stand in Poland.* Acta Agrophysica 179, 26–40 (2010).

An Attempt to Evaluate the Productivity of Ecosystems Under Field Conditions of Wielkopolska

Abstract

The Eddy Covariance technique has been applied for corn field NEE estimation. The Smith, Michaelis-Menten and Misterlich formulas has been used for calculation of net ecosystem exchange (NEE) values between corn canopy and the atmosphere. These approaches have been applied for estimation of temeparture and radiation modification impact on the corn field productivity.

The NEE has been evaluated in the first part of this paper and then the relation of NEE runs and elements that influence the NEE values has been summarized.

In another part the analysis of NEE under thermal and radiative conditions has been presented. The Michaelis-Menten model has been found as the most distinct one for the measurements of the relationship. This model indicated that the highest NEE value ($NEE = 10.0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) has been found under combination of the low radiation and high temperature conditions. The lowest value of NEE has been estimated under the highest PPFD and lowest Ta amount.

The applied models have confirmed relationship between NEE, PPFD and T_a . All three models confirmed the fact that the lowest ecosystem productivity is found under high radiation input. The accumulated NEE values were compared with the real values according to the Smith, Michaelis-Menten and Mysterlich equations. The results of the Michaelis-Menten equation and Mysterlich were the most similar to the real cumulative NEE values. The theoretical change of thermal (0.5°C increase) and radiation (4% decrease) resulted in tested higher CO₂ sequestration from the atmosphere.



Wybrane aspekty środowiskowe i technologiczne związane z rozpoznaniem i wydobywaniem gazu ziemnego z łupków

Marcin Mazurczak, Izabela Sówka
Politechnika Wroclawska

Jerzy Zwoździak
Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa

1. Wstęp

W ostatnich latach dochodzi do pogorszenia jakości powietrza na obszarze państw Wspólnoty. Taka sytuacja jest w znacznej mierze konsekwencją zbyt mało ambitnej polityki UE dotyczącej redukcji emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego [20, 31]. Obecnie w ramach Wspólnoty trwa debata nad możliwością zaostrzenia przyjętych w ostatnich latach celów redukcyjnych. Zdaniem przedstawicieli Komisji Europejskiej ograniczenie emisji ditlenku węgla o co najmniej 20% w porównaniu z jej poziomem z 1990 roku lub – jeśli pozwolą na to warunki – nawet o 30%, przy jednoczesnym zwiększeniu udziału odnawialnych źródeł energii w całkowitym zużyciu energii do 20% oraz poprawa efektywności wykorzystania energii o 20% do 2020 roku, są niewystarczające. W związku z tym przygotowano założenia nowej strategii redukcji emisji zanieczyszczeń. Jej podstawą jest dokument Energy Roadmap 2050, w którym założono 80% redukcję emisji zanieczyszczeń w stosunku do ich poziomu z roku 1990. Główny ciężar redukcyjny ma spoczywać na europejskim sektorze energetycznym. Zgodnie z przyjętymi scenariuszami do 2050 roku udział kopalin w wytwarzaniu energii na Starym Kontynencie ma zostać zminimalizowany na rzecz odnawial-

nych źródeł, których udział w koszyku energetycznym ma do tego czasu wynieść do blisko 100% [25].

Opracowana przez Komisję Europejską strategia Energy Roadmap 2050 spotkała się ze sprzeciwem rządu w Warszawie. Blisko 90% produkcji energii elektrycznej w Polsce opiera się bowiem na węglach (57,06% – węgiel kamienny, 31,64% – węgiel brunatny). Udział energii wytwarzanej z innych źródeł jest nieznaczny (elektrownie: przesyłowe – 5,71%, wodne – 2,67%, gazowe – 2,09%, wiatrowe i inne odnawialne – 0,84%) [27].

Surowcem naturalnym, który w opinii Komisji Europejskiej, mógłby ułatwić osiągnięcie założonych celów redukcyjnych jest gaz ziemny. Roczne zużycie błękitnego paliwa w Polsce wynosi ok. 14,5 mld m³, przy wydobyciu na poziomie 4,3 mld m³ [24]. Pomimo tego, że w kolejnych latach mają być czynione wysiłki, aby zwiększyć wydobycie gazu ziemnego ze złóż konwencjonalnych do ok. 8 mld m³ rocznie, taka ilość surowca na rynku nie spowoduje drastycznego odejścia od produkcji energii elektrycznej w oparciu o węgle.

Szansą na spełnienie tego scenariusza są złoża węglowodorów niekonwencjonalnych, m.in. gazu ziemnego z łupków. Od 2011 roku zostało opublikowanych kilkanaście raportów, w których autorzy postawili sobie za cel oszacowanie wielkości złóż tego surowca w Polsce. Zdaniem Państwowego Instytutu Geologicznego zasoby wydobywane gazu ziemnego z formacji łupkowych wynoszą maksymalnie 1920 mld m³. Najbardziej prawdopodobne jednak jest to, że mieszczą się one w przedziale 346–768 mld m³. Są to więc zasoby od 2,5 do 5,5 krotnie większe od udokumentowanych zasobów ze złóż konwencjonalnych (ok. 145 mld m³). Przy obecnym rocznym popycie na gaz ziemny, z jednoczesnym uwzględnieniem prowadzonego wydobycia, oszacowano, że łączne zasoby gazu mogą wystarczyć na 35 do 65 lat pełnego zapotrzebowania polskiego rynku na ten surowiec [22].

Światowym liderem wydobycia gazu ziemnego z łupków są Stany Zjednoczone. Jedynie na obszarze stanu Pensylwania wykonano do tej pory nieco ponad 9600 odwiertów[23]. Przy czym tylko 2900 z nich to odwierty eksploatacyjne, pozostała część nie jest wykorzystana [34]. Gaz ziemny z łupków stanowi 30% całkowitej produkcji błękitnego paliwa w Stanach Zjednoczonych. Do 2035 roku 49% gazu znajdującego się na rynku tego państwa będzie pochodzić z łupków [33]. Duża podaż spowo-

dowała znaczące obniżenie ceny gazu ziemnego za oceanem (ok. 140 USD za 1000 m³ [32]). Niskie koszty pozyskania surowca oraz fakt, że niektóre elektrownie konwencjonalne posiadają niską sprawność, spowodowało zamknięcie ich części. Od 2008 roku do sierpnia 2012 roku w USA nastąpił spadek udziału energii wytwarzanej z węgla z poziomu 40% do 36%. Odejście od węgla, nowe inwestycje w elektrownie gazowe i wykorzystanie odnawialnych źródeł energii spowodowało obniżenie emisji ditlenku węgla o 300 mln ton, czyli o 13% w porównaniu z 2008 rokiem [13].

Pomimo tego, że Polska uważana jest w Europie za lidera poszukiwań gazu ziemnego z łupków jest jeszcze zdecydowanie za wcześnie, aby oszacować czy potencjalne wydobycie tego surowca będzie miało podobne skutki dla polskiego sektora energetycznego, jak te zaobserwowane za oceanem. Warto jednak już teraz zastanowić się nad możliwymi konsekwencjami środowiskowymi, jakie wiążą się z eksploatacją gazu ziemnego z łupków [30]. We wszystkich miejscach na świecie gdzie wydobywany jest ten surowiec szczególne kontrowersje wywołuje technologia szczelinowania hydraulicznego. Zwraca się uwagę na to, że może ona spowodować m.in. skażenie wód lub trzęsienia ziemi. W niniejszym artykule skupiono się na emisji metanu i gazów cieplarnianych w trakcie rozpoznania i eksploatacji złóż. Pojawia się bowiem coraz więcej głosów, mówiących o tym, że wykorzystanie gazu ziemnego z łupków w energetyce spowoduje obniżenie poziomu emisji ditlenku przy jednoczesnym wzroście emisji metanu.

2. Szczelinowanie hydrauliczne

2.1. Charakterystyka technologii

Szczelinowanie hydrauliczne zostało po raz pierwszy zastosowane w 1947 roku do stymulacji złoża ropy naftowej w hrabstwie Grand, w stanie Kansas. Szacuje się, że do 2002 roku na terenie Stanów Zjednoczonych technologia ta została wykorzystana przez firmy zajmujące się wydobywaniem węglowodorów (ropy naftowej i gazu ziemnego) blisko milion razy. Dziś szczelinowanie hydrauliczne jest jedną z najczęściej stosowanych metod stymulacji złóż o niskiej przepuszczalności [1]. Każdego roku w Stanach Zjednoczonych wykonywanych jest ok. 35 tys. szczelinowań [6].

Istotą tego działania jest wytworzenie odpowiednio rozległej sieci spękań, którą znajdująca się w skale kopalina mogłaby swobodnie wydostać się na zewnątrz. Wyróżnia się dwa zasadnicze etapy szczelinowania hydraulicznego:

- tłoczenie płynu do szczelinowania,
- odbiór cieczy powrotnej (*flowback fluid*).

Stymulacja złoża rozpoczyna się kwasowaniem otworu, najczęściej poprzez pompowanie 15% roztworu kwasu solnego. Działanie to ma oczyścić odwiert ze znajdujących się w nim zanieczyszczeń (np. resztek skał) oraz podnieść skuteczność powstawania sieci spękań [26]. W kolejnym etapie tłoczony jest roztwór wody i związków chemicznych, których zadaniem jest m.in. redukcja poziomu pH płynu, przeciwdziałanie powstawaniu tlenków żelaza czy uniemożliwienie rozwoju bakterii. Powstanie szczeliny następuje w wyniku wytworzenia w całej skałach złożowej naprężeń rozrywających większych od granicy wytrzymałości skały na rozrywanie [28]. Powstała w ten sposób sieć mikrospełkań wypełniana jest w kolejnych sekwencjach materiałem podsadzkowym (*proppant*), piaskiem lub rzadziej materiałem ceramicznym. Jest on dodawany do płynu do szczelinowania w stopniowo rosnących koncentracjach przerywanych fazami tłoczenia samej cieczy. Aby zwiększyć skuteczność stymulacji przepływu gazu, w wielu przypadkach, zmienia się wielkość ziaren wypełniacza, zaczynając od drobnych i stopniowo przechodząc do tych o większej średnicy [8]. Należy jednak zwrócić uwagę, że samo podniesienie chwilowego ciśnienia powyżej ciśnienia szczelinowania jest niewystarczające, ponieważ zaraz po obniżeniu ciśnienia do pierwotnego ciśnienia złożowego, a później na skutek obniżenia ciśnienia w trakcie eksploatacji złoża szczeliny się zamykają [17]. Ostatnią fazą szczelinowania hydraulicznego jest płukanie odwiertu wodą. Działanie to pozwala na wymycie resztek piasku, skał, cementu lub związków chemicznych mogących blokować wypływ gazu zimnego na zewnątrz [1].

Szczelinowanie hydrauliczne pozwala obecnie na wydobycie od 15% do 40% gazu ziemnego znajdującego się w łupkach. Należy jednak zwrócić uwagę, że od 1990 roku, kiedy technologia ta została po raz pierwszy wykorzystana w połączeniu z odwiertami poziomymi, skuteczność procesu znacząco wzrosła. Nieco ponad 20 lat temu wynosiła ona bowiem ok. 6% [15].

2.2. Skład chemiczny płynu do szczelinowania

Obecnie najczęściej stosowany na świecie jest płyn do szczelinowania typu *slick water*. Powstaje on na bazie wody, materiału podsadzkowego i dodatków chemicznych [6, 8, 28,]. Skład płynu do szczelinowania jest projektowany w odniesieniu do zidentyfikowanych w trakcie badań właściwości skały. Udział procentowy poszczególnych składników może zatem być inny dla różnych formacji skalnych. W tabeli 1 zestawiono przykładowy skład płynu do szczelinowania stosowanego na terenie trzech stanów USA przez firmę Halliburton.

Tabela 1. Skład płynów do szczelinowania stosowanych w Stanach Zjednoczonych przez firmę Halliburton (źródło danych: [36])

Table 1. The composition of fracturing fluids used in the United States by Halliburton (source of data: [36])

Stan USA	Północna Dakota			Pensylwania			Zachodnia Wirginia		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Płyn do szczelinowania	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Woda	94,4	94,0	92,0	92,2	95,1	67,2	60,4	95,2	94,7
Piasek	4,6	5,3	7,0	6,2	4,3	7,0	11,9	4,3	4,8
Dodatki chemiczne	0,9	0,7	1,0	1,5	0,7	0,6	3,0	0,5	0,6
Azot						25,3	24,7		

Podczas szczelinowania hydraulicznego do odwiertu może zostać wpompowane od 8,7 do 14,4 tys. m³ roztworu wody z dodatkiem piasku i związków chemicznych [5]. Jak pokazuje praktyka wydobywczą woda i materiał podsadzkowy mają w niektórych przypadkach blisko 99,5% udział w stosowanej mieszance. Ze względu na znaczną ilość zużywanej wody przemysł wydobywczy stara się rozwijać technologie mające ograniczyć jej zużycie. Od pewnego czasu prowadzone są testy z wykorzystaniem azotu, ditlenku węgla lub gazu LPG [10]. Dodatkową metodą ograniczenia zużycia wody jest ponowne wykorzystanie, po uprzednim podczyszczeniu, cieczy powrotnej.

W trakcie szczelinowania hydraulicznego łupków wykorzystywane są różne dodatki chemiczne. Są nimi najczęściej:

- środki antybakteryjne (uniemożliwiają lub ograniczają rozwój bakterii, których rozwój powoduje: powstanie siarkowodoru oraz zmniejszenie przepływu surowca),
- kwasy organiczne (redukują poziom pH, zapobiegają wytrącaniu tlenków żelaza) i nieorganiczne (rozpuszczają zgromadzone w odwiercie minerały i ułatwiają powstawanie szczelin),
- reduktory tarcia, inhibitory korozji (zapobiegają powstawaniu korozji, zabezpieczają rury okładzinowe i pompy przed negatywnym działaniem kwasu),
- inhibitory osadów nieorganicznych – *scale inhibitor* (zapobiegają gromadzeniu się osadu na ścianach rur okładzinowych i w urządzeniach na powierzchni),
- czynnik umożliwiający sieciowanie i jego wzmacniacz (utrzymuje założoną lepkość przy wzroście temperatury płynu do szczelinowania),
- żel (zwiększa gęstość wody, ułatwia przenoszenie piasku przez płyn szczelinujący),
- czynnik klarujący (opóźnia rozkład żelu) oraz jego katalizator, kontroler żelaza (przeciwdziała powstawaniu tlenków żelaza),
- stabilizator iłó (tworzy solankowy płyn nośny zapobiega interakcji płynu do szczelinowania z iłami),
- środek regulujący pH (wspomaga działanie innych składników, np. czynników umożliwiających sieciowanie),
- środki wspomagające powstanie piany (zwiększają napięcie powierzchniowe cieczy i zwiększa lepkość),
- utylizator tlenu (usuwa tlen z wody w celu ochrony rur przed korozją),
- substancje powierzchniowo czynne (używane do zmniejszenia ciśnienia powierzchniowego płynów hydraulicznych i usprawnienia odzyskiwania płynu powrotnego) [1, 21].

Należy jednak zwrócić uwagę, że nie wszystkie z wyżej wymienionych środków są stosowane jednocześnie. Najczęściej podczas procesów szczelinowania stosowanych jest maksymalnie osiem dodatków [37].

2.3. Skład chemiczny płynu powrotnego

Zarówno ilość, jak i skład cieczy powrotnej różnią się w zależności od złoża i mogą wynosić od 15 do 80% zatłoczonego płynu [14, 18, 29]. Największy wypływ cieczy powrotnej następuje w ciągu kilku dni po zakończonym szczelinowaniu i z czasem maleje. Według Environmental Protection Agency odbiór znaczącej ilości cieczy powrotnej następuje w trakcie 3 do 10 dni po zakończonym szczelinowaniem hydraulicznym. Przykładowo dla odwiertu na obszarze formacji Heynesville w Stanach Zjednoczonych po 10 dniach od zakończonego szczelinowania dzienny odbiór cieczy spada o ok. 75% [19].

Płyn do szczelinowania w trakcie penetracji górotworu reaguje z materiałem skalnym. Zatłaczana ciecz ulega wymieszaniu z naturalnie występującymi wodami złożowymi, wypełniającymi część porów skalnych. Ponadto roztwór tłoczony do górotworu może być pochłaniany przez materiały ilaste. W efekcie, skład chemiczny wypływu zwrotnego jest odmienny od składu zatłoczonego płynu [8]. Płyn zwrotny (*flowback fluid*) może zawierać śladowe ilości pierwiastków radioaktywnych, gazów takich jak: metan, etan, ditlenek węgla oraz metale ciężkie i związki organiczne (szczegóły przedstawiono w tabeli 2).

Tabela 2. Naturalnie występujące substancje w formacjach zawierających węglowodory (źródło tabeli: [10])

Table 2. Naturally occurring substances in the formations containing hydrocarbons (source of table: [10])

Rodzaj zanieczyszczenia	Przykład
Płyn złożowy	solanka
Gazy	metan, etan, ditlenek węgla, hel, azot, siarkowodór,
Pierwiastki	rtęć, ołów, arsen
Naturalnie występujący materiał promieniotwórczy	rad, tor, uran
Związki organiczne	kwasy organiczne, wielopierścieniowe węglowodory, aromatyczne, lotne związki organiczne

3. Emisje zanieczyszczeń w trakcie rozpoznania i wydobywania gazu ziemnego z łupków

Poziom emisji zanieczyszczeń w trakcie rozpoznania złóż i wydobywania gazu ziemnego z łupków jest uzależniony od etapu realizowanych prac. Źródłami emisji mogą być:

- pojazdy ciężarowe i sprzęt wiertniczy (hałas, cząstki stałe, SO₂, NO_x, CO),
- procesy przetwarzania i transportu gazu ziemnego (hałas, cząstki stałe, SO₂, NO_x, CO),
- procesy parowania cieczy powrotnej z otwartych stawów,
- wycieki i wytryski z odwiertów (ucieczka płynów wiertniczych lub szczelinujących wymieszanych z cząstkami stałymi ze złóż) [12].

W pierwszym etapie realizowanych prac rozpoznawczych i wydobywczych zwiększone emisje są związane z pracą silników spalinowych, m.in. silniki pomp, agregaty prądotwórcze, itp. (emisja punktowa, zorganizowana). Sprzęt oraz związki chemiczne wykorzystywane w trakcie wiercenia i szczelinowania hydraulicznego są przywożone samochodami ciężarowymi (emisja liniowa, niezorganizowana). Szacuje się, że prace przy jednym padzie (na który składa się 6 odwiertów) generują od ok. 1800 do 3950 przejazdów w obie strony, co w przeliczeniu na jeden odwiert daje od ok. 300 do 600 przejazdów. Znaczna liczba wykonywanych kursów koncentruje się w pierwszych 50 dniach od rozpoczęcia prac. Szacuje się, że poziom emisji zanieczyszczeń związanych z przejazdami samochodów ciężarowych może zostać obniżona o 30%. Jest to możliwe w przypadku zastosowania rurociągów do transportu wody potrzebnej w trakcie szczelinowania hydraulicznego [4]. Dodatkowo nie należy zapominać o pracy innych agregatów, których działanie nie jest związane z wykonywanym procesem szczelinowania hydraulicznego.

W wyniku pracy silników spalinowych do atmosfery emitowane są głównie tlenki węgla (CO_x), tlenki azotu (NO_x) lotne związki organiczne (VOC), wyniesiony z powierzchni terenu pył zawieszony PM10, a także produkty eksploatacji pojazdów (zużycia ogumienia, okładzin ciernych hamulców i sprzęgieł) [18].

Typowy odwiert posiada od 50 do 150 połączeń pomiędzy poszczególnymi urządzeniami [9]. Zwiększone emisje są również spowo-

dowane brakiem właściwego uszczelnienia poszczególnych elementów instalacji m.in. rur. Szczególne obawy wśród ekologów i mieszkańców terenów zlokalizowanych niedaleko wiertni wywołują emisje ze stawów, w których magazynowana jest ciecz powrotna.

W trakcie prac wiertniczych presja na atmosferę wiąże się z emisjami:

- spalin powstających w trakcie prac montażowych,
- spalin z silników spalinowych,
- spalin powstających ze spalania gazu w pochodni (tzw. świece),
- pyłów związanych z rozwiewaniem źle zabezpieczonych materiałów drobnoziarnistych.

W Stanach Zjednoczonych najczęściej stosowane są trzy metody zarządzania gazem ziemnym (głównie metanu i innych lekkich węglowodorów) pojawiającym się na powierzchni ziemi w trakcie odbioru cieczy powrotnej. Są to: zrzut do atmosfery (*venting*), spalanie w pochodni (tzw. świece) lub ich wychwytywanie i sprzedaż. Pierwsza z ww. metod jest najmniej przyjazna środowisku naturalnemu i powoduje zwiększone emisje gazów cieplarnianych. Szacuje się, że na 1 m³ mieszaniny pojawiającej się na powierzchni 0,788 m³ stanowią emisje metanu [7].

Sprawność spalania w pochodniach jest mniejsza niż 100%. Oznacza to, że w gazach mogą znajdować się pewne ilości niespalonego metanu i innych węglowodorów o większej cząsteczce [2]. Właściwie wykonane spalania gazu w pochodni powinno być wykonane ze sprawnością min. 98%, co w rezultacie powinno ograniczyć emisję metanu do 0,01–0,02 m³ na 1 m³ spalanego gazu [7].

Wychwytywanie i przetwarzanie gazu jest sposobem na potencjalnie całkowite wyeliminowanie emisji metanu lub ditlenku węgla pojawiającego się po wykonanym zabiegu szczelinowania hydraulicznego. Dane Environmental Protection Agency pokazują jednak, że obecnie wychwytywanie gazu jest obecnie możliwe z maksymalną efektywnością równą 90% [7].

Zdaniem Roberta Howartha, Renee Santoro i Anthony Ingraffea zbyt mało wiadomo na temat poziomu emisji gazów cieplarnianych w trakcie wydobywania gazu ziemnego z łupków. W wyniku wiercenia, szczelinowania i odbioru płynu zwrotnego od 3,6 do 7,9% metanu może znaleźć się w atmosferze w wyniku zrzutu i nieszczelności pomiędzy

elementami instalacji. W trakcie całego cyklu życia odwiertu do atmosfery może trafić od 0,6 do 3,2% całkowitej produkcji gazu ziemnego. Zdaniem autorów emisje w wyniku wydobycia gazu ziemnego z łupków są co najmniej o 30% większe niż w przypadku wydobycia gazu konwencjonalnego. Przeważająca część emisji metanu pojawia się w trakcie odbioru cieczy powrotnej [9].

Z wynikami opublikowanymi przez ww. naukowców nie zgadzają się Francis O'Sullivan i Sergey Paltsev. Według ich szacunków w 2010 roku całkowita emisja gazów cieplarnianych generowanych w wyniku zastosowania szczelinowania hydraulicznego wyniosła 216 Gg CH₄, co stanowiło 3,6% całkowitej emisji metanu przez przemysł gazowy w tym okresie w Stanach Zjednoczonych. Szczelinowanie hydrauliczne nie zwiększyło w istotny sposób emisji metanu do atmosfery. Zdaniem ww. autorów w przypadku większości złóż działanie to spowodowało emisje na od 0,4 do 0,6% produkcji. Coraz częściej stosowane są technologie do wychwytywania i magazynowania tego gazu cieplarnianego. Takie rozwiązania zostały zastosowane w blisko 70% z prawie 4000 zbadanych instalacji na obszarze formacji Barnett i Haynesville. Spalanie metanu za pomocą świeczki stwierdzono w 15% przypadków, podobnie jak bezpośrednią emisję do atmosfery (15%) [19].

4. Podsumowanie

Stany Zjednoczone i Europa posiadają odmienną wizję strategii redukcji emisji zanieczyszczeń. Komisja Europejska wymusza na krajach Wspólnoty obniżenie generowania gazów cieplarnianych poprzez wprowadzanie kolejnych, bardziej restrykcyjnych, dyrektyw, które regulują m.in. procesy przemysłowe lub premiują wykorzystywanie odnawialnych źródeł energii. Polityka klimatyczna reguluje działanie sektora energetycznego poprzez wprowadzanie określonych wymogów, które muszą zostać spełnione. Stany Zjednoczone stymulując rozwój wydobycia gazu ziemnego z łupków dały firmom zajmującym się poszukiwaniem ekonomicznie opłacalnych w eksploatacji złóż pewną swobodę działania. Realizowane prace nie były bowiem objęte restrykcyjnymi przepisami środowiskowymi. Tak ustanowione ramy funkcjonowania sektora wydobywczego w USA doprowadziły do tego, że dziś Stany Zjednoczone są największym producentem gazu ziemnego na świecie. Duża ilość taniego

surowca na rynku amerykańskim spowodowała redukcję emisji zanieczyszczeń na skutek powolnego odejścia od wykorzystania węgla jako głównego paliwa stosowanego do produkcji energii elektrycznej.

Ekonomicznie opłacalne wydobycie gazu ziemnego na skalę przemysłową będzie możliwe za 10 do 15 lat. W przypadku Polski, która jest uznawana za lidera w rozpoznaniu złóż na Starym Kontynencie ważne jest, aby właściwie wykorzystać doświadczenia amerykańskie. Nie można jednak zapominać, że pomimo tego, że ekonomicznie opłacalne wydobycie gazu ziemnego z łupków trwa od nieco ponad 20 lat wciąż prowadzone są prace badawcze, które mają doprowadzić do unowocześnienia stosowanej technologii.

W ciągu ostatnich kilkunastu lat wiele uwagi poświęcono minimalizacji negatywnych skutków szczelinowania hydraulicznego. Realizowane prace miały (i wciąż mają) doprowadzić do m.in. obniżenia toksyczności stosowanego płynu i zmniejszenie objętości potrzebnej wody. Dziś coraz większym problemem stają się emisje jakie towarzyszą szczelinowaniu hydraulicznego, szczególnie podczas odbioru cieczy powrotnej.

Według szacunków Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami całkowita emisja ditlenku węgla w 2010 roku w Polsce wyniosła 333,57 mln ton. Emisja tego gazu cieplarnianego stanowiła 82,9% całkowitej emisji w Polsce. Głównym źródłem emisji ditlenku węgla było spalanie paliw kopalnych, z czego udział przemysłu energetycznego wyniósł 51,3%, a transportu 14,3% [3].

W 2010 roku emisja metanu wyniosła 5,00 mln ton ekw. CO₂. Udział metanu w całkowitej krajowej emisji gazów cieplarnianych dla analizowanego roku wyniósł 8,7%. Główne źródła emisji metanu stanowiły: emisja lotna z paliw, rolnictwo i odpady. Ich udziały w krajowej emisji metanu w roku 2010 wyniosły odpowiednio 33,5%, 35,1% i 20,7%. Na emisję z pierwszej z wymienionych kategorii składała się emisja z kopalń podziemnych (ok. 20,7% całkowitej emisji CH₄) oraz emisja z systemu ropy naftowej i gazowniczego (łącznie ok. 12,8% emisji) [3].

Biorąc pod uwagę dane ze Stanów Zjednoczonych oraz strukturę emisji gazów cieplarnianych powodowanych przez polski przemysł można przypuszczać, że wraz z powstaniem nowych kopalni gazu ziemnego (zarówno konwencjonalnego, jak i niekonwencjonalnego, m.in. gazu łupkowego) nastąpi zwiększenie emisji metanu i ditlenku węgla. Należy dążyć do tego, aby w Polsce ograniczyć możliwość zrzutu gazu do at-

mosfery. Obowiązującą praktyką wydobywczą powinna być praktyka polegająca na wychwytywaniu gazu ziemnego w trakcie odbioru cieczy powrotnej.

Literatura

1. **ALL Consulting:** *The Modern Practices of Hydraulic Fracturing: A Focus on Canadian Resources*. LLC, 2012.
2. **Antosz A., Syrek H.:** *Emisje gazów cieplarnianych w procesach wydobycia i transportu ropy naftowej*. Nafta-Gaz, 2012.
3. **Bebkiewicz K., Cieślińska J., Dębski B., Kanafa M., Kargulewicz I., Olendrzyński K., Skośkiewicz J., Żaczek M.:** *Krajowy Raport Inwentaryzacyjny, inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988–2010*. Warszawa, 2012.
4. **Cooley H., Donnelly K.:** *Hydraulic Fracturing and Water Resources: Separating the Frack from the Fiction*. 2012.
5. **Copithorne B., Katasei S., Zoback M.:** *Addressing the Environmental Risks from Shale Gas Development*. Worldwatch Institute, 2010.
6. **Environmental Protection Agency:** *Draft Plan to Study the Potential Impacts of Hydraulic Fracturing on Drinking Water Resources*. Ground Water Protection Council & ALL Consulting, 2009.
7. **Environmental Protection Agency:** *Greenhouse Gas Emissions Reporting from Petroleum and Natural Gas Industry: Background Technical Supporting Document*. Washington, DC, 2010.
8. **Grzybek I.:** *Techniczne i środowiskowe aspekty pozyskania gazu łupkowego*. Bezpieczeństwo Pracy i Ochrona Środowiska w Górnictwie, 6 (2011).
9. **Howarth R., Santoro R., Ingraffe A.:** *Methane and greenhouse-gas footprint of natural gas from shale formations, a letter*. 2011.
10. **JRC Scientifics and Policy Reports:** *Unconventional Gas: Potential Energy Impacts in the European Union*. 2012.
11. **Kubica K.:** *Termochemiczne przetwórstwo węgla i biomasy*, [w:] Technologiczne przetwórstwo węgla i biomasy, Ściążko M., Zieliński H (red.), Zabrze – Kraków, 2003.
12. **Lechtenbohrer S., Altmann M., Capito S., Matra Z., Weindorf W., Zittel W.:** *Impacts of shale gas and shale oil extraction on the environment and on human health*. European Parliament's Committee on Environment, Public Health and Food Safety, 2011.
13. **Lohan J., Heath G., Macknick J., Paranhos E. Boyd W., Carlson K.:** *Natural Gas and the Transformation of the U.S. Energy Sector: Electricity*. 2012.

14. **Macuda J., Hadro J., Łukańko Ł.:** *Środowiskowe implikacje gazu łupkowego.* Bezpieczeństwo Pracy i Ochrona Środowiska w Górnictwie, 6, (2011).
15. **Marble W.:** *How to use N. American shale experience and innovation for success in Poland.* Shale Gas World Europe, 2012.
16. *Marcellus Shale Natural Gas Extraction Study 2009–2010.* Marcellus Shale Natural Gas: Environmental Impact, 2009.
17. **Nagy S.:** *Analiza scenariuszy wydobycia gazu ziemnego ze złóż niekonwencjonalnych w Polsce w latach 2015–2025, czyli konieczne badania i dalsze analizy.* Profesjonalne gazownictwo, 2011/2012.
18. **New York State Department of Environmental Conservation:** *Potential Environmental Impacts Draft SGEIS on the Oil, Gas and Solution Mining Regulatory Program,* 2009.
19. **O’Sullivan, Paltsex S.:** *Shale Gas Production: Potential versus Actual. GHG Emissions,* 2012.
20. **Opinia Komitetu Regionów:** *Przegląd polityki UE dotyczącej jakości powietrza i emisji.* 2012.
21. **Papso J., Blauch M., Grottenthaler D.L.:** *Cabot Gas Well Treated With 100% reused Frac Fluid.* Superior Well Services, 2010.
22. **Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy:** *Oce-
na zasobów wydobywalnych gazu ziemnego i ropy naftowej w formacjach łupkowych dolnego paleozoiku w Polsce.* 2011.
23. **Pennsylvania Department of Environmental Protection:** *Jan–Jun 2012 (Unconventional wells),* in:
<https://www.paoilandgasreporting.state.pa.us/publicreports/Modules/DataExports/DataExports.aspx>, (data wejścia: 29.10.2012)
24. *PGNiG w liczbach 2011,* 2011.
25. *Plan działania prowadzący do przejścia na konkurencyjną gospodarkę niskoemisyjną do 2050 r.* Bruksela, 2011.
26. **Ramuno A., Murphy S.:** *Hydraulic Fracturing – Effects on Water Quality.* Cornell University City and Regional Planning CRP 5072, 2010.
27. *Raport Krajowy Prezesa Urzędu Energetyki 2011.* 2011.
28. **Sikora S., Szafran M.M.:** *Szczelinowanie hydrauliczne – intensyfikacja wydobycia gazu ziemnego z łupków ilastych.*
29. **Sumi L.:** *Environmental Concerns and Regulatory Initiatives Related to Hydraulic Fracturing in Shale Gas Formations: Potential Implications for North American Gas Supply.* A Report Prepared for the Council of Canadians, 2010.

30. **Szkarowski A.:** *Analiza ekonomiczna w zagadnieniach ochrony środowiska*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 8, (2006).
31. **Szkarowski A.:** *Kompleksowy problem ochrony atmosfery na początku nowego tysiąclecia*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 9 (2007).
32. **U.S. Energy Information administration:** *Natural Gas Intelligence, Natural gas spot prices (Henry Hub)*, [w:] <http://www.eia.gov/naturalgas/weekly/#tabs-prices-1>.
33. **U.S. Energy Information administration:** *Annual Energy Outlook 2012*. 2012.
34. **Wang J.:** *The Natural Gas Debate, 2012*, [w:] <http://hpronline.org/united-states/the-natural-gas-debate/>, (data wejścia: 29.10.2012).
35. www.fracfocus.org, (data wejścia: 29.10.2012).
36. www.halliburton.com/public/projects/pubsdata/hydraulic_fracturing/fluids_disclosure.html, (data wejścia: 17.12.2012 r.).

Selected Environmental and Technological Aspects of Shale Gas Exploration and Extraction

Abstract

The aim of the paper is to characterize potential emissions from shale gas extraction with emphasis on carbon dioxide and methane in connects of achieving EU reduction targets.

Poland is on the verge of an energy revolution due to potential exploitation of unconventional hydrocarbons, mainly shale gas. This paper assess impact of shale gas extraction in the context of European climate policy. However European Commission pressure member countries to adopt more ambitious reduction targets in recent years we can observe a slowdown in improvements to EU air quality law.

Shale gas boom in USA provided low-price natural gas which has had great impact on U.S. power sector. Since 2008 many coal power plants have been closed (coal's share of annual generation has declined from 48% to 36%) which has led to a 13% reduction of carbon dioxide emissions. Lawmakers have to consider whether shale gas extraction in Europe could have benefits in reducing GHG emissions..



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

Annual Set The Environment Protection
Rocznik Ochrona Środowiska

Volume/Tom 15. Year/Rok 2013

ISSN 1506-218X

2510–2525

Samooczyszczanie wód w procesie tworzenia form deltowych

Martyna A. Rzętała
Uniwersytet Śląski, Sosnowiec

Andrzej Jaguś
Akademia Techniczno-Humanistyczna, Bielsko-Biała

Mariusz Rzętała
Uniwersytet Śląski, Sosnowiec

1. Wstęp

W sytuacji powszechnej antropopresji na wody powierzchniowe, niezwykle istotna jest ich zdolność do samooczyszczania. Samooczyszczanie zachodzi zarówno w środowiskach prądowych (wodach płynących), jak i limnicznych (wodach stojących). Procesy oczyszczające w wodach płynących są w przewadze związane z chemicznym i biochemicznym utlenianiem, natomiast samooczyszczanie wód stojących polega głównie na sedymentacji cząstek stałych (także tych chemicznie wytrąconych z roztworu). Odrębnym procesem o znaczeniu oczyszczającym, charakterystycznym dla obu środowisk, jest asymilacja zanieczyszczeń przez organizmy żywe.

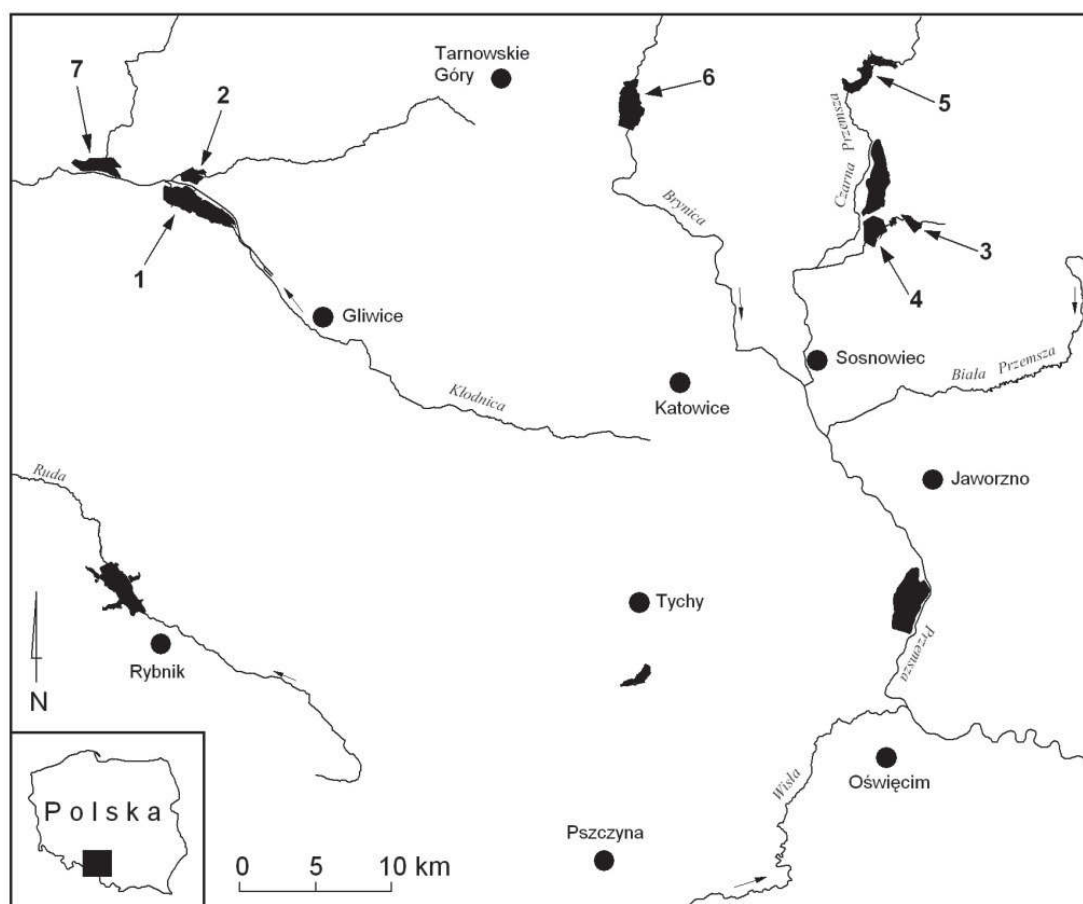
Duże znaczenie dla samooczyszczania wód mają strefy dopływu cieków do zbiorników limnicznych. Dochodzi tu do spadku prędkości płynięcia wody, co sprzyja deponowaniu transportowanego materiału, zarówno unoszonego w wodzie, jak i przemieszczanego po dnie. W efekcie powstają formy deltowe – w małej skali są to stożki napływowe, natomiast w ujściach większych rzek delty. Rzętała [19] ocenia, że strefa tworzenia form deltowych pełni rolę podobną do osadnika wstępnego w technologii oczyszczania ścieków. Wiedzę w tym zakresie wykorzystuje się między innymi podczas konstruowania tzw. zbiorników wstęp-

nych, przechwytyjących napływający rzeką materiał przed jej dopływem do zbiornika głównego, co ma zapobiegać głównie jego zamulaniu [2].

Opisywane w literaturze badania nad tworzeniem form deltowych koncentrują się raczej na analizie procesów erozyjnych i sedymentacyjnych, i dotyczą zazwyczaj dużych delt formowanych w strefach ujściowych rzek do mórz i oceanów, np. delty Nilu [23], Huang He i Jangcy [12, 21], Mississippi [3], czy Dunaju [22]. Rzadko spotyka się prace na temat delt tworzonych w zbiornikach śródlądowych [13, 15, 20] – analizom poddawane są zazwyczaj całościowe pokrywy osadów dennych w kontekście zamulania zbiorników [10, 25] lub akumulacji zanieczyszczeń w osadach [5, 14]. W niniejszej pracy podjęto problematykę powstawania form deltowych w aspekcie oczyszczania wód. Jako obiekty badań wykorzystano antropogeniczne zbiorniki wodne regionu górnośląskiego, położonego w południowej Polsce (rys. 1). Celem badań było rozpoznanie ilościowo-jakościowej depozycji osadów w rejonie delt i ocena tego procesu w kontekście poprawy zasobów wodnych. Badania te mogą być szerzej wykorzystane do analiz nad zamulaniem zbiorników, a także nad zagrożeniami ekologicznymi związanymi z napływem materii allochtonicznej. Nie pozostają też bez znaczenia dla dyskusji na temat funkcji form deltowych w środowisku przyrodniczym oraz możliwości ich gospodarczego wykorzystania.

2. Metody

Badaniami objęto 7 zbiorników wodnych, w których zaobserwowano występowanie wyraźnych form deltowych w strefach ujściowych zasilających cieków. Były to następujące zbiorniki, położone w północnej części regionu górnośląskiego (rys. 1): Dzierżno Duże zasilany przez Kłodnicę, Dzierżno Małe z dopływającą Dramą, Pogoria I oraz Pogoria III na cieku Pogoria, Przeczyce na rzece Czarna Przemsza, Kozłowa Góra przyjmujący wody Brynicy oraz Pławniowice, do którego uchodzi Potok Toszecki. Zbiorniki te pod względem genetycznym należą do zaporowych, poeksploatacyjno-zaporowych lub poeksploatacyjnych. W przypadku każdego zbiornika rozpoznano cechy środowiskowe obszaru zlewniowego, w tym zwłaszcza formy użytkowania terenu. Analizy przeprowadzono na mapach topograficznych w skali 1:10000 oraz obrazach satelitarnych. Posłużyły one do oceny charakteru antropopresji na środowisko wodne.



Rys. 1. Lokalizacja badanych zbiorników wodnych w regionie górnośląskim: 1 – Dzierżno Duże, 2 – Dzierżno Małe, 3 – Pogoria I, 4 – Pogoria III, 5 – Przeczyce, 6 – Kozłowa Góra, 7 – Pławniowice

Fig. 1. Location of the water reservoirs under research in the Upper Silesian region: 1 – Dzierżno Duże, 2 – Dzierżno Małe, 3 – Pogoria I, 4 – Pogoria III, 5 – Przeczyce, 6 – Kozłowa Góra, 7 – Pławniowice

Prace badawcze, związane już bezpośrednio z kształtowaniem form deltowych, obejmowały działania terenowe oraz analizy laboratoryjne. Ustalenie przeciętnej wielkości dostawy rumowiska przez cieki do stref deltowych zbiorników wymagało określenia przepływu oraz wagiowego pomiaru transportowanego przez wodę materiału (przy różnych stanach wody w korycie). Morfometrię stref tworzenia delt i samych delt zarejestrowano z wykorzystaniem tachymetru, teodolitu oraz echosondy. Skład mechaniczny osadów deltowych określono metodą sitową i sito-areometryczną, natomiast ich właściwości fizykochemiczne odpowiednimi metodami laboratoryjnymi. Zawartość materii organicznej

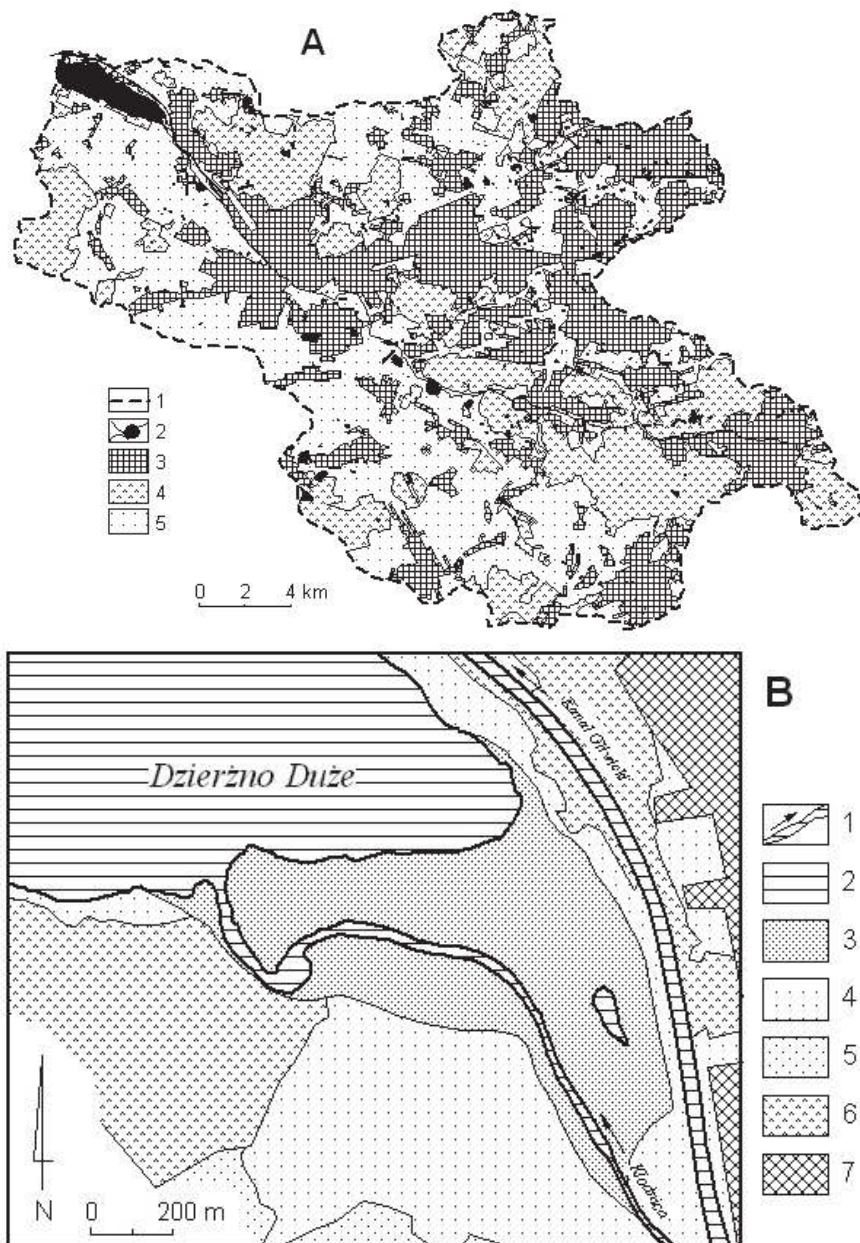
ustalono poprzez stratę wagową podczas prażenia. Oznaczenia w osadach zawartości SiO₂, TiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, MnO, MgO, CaO, Na₂O, K₂O, P₂O₅, Ba, Sr, Zr, Y, Be i V dokonywano metodą atomowej spektrometrii emisyjnej ze wzbudzeniem plazmowym (ICP) – odpowiednio przygotowana próbka o masie 0,2 g była stapiana z metaboranem litu, a następnie rozpuszczana w 15% HNO₃ i analizowana metodą ICP. Metodą ICP oznaczano także zawartości Cu, Pb, Zn, Ag, Ni, Cd i Bi po całkowitym rozpuszczeniu próbek o masie 0,25 grama, które były rozkładane w 10 ml HCl-HNO₃-HClO₄-HF w temperaturze 200°C i rozcieńczane do 10 ml w rozcieńczonej mieszaninie HNO₃ i HCl. Zawartość Au, As, Br, Co, Cr, Hf, Hg, Ir, Mo, Rb, Sb, Sc, Se, Ta, Th, U, W, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb i Lu określano metodą instrumentalnej neutronowej analizy aktywacyjnej (INAA) – aparaturę stanowił reaktor badawczy 2MW Pool Type (strumień neutronów termicznych $5 \cdot 10^{11} \text{ n cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$; pomiar promieniowania gamma przez detektory Ge ORTEC i CANBERRA typowo po 7 dniach od napromieniowania). Do oznaczenia zawartości Nb, Rb, Pb, Ga, Sn i S wykorzystano metodę rentgenowskiej analizy fluorescencyjnej w próbkach osadu o masie 6 g sprasowanych w pastylki $\phi 32$ mm z alkoholem poliwinylowym jako substancją wiążącą. W niniejszej pracy zostaną przedstawione wyniki dotyczące części z wymienionych analiz.

3. Wyniki i dyskusja

Region górnośląski jest uznawany za jeden z najbardziej zurbanizowanych i uprzemysłowionych regionów Polski, a jego rozwój wynikał z występowania i wydobycia surowców skalnych (węglu kamiennego, rud cynku i ołowiu, piasku, dolomitu i innych). W centralnej części regionu dominuje górnictwo, hutnictwo, przemysł maszynowy i przetwórczy (wraz z towarzyszącym sektorem usług), natomiast obrzeża są zagospodarowane rolniczo. Działalność człowieka powoduje poważne zanieczyszczenie wód płynących [8], co sprzyja (w sytuacji zasilania zbiorników wodnych) tworzeniu form deltowych [20] i ogólnie pokryw osadów dennych [18]. Z uwagi na pojezierny charakter regionu [17], gdzie wiele antropogenicznych zbiorników wodnych to akweny przepływowe, formy deltowe stały się istotnym elementem środowiska geograficznego na tym obszarze.

Tworzenie form deltowych jest bezpośrednio związane z obciążeniem cieków uchodzących do zbiorników. Ilość transportowanego materiału zależy od litologii zlewni, ale w przypadku regionu górnośląskiego w dużym stopniu także od wpływów antropogenicznych – cieki są zanieczyszczane ściekami, wodami technologicznymi, wodami kopalnianymi, spływami erozyjnymi z hałd górniczych bądź agrocenoz itp. W regionie górnośląskim istotne znaczenie w kształtowaniu transportu fluwialnego odgrywa również litologia utworów będących przedmiotem eksploatacji. Dotyczy to zwłaszcza kopalni zawierających węgiel kamienny. Miał węglowy wydobyty wraz z urobkiem trafia do cieków, a następnie jest przenoszony przez wodę i ulega akumulacji w obrębie form deltowych i głębokowodnych osadów dennych. Przeprowadzone prace wykazały, że ilość materii dopływająca do badanych zbiorników jest zróżnicowana i zależy od charakteru antropopresji na obszarze zlewniowym. Przykładowo ilość wleczyn i toczyn wprowadzanych do zbiorników wynosiła: 12 mg/s do zbiornika Pogoria III (zlewnia półnaturalna), 150 mg/s do zbiornika Przeczyce (zlewnia miejsko-rolnicza), 138 mg/s do zbiornika Kozłowa Góra (zlewnia rolnicza) i aż 370000 mg/s do zbiornika Dzierżno Duże (zlewnia miejsko-przemysłowa). Równie duże zróżnicowanie dotyczy transportu zawiesin i unosin, których ilości dopływające do wymienionych zbiorników wynoszą: 1,6 g/s (Pogoria III), 9,2 g/s (Przeczyce), 7,7 g/s (Kozłowa Góra) oraz 448,0 g/s (Dzierżno Duże).

Efektom depozycji transportowanego materiału w badanych zbiornikach są formy deltowe o powierzchni od kilkuset m² do około 1 km². Do uwarunkowań decydujących o ich rozwoju należy zaliczyć morfometrię misy, a zwłaszcza ukształtowanie dna w strefie kontaktu wód rzecznych i limnicznych. Również wahania stanów wody w zbiornikach są istotnym czynnikiem morfotwórczym – amplituda wahań stanów wody wyznacza strefę zmian poziomów bazy erozyjnej, a tym samym przestrzenny zasięg występowania procesów erozyjnych i sedymentacyjnych. Największa forma deltowa powstała w ujściu rzeki Kłodnicy do zbiornika Dzierżno Duże (rys. 2). Powierzchnia tej delty podczas niskiego stanu wody przekracza 1 km², a jej miąższość sięga miejscami nawet kilkanaście metrów. Delta opada ku zbiornikowi stromą krawędzią, przechodząc w pokrywę osadów dennych o miąższości od kilkunastu centymetrów do 1,5 metra. Kubaturę delty szacuje się na nieco ponad 2 mln m³.



Rys. 2. Użytkowanie zlewni zbiornika Dzierżno Duże (A) oraz delta utworzona przez Kłodnicę w tym zbiorniku (B); **A:** 1 – granice zlewni, 2 – wody powierzchniowe, 3 – tereny zurbanizowane (w tym przemysłowe), 4 – tereny leśne, 5 – grunty rolne; **B:** 1 – cieki, 2 – zbiorniki wodne, 3 – delty, 4 – tereny darniowe, 5 – pola uprawne, 6 – lasy i zadrzewienia, 7 – tereny przemysłowe

Fig. 2. Development in the Dzierżno Duże reservoir catchment (A) and the delta of Kłodnica River in this reservoir (B); **A:** 1 – river catchment boundaries, 2 – surface waters, 3 – urban areas (including industrial), 4 – woodland, 5 – agricultural land; **B:** 1 – watercourses, 2 – water reservoirs, 3 – deltas, 4 – grassland, 5 – arable land, 6 – woodland and forested land, 7 – industrial land

Depozycja wleczyn, toczyn, zawiesin i unosin mineralnych oraz materii organicznej w obrębie form deltowych jest procesem oczyszczającym wodę z cząstek stałych. Kostecki [11] na podstawie badań wykonanych w zbiorniku Dzierżno Duże stwierdził, że w czasie 10–20 minut od momentu wpływu wody w obręb misy zbiornika następuje deponowanie aż 90% cząstek dostarczanego materiału rumowiskowego. Tworzenie form deltowych ma zatem, w pierwszej kolejności, wymiar mechanicznego samooczyszczania wód. W przeprowadzonych badaniach, osady deponowane w obrębie form deltowych poszczególnych zbiorników cechował indywidualizm granularny (tab. 1). W materiale zasadniczo dominowały ziarna o średnicach większych od 0,1 mm. Na uwagę zasługuje wysoki udział cząstek najdrobniejszych ($< 0,02$ mm) w przypadku form deltowych w zbiornikach Pogoria I i Pogoria III. W świetle piaszczystej litologii zlewni [6] wskazuje to na antropogeniczne obciążenie dopływającego cieku.

Tabela 1. Uśredniony skład mechaniczny osadów deltowych

Table 1. Average mechanical composition of sediments in delta formations

Zbiornik wodny	> 0,1 mm	0,1–0,02 mm	< 0,02 mm
	(% wagowe)		
Dzierżno Duże	67,4	20,1	12,5
Dzierżno Małe	52,5	25,4	22,1
Pogoria I	63,3	9,3	27,4
Pogoria III	59,0	8,0	33,0
Przeczycze	57,8	24,0	18,2
Kozłowa Góra	44,0	27,3	28,7
Pławniowice	72,8	11,4	15,8

Depozycja cząstek stałych w obrębie form deltowych a następnie dna zbiorników skutkuje, między innymi, ujemnym bilansem ładunku zawiesin w relacji dopływ-odpływ w przypadku większości badanych zbiorników. Według danych Rzętały [16], średniorocznie do zbiornika Dzierżno Duże dopływa 47000 ton zawiesin, a odpływa zaledwie 1797 ton. Dla Dzierżna Małego wartości te wynoszą 1055 i 639 ton, dla Przeczyc 905 i 547 ton, a dla Pławniowic 636 i 315 ton.

W obrębie form deltowych deponowane są oprócz związków mineralnych także substancje organiczne. Jest to istotne dla poprawy

i ochrony jakości wód, gdyż przedostająca się do zbiorników materia organiczna jest, między innymi, odpowiedzialna za zużycie rozpuszczonego tlenu, czy też wydzielanie substancji toksycznych w warunkach rozkładu beztlenowego. Analizy (prażenie) materiału osadowego badanych form wykazały obecność substancji organicznych średnio w ilości od 7,06% w przypadku zbiornika Pogoria I do 48,74% w delcie Kłodnicy (tab. 2). Tak duża strata przy prażeniu dla osadu ze zbiornika Dzierżno Duże wynika ze znacznego udziału w jego składzie miału węglowego. Z tego też względu osady deltowe Dzierżna Dużego są eksploatowane na dużą skalę z przeznaczeniem na cele energetyczne. Z rumoszu wydziela się frakcję przydatną energetycznie, która stanowi około 70–80% osadu. W efekcie procesów uzdatniających uzyskuje się paliwo spełniające wymogi paliwa węglowego, charakteryzujące się wartością opałową rzędu 10000–10500 kJ/kg [1]. Eksploatacja delty przeciwdziała jednocześnie zamulaniu zbiornika.

Tabela 2. Skład podstawowy osadów form deltowych – zakres wartości
Table 2. Basic composition of deltas sediments – values range

Zbiornik wodny	SP*	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	K ₂ O	P ₂ O ₅
	[%]						
Dzierżno Duże	6,90–58,89	13,19–79,94	4,45–16,86	2,60–32,22	0,43–6,14	0,83–2,51	0,07–7,74
Dzierżno Małe	19,17–34,47	26,27–48,36	5,57–9,78	2,57–4,16	12,37–26,81	0,81–1,70	0,20–0,39
Pogoria I	0,12–13,57	56,95–71,05	11,50–14,80	7,56–10,09	2,01–2,24	1,80–2,62	0,19–0,29
Pogoria III	7,78–10,77	61,25–71,05	7,91–14,80	2,83–5,64	2,74–4,43	1,91–2,61	0,09–0,13
Przeczyce	18,65–33,78	37,66–56,03	7,76–9,78	5,23–6,73	5,13–9,98	1,17–1,70	0,31–0,82
Kozłowa Góra	23,84–27,49	51,11–60,36	8,08–8,38	3,49–6,08	1,35–2,41	1,23–1,31	0,29–0,31
Pławniowice	3,24–33,07	24,97–82,80	3,66–11,07	2,09–3,68	0,58–29,75	0,70–2,26	0,09–0,43

*SP – strata przy prażeniu / loss on ignition

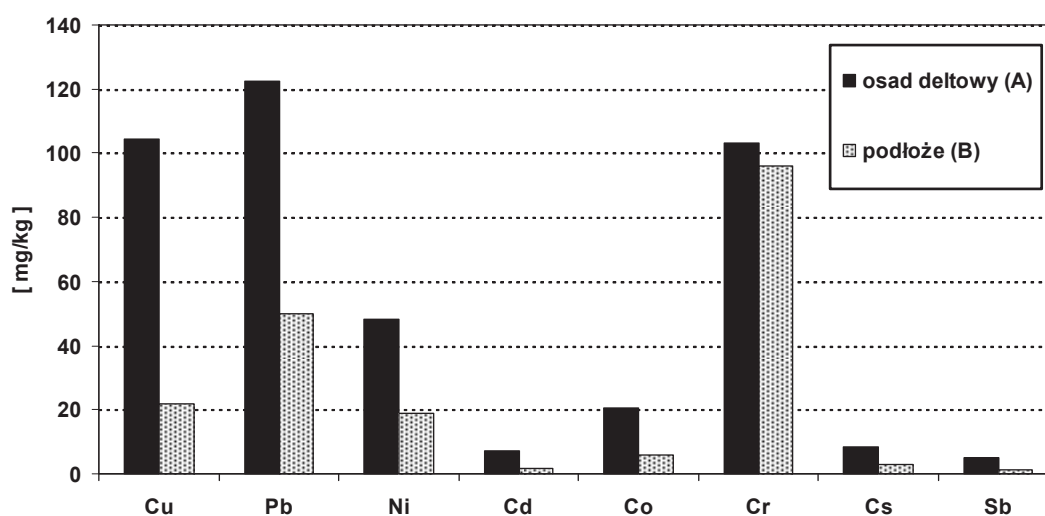
Obok materii organicznej, materiałem budulcowym form deltowych są głównie SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 (jako podstawowe minerały lub ich komponenty), a także związki wapnia, potasu i fosforu (tab. 2). Ich udział zależy od litologii zlewni oraz charakteru wpływów antropogenicznych. Odzwierciedla to np. ponad 60% średni udział dwutlenku krzemu w osadach nanoszonych przez Pogorię, której podłoże zlewniowe stanowią w przewadze piaski fluwioglacjalne. Z kolei duży udział wapnia w osadzie deltowym zbiornika Dzierżno Małe wynika z występowania w budowie geologicznej zlewni Dramy węglanowych utworów triasowych, aczkolwiek częściowo może być też pochodną antropopresji rolniczej – prawie 80% obszaru zlewni zbiornika zajmują grunty o charakterze rolniczym. Na większości z nich, na utworach czwartorzędowych, wykształcone są gleby wymagające wapnowania i stosowania odpowiednich nawozów, np. saletry wapniowej. Są to gleby bielice i pseudobielice (na glinach, piaskach i żwirach glacialnych) oraz brunatne wylugowane (na glinach). Wylugowanie węglanów jest też charakterystyczne dla czarnych ziemi zdegradowanych (wykorzystanych głównie pod użytki zielone, a wykształconych na utworach piaszczysto-gliniastych). Wywiady środowiskowe potwierdzają dbałość właścicieli gruntów o zapobieganie pogłębiania zakwaszenia gruntów (poprzez właściwą agrotechnikę), co jest postulowane przez służby rolno-środowiskowe ze względu na możliwość zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi w tym rejonie, pozostającym w zasięgu emisji ośrodków przemysłowych – Gliwic, Zabrze, Bytomia, Tarnowskich Gór. Tym samym możliwe jest narażenie środowiska wodnego na obciążenie materiałem nawozowym z udziałem wapnia. Szczególnie istotne dla poprawy jakości wód uchodzących do zbiorników jest akumulowanie w osadach deltowych związków fosforu. Są one bowiem odpowiedzialne za rozwój procesów eutrofizacyjnych. W środowisku wodnym większość przemian fosforu prowadzi do wytrącania jego związków (np. w połączeniach z wapniem, żelazem, glinem) i ich sedymentacji. Dodatkowo zachodzi sorbowanie fosforanów przez koloidalną frakcję różnorodnych minerałów. Formy deltowe, wespół z pokrywami osadów dennych, można zatem traktować jako środowisko przynajmniej okresowego unieruchomienia fosforu. Badania Jagusia i Rzętały [7] wykazały, że przepływ wód cieków przez zbiorniki wodne, bez względu na charakter antropogenicznych oddziaływań zlewniowych, skutkuje zmniejszeniem ładunku fosforu w relacji dopływ-odpływ.

Samoczyszczanie wody z cząstek stałych deponowanych w obrębie form deltowych jest równoczesne ze zmniejszeniem obciążenia zasorbowanymi na zawieszinach pierwiastkami śladowymi. Pierwiastki śladowe (w tym metale ciężkie) należą do mikrozanieczyszczeń sorbowanych w środowisku wodnym przez zawiesiny mineralne (np. minerały ilaste, wodorotlenki żelaza) oraz żywą i martwą materię organiczną (np. glony, związki humusowe). Stąd też ich duże koncentracje występują zwłaszcza w różnorodnych osadach [24]. Förstner i Witmann [4] dowiedli, że w układzie: woda – zawiesina – osad denny, największy procent całkowitej zawartości metali ciężkich przypada właśnie na osad denny. W badanych osadach zarejestrowano zróżnicowaną zawartość pierwiastków śladowych (tab. 3), zależną niewątpliwie od antropogenicznych uwarunkowań zlewniowych. Przykładowo bardzo wysoką koncentrację cynku w osadach deltowych ze zbiornika Kozłowa Góra można wiązać z położeniem zlewni w sąsiedztwie regionu tarnogórskiego utożsamianego m.in. z przetwórstwem rud tego pierwiastka. Z kolei najwyższą zawartość chromu odnotowano w osadach deltowych ze zbiornika Pogoria I, co może być efektem oddziaływania pobliskiego kombinatu hutniczo-metalurgicznego „Huta Katowice”. Z prezentowanych danych wynika (tab. 3), że poziom zanieczyszczenia pierwiastkami badanych osadów deltowych często przekraczał (zwłaszcza dla ołowiu, cynku i kadmu) tzw. tło geochemiczne, czyli naturalne zawartości typowe dla wszystkich rodzajów skał osadowych [9].

Oczyszczanie wody z ładunku wielu pierwiastków śladowych, a zwłaszcza metali ciężkich, poprzez ich depozycję w obrębie form deltowych potwierdza analiza porównawcza zawartości pierwiastków w osadzie deltowym oraz w osadzie podłoża, na którym uformowała się delta. Analizę taką przeprowadzono dla delty Kłodnicy w zbiorniku Dzierżno Duże. Wyniki badań dowiodły wyraźnej akumulacji części pierwiastków w osadzie deltowym – w podłożu ich koncentracje były znacznie niższe (rys. 3). Na antropogeniczny charakter osadu delty Kłodnicy, który można określić mianem złoża antropogenicznego, wskazuje też bardzo duża różnica w zawartości materii organicznej pomiędzy osadem deltowym a podłożem – w tym pierwszym strata prażenia wyniosła średnio 48,74%, a dla osadu podłoża była równa zaledwie 8,15%.

Tabela 3. Zawartość mikroelementów w osadach deltowych – zakres wartości
Table 3. Concentration of trace elements in deltas sediments – values range

Zbiornik	Ba	As	Cu	Pb	Zn	Ni	Cd
	[mg/kg]						
Dzierżno Duże	369–2160	7,0–74,0	9,0–314,0	8,0–1620,0	71–4790	14,0–111,0	0,5–51,8
Dzierżno Małe	386–483	12,0–13,0	19,0–28,0	56,0–88,0	288–480	19,0–32,0	2,1–3,3
Pogoria I	723–750	19,0–30,0	39,0–67,0	209,3–429,0	1258–2338	44,0–52,0	14,6–29,0
Pogoria III	388–464	8,0–13,0	12,0–25,0	35,0–61,0	142–221	19,0–42,0	0,7–1,4
Przeczyce	451–533	15,5–43,0	29,5–37,0	355,5–549,0	1336–2038	25,5–29,8	9,6–15,3
Kozłowa Góra	807–1353	31,0–51,0	22,0–98,0	335,0–623,0	761–2697	18,0–35,0	8,5–27,6
Pławniowice	347–418	7,0–20,0	13,0–28,6	17,0–146,0	42–508	18,0–30,5	0,7–17,7
<i>Skąły osadowe</i> [9]	50–800	1–13	2–60	3–40	10–120	5–90	0,04–0,30
Zbiornik	Co	Cr	Cs	La	Ce	U	Th
	[mg/kg]						
Dzierżno Duże	6,0–99,0	58,0–155,0	2,6–134,0	16,9–69,1	32,0–241,0	1,5–6,9	5,3–20,4
Dzierżno Małe	10,0–17,0	45,0–86,0	3,8–5,3	16,8–33,0	32,0–71,0	2,0–3,6	4,3–10,3
Pogoria I	21,0–23,0	122,0–150,0	7,8–11,4	55,5–72,1	103,0–129,0	3,6–5,1	13,7–15,5
Pogoria III	11,0–19,0	92,0–111,0	4,0–11,3	40,1–44,3	86,0–99,0	3,6–4,6	12,7–13,9
Przeczyce	15,0–15,0	73,0–92,0	6,7–8,5	27,6–36,1	53,0–67,0	3,0–3,0	7,7–10,7
Kozłowa Góra	11,0–21,0	70,0–78,0	3,8–6,4	32,3–34,1	63,0–65,0	3,8–6,8	9,1–9,6
Pławniowice	8,0–15,0	36,0–101,50	2,2–7,3	15,4–51,0	28,0–94,0	1,8–5,0	4,1–15,0
<i>Skąły osadowe</i> [9]	0,1–20,0	5–120	0,5–10,0	4–90	7–90	0,45–4,10	1,7–12,0



Rys. 3. Zawartość wybranych pierwiastków śladowych w osadach delty Kłodnicy (A) i osadach podłoża (B)

Fig. 3. Concentration of selected trace elements in Kłodnica delta sediment (A) and underdelta sediment (B)

Z przedstawionych materiałów wynika, że osady deltowe charakteryzują się dużą zasobnością w składniki mineralne i organiczne, w tym pokarmowe związki azotu i fosforu. Stąd też delty podlegają sukcesjom roślinnym. Podczas badań zaobserwowano, że gatunkiem dominującym w porastaniu powierzchni deltowych była trzcina pospolita (*Phragmites australis*). Rozwój roślinności może być postrzegany jako dodatkowy proces służący oczyszczaniu środowiska wodnego w wyniku asymilacji biologicznej substancji mineralnych. Niejednokrotnie roślinność pełni rolę biofiltra dla wody przesączającej się lub stagnującej w obrębie delty. Warto dodać, że formy deltowe pełnią – oprócz funkcji oczyszczającej – wiele innych funkcji w środowisku przyrodniczym. Są to między innymi: podniesienie retencyjności pobliskiego obszaru, kształtowanie nowych miejsc siedliskowych, zwiększanie bioróżnorodności terenów. Formy deltowe, zwłaszcza porośnięte roślinnością szuwarową, stanowią korzystne miejsca dla rozrodu ryb i ptactwa, dla którego stanowią też atrakcyjne miejsca zimowania, gdyż dopływające wody często nie zamarzają. Przykładem delty tworzącej siedlisko o wysokich walorach przyrodniczych jest delta w zbiorniku Kozłowa Góra, która wraz z obrzeżami uzyskała status krajowej ostoi ptaków. Osobną problematyką jest możliwość gospodarczego wykorzystywania osadów deltowych, np. jako: kruszywa do celów budowlanych i drogowych, surowca do produkcji nawozów or-

ganicznych, leczniczych peloidów, materiału do celów rekultywacyjnych, nawozowego osadu ściekowego.

4. Wnioski

W regionie górnośląskim formy deltowe są istotnym elementem środowiska geograficznego. Ich dynamicznemu rozwojowi sprzyja znaczne obciążenie zanieczyszczeniami cieków uchodzących do licznych, antropogenicznych zbiorników wodnych.

Osady deltowe tylko częściowo posiadają cechy podłoża zlewniowego formujących je cieków. W zależności od wpływów antropogenicznych są zasobne w produkty uboczne przeróbki kopalin, substancje nawozowe, pierwiastki śladowe i inne zanieczyszczenia. Koncentracje wielu substancji w osadach deltowych są wyższe od znamienych dla naturalnego składu geochemicznego skał osadowych.

Tworzenie delt ma bezpośredni związek z samooczyszczaniem wód płynących. Proces samooczyszczania najlepiej odzwierciedla deponowanie znacznego ładunku cząstek stałych, mające charakter oczyszczania mechanicznego.

Depozycja materiału mineralnego i organicznego jest jednocześnie procesem unieruchamiającym (przynajmniej okresowo) w obrębie delt substancje pokarmowe (zwłaszcza związki fosforu) oraz pierwiastki śladowe, w tym metale ciężkie. Roślinność porastająca formy deltowe, pełniąc rolę biofiltra, przyczynia się do utylizacji związków biogenych i mikrozanieczyszczeń w procesie asymilacji biologicznej.

Formy deltowe stanowią ekosystemy korzystnie oddziałujące na jakość zasobów wodnych regionu górnośląskiego, tworząc w wielu przypadkach siedliska o charakterze wodno-błotnym.

Badania zostały sfinansowane ze środków Narodowego Centrum Nauki

Literatura

1. *Charakterystyka paliwa węglowego pozyskanego ze zbiornika Dzierżno Duże, Portu Gliwickiego oraz sekcji 6 i 5 Kanału Gliwickiego*. Dokumentacja pracy badawczo-usługowej. Główny Instytut Górnictwa, Katowice, 2004.
2. **Czamara A., Grzešków L.:** *Ocena skuteczności działania zbiornika wstępnego w Mściwojowie*. Inżynieria Ekologiczna, 18, 270–271 (2007).

3. **Day J.W., Barras J., Clairain E., Johnston J., Justic D., Kemp G.P., Ko J., Lane R., Mitsch W.J., Steyer G., Templet P., Yanez-Arancibia A.:** *Implications of global climatic change and energy cost and availability for the restoration of the Mississippi delta.* *Ecological Engineering*, 24, 253–265 (2005).
4. **Förstner U., Witmann G.T.W.:** *Metal pollution in the aquatic environment.* Springer Verlag, Berlin, 1981.
5. **Jaguś A., Khak V., Rzętała M.A., Rzętała M.:** *Trace elements in the bottom sediments of the Irkutsk Reservoir.* *Ecological Chemistry and Engineering A*, 19(8), 939–950 (2012).
6. **Jaguś A., Rzętała M.:** *Znaczenie zbiorników wodnych w kształtowaniu krajobrazu (na przykładzie kaskady jezior Pogorii).* Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, Wydział Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego, Bielsko-Biała – Sosnowiec, ss. 152 (2008).
7. **Jaguś A., Rzętała M.:** *Hydrochemiczne konsekwencje zasilania zbiorników przepływowych wodami zanieczyszczonymi.* *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 14, 632–649 (2012).
8. **Jaguś A., Rzętała M., Rahmonov O., Rzętała M.A., Machowski R.:** *River water pollution in areas in southern Poland with various types of anthropopressure.* *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego*, 9, 70–79 (2012).
9. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych.* PWN, Warszawa, ss. 398 (1999).
10. **Karnaukhova G.A.:** *Belt zoning of sedimentation in the Angara Cascade Reservoirs.* *Geochemistry International*, 49(6), 605–617 (2011).
11. **Kostecki M.:** *Zawiesina jako element zanieczyszczenia antropogenicznego ekosystemu wodnego na przykładzie zbiornika zaporowego Dzierżno Duże (woj. śląskie).* *Archiwum Ochrony Środowiska*, 26, 75–94 (2000).
12. **Liu S., Zhang W., He Q., Li D., Liu H., Yu L.:** *Magnetic properties of East China Sea shelf sediments off the Yangtze Estuary: Influence of provenance and particle size.* *Geomorphology*, 119, 212–220 (2010).
13. **Łajczak A.:** *Deltas in dam-retained lakes in the Carpathian part of the Vistula drainage basin.* *Prace Geograficzne Uniwersytetu Jagiellońskiego*, 116, 99–109 (2006).
14. **Roach A.C.:** *Assessment of metals in sediments from Lake Macquarie, New South Wales, Australia, using normalisation models and sediment quality guidelines.* *Marine Environmental Research*, 59, 453–472 (2005).
15. **Romashkin P.A., Williams D.F.:** *Sedimentation history of the Selenga Delta, Lake Baikal: simulation and Interpretation.* *Journal of Paleolimnology*, 18, 181–188 (1997).

16. **Rzętała M.:** *Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego.* Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, ss. 172 (2008).
17. **Rzętała M., Jaguś A.:** *New lake district in Europe: origin and hydrochemical characteristics.* *Water and Environment Journal*, 26(1), 108–117 (2012).
18. **Rzętała M.A.:** *Procesy brzegowe i osady denne wybranych zbiorników wodnych w warunkach zróżnicowanej antropopresji (na przykładzie Wyżyny Śląskiej i jej obrzeży).* Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, ss. 147, 2003.
19. **Rzętała M.A.:** *Role of sedimentation in anthropogenic reservoirs in purification of flowing waters.* *Polish Journal of Environmental Studies – Series of Monographs*, 3, 51–57 (2009).
20. **Rzętała M.A., Machowski R., Rzętała M.:** *Sedymentacja w strefie kontaktu wód rzecznych i jeziornych na przykładzie zbiorników wodnych regionu górnośląskiego.* Wydział Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego, Sosnowiec, ss. 80 (2009).
21. **Saito Y., Yang Z., Hori K.:** *The Huanghe (Yellow River) and Changjiang (Yangtze River) deltas: a review on their characteristics, evolution and sediment discharge during the Holocene.* *Geomorphology*, 41, 219–231 (2001).
22. **Stanica A., Dan S., Ungureanu V.G.:** *Coastal changes at the Sulina mouth of the Danube River as of human activities.* *Marine Pollution Bulletin*, 55, 555–563 (2007).
23. **Stanley D.J.:** *Nile delta: extreme case of sediment entrapment on a delta plain and consequent coastal land loss.* *Marine Geology*, 129, 189–195 (1996).
24. **Świdorska-Bróż M.:** *Mikrozanieczyszczenia w środowisku wodnym.* Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, ss. 144 (1993).
25. **Verstraeten G., Bazzoffi P., Lajczak A., Radoane M., Rey F., Poesen F., De Vente J.:** *Reservoir and Pond Sedimentation in Europe.* In: Boardman J., Poesen J. (Eds.): *Soil Erosion in Europe.* John Wiley & Sons Ltd., Oxford, 757–774 (2006).

Self-purification of Waters During Creation of Delta Forms

Abstract

The article concerns the self-purification of running waters in areas where they flow into water bodies. At such places, delta forms (alluvial fans, deltas) are created that are built up of the material accumulated by the watercourse. The study was conducted in the Upper Silesia region in southern Poland and concerned delta forms created in seven water bodies (Dzierżno Duże, Dzierżno Małe, Pogoria I, Po-

goria III, Przeczyce, Kozłowa Góra, Pławniowice). The choice of the Upper Silesia region as the study area was dictated by the specific process whereby delta forms are created. In this region, which is among the most urbanised and industrialised in Poland, which results in most polluted surface waters. Running waters are heavily burdened with wastewater, by-products from processing minerals (particularly coal dust), technological water, sewage sludge, fertilisers, etc. The deposition of pollutants in river mouths leads to the rapid creation of delta forms with areas ranging from several hundred square metres to around 1 sq. km. The largest delta form has been created at the place where the Kłodnica River enters the Dzierżno Duże reservoir. During low water its area exceeds 1 sq. km and its thickness exceeds ten metres in some places. The overall volume of the Kłodnica River delta is estimated to be slightly over 2 million cu. m.

Owing to the deposition that is taking place, running waters are subject to self-purification, particularly with respect to the solid particles they carry. This is a mechanical purification process. Apart from mineral substances, a significant amount of organic matter transported by the river is also deposited. The composition of delta sediments only partly reflects the characteristics of the substrate present in the catchments of the rivers that form the deltas in question, and the deposits often exhibit anthropogenic features. Delta sediments are a material that includes a large amount of organic matter, nutritional substances (mainly phosphorus compounds) and trace elements, including heavy metals. Concentrations of many elements exceed the levels characteristic of the natural geochemical background of sedimentary rocks. Therefore pollutants are immobilised, at least temporarily, during the process of creating the delta form, which protects the quality of the water in the water bodies. This purification effect is amplified by the vegetation overgrowing the deltas, which is dominated by common reed. This vegetation serves as a biological filter for waters that filter through it or remain stagnant, removing many pollutants by way of biological assimilation. Apart from their significance for water self-purification, deltas are important from the point of view of reducing the silting up of water bodies. Delta forms perform many functions in the natural environment as well. These include increasing the retention capacity of the surrounding area, shaping new habitats and increasing local biodiversity.



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

Annual Set The Environment Protection
Rocznik Ochrona Środowiska

Volume/Tom 15. Year/Rok 2013

ISSN 1506-218X

2526–2545

Tradycyjne i alternatywne metody oceny intensywności procesu sekwestracji ditlenku węgla przez kruszywo betonowe z recyklingu

*Jacek Mądrawski, Klaudia Ziemblińska,
Radosław Juszcak, Daniel Zawal
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

*Janusz Olejnik
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań,
Global Change Research Center, AS CR, v.v.i. Brno, Czechy*

1. Wstęp

Negatywny wpływ działalności ludzkiej na środowisko, ze względu na postępujący w zastraszająco szybkim tempie proces ocieplenia klimatu, wywołany w głównej mierze wzrostem stężenia gazów cieplarnianych w atmosferze (tj. ditlenek węgla, metan, para wodna czy podtlenek azotu) jest tematem szeroko dyskutowanym. Najnowszy raport Międzyrządowego Panelu ds. Zmian Klimatycznych IPCC z lutego 2007 za ten stan obarcza winą przede wszystkim zwiększającą się ilość spalanych paliw kopalnych. Na świecie w 2005 roku łączna emisja CO₂ pochodząca z tego procesu wyniosła 26,4 mld ton. Wnioski, jakie można wyciągnąć z raportu jednoznacznie wskazują na konieczność zmniejszenia emisji gazów szklarniowych, głównie CO₂, pochodzących z aktywności ludzkiej i to w szybszym niż dotychczas tempie. Bez wątplenia jednym z wiodących emiterów tego gazu jest przemysł cementowy. Jako jedna z licznych gałęzi gospodarki przemysł cementowy odpowiedzialny jest za ok. 5% globalnej emisji gazów cieplarnianych pochodzenia antropogenicznego. Jednocześnie światowa produkcja cementu stale wzrasta,

szczególnie w okresie ostatnich 40 lat [1]. Przykładowo w 2002 roku wyprodukowano ponad 1,67 mld ton cementu na świecie. W tym czasie wartość ta wyniosła w naszym kraju 15,1 mln ton. Z punktu widzenia ochrony środowiska bardziej istotną informacją jest nie tyle globalna produkcja cementu, co ilość emitowanych przy jego pozyskiwaniu gazów szklarniowych. Średnia jednostkowa emisja CO₂ na świecie wg danych na rok 2000 wyniosła ok. 0,87 kg CO₂/kg cementu [17]. Porównując wskaźniki emisji przedstawione przez wspomnianych autorów, w różnych częściach świata, zauważyć można, że najwyższą wartość (prawie 1 kg CO₂ na kg cementu) uzyskały zakłady przemysłowe z Ameryki Północnej. Polska, sklasyfikowana jako państwo Europy Wschodniej, emituje nieco mniej niż średnio na świecie, ok. 0,75 kg CO₂/kg cementu. Ministerstwo Środowiska przeciwstawia tym wartościom swoje wyliczenia – w 2006 r. wskaźnik emisji dla naszego kraju wyniósł bowiem 0,818 t ditlenku węgla na tonę cementu [12]. Powrót do dyskusji na temat przyznawanych limitów emisji CO₂ dla przemysłu cementowego w Unii Europejskiej spowodował zagrażający polskiemu przemysłowi cementowemu limit w wysokości 766 kg CO₂ na tonę cementu portlandzkiego, który w założeniu ma obowiązywać od 2013 r., a który jest średnio o 60 kg niższy od deklarowanych przez Ministerstwo Środowiska ilości emitowanych w naszym kraju.

Szansą na złagodzenie bilansu gazów szklarniowych oprócz oczywistej redukcji emisji jest sekwestracja ditlenku węgla w specjalnie przeznaczonych do tego utworach geologicznych. Jak każdy skomplikowany proces technologiczny jest to jednak bardzo droga i wymagająca metoda. Termin sekwestracji można jednak rozszerzyć na dziedziny związane z szerokokorozumianym przemysłem. Określa się tym mianem szereg działań mających na celu ograniczenie ilości ditlenku węgla emitowanego do atmosfery (z ang. *Carbon Capture and Storage, CCS*). Proces ten w uproszczeniu składa się z kolejno następujących po sobie czynności: wychwytywania i oddzielania ditlenku węgla ze spalin, transportu oraz składowania CO₂ w określonym miejscu [16]. Jednym z alternatywnych sposobów „unieszkodliwiania” tego gazu szklarniowego, nie wymagającym nakładów finansowych ani wykorzystania skomplikowanych technologii, jest naturalny proces karbonatyzacji betonu. Pochłanianie ditlenku węgla oraz chemiczne jego związanie przez fazę cementową stanowić może zatem specyficzny rodzaj sekwestracji.

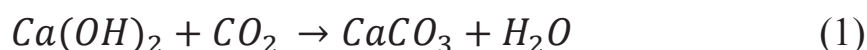
Proces karbonatyzacji betonu został szeroko przebadany, głównie z uwagi na jego wpływ na właściwości mechaniczne różnego rodzaju betonów. Stosowana metodyka zakłada jednak wykorzystanie przyspieszonej karbonatyzacji, w której stężenia gazu są wielokrotnie wyższe od naturalnych [3]. Tę technikę stosuje się również w prefabrykacji do uzyskania pełnej wytrzymałości betonu w krótkim czasie.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie wyników badań intensywności pochłaniania ditlenku węgla w procesie karbonatyzacji przez betonowe kruszywo, powstałe poprzez rozkruszenie próbek młodego betonu. Z uwagi na fakt, że w konstrukcjach betonowych zaledwie niewielka część przekroju elementu ulega karbonatyzacji, a jego rdzeń jest wolny od produktów tego procesu, przygotowany do badań materiał odzwierciedla faktyczny charakter kruszywa recyklingowego. Ponadto, wykorzystanie wytworzonego na potrzeby eksperymentu kruszywa betonowego zamiast tradycyjnego kruszywa recyklingowego, pozyskiwanego ze starych konstrukcji, dawało możliwość analizy materiału o znanych właściwościach (szczególnie w/c). Eksperyment prowadzono metodą przyspieszoną z wykorzystaniem stężeń CO_2 rzędu 8%. Dodatkowo w 2012 roku wykonano nowatorski eksperyment polegający na pomiarze tempa tego procesu przy naturalnych stężeniach gazu z wykorzystaniem techniki dynamicznych komór zamkniętych. Zainteresowanie próbkami betonu w postaci rozkruszonej wynika z faktu braku kompletnej wiedzy na temat analizowanego procesu w odniesieniu do kruszyw. Wiele modeli karbonatyzacji pomija bowiem fakt istnienia „drugiego życia” konstrukcji betonowej (recyklingu materiałowego). Skala problemu odpadów budowlanych na świecie (w tym także gruzu betonowego) to, jak podaje Mądrowski [11] za Ajdukiewicz i Kliszczewicz [2] ok. 1–1,2 mld ton rocznie wg danych na rok 2000. Roczna produkcja tych odpadów w 15 krajach Unii Europejskiej sięga ok. 180 mln ton [14]. Polska nie odbiega w statystykach od średniej europejskiej i wg Jasiczaka [5] w ciągu roku ilość gruzu betonowego może wynieść ok. 1 mln ton, przy czym w miarę upływu czasu liczba ta będzie wzrastać.

2. Podstawy teoretyczne

Interakcja ditlenku węgla ze składnikami betonu (zaczynu cementowego) odbywa się nawet przy niskich stężeniach tego gazu, tj. w powietrzu wiejskim, gdzie objętościowa zawartość CO₂ w powietrzu wynosi ok. 0,03% (300 ppm obj.). W laboratorium (bez wentylacji) jego koncentracja może wzrosnąć do ok. 0,1%, a na terenach silnie zurbanizowanych osiąga wartość nawet 1% (przeciętnie w dużych miastach wynosi 0,3%) [13]. Dyfuzja ditlenku węgla może mieć miejsce również w suchym betonie [15], ale z powodu braku wody nie zachodzi wówczas jego reakcja z kamieniem cementowym.

W uproszczeniu proces karbonatyzacji polega na reakcji CO₂, przenikającego przez pory do wnętrza betonu, ze składnikami stwardniałego zaczynu cementowego. Najwyższy potencjał do reakcji z jonami węglanowymi wykazuje portlandyt: Ca(OH)₂, a produktem jest wówczas węglan wapnia. Nie jest to jednak jedyny związek tego typu ulegający karbonatyzacji. Oddziaływaniu CO₂ ulega także faza uwodnionych krzemianów wapnia C-S-H oraz pozostałe fazy glino-krzemiano-wapniowe [13]. Produktem reakcji karbonatyzacji, oprócz węglanu wapnia jest także woda. Zapis reakcji w postaci cząsteczkowej i jonowej przedstawia odpowiednio wzór 1 i 2



Powstały w wyniku reakcji CaCO₃ krystalizuje w porach betonu, w wyniku czego następuje zmniejszenie liczby kapilar o pewnych określonych rozmiarach. Proces karbonatyzacji jest procesem powolnym, a czas jego trwania w odniesieniu do konstrukcji betonowych szacuje się na dziesiątki lat. W wyniku syntezy CO₂ i składników zaczynu cementowego alkaliczne środowisko cieczy porowej ulega „zakwaszeniu” co niesie ze sobą poważne skutki, szczególnie w przypadku betonu zbrojonego. O ile w betonie nienaruszonym pory stwardniałego zaczynu cementowego wypełnione są cieczą o pH w granicach 12,6–13,5 to w wyniku reakcji z CO₂ odczyn ten osiąga wartość 9, skrajnie 8,3 gdy cały Ca(OH)₂ ulegnie karbonatyzacji. Jeśli strefa niskiego pH dotrze do powierzchni stali zbrojeniowej warstewka pasywacyjna ulega zniszczeniu, a przenikający przez pory tlen zapoczątkowuje korozję zbrojenia. War-

tość pH, przy której otulina betonowa traci właściwości pasywacyjne to $\text{pH} = 11,8$ [15]. W przypadku betonów niezbrojonych karbonatyzacja może mieć konsekwencje pozytywne. Jednym ze skutków procesu jest zmniejszenie porowatości betonu, co spowodowane jest tym, że powstający w wyniku reakcji CaCO_3 zajmuje większą objętość niż Ca(OH)_2 . Ponadto, dzięki powstającej w wyniku karbonatyzacji wodzie niezhydryzowanej dotychczas ziarna cementu mogą ulec uwodnieniu, co zwiększy powierzchniowo twardość, a tym samym wytrzymałość betonu (za wyjątkiem cementu supersiarczanowego, w którym w wyniku procesu obserwuje się spadek wytrzymałości oraz betonu świeżego, niedostatecznie stwardniałego ze względu na rozmiękczenie jego powierzchni).

Wśród wielu czynników wpływających na tempo procesu karbonatyzacji szereg autorów podaje wilgotność środowiska, jako ten o największym znaczeniu. Zbadano, że maksimum szybkości karbonatyzacji przypada na 40–80% wilgotności względnej powietrza w otoczeniu którego znajduje się betonowa konstrukcja [10]. Tempo procesu zależy także w dużej mierze od właściwości samego betonu, głównie od jego przepuszczalności i porowatości, co związane jest ze stosunkiem wody do cementu (w/c) – im większy stosunek w/c , tym większa szybkość procesu (rys. 1). Można zatem stwierdzić, że szybkość karbonatyzacji jest odwrotnie proporcjonalna do wytrzymałości betonu – betony słabsze (o wyższym w/c i niższej zawartości cementu) będą ulegały temu procesowi znacznie łatwiej niż betony o wysokiej wytrzymałości na ściskanie (zatem o niższym w/c i większej zawartości cementu). Znaczenie ma również stężenie ditlenku węgla i temperatura powietrza. Zależność szybkości procesu karbonatyzacji od stężenia tego gazu szklarniowego przedstawiono na rys. 2. Można na tej podstawie wysunąć przypuszczenie, że im wyższa zawartość CO_2 w powietrzu, tym szybszy będzie przebieg karbonatyzacji [4].

Ditlenek węgla i woda są ogólnodostępne w naturalnym środowisku co sprawia, że karbonatyzacja betonu jest procesem powszechnym. W zależności od składu mieszanki betonowej, typu struktury i warunków środowiska, beton jest więc narażony na całkowitą karbonatyzację przez lata, dziesiątki lat, czy wieków [8]. Karbonatyzacja zachodzi stopniowo, tzn. od zewnętrznej strony betonu, która wystawiona jest na kontakt z ditlenkiem węgla. Tempo procesu wykazuje jednak tendencję malejącą. Wynika to z faktu utrudnienia przez skarbonatyzowaną powierzchniową

strefę betonu dyfuzji CO₂. Środowiskiem przebiegu reakcji jest ciecz porowa, w której proces przenikania gazów przebiega o cztery rzędy wielkości wolniej niż w powietrzu, stąd szybkość karbonatyzacji zależy w znacznej mierze od zawartości wilgoci w betonie, która zmienia się wraz z odległością od powierzchni. Zbyt duży stopień nasycenia porów wodą obniża szybkość procesu, a zbyt niska wyhamowuje zachodzące reakcje. Największa szybkość karbonatyzacji obserwowana jest przy wilgotności względnej pomiędzy 50% a 70%.

Szybkość karbonatyzacji warunkowana jest nie tylko możliwością dyfuzji CO₂ do wnętrza porów betonu [15]. Proces ten jest bardziej złożony i zależy przede wszystkim od:

- występowania związków powstających w wyniku hydratacji cementu i mogących reagować z CO₂ oraz od ich ilości,
- rozpuszczalności Ca(OH)₂ i łatwości jego przechodzenia do roztworu cieczy porowej,
- rozpuszczalności ditlenku węgla w wodzie zawartej w porach betonu i jego reakcji z Ca(OH)₂, NaOH, KOH oraz innymi składnikami betonu zdolnymi do reakcji z CO₂,
- zmniejszenia objętości porów w związku z powstaniem produktów hydratacji i karbonatyzacji.

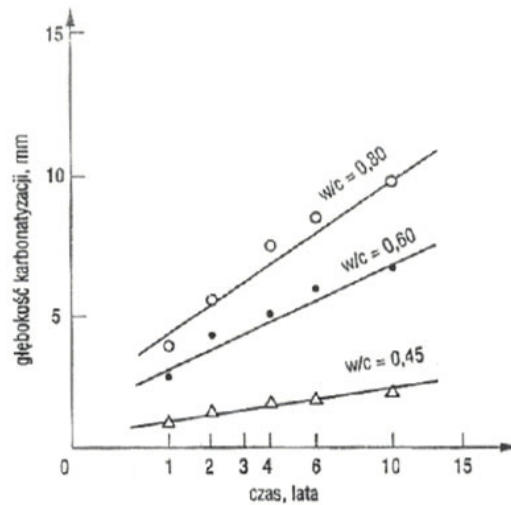
Reasumując, tempo karbonatyzacji regulowane jest rozmiarem i geometrią porów, ich nasyceniem wodą, rodzajem zastosowanego cementu oraz procesami chemicznymi zachodzącymi w porach betonu. Ponadto, uzależnione jest od czynników zewnętrznych: temperatury i stężenia ditlenku węgla w otoczeniu betonu.

Istnieje wiele empirycznych wzorów opisujących ilość zaabsorbowanego w procesie karbonatyzacji CO₂. Przykładową formułę podano poniżej (wzór 3):

$$a = 0,75 \cdot C \cdot CaO \cdot \frac{M_{CO_2}}{M_{CaO}} \quad (3)$$

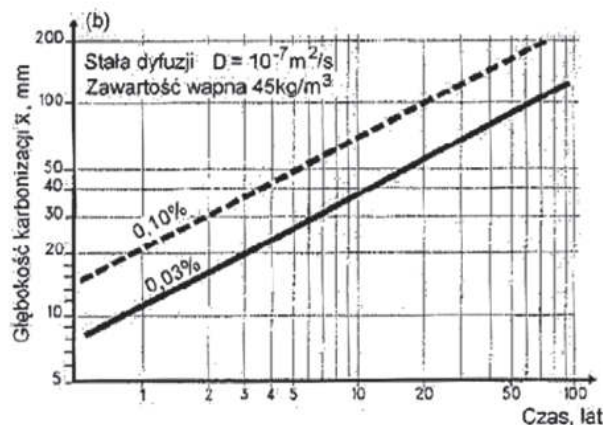
gdzie:

- a – ilość ditlenku węgla zaabsorbowanego przez beton [kg/m³],
- C – masa cementu portlandzkiego użytego na m³ betonu [kg],
- CaO – procentowa zawartość CaO w cemencie (zwykle 65%) [-],
- M – masa molowa CO₂ i CaO [g·mol⁻¹].



Rys. 1. Wykres zależności głębokości karbonatyzacji od stosunku w/c [10]

Fig. 1. Diagram of relationship between carbonation depth and w/c rate [10]



Rys. 2. Wpływ zewnętrznej koncentracji ditlenku węgla na szybkość karbonatyzacji. Obliczenia teoretyczne [4]

Fig. 2. The impact of external carbon dioxide on the rate of carbonation process. Theoretical computing [4]

Reasumując można stwierdzić, że proces karbonatyzacji (zgodny z prawem pierwiastka kwadratowego z czasu ekspozycji) ulega spowolnieniu w czasie. Dla każdego elementu można określić graniczny zasięg karbonatyzacji, poza którym beton jest w stanie wyjściowym (skład fazowy praktycznie identyczny ze stanem początkowym), karbonatyzacja obejmuje zatem tylko część przekroju poprzecznego elementu konstrukcji. Trzeba jednak pamiętać, że każda konstrukcja betonowa z czasem

przestaje pełnić swoje funkcje użytkowe i od tego momentu pojawia się problem zagospodarowania odpadu powstałego po wyburzeniu. Zastosowanie kruszenia jako metody utylizacji betonu odpadowego powoduje, że części, które stanowiły wnętrze przekroju elementów konstrukcji (np. ścian, słupów) zaczynają intensywnie karbonatyzować. Jednocześnie zwiększenie powierzchni właściwej przyczynia się do zwielokrotnienia ilości pochłanianego CO₂ z atmosfery, a tym samym pozytywnie wpływa na środowisko.

3. Materiały i metody

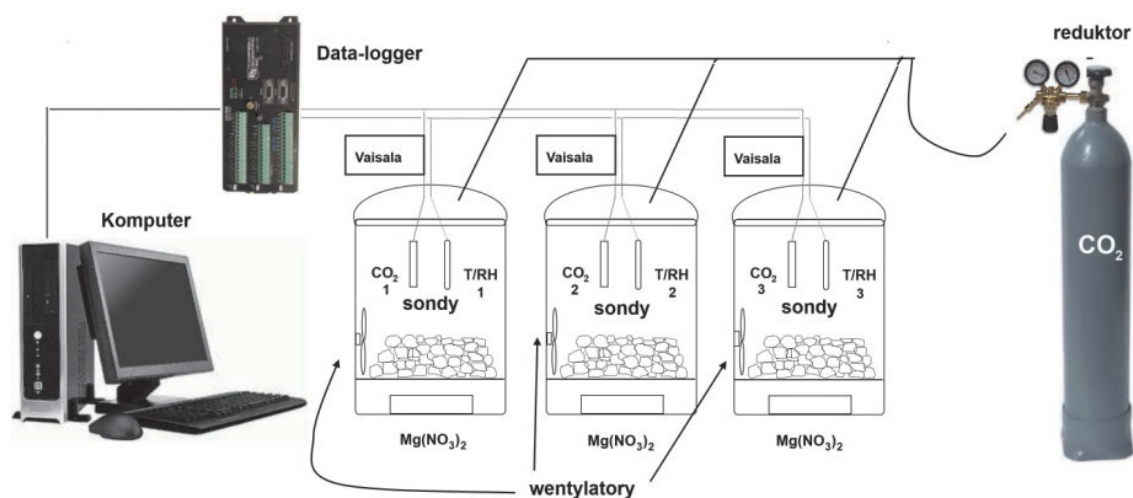
3.1. Badanie pochłaniania CO₂ w metodzie przyspieszonej.

Badania nad procesem karbonatyzacji kruszywa betonowego przeprowadzono w laboratorium Katedry Mechaniki Budowli i Budownictwa Rolniczego w ramach grantu N N305 356638 z wykorzystaniem metody przyspieszonej. W tym celu kolejne porcje kruszywa przeznaczone do analizy umieszczano w specjalnie zbudowanych eksykatorach. Szklane naczynia szczelnie połączono z aparaturą pomiarową w postaci rejestratora danych (CR 1000, Campbel Sci., USA) oraz komputera klasy PC wraz systemem zaworów elektromagnetycznych do kontrolowania ilości i ciśnienia CO₂. Elementem wyposażenia systemu była również butla z CO₂ do napełniania i wyrównywania stężenia gazu w eksykatorach. Ze względu na fakt, że ditlenek węgla jest gazem cięższym od powietrza wymagane było mieszanie gazu w eksykatorze za pomocą zamontowanych w tym celu wentylatorów (rys. 3).

Warunki, w których umieszczono próbki kruszywa (w eksykatorach) pozostały niezmiennie przez cały okres badania. Wzorując się na eksperymencie przeprowadzonym przez Engelsena i in. [3] ustalono stałą wartość wilgotności względnej wewnątrz eksykatora na poziomie 50–60% (wykorzystanie azotanu magnezu) oraz temperaturę 21°C±3°C. Szczelne naczynie napełniono następnie ditlenkiem węgla aż do momentu, gdy jego stężenie osiągnęło założony poziom 8%. Rejestrowano następnie spadek wartości CO₂ w czasie, co odpowiada intensywności pochłaniania tego gazu przez kruszywo. Pomiar i jego rejestracja następowały automatycznie. Po spadku stężenia do wartości około 0 ppm następowało ponowne napełnienie eksykatora do osiągnięcia maksymalnego stężenia CO₂ (8% objętościowo), po czym rozpoczynano pomiar. Cały

cykl powtórzono pięciokrotnie, aby porównać szybkość procesu sekwestracji CO_2 w kolejnych fazach badania.

Każdorazowo badanie przeprowadzono dla trzech prób tego samego kruszywa. Materiał wykorzystany do badań stanowiły próbki kruszywa recyklingowego otrzymane w wyniku skruszenia normowych, sześciennych kostek betonowych o różnych stosunkach w/c (0,4; 0,5; 0,65) oraz wymiarze frakcji 2/4; 6/8 i 12/16 mm.



Rys. 3. Aparatura do pomiaru stężenia CO_2 w eksykatorach – schemat

Fig. 3. Apparatus for measuring the concentration of CO_2 in desiccators – scheme

3.2. Karbonatyzacji w warunkach „naturalnego” stężenia CO_2

Doświadczenia nad przebiegiem procesu karbonatyzacji z zastosowaniem CO_2 o stężeniach dużo wyższych niż w warunkach naturalnych (100- 1000-krotnie wyższych) wśród wielu zalet – m.in. zakończenie procesu karbonatyzacji w krótkim okresie czasu – mają też wady, m.in. konieczność wykorzystania skomplikowanego sprzętu i jego wysokie koszty. Ponadto przy odnoszeniu się do warunków rzeczywistych powstaje problem innej dynamiki warunków – wilgotność względna w porach kamienia cementowego w wyniku procesu przyspieszonego wzrasta szybciej (produktem reakcji karbonatyzacji w porach betonu poza węglanem wapnia jest woda), a zatem równowaga ze środowiskiem zewnętrznym jest przesunięta w kierunku większego nasycenia porów wodą niż ma to miejsce przy atmosferycznym stężeniu CO_2 . Skutkiem tego przyspieszenie procesu karbonatyzacji przy większych stężeniach ditlen-

ku węgla jest mniejsze niż wynikałoby to ze stosunku stężeń w procesie przyspieszonym i w atmosferze. Z tego też względu w badaniach podjęto próbę oszacowania ilości ditlenku węgla pochłanianego przez jednostkową masę kruszywa betonowego przy naturalnym (lub zbliżonym do naturalnego) stężeniu tego gazu [18].

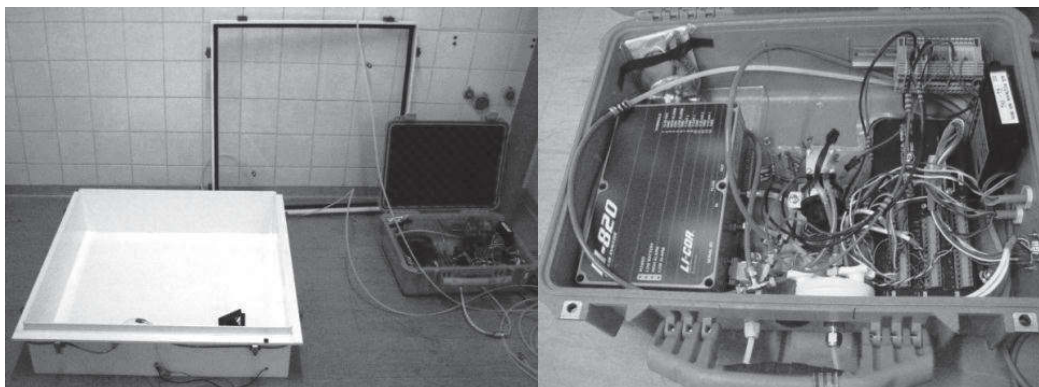
Kruszywo betonowe pozyskano poprzez rozkruszenie istniejących normowych, sześciennych kostek betonowych zaformowanych ok. 60 dni przed datą rozpoczęcia opisanego eksperymentu. Wykonany zgodnie z założoną recepturą beton zwykły charakteryzował się stosunkiem wodno-cementowym wynoszącym 0,55. Wyjściowy materiał poddano procesowi kruszenia, zrealizowanym za pomocą kruszarki szczękowej, a następnie segregacji na poszczególne frakcje przy użyciu przesiewacza z zestawem sit. Do badania wybrano 3 frakcje o wymiarach: 4/6 mm, 8/12 mm i 12/16 mm. Próbkę kruszyw o masie 3,0 kg umieszczano następnie w specjalnie przygotowanych do tego celu ażurowych koszykach z tworzywa sztucznego, zabezpieczonych od zewnątrz gęstą siatką aluminiową.

Tempo procesu karbonatyzacji uzyskanego kruszywa betonowego oceniano poprzez umieszczanie kolejnych próbek betonu w specjalnie skonstruowanej w tym celu komorze pomiarowej. Wzorowano się na systemach komór dynamicznych wykorzystywanych w mikrometeorologii do pomiarów wymiany gazowej pomiędzy powierzchnią ekosystemu a atmosferą [np. 6, 7]. W skonstruowanym systemie, pomiar zmian stężenia CO₂ w komorze, po jej zamknięciu, wykonywano analizatorem gazowym LI-820 (LICOR, USA).

Komora, o wymiarach 75x75 cm i wysokości 21,5 cm, wykonana została z białego PCV grubości 3 mm. Komora zamykana była pokrywą przezroczystą wykonaną z PLEXIGLASU o grubości 3 mm. W dolnej części pokrywy, nad krawędziami komory, umieszczono neoprenową uszczelkę mającą zapewnić szczelność całego systemu. Celem całkowitego wyeliminowania potencjalnych przecieków, na krawędziach pokrywy zamontowano 8 klipsów, którymi domykano komorę.

Aby utrzymać homogeniczność powietrza w całej objętości komory powietrze w jej wnętrzu mieszano za pomocą wentylatora (Sunon, MagLev, Taiwan) o mocy 1,4 W. Wentylator umieszczono w pozycji horyzontalnej w jednym z narożników komory. Do wyrównania ciśnienia atmosferycznego między otoczeniem, a wnętrzem komory (co ma istotne znaczenie zwłaszcza podczas zamykania komory) wykorzystano układ

stosowany w komorach dynamicznych [np. 6], składający się z otwartego na dwóch końcach wężyka z polipropylenu długości 1,5 m, z którego jeden koniec znajdował się wewnątrz, a drugi na zewnątrz komory. W górną powierzchnię komory wmontowano na stałe teflonowy wąż wlotowy i wylotowy analizatora gazowego zakończony złączką typu Bulkhead $\text{\O}6$ mm, produkcji Swagelok, USA (rys. 4).



Rys. 4. System pomiarowy wykorzystywany w badaniu karbonatyzacji kruszywa betonowego

Fig. 4. Measurement system used in concrete aggregates carbonation experiment

W skonstruowanym nowatorskim systemie pomiarowym, powietrze krążyło w układzie zamkniętym pomiędzy komorą a analizatorem gazowym znajdującym się w zewnętrznej walizce kontrolno-pomiarowej [5, 6]. W skład systemu kontrolno-pomiarowego wchodził: analizator gazowy LI-820 (LICOR, USA), bezszczotkowa pompka membranowa typu: 5002 (RIETSCHLE THOMAS, USA), przepływomierz GFM17A-VADL2-A0A (Aalborg, USA), rejestrator danych CR1000 (Campbel Sci., USA) oraz system zasilania w postaci dwóch akumulatorów żelowych 12V.

Cały zestaw pomiarowy przetestowano pomyślnie pod kątem szczelności. Podczas testów szczelności, stężenie CO_2 w komorze podniesiono do ok 1300 ppm i kontrolowano zmiany stężenia gazu wewnątrz komory w czasie z częstotliwością raz na 5 sekund. Test trwał 5 godzin 30 min, a zaobserwowana zmiana stężenia CO_2 nie przekraczała 2 ppm/h, co stanowi dla całego okresu pomiaru 0,86% stężenia wyjściowego (rys. 5).

Ocenę tempa procesu karbonatyzacji kruszywa betonowego przeprowadzono w wentylowanym pomieszczeniu, przy średnim stężeniu CO₂ w powietrzu 1100 ppm i temperaturze powietrza 20°C, przy wilgotności względnej powietrza 50%. Po odpowiednim podłączeniu i przygotowaniu aparatury pomiarowej koszyki z kruszywem betonowym umieszczano wewnątrz komory, po czym natychmiast delikatnie nakładano pokrywę i zapinano wszystkie klipsy. Ze względu na nowatorski charakter badań oraz brak dostępnej wiedzy na temat właściwej metodyki pomiaru eksperyment przeprowadzono do momentu uzyskania zerowej lub zbliżonej do zera wartości stężenia CO₂ we wnętrzu komory. Po uzyskaniu założonego poziomu stężenia gazu w komorze zdejmowano pokrywę i pozostawiano komorę otwartą na okres około 5 minut w celu jej przewietrzenia (wentylator pozostawał włączony przez cały czas). Po przewietrzeniu komory, umieszczano w niej kolejną próbkę kruszywa i powtarzano całą sekwencję.

Jako miarę absorpcji CO₂ przez kruszywo betonowe przyjęto strumień tego gazu wyliczony na podstawie liniowej zmiany stężenia CO₂ we wnętrzu komory w czasie pomiaru. Strumień liczono za pomocą wzoru wykorzystywanego w systemach komór zamkniętych wg Kreeb [9](wzór 4), z tym że na potrzeby niniejszego eksperymentu, strumień odnoszono do jednostki masy betonu umieszczonego w komorze, a nie do jednostki powierzchni przez którą zachodzi wymiana gazowa. Jako strumień należy rozumieć ilość gazu pochłoniętego przez jednostkę masy kruszywa betonowego w jednostce czasu (wymiar mg kg⁻¹·d⁻¹).

$$F = \frac{M_{CO_2} \cdot V \cdot 10^{-6}}{RTppm \cdot M_{betonu}} \cdot \frac{(-dc_{CO_2})}{dt} \quad (4)$$

gdzie:

V – pojemność komory, [l]

M_{betonu} – masa próbki kruszywa, [kg]

t – czas przyjęty do obliczeń, [s]

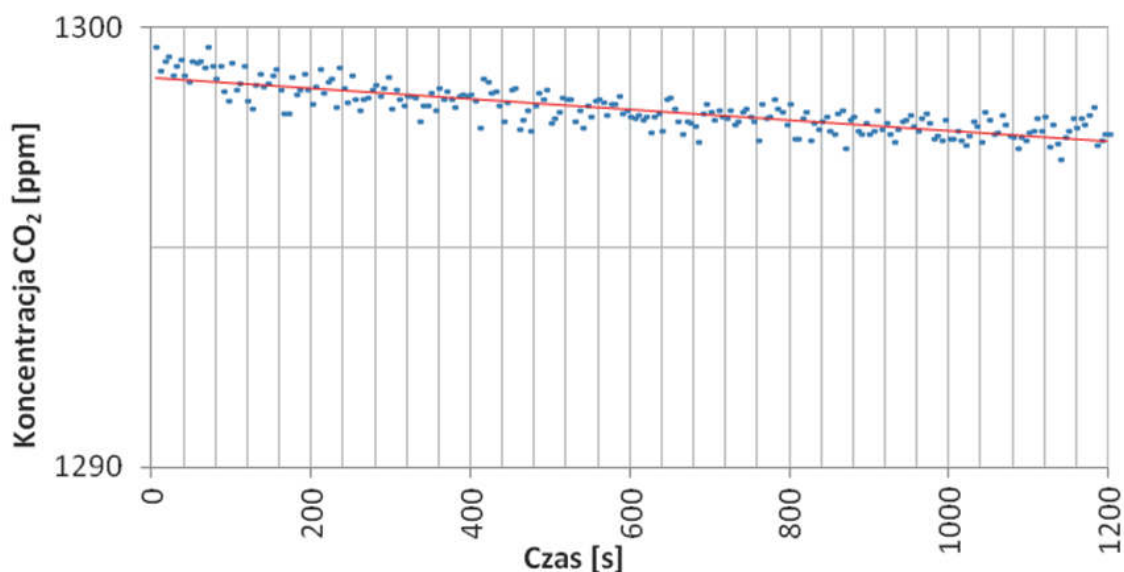
M_{CO_2} – masa molowa CO₂ (44 000) [mg mol⁻¹]

c_{CO_2} – stężenie CO₂, [ppm]

R – stała gazowa, $\cong 0.0821$ [l·atm·K⁻¹]

T – temperatura, [K]

p – ciśnienie powietrza, [1·atm]



Rys. 5. Zmiana stężenia CO₂ podczas 20 min od zamknięcia komory

Fig. 5. CO₂ concentration changes within 20 min from chamber closure

Celem oceny zmian tempa procesu karbonatyzacji w miarę upływu czasu, wielkość strumieni zaabsorbowanego CO₂ obliczono dla krótkich 60 sekundowych serii pomiarowych w pierwszej minucie oraz 5, 10 i 15 minut po rozpoczęciu pomiarów. Założono, że w analizowanych 60-sekundowych okresach czasu zmiany stężenia CO₂ w komorze mają charakter liniowy.

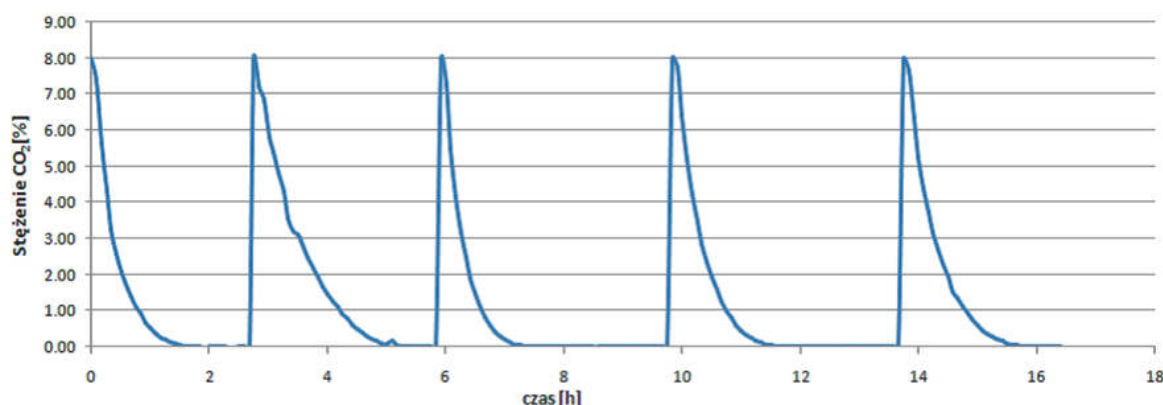
4. Wyniki badań

4.1. Metoda przyspieszona

W tym wariancie zbadano możliwości pochłaniania ditlenku węgla przez betonowe kruszywo recyklingowe otrzymane z betonów o wskaźniku w/c równym: 0,4; 0,5 i 0,65 oraz frakcji: 2/4; 6/8; 12/16 mm. Kruszywo zostało poddane pięciokrotnemu wtłoczeniu CO₂ o stężeniu 8%. Wyniki zmian stężenia CO₂ w eksykatorze dla przykładowych rodzajów kruszyw przedstawiono na rys. 6 i 7. Kompletny zestaw wyników dla wszystkich analizowanych wariantów przedstawiono w tabeli 1. Analiza czasów trwania poszczególnych cykli pomiarowych, jak i całkowitego czasu trwania badania dla poszczególnych kruszyw, pozwoliła na porównanie ich zdolności do pochłaniania ditlenku węgla w wyniku procesu karbonatyzacji.

Tabela 1. Zestawienie czasów pochłaniania CO₂ przez kruszywo betonowe
Table 1. Time statement of CO₂ absorption by the concrete recycled aggregates

Lp.	Wskaźnik woda-cement (w/c)	Frakcja kruszywa [mm]	Czasy pochłaniania CO ₂ w kolejnych cyklach [h]					Całkowity czas 5 cykli [h]
			1	2	3	4	5	
1	0.4	2/4	2,7	3,1	3,8	3,8	2,7	16,1
2	0.4	12/16	7,0	6,3	9,2	12,0	16,0	50,5
3	0.5	2/4	3,5	5,1	2,0	2,9	6,4	19,9
4	0.5	6/8	3,6	3,7	3,1	4,8	6,3	21,4
5	0.5	12/16	7,2	6,6	8,0	12,3	21,8	55,9
6	0.65	2/4	2,3	3,2	2,8	3,7	6,0	17,9
7	0.65	6/8	5,1	3,4	6,4	24,0	129,6	168,5
8	0.65	12/16	5,8	3,9	6,9	24,7	182,1	223,3

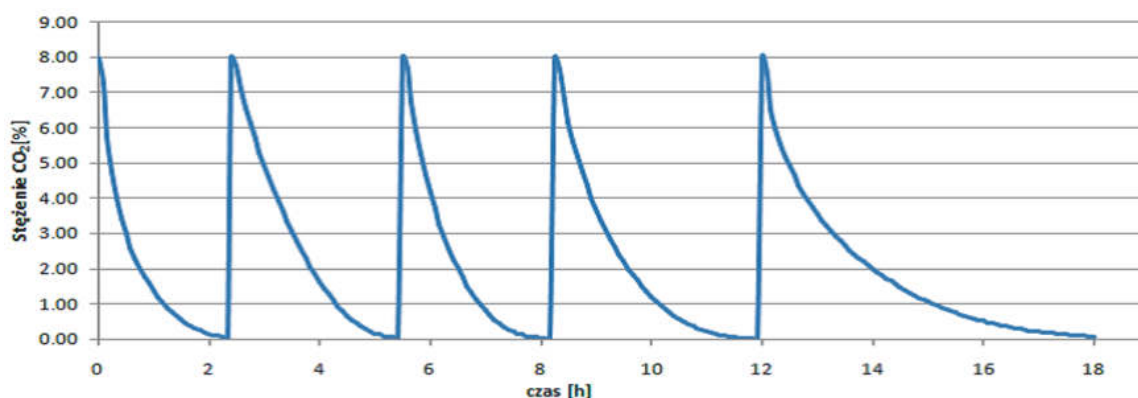


Rys. 6. Pochłanianie CO₂ przez betonowe kruszywo recyklingowe frakcji 2/4 mm o najniższym stosunku w/c (0,4) w pięciu cyklach

Fig. 6. CO₂ absorption by the concrete recycled aggregates with grain sizes of 2/4 mm and the lowest w/c ratio (0,4) in five cycles

Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzić można nieliniowość procesu karbonatyzacji oraz spadek tempa tego procesu w czasie miarę upływu czasu. Porównanie czasów trwania spadku stężenia ditlenku węgla (tabela 1), w wyniku jego pochłaniania przez próbki betonowego kruszywa, o tę samą wartość w cyklu 1 i 5 dla wszystkich próbek potwierdza postawioną powyżej tezę. Najdłuższy czas, wynoszący ponad 182 godziny zaobserwowano w piątym cyklu dla próbki kruszywa

o wymiarach 12/16 mm, pozyskanego z betonu o najwyższym w/c (0,65). Największym tempem pochłaniania wykazała się próbka kruszywa betonowego tego samego rodzaju o najmniejszym rozmiarze ziaren (2/4) w pierwszym cyklu badania. Analiza całkowitego czasu 5 cykli pozwala stwierdzić, że najefektywniej CO₂ jest pochłaniany przez frakcje kruszywa o najmniejszym stosunku wody do cementu w odniesieniu do wszystkich frakcji. Odwrotnie sytuacja przedstawia się dla wyższych wartości w/c. W każdej grupie próbek o tym samym stosunku w/c frakcje o najmniejszym wymiarze absorbują CO₂ najszybciej, a największe najwolniej. Średnie tempo karbonatyzacji zaobserwować można w przypadku ziaren o wymiarach 6/8 mm.



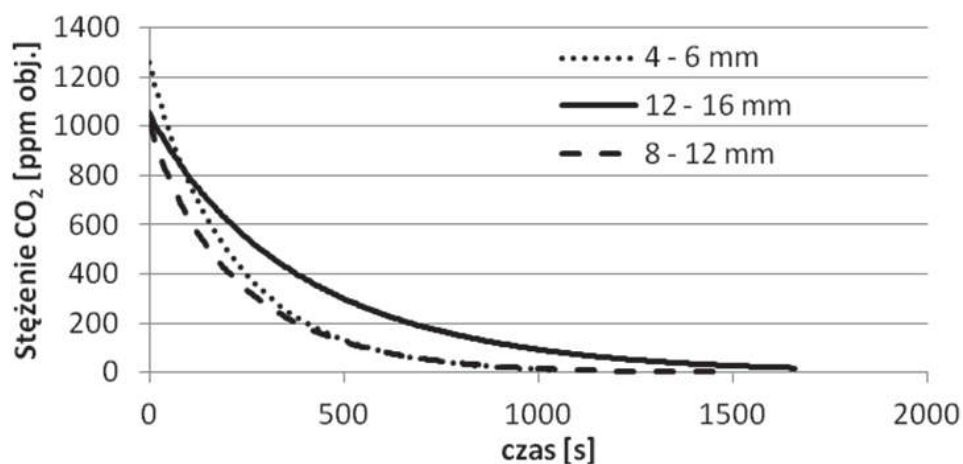
Rys. 7. Pochłanianie CO₂ przez betonowe kruszywo recyklingowe frakcji 2/4 mm o najwyższym w/c (0,65) w pięciu cyklach

Fig. 7. CO₂ absorption by the concrete recycled aggregates with grain sizes of 2/4 mm and the highest w/c ratio (0,65) in five cycles

4.2. Karbonatyzacja w warunkach ‘naturalnego’ stężenia CO₂

Wykonane w ramach tego nowatorskiego sposobu pomiary zmiany stężenia CO₂ w czasie miały posłużyć przede wszystkim do oceny możliwości zbadania procesu karbonatyzacji w warunkach zbliżonych do naturalnych (przy stężeniu ditlenku węgla dookoła 3-krotnie wyższym od poziomu rzeczywistego). Do badań wykorzystano kruszywo betonowe pozyskane ze świeżego (wiek ok. 2 miesiące) betonu zwykłego (w/c około 0,55) o trzech różnych wielkościach frakcji: 4/6 mm, 8/12 mm, 12/16 mm. Ze względów metodycznych nie udało się uzyskać jednakowego stężenia wyjściowego CO₂ dla każdej z próbek. Zakładamy jednak, że różnice te miały niewielki wpływ na tempo badanego procesu, który

bardziej zależy od granulacji badanego kruszywa betonowego, niż od początkowego stężenia CO_2 (w zakresie stężeń początkowych CO_2 występujących podczas eksperymentu). Na podstawie zmierzonych wartości wykreślono krzywe zmiany stężenia CO_2 w czasie, których wykładniczy charakter obrazuje zmniejszającą się w miarę upływu czasu absorpcje tego gazu przez kruszywo betonowe (rys. 8).



Rys. 8. Zmiany stężenia CO_2 pochłanianego w procesie karbonatyzacji przez różne frakcje kruszyw jednego rodzaju betonu

Fig. 8. Changes in CO_2 concentration absorbed in carbonation process by different grain sizes of one concrete type

Zmiany tempa absorpcji CO_2 przez kruszywo betonowe, wyrażone poprzez wartości strumieni CO_2 , w miarę upływającego czasu przedstawiono w tabeli 2.

Przedstawione wyniki pozwalają stwierdzić, że strumień ditlenku węgla pochłanianego przez kruszywo betonowe w początkowym etapie procesu karbonatyzacji dla wybranego rodzaju betonu zwykłego jest największy dla frakcji o najmniejszym wymiarze ziaren (4–6 mm). Odpowiednio mniejsza wartość CO_2 absorbowana jest przez kruszywa o większej granulacji, a najmniejszy obliczony strumień charakteryzuje granulację największą. Ilość ditlenku węgla, jaką jest w stanie pochłoniąć w tym okresie kruszywo najdrobniejsze, jest ponad dwukrotnie wyższa od wartości obliczonej dla kruszywa grubszego. Różnice pomiędzy granulacjami 4–6 mm a 8–12 mm są tu niewielkie. Podobnie jak w przypadku badań metodą przyspieszoną, pomimo zdecydowanie krótszego czasu

pomiaru, da się zauważyć jednak nieliniowy charakter opisywanego procesu karbonatyzacji.

Tabela 2. Zmiana wielkości strumieni CO₂ zaabsorbowanego przez kruszywo betonowe w pierwszej, piątej, dziesiątej i piętnastej minucie eksperymentu
Table 2. Changes of CO₂ fluxes absorbed by the concrete aggregates in the first, fifth, tenth and fifteenth minutes of the experiment

Czas	Fracje kruszyw	Stężenie początkowe CO ₂ (C _p)	Stężenie końcowe CO ₂ (C _k)	Różnica stężenia CO ₂ w czasie (dc/dt)	Strumień CO ₂ (F)
[s]		[ppm]	[ppm]	[ppm/s]	[mg/kg·s]
0–60	4–6 mm	1255,2	932,98	-5,37	-3,94
	8–12 mm	1008,7	750,8	-4,30	-3,16
	12–16 mm	1058,6	887,3	-2,86	-2,10
300–360	4–6 mm	319,0	243,4	-1,26	-0,93
	8–12 mm	843,6	419,26	-1,07	-0,78
	12–16 mm	216,1	171,3	-0,75	-0,55
600–660	4–6 mm	64,4	50,2	-0,25	-0,19
	8–12 mm	235,9	205,71	-0,50	-0,37
	12–16 mm	51,8	40,4	-0,19	-0,14
900–960	4–6 mm	16,5	12,4	-0,07	-0,05
	8–12 mm	117,9	102,33	-0,26	-0,19
	12–16 mm	10,9	8,3	-0,05	-0,031

5. Dyskusja

Opisane w części wynikowej zależności intensywności absorpcji atmosferycznego CO₂ od czynników związanych bezpośrednio z charakterystyką pozyskanych z betonu kruszyw: stosunkiem wody do cementu oraz rozmiaru ziaren (frakcji), są podobne do opisanych w literaturze. W pracy Engelsena i in. [3] we wnioskach podano, że wskaźnik w/c był czynnikiem decydującym o zdolności betonu do pochłaniania ditlenku węgla. Najwyższa wartość w/c oznaczała najwyższy poziom karbonatyzacji, a tym samym największą ilość pochłoniętego CO₂ oraz fakt, iż frakcje grubsze (> 8 mm) ulegały procesowi karbonatyzacji znacznie wolniej [2].

Najprawdopodobniej większe tempo pochłaniania CO₂ kruszyw drobnych wynika ze znacznego zwiększenia powierzchni czynnej zaczynu cementowego zdolnego do karbonatyzacji, w stosunku do tych o większych wymiarach. Ponadto, w przypadku większych ziaren uwydatnia się wpływ zawartości kruszyw naturalnych- frakcja najniższa nie zawiera już ziaren żwiru, które zmniejszają udział zaczynu w masie próbki. W obu wariantach badań, wpływ rozmiaru ziaren na wielkość absorpcji był podobny.

Spadek tempa pochłaniania CO₂ w eksperymencie z podwyższonym stężeniem tego gazu w 5-tym cyklu, w porównaniu z początkiem badania może wskazywać na „zatykanie” powierzchniowych warstw ziaren kruszywa powstającym w wyniku karbonatyzacji CaCO₃, a tym samym utrudnieniu dyfuzji ditlenku węgla do wnętrza porów. Ponadto, ilość dostępnego Ca(OH)₂ (oraz innych związków zdolnych do reakcji z CO₂) niezbędnego do przeprowadzenia reakcji karbonatyzacji ulega sukcesywnemu zmniejszaniu w miarę upływu czasu.

6. Wnioski

Analiza wyników intensywności pochłaniania ditlenku węgla przez betonowe kruszywo z recyklingu w metodzie przyspieszonej i przy zbliżonym do naturalnego stężeniu CO₂ pozwoliła na sformułowanie następujących wniosków:

1. W obu metodach proces karbonatyzacji, opisany krzywą spadku stężenia CO₂ w czasie, ma charakter wykładniczy (nieliniowy). Ponadto w pierwszym wariantcie porównanie czasu trwania pierwszego i ostatniego cyklu pozwala stwierdzić spowolnienie procesu w miarę jego postępu.
2. W czasie badań uzyskano zależności intensywności procesu od wymiaru frakcji oraz stosunku w/c podobne do tych, opisanych w literaturze.
3. Stwierdzono, że wraz ze wzrostem rozmiaru ziaren kruszywa, we wszystkich analizowanych wariantach stosunku w/c, maleje ich zdolność do absorpcji CO₂ w procesie karbonatyzacji.
4. Przeprowadzenie pomiaru intensywności pochłaniania ditlenku węgla przy niemal naturalnym stężeniu tego gazu, wbrew przypuszczeniom, okazało się możliwe.

5. Zastosowana po raz pierwszy metoda dynamicznych komór zamkniętych do badania procesu karbonatyzacji kruszyw betonowych przy zbliżonym do naturalnego stężeniu CO₂ dała dobre rezultaty, porównywalne z tymi osiąganymi w metodzie przyspieszonej.
6. Wymagana jest dalsza, dogłębna analiza uzyskanych wyników, jak również przeprowadzenie badań metodą „naturalną” na większą skalę.

Literatura

1. **Aitcin P.:** *Cements of yesterday and today. Concrete of tomorrow.* Cement and Concrete Research, 30, 1349–1359 (2000).
2. **Ajdukiewicz, A. i Kliszczewicz, A.:** *Recykling betonu konstrukcyjnego.* Inżynier budownictwa nr 2 i 3, 65–69, 61–64 (2009).
3. **Engelsen J. C.:** *Carbon dioxide uptake in demolished and crushed concrete.* Nordic Innovation Centre, 2005.
4. **Fagerlund G.:** *Trwałość konstrukcji betonowych.* Arkady, Warszawa, 1997.
5. **Jasiczak J.:** *Przeróbka i zagospodarowanie odpadów betonowych i żelbetonowych.* XXI Poznańskie Dni Techniki, Materiały Konferencyjne, Zorganizowana gospodarka odpadami, to czyste i higieniczne warunki życia naszej społeczności. Poznań, 1999.
6. **Juszcak R., Humphreys E., Acosta M., Michalak-Galczewska M., Kayzer D., Olejnik J.:** *Ecosystem respiration in a heterogeneous temperate peatland and its sensitivity to peat temperature and water table depth.* Plant and Soil, 10.1007/s11104-012-1441-y, 2012.
7. **Juszcak R., Acosta M., Olejnik J.:** *Comparison of daytime and nighttime Ecosystem Respiration measured by the closed chamber technique on a temperate mire in Poland.* Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 21, No. 643–658 (2012).
8. **Kjellsen K.O. i in.:** *The CO₂ balance of concrete in a life cycle prospective.* Nordic Innovation Centre, 2005.
9. **Kreeb K.H.:** *Methoden zur Pflanzenökologie und Bioindikation;* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart; 2. Aufl., 1990.
10. **Kurdowski W.:** *Chemia Cementu i Betonu.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2010.
11. **Mądrawski J.:** *Utylizacja odpadów budowlanych jako element racjonalnego kształtowania środowiska.* Poznań: Rozprawa doktorska, 2003.
12. **Ministerstwo Środowiska:** *Krajowy Plan Rozdziału Uprawnień do Emisji CO₂ na lata 2008–2012.* Warszawa, 2006.
13. **Neville A.M.:** *Właściwości betonu.* Kraków, Polski Cement Sp. z o.o., 518–527 (1977) (nowe wydanie 2000).

14. **Rzeczyński, B.:** *Logistyka odpadów budowlanych*. Logistyka a jakość nr 1, styczeń, 2003.
15. **Ściślewski Z.:** *Ochrona konstrukcji żelbetowych*. Arkady, Warszawa, 39–54, 1999.
16. **Tarkowski R.:** *Geologiczna sekwestracja CO₂*. Studia, Rozprawy, Monografie, 132, IGSMiE Kraków, 1–120 (2005).
17. **Uliasz-Bocheńczyk A. i Mokrzycki E.:** *Możliwość ograniczenia emisji CO₂ w przemyśle cementowym*. Polityka Energetyczna, tom 7, 555–564 (2004).
18. **Ziemblińska K.:** *Ocena wpływu czynników atmosferycznych na tempo procesu karbonatyzacji betonowego kruszywa z recyklingu w warunkach naturalnych i kontrolowanych*. praca magisterska, Poznań, 2012.

Traditional and Alternative Methods of Assessment of Carbon Dioxide Sequestration Process by Recycled Concrete Aggregates

Abstract

One of the way of carbon dioxide sequestration is concrete carbonation process. In this paper an assessment of the CO₂ absorption abilities of the recycled concrete aggregates is presented. Analyses have been carried out both with an accelerated method, wherein the concrete aggregates placed in closed chambers under controlled conditions were exposed to the air composed of 8% CO₂, and at the ambient atmospheric carbon dioxide concentration. This is the first innovative study where the intensity of the carbonation process was assessed at the ambient CO₂ concentration level by means of the closed dynamic chamber technique which is commonly applied in studies of greenhouse gases exchange between the ecosystem and the atmosphere.

The recycled aggregates made from concretes with different water to cement ratio (0.40, 0.50, 0.55 and 0.65) and grain sizes (2/4, 6/8, 12/16 and 4/6, 8/12, 12/16 mm) were tested in our study. The results confirmed that carbonation rate increases with increasing water to cement ratio, whereas decreases with an increase of the aggregates fraction size. As determined by measurements carried out with the closed dynamic chamber system, the recycled concrete aggregates absorbed from 1.48 to 3.56 mg kg⁻¹ s⁻¹ of CO₂ at the ambient carbon dioxide concentration level dependently on the aggregates characteristics.



Analiza zużycia wody i zmienność rozbiorów dla obszaru zasilania Kawie Góry na terenie miasta Częstochowy

*Urszula Kępa, Longina Stepniak, Ewa Stańczyk-Mazanek
Politechnika Częstochowska*

1. Wprowadzenie

Sieć wodociągowa to zazwyczaj najdroższa część systemu wodociągowego. Jej zadaniem jest dostarczenie wszystkim odbiorcom wody o odpowiedniej jakości, w odpowiedniej ilości i pod odpowiednim ciśnieniem, o każdej porze dogodnej dla użytkownika. Aby sieć mogła pełnić powyższe zadania, konieczne jest odpowiednie jej zaprojektowanie, wykonanie, jak i eksploatacja. Z kolei warunkiem niezbędnym do przeprowadzenia obliczeń hydraulicznych sieci wodociągowej jest prawidłowe oszacowanie zapotrzebowania na wodę na terenie objętym jej zasięgiem.

Wielkością wyjściową do przeprowadzenia obliczeń hydraulicznych jest zapotrzebowanie na wodę ustalone dla jednego mieszkańca w ciągu doby. W przypadku rozbudowy istniejących sieci wodociągowych najkorzystniej oprzeć się na danych uzyskanych od eksploatatora sieci. Wskaźnik jednostkowego zapotrzebowania na wodę może być również ustalony na podstawie danych statystycznych dotyczących innych miast lub osiedli, pod warunkiem, że odpowiadają wielkością projektowanemu wodociągowi i posiadają podobny standard wyposażenia w urządzenia sanitarne. W przypadku braku takich danych projektanci często posługują się wartościami określonymi w Rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie przeciętnych norm zużycia wody [13]. Rozporządzenie stanowi podstawę do ustalenia

ilości pobranej wody w przypadku braku wodomierza głównego. W formie tabelarycznej przedstawiono w nim wartości przeciętnego zużycia wody z podziałem na poszczególne grupy odbiorców. Wskaźnik jednostkowego zapotrzebowania na wodę umożliwi obliczenie ogólnego zapotrzebowania na wodę poprzez przemnożenie go przez liczbę mieszkańców w okresie kierunkowym, czyli 40–50 lat, który przyjmuje się jako docelowy przy budowie wodociągu [5]. Dane takie jak liczba mieszkańców, rodzaj zabudowy, oraz inne dane wyjściowe ustala się na podstawie planu zagospodarowania przestrzennego terenu.

W dniu dzisiejszym wykorzystywane są również bardziej zaawansowane metody prognozowania zapotrzebowania na wodę jak: metody statystycznej ekstrapolacji trendu czasowego (analiza szeregów czasowych) [7, 15], metody korelacyjne [8, 9], czy zastosowanie sztucznych sieci neuronowych [2–4]. Jednak w praktyce projektowej są one wykorzystywane bardzo rzadko, zarówno ze względu na konieczność przeprowadzania skomplikowanych obliczeń numerycznych, jak i brak dostatecznej ilości danych wyjściowych do ich prowadzenia. Wykorzystanie powyższych metody w sposób powszechny stanie się możliwe w przypadku wdrożenia technik komputerowych do eksploatacji i monitoringu sieci wodociągowych.

Przy projektowaniu wodociągów konieczne jest uwzględnienie nierównomierność dobowego i godzinowego zużycia wody w ciągu roku. Pierwszą wartość charakteryzują dwa współczynniki – współczynniki nierównomierności dobowej maksymalnej $N_d \max$ i współczynnik nierównomierności dobowej minimalnej $N_d \min$. Z kolei nierównomierność godzinowego zużycia wody w ciągu doby określają współczynniki nierównomierności godzinowej minimalnej $N_h \min$ i współczynniki nierównomierności godzinowej maksymalnej $N_h \max$. Współczynniki $N_d \max$ i $N_h \max$ są istotnymi wartościami wpływającymi na uzyskaną wielkość maksymalnego godzinowego zapotrzebowania na wodę, która stanowi podstawę do wymiarowania przewodów sieci wodociągowej [5]. O ile definicje dotyczące ustalania wartości $N_d \max$, $N_d \min$ i $N_h \max$ nie budzą wątpliwości, o tyle przy obliczaniu wartości $N_h \min$, według różnych autorów, minimalne godzinowe zużycie wody w ciągu doby może być przyjmowane dla doby o maksymalnym zapotrzebowaniu [5] lub dla doby o minimalnym zapotrzebowaniu [9] lub też dla minimalnego zużycia w ciągu roku [9]. Ostatnie szczegółowe określenie wartości

współczynników nierównomierności dobowej i godzinowej, w zależności od wielkości jednostki i rodzaju mieszkalnictwa, zawierają Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych z 1991 roku [17]. Ze względu na znaczny spadek jednostkowego zapotrzebowania na wodę na przestrzeni ostatnich trzydziestu lat, należy przyjąć, że dane te wymagają uaktualnienia. W pracy [6] przedstawiono z kolei współczynniki w zależności od wielkości jednostki, ale bez uwzględniania rodzaju mieszkalnictwa.

Sieć wodociągowa ma na celu oprócz dostawy konsumentom wody przeznaczonej do spożycia i zaspakajania potrzeb wodnych, również za zadanie zaopatrzenie danego terenu w wodę na cele przeciwpożarowe. Zaopatrzenie w wodę do gaszenia pożarów reguluje Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 24 lipca 2009 r. w sprawie przeciwpożarowego zaopatrzenia w wodę oraz dróg pożarowych [14] jak również normy [10, 11]. Sieć wodociągowa projektowana jest na maksymalne przepływy gospodarcze, a następnie sprawdzana na przepływ przeciwpożarowy.

Przedsiębiorstwa wodociągowe często przygotowują własne wytyczne techniczne w celu wymuszenia odpowiednich zasad projektowania sieci. Wytyczne te należy uwzględniać przy opracowywaniu dokumentacji sieci wodociągowych usytuowanych na terenie działania przedsiębiorstwa. Jednak zazwyczaj brak w nich danych, które niezbędne są do obliczeń hydraulicznych, takich jak: przeciętne zużycie wody na obszarze zaopatrywanym przez sieć wodociągową, współczynniki nierównomierności dobowej i godzinowej dla danej sieci, czy wielkość strat wody, które należałoby uwzględnić w bilansie.

2. Cel i zakres pracy

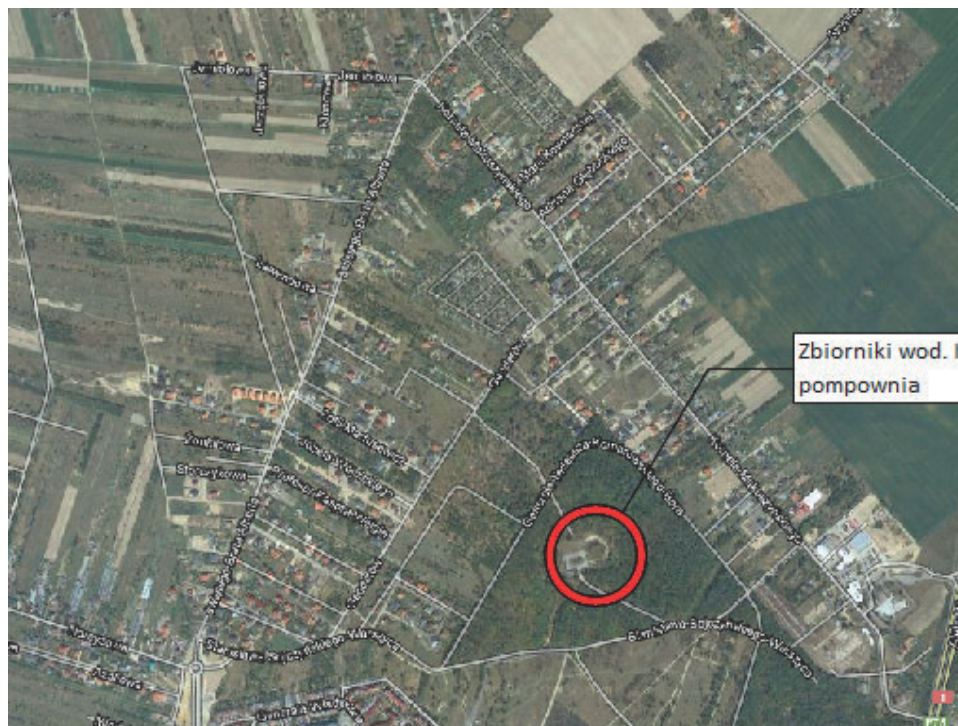
Do analizy wskaźników zużycia wody wybrano wyodrębniony obszar zasilania wchodzący w skład sieci wodociągowej eksploatowanej przez Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Okręgu Częstochowskiego S. A. Jest to osiedle o zabudowie jednorodzinnej zasilane ze zbiorników wodociągowych Kawie Góry. Na bazie danych eksploatacyjnych obliczono jednostkowe zapotrzebowanie na wodę w latach 2010 i 2011 oraz współczynniki nierównomierności dobowej i godzinowej. Uzyskane wartości porównano z wartościami otrzymanymi przez innych autorów oraz z obowiązującymi aktami prawnymi i wartościami normatywnymi.

3. Analiza zużycia wody i wielkość współczynników nierównomierności dobowej i godzinowej dla strefy Kawie Góry

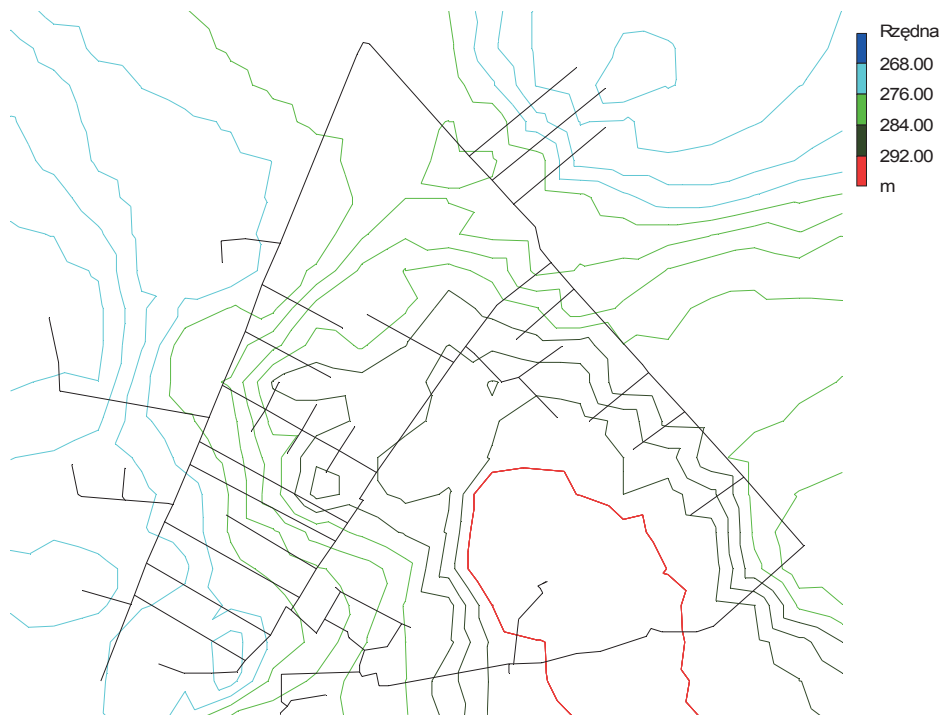
Obszar zasilania Kawie Góry znajduje się na terenie sieci wodociągowej, eksploatowanej przez Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Okręgu Częstochowskiego S. A. z siedzibą przy ul. Jaskrowskiej 14/20 w Częstochowie. Przedsiębiorstwo zaopatruje w wodę teren o powierzchni około 1000 km² i pod względem długości sieci zajmuje drugie miejsce w kraju. Łączna długość sieci wynosi ponad 2200 km.

Wybrany obszar – Kawie Góry – to osiedle mieszkaniowe graniczące z dzielnicami Północ oraz Rząsawa w Częstochowie. Osiedle stanowi wydzieloną strefę zasilania, woda do całej strefy dostarczana jest poprzez stację pomp z terenowych zbiorników wodociągowych „Kawie Góry” o sumarycznej pojemności 10.000 m³. Całkowita długość sieci na analizowanym obszarze wynosi 11,7 km.

Na rozpatrywanym terenie występuje tylko zabudowa jednorodzinna, zlokalizowanych jest 368 przyłączy wodociągowych. Liczba odbiorców zasilanych z sieci wodociągowej wynosi 1472 osoby. Budynki w rozpatrywanej strefie podłączone są do kanalizacji miejskiej, a ciepła woda przygotowywana jest lokalnie. Na obszarze strefy brak jest rozwiniętych usług, w zasadzie nie występują zakłady przemysłowe czy obiekty użyteczności publicznej. Głównymi odbiorcami wody są gospodarstwa domowych, poza nimi pewna ilość wody zużywana jest przez salon samochodowy oraz na podlewanie zieleni w ogrodzie działkowym. Obliczenia obejmowały obliczenie wartości jednostkowego wskaźnika zapotrzebowania na wodę przypadającego na 1 mieszkańca oraz współczynników nierównomierności dobowej i godzinowej sumarycznie dla całej rozpatrywanej strefy. Obliczenia wykonywane zostały na podstawie odczytów z wodomierza głównego zamontowanego na stacji pomp przy zbiornikach „Kawie Góry”. Uwzględnione zostały również straty wody i zużycie na cele własne wodociągu. Obliczenia przeprowadzono w oparciu o dane eksploatacyjne z lat 2010 i 2011.



Rys. 1. Plan obszaru zasilanego ze zbiorników Kawie Góry
Fig. 1. The plan of area supplied by Kawie Góry tanks



Rys. 2. Schemat sieci wodociągowej wraz z wysokościowym ukształtowaniem terenu
Fig. 2. Diagram of the water supply system with altitude topography

3.1. Współczynniki nierównomierności dobowej i godzinowej dla 2010 roku

Sumaryczne całkowite zużycie wody w strefie Kawie Góry w roku 2010 wyniosło 66 000 m³. Maksymalne dobowe zapotrzebowanie na wodę w roku 2010 wystąpiło 14 lipca. Zużycie wody w tym dniu wyniosło 633 m³/d. Maksymalne zapotrzebowanie wody występowało w godzinach 21–22 i wyniosło 71 m³/h. Minimalne dobowe zapotrzebowanie na wodę miało miejsce 28 lipca i wyniosło 131 m³/d. Minimalne zapotrzebowanie wody w ciągu 1 godziny w dobie maksymalnego zapotrzebowania wyniosło 4 m³/h. Minimalne godzinowe zapotrzebowanie na wodę w dobie minimalnego zapotrzebowania wyniosło 1 m³/h.

Współczynnik nierównomierności dobowej maksymalnej:

$$Nd_{\max} = Qd_{\max}/Qd_{\text{śr}} = 3,5 \text{ [-]}$$

Współczynnik nierównomierności dobowej minimalnej:

$$Nd_{\min} = Qd_{\min}/Qd_{\text{śr}} = 0,72 \text{ [-]}$$

Współczynnik nierównomierności godzinowej maksymalnej:

$$Nh_{\max} = Qh_{\max}/Qh_{\text{śr}} = 2,69 \text{ [-]}$$

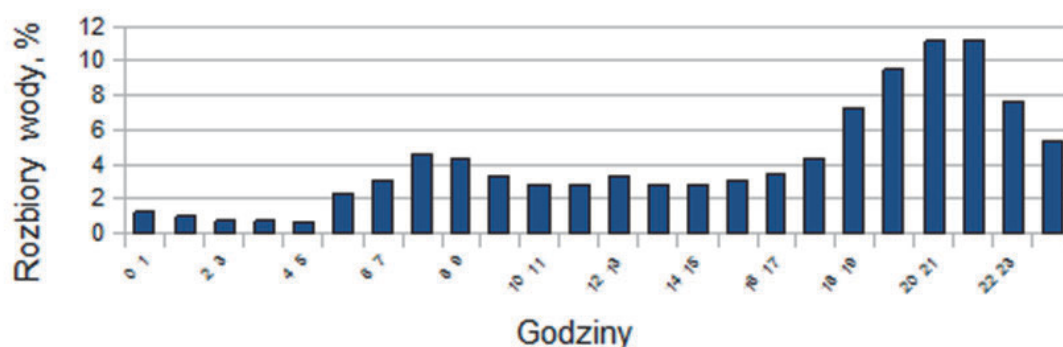
Współczynnik nierównomierności godzinowej minimalnej dla doby o maksymalnym zużyciu wody:

$$Nh_{\min} = Qh_{\min}/Qh_{\text{śr}} = 0.15 \text{ [-]}$$

Współczynnik nierównomierności godzinowej minimalnej dla doby o minimalnym zużyciu wody:

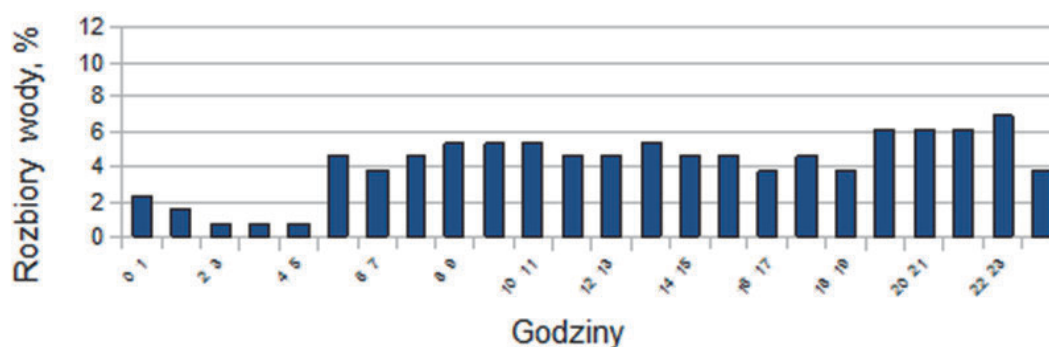
$$Nh_{\min} = 0,04 \text{ [-]}$$

Na rysunkach 3 i 4 przedstawiono strukturę godzinowego rozkładu zużycia wody odpowiednio dla doby o maksymalnym i minimalnym zapotrzebowaniu. Dla doby o minimalnym zapotrzebowaniu widoczne są mniejsze procentowe różnice w rozkładzie zużycia wody, w porównaniu do doby o maksymalnym zużyciu. W dobie o maksymalnym zużyciu zapotrzebowanie na wodę zmienia się w znaczący sposób w ciągu doby, wartości wahają się w granicach 0,95% w godzinach nocnych do 11,22% w godzinach wieczornego szczytu. Dla doby o minimalnym zużyciu wody procentowy rozkład rozbiórów jest bardziej wyrównany, wartości zmieniają się od 0,76% do 6,87%.



Rys. 3. Rozkład godzinowy zużycia wody w ciągu doby o maksymalnym zapotrzebowaniu, rok 2010

Fig. 3. Hour distribution of water consumption per day with a maximum demand, year 2010



Rys. 4. Rozkład godzinowy zużycia wody w ciągu doby o minimalnym zapotrzebowaniu, rok 2010

Fig. 4. Hour distribution of water consumption per day with a minimum demand, year 2010

3.2. Jednostkowe zapotrzebowanie na wodę dla roku 2010

W obliczeniach uwzględniono zużycie wody przez salon samochodowy oraz ogródki działkowe zlokalizowane w rozpatrywanej strefie. Wielkość zapotrzebowania na wodę na cele technologiczne wodociągu i straty wody przyjęto w oparciu o dane przedsiębiorstwa wodociągowego dla powyższego obszaru w wysokości 15% całkowitego sumarycznego zużycia wody w ciągu roku. Obliczone na bazie powyższych danych jednostkowe zapotrzebowanie na wodę było równe:

$$qd \text{ śr} = 103 \text{ dm}^3/\text{M} \cdot \text{d}$$

3.3. Współczynniki nierównomierności dobowej i godzinowej oraz zapotrzebowanie na wodę dla 2011 roku

Analogicznie jak poprzednio przeprowadzono obliczenia charakterystycznych wielkości zapotrzebowania na wodę dla 2011 roku. Sumaryczne całkowite zużycie wody w strefie Kawie Góry było niższe niż w roku 2010 i wyniosło 61000 m³. Maksymalne dobowe zapotrzebowanie na wodę w roku 2011 wystąpiło 27 sierpnia. Zużycie wody w tym dniu wyniosło 325 m³/d i było niższe od zaobserwowanego w roku poprzednim o 49%. Maksymalne zapotrzebowanie wody wystąpiło w godzinach 18–19 oraz 19–20 i wyniosło 25 m³/h. Minimalne dobowe zapotrzebowanie na wodę miało miejsce 5 grudnia i wyniosło 145 m³/d. Minimalne zapotrzebowanie wody w ciągu 1 godziny w dobie wyniosło 3 m³/h dla doby o maksymalnym zapotrzebowaniu na wodę i 1 m³/h dla doby o minimalnym zapotrzebowaniu na wodę. Obliczone na podstawie powyższych danych współczynniki nierównomierności wynoszą:

Współczynnik nierównomierności dobowej maksymalnej:

$$Nd \text{ max} = 1,94 [-]$$

Współczynnik nierównomierności dobowej minimalnej:

$$Nd \text{ min} = 145167,12 = 0,87 [-]$$

Współczynnik nierównomierności godzinowej maksymalnej:

$$Nh \text{ max} = 1,85 [-]$$

Współczynnik minimalnego godzinowego zużycia wody dla doby o minimalnym zużyciu:

$$Nh \text{ min} = 0,07 [-]$$

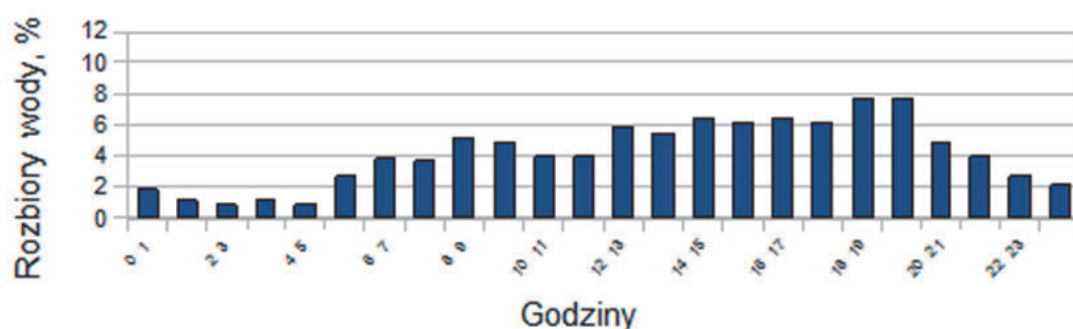
Współczynnik minimalnego godzinowego zużycia wody dla doby o maksymalnym zużyciu:

$$Nh \text{ min} = 0,22 [-]$$

Jednostkowe średnie dobowe zapotrzebowanie na wodę:

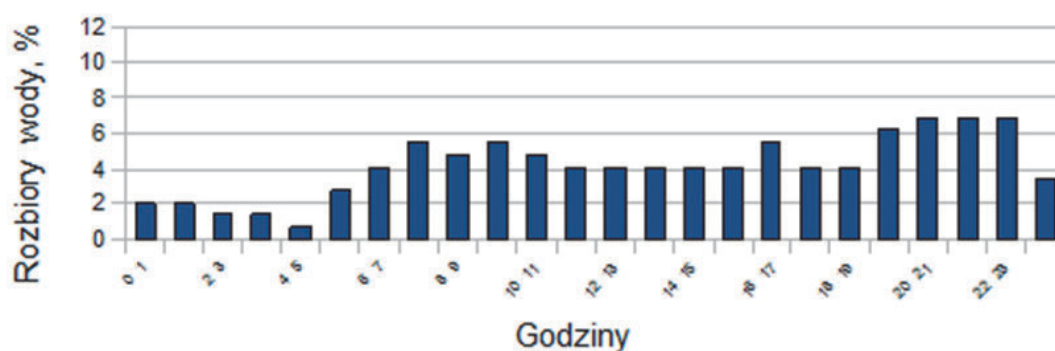
$$qd \text{ śr} = 95 [\text{dm}^3/\text{M} \times \text{d}]$$

Na rysunkach 5 i 6 przedstawiono strukturę godzinowego rozkładu zużycia wody odpowiednio dla doby o maksymalnym i minimalnym zapotrzebowaniu. Zróżnicowanie rozbiorów dobowych jest tutaj niższe zarówno dla doby o maksymalnym, jak i minimalnym zapotrzebowaniu w porównaniu z dobą o maksymalnym zapotrzebowaniu w roku 2010. Dla wszystkich czterech analizowanych okresów można zaobserwować wystąpienie przedpołudniowego wzrostu poboru wody w godzinach od 7 do 10 rano. Maksymalne rozbiory wody występują w godzinach wieczornych, od 18 do 22.



Rys. 5. Rozkład godzinowy zużycia wody w ciągu doby o maksymalnym zapotrzebowaniu, rok 2011

Fig. 5. Hour distribution of water consumption per day with a maximum demand, year 2011



Rys. 6. Rozkład godzinowy zużycia wody w ciągu doby o minimalnym zapotrzebowaniu, rok 2012

Fig. 6. Hour distribution of water consumption per day with a minimum demand, year 2011

4. Dyskusja wyników

Z przeprowadzonych obliczeń wynika, iż średnie jednostkowe zapotrzebowanie na wodę dla osiedla Kawie Góry kształtowało się na poziomie $103 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$ w roku 2010 i $95 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$ w roku 2011. Większe zapotrzebowanie na wodę w roku 2010 w stosunku do roku 2011 wynikać może z faktu, iż okres letni 2010 roku charakteryzował się wysokimi temperaturami i małą ilością opadów, przez co większa ilość wody zużywana była na podlewanie zieleni w przydomowych ogródkach. W przypadku budownictwa jednorodzinnego uzyskane wartości są więc równe lub nieznacznie niższe od wartości określonych w Rozporządzenie Ministra Infrastruktury [13] dla samego mieszkalnictwa. Zgodnie z powyższym aktem prawnym jednostkowy wskaźnik zapotrzebowania na wodę dla mieszkań o pełnym standardzie wyposażenia w instalacje sanitarne wynosi $80\text{--}100 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$, gdzie wartość niższa odnosi się do budynków podłączonych do zbiornika bezodpływowego a wyższa do budynków podłączonych do sieci kanalizacyjnej. Należy jednak tutaj pamiętać, że w Rozporządzeniu ilość wody zużywana na podlewanie przydomowych ogródków ustalona jest dodatkowo na $2,5 \text{ dm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. Jednocześnie obliczone wartości zapotrzebowania na wodę w są znacznie niższe od zalecanych przez wytyczne [17], stosowane jeszcze do niedawna do obliczania zapotrzebowania na wodę dla mieszkalnictwa. Wytyczne przewidywały, iż zapotrzebowanie na wodę w mieszkalnictwie dla budynków jednorodzinnych podłączonych do kanalizacji wynosić będzie $200 \text{ dm}^3/\text{M} \cdot \text{d}$.

Uzyskane wartości pokrywają się z wynikami uzyskanymi również przez innych autorów. Od początku lat 90-tych obserwuje się wyraźny spadek zużycia wody w miastach polskich. Tendencja ta widoczna jest we wszystkich grupach odbiorców wody, począwszy od gospodarstw domowych, poprzez usługi, podmioty gospodarcze, na przemyśle kończąc (tab. 1).

Jednym z przykładów powyższej tendencji może być miasto Białystok [18]. Jest to największe miasto północno-wschodniej Polski, w którym około 77,5% ludności zamieszkuje w budynkach wielorodzinnych, pozostałe 22,5% odbiorców stanowią mieszkańcy dzielnic jednorodzinne. W 2001 roku 98,5% mieszkań wyposażonych było w wodociąg, a około 89% w WC i łazienkę podłączoną do sieci kanalizacyjnej. Najwięk-

szy udział w rozbiórce wody miały gospodarstwa domowe. Udział tej grupy odbiorców w całkowitym zużyciu wynosił w 2001 roku 72,5%, ilość zużywanej wody na mieszkańca na dobę. Jednostkowe zapotrzebowanie na wodę w 2001 roku wynosiło dla gospodarstw domowych $108 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$ [18], w roku 2010 wartość ta zmalała do $93,1 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$ [12].

Tabela 1. Zestawienie porównawcze wskaźników jednostkowego poboru wody w Polsce wg [12]

Table 2. Comparison of indicators of individual water consumption in Poland by [12]

Rok	Ogółem	Przeznaczenie wody	
		Wodociągi komunalne	Cele produkcyjne
	$\text{dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$	$\text{dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$	$\text{dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$
1989	1087,7	221,9	745,2
1997	835,6	161,6	597,3
2010	743,4	110,6	550,0

Z kolei analiza zużycia wody w Jaśle pozwoliła zauważyć, że po spadku zapotrzebowania na wodę w okresie 1988–2001, nastąpił niewielki wzrost zużycia wody. Natomiast od roku 2004 w mieście odnotowuje się dalszy spadek zużycia wody. W przeliczeniu na jednego mieszkańca jednostkowy wskaźnik zapotrzebowania na wodę wyniósł $143,7 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$. Wartość ta była wyższa od przeciętnej wartości wskaźnika zużycia wody na jednego statystycznego mieszkańca Polski. Na wielkość zużycia wody duży wpływ miały straty wody na sieci stanowiące 24,6% całkowitego zużycia wody, spowodowane nieszczelnościami na starych rurociągach oraz faktem wielokrotnych nieuprawnionych podłączeń [16].

Analizę zapotrzebowania na wodę przeprowadzono również dla miasta Piła. Miasto położone jest na pograniczu Pomorza Zachodniego i Wielkopolskiego, liczba mieszkańców wynosi 75000. Między rokiem 2000 a 2005 zanotowano spadek produkcji wody o 399 tys. m^3 . Jednostkowe zużycie wody w 2000 roku wynosiło $118 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$, a w roku 2005 zmniejszyło się do $103 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$. Pomimo ciągle wzrastającej w mieście liczby podłączeń wodociągowych nie odnotowuje się przekładania tej sytuacji na zużycie wody, zauważono jednak wyraźną tendencję spadkową zapotrzebowania na wodę w sytuacji wzrostu cen wody [23].

Jeszcze niższe wartości zapotrzebowania na wodę obserwuje się na terenach wiejskich. Wskaźnik jednostkowego zużycia wody w całej Polsce na wsi w roku 2009 wynosił średnio $91 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$. Dla porównania na terenie gminy Sianów (Pomorze Środkowe) średnie jednostkowe zapotrzebowanie na wodę w roku 2009 wyniosło $84,4 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$. Głównymi odbiorcami wody w gminie są gospodarstwa domowe, ich udział w całkowitym zużyciu wody na wsi to ponad 84% całkowitego poboru wody z wodociągów [19].

Przyczyny spadku zapotrzebowania na wodę w mieszkalnictwie są podobne na obszarze całego kraju. Główny czynnik ma charakter ekonomiczny – to powiązanie opłaty za wodę z rzeczywistym zużyciem i równocześnie stopniowy wzrost tych opłat. [21, 22] Prowadzi to do racjonalizacji zużycia wody oraz stosowania rozwiązań zmniejszających jej zużycie, jak nowszej generacji sprzęt gospodarstwa domowego (pralki, zmywarki), stosowanie perlatorów czy coraz powszechniejsze wykorzystywanie wody deszczowej na potrzeby podlewania przydomowych ogródków. Jednocześnie przedsiębiorstwa wodociągowe dążą do minimalizacji strat wody, wykorzystując nowoczesne materiały i armaturę o znacznie lepszej jakości przy budowie i renowacji przewodów, coraz powszechniejszy monitoring sieci, czy prowadzą aktywne kontrole wycieków.

Obliczone na bazie danych dotyczących strefy Kawie Gór, wartości wskaźników nierównomierności dobowej i godzinowej różnią się od określonych w Wytycznych [17] czy innej literaturze [6]. Według wytycznych współczynnik nierównomierności dobowej dla budynków jednorodzinnych wynosi $N_d = 1,5\text{--}2,0$, podczas gdy obliczona wartość rzeczywistego wskaźnika nierównomierności dobowej dla osiedla Kawie Góry wynosiła $N_{d \text{ max}} = 3,5$ w roku 2010 i $N_{d \text{ max}} = 1,94$ w 2011 roku. Z kolei w przypadku współczynników nierównomierności godzinowej uzyskano wartości niższe, niż przewidują Wytyczne (wartości $N_h = 2,5\text{--}3,0$) [17]. Wartości obliczone dla obszaru zasilania są niższe i wynoszą $N_{h \text{ max}} = 2,69$ dla 2010 roku i $N_{h \text{ max}} = 1,85$ dla 2011 roku. Należy pamiętać, że do mniejszych jednostek osadniczych stosuje się wyższe wartości podane w [17].

Podobne zależności w stosunku do współczynników nierównomierności uzyskano dla miasta Bytomia. Wykonano badania zmian rozkładu rozbiórów wody, pomiarami objęto 9 wybranych rejonów o liczbie mieszkańców z przedziału 10–30 tysięcy mieszkańców. Na terenie obję-

tym badaniami przeważały budynki wielokondygnacyjne z centralną dostawą ciepłej wody i kanalizacją sieciową oraz typowym zapleczem usług. Uzyskane wartości współczynników nierównomierności N_d i N_h dla poszczególnych dzielnic miasta zawierały się w przedziale $N_d = 1,96-1,13$, oraz $N_h = 1,79-1,24$ [1]. Według Wytycznych [17] dla badanego obszaru współczynniki wynoszą odpowiednio $N_d = 1,25$ oraz $N_h = 2,0$, $1,8$. Analiza otrzymanych wyników pozwoliła zauważyć, iż wartości współczynników nierównomierności dobowej N_d dla poszczególnych obszarów zdecydowanie przekraczają wartości zalecane przez wytyczne [17]. Z kolei wartości uzyskanych współczynników nierównomierności godzinowej N_h odbiegają od zalecanych i nie osiągają dolnej granicy przedziału.

Obliczenie współczynników nierównomierności dobowej i godzinowej wykonano także dla miasta Jasła dla lat 2000–2002. W porównaniu z Wytycznymi [17] współczynniki nierównomierności dobowej znacznie się wahały i wynosiły $N_d = 1,3-1,7$, współczynniki nierównomierności godzinowej były niższe od wartości zalecanych i wynosiły $N_h = 1,2-1,3$ [16].

Z kolei autorzy [20] dokonali analizy rozbiórów wody w miejscowości Kołobrzeg, w wyniku której wyznaczono współczynniki nierównomierności dobowej. W roku 2006 wartość współczynnika wynosiła w sezonie $N_d = 1,48$, poza sezonem $N_d = 1,22$ a w całym roku $N_d = 1,81$.

5. Podsumowanie

Problem obliczenia zapotrzebowania na wodę ma bardzo duże znaczenie dla prawidłowego funkcjonowania całego systemu zaopatrzenia w wodę. Obserwowany na przestrzeni ostatnich 30-tu lat spadek zapotrzebowania na wodę ma zarówno pozytywne, jak i negatywne aspekty. Wśród zalet można wymienić m. in. korzyści dla środowiska naturalnego wynikające z czerpania mniejszych ilości wody, możliwość stosowania metod uzdatniania wymagających dłuższego czasu kontaktu czy oszczędność energii ze względu na niższe straty jednostkowe ciśnienia w sieci. Występują jednak także związane z tym problemy, takie jak przewymiarowanie sieci wodociągowych, które powoduje, ze względu na transport mniejszych ilości wody, znaczne zmniejszenie prędkości przepływu wody. Tym samym następuje wydłużenie czasu przebywania wody w sieci i zwiększa się ryzyko wtórnego jej zanieczyszczenia i obniże-

nia jakości wody dostarczanej konsumentom. Podstawową przyczyną zmniejszania się zapotrzebowania na wodę jest jej wysoka cena oraz powiązanie opłat za wodę z jej rzeczywistym zużyciem. Wymusza to na odbiorcach racjonalizację zużycia oraz likwidację marnotrawstwa. Oszczędne zachowania widać we wszystkich grupach odbiorców, w szczególności w mieszkalnictwie i przemyśle.

Obliczone dla strefy Kawie Góry wskaźniki jednostkowego zapotrzebowania na wodę, jeżeli weźmiemy pod uwagę wodę zużywaną do podlewania przydomowych ogródków, różnią się od wartości podanych w Rozporządzeniu [13]. Wykazano również, iż obliczone dla eksploatowanego wodociągu współczynniki nierównomierności dobowej i godzinowej w znacznym stopniu odbiegają się od wartości obowiązujących w Wytycznych [17]. Podobne rozbieżności zostały przedstawione przez innych autorów omawiających analizy zużycia wody. Obliczone współczynniki nierównomierności dobowej są z reguły wyższe a nierównomierności godzinowej niższe od podawanych w literaturze. Wyniki te wskazują na potrzebę indywidualnego traktowania poszczególnych obszarów zasilania z uwzględnieniem specyficznych warunków lokalnych. Stanowi to również potwierdzenie faktu nieaktualności danych zawartych w mającym zastosowanie w praktyce projektowej dokumencie. Wydaje się celowe przeprowadzenie szerszych analiz w celu zweryfikowania powyższych wartości, aby mogły być wykorzystane w praktyce projektowej i odpowiadały aktualnie panującym warunkom eksploatacyjnym.

Praca została wykonana w ramach BS-PB-401/301/12

Literatura

1. **Brysz E., Kawczyński A., Kuś K.:** *Analiza zmian nierównomierności rozbioru wody w miejskich jednostkach osadniczych*, II Kongres Inżynierii Środowiska, 2005, tom 1, 343–351.
2. **Ciężak W., Malinowski P., Siwoń Z.:** *Metodologia budowy neuronowego modelu prognostycznego godzinowego rozbioru wody*, Gaz woda i technika sanitarna, 2005, 9,9–12.
3. **Ciężak W., Siwoń Z., Ciężak J.:** *Prognozowanie krótkotrwałych poborów wody z miejskiej sieci wodociągowych za pomocą sztucznych sieci neuronowych*, VI Konferencja Naukowo-Techniczna: Nowe technologie w sieciach i instalacjach wodociągowych i kanalizacyjnych, 2005. 23–37.

4. **Ciężak W., Siwoń Z., Ciężak J.:** *Zastosowanie sztucznych sieci neuronowych do prognozowania szeregów czasowych krótkotrwałego poboru wody w wybranych systemach wodociągowych*, Ochrona Środowiska, Rok 28, 2006.
5. **Gabryszewski T.:** *Wodociągi*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa, 1983.
6. **Heidrich Z.:** *Wodociągi*, Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa, 2008.
7. **Knapik K., Bajer J.:** *Wodociągi*, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej. Kraków 2010.
8. **Łyp B.:** *Infrastruktura wodno-ściekowa w planowaniu miast*, Wydawnictwo Komunikacji i Łączności. Warszawa 2008.
9. **Mielcarzewicz E.:** *Obliczanie systemów zaopatrzenia w wodę*, Warszawa, Wydawnictwo Arkady 2000.
10. **Polska norma PN-B-02863** Ochrona przeciwpożarowa budynków. Przeciwożarowe zaopatrzenie wodne. Sieć wodociągowa przeciwpożarowa.
11. **Polska Norma PN-B-02864** Ochrona przeciwpożarowa budynków. Przeciwożarowe zaopatrzenie wodne. Zasady obliczania zapotrzebowania na wodę do celów przeciwpożarowych do zewnętrznego gaszenia pożaru.
12. *Rocznik statystyczny Ochrona Środowiska 2011*, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 2011.
13. *Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie przeciętnych norm zużycia wody*.
14. *Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 24 lipca 2009r. w sprawie przeciwpożarowego zaopatrzenia w wodę oraz dróg pożarowych*.
15. **Siwoń Z.:** *Stochastyczne modelowanie procesu zużycia wody i prognozowanie zapotrzebowanie na wodę w miastach*, Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej. Wrocław 1986.
16. **Tchórzewska-Cieślak B.:** *Analiza zużycia wody do spożycia przez mieszkańców miasta Jasła*, XII Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna z cyklu Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych, 2005, vol 30, 65–74.
17. **Tkaczukowa B., Nowakowska-Błaszczuk A.:** *Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych*, Agencja Wydawnicza Instytutu Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej. Warszawa 1991.
18. **Tuz P., Gwoździej-Mazur J.:** *Wpływ zmniejszającego się zapotrzebowania na wodę na pracę wodomierzy głównych w budynkach wielorodzinnych*, V Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna Zaopatrzenie w wodę i jakość wód, 2002, 1055–1067.

19. **Usidus D., Drozdowicz A.**, *Analiza rozbiorów wody na wybranym terenie Pomorza Środkowego w gminie Sianów*, Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 12, 543–558 (2010).
20. **Usidus D., Filon A.**, *Analiza zmienności rozbioru wody w miejscowości wypoczynkowej pasa nadmorskiego*, Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 13, 903–920 (2011).
21. **Żuchowicki A., Gawin R.**, *Pobory wody przez mieszkańców budynku wielorodzinnego*, Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 12, 479–488 (2010).
22. **Żuchowicki A., Kuczyński W.**: *Analiza porównawcza zmian w rozbiorach wody z uwzględnieniem sposobu jej dostarczania do odbiorców*, Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 12, 419–465 (2010).
23. **Żuchowicki A., Telega M.**: *Analiza produkcji i zużycia wody w Pile*, Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 12, 313–324 (2010).

Analysis of Water Consumption and Demand Variation in Kawie Góry Supply Area in the City of Częstochowa

Abstract

The correct estimation of water consumption is a very important task, from the theoretical and practical point of view. Distribution systems naturally fluctuate between periods of high and low water usage. Good knowledge of how water use is distributed during the time is critical to accurate water system works. It is particularly important in engineering activity during designing of water supply systems. In Poland from 90ties of the XX century, constant decreased in production and consumption of water is observed.

The article has been written on the basis of technical literature renew and the data obtain from Water Supply and Sewerage Company for the Area of Czestochowa. The Company operates and controls the second longest water-pipe network in Poland.

The paper presents data concerning water consumption in chosen area in Czestochowa. For the purpose of this study the operating data from the period of 2010–2011 were analyzed. In the area of Kawie Góry are single-family houses only, the buildings are connected to the sewer system, hot water is prepared locally. Number of customers supplied from the water network is 1,472 persons. The following parameters as: unitary water consumption [$\text{dm}^3/\text{P} \cdot \text{d}$], day and hour coefficient peaking factor [Nd, Nh] were calculated.

The water consumption in households was $103\text{dm}^3/\text{P} \cdot \text{d}$ in 2010 year and $95\text{dm}^3/\text{P} \cdot \text{d}$ in 2011 year. The day coefficient peaking factor was $N_d = 1,94\text{--}3,5$, the hour coefficient peaking factor was $N_h = 1,85\text{--}2,69$. It was shown, that calculated ratios for the area of Kawie Góry are different from the values in the existing literature. Similar differences have been presented by other authors too. It seems advisable to carry out extensive studies to verify these values. They can be used in design practice then and corresponds to the currently operating conditions.



Modyfikacja węgla aktywnych z wykorzystaniem pola ultradźwiękowego

Ewa Okoniewska, Joanna Lach, Longina Stępnia, Ewa Ociepa
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

Wykorzystywanie węgla aktywnych zarówno w badaniach naukowych, jak i projektowaniu oraz optymalizacji wielu procesów przemysłowych związane jest z koniecznością ciągłego polepszania ich jakości, a także udoskonalania metod ich otrzymywania [2, 5]. Zdecydowanie istotną i niezwykle interesującą właściwością węgla aktywnego jest to, że jego powierzchnia może być modyfikowana odpowiednio do pożądanej zmiany jego charakterystyki adsorpcyjnej w przypadku węgla produkowanych na zamówienie.

Metody modyfikacji węgla aktywnych można podzielić w zależności od sposobu ich prowadzenia na chemiczne i termiczne. Modyfikacja chemiczna polega na tworzeniu powierzchni węgla aktywnego różnych typów grup powierzchniowych z wykorzystaniem czynnika utleniającego lub redukującego. Modyfikacja chemiczna może być prowadzona w fazie ciekłej lub gazowej. Substancjami często używanymi do utlenienia w fazie ciekłej są kwas azotowy (V), nadtlenek wodoru oraz mieszanina stężonego kwasu azotowego (V) i siarkowego (VI). Ponadto stosuje się wodę chlorową, chloran (I) sodu, dichromian (VI) potasu, mieszaninę chloranu (VII) i dymiącego kwasu azotowego (V) oraz roztwory nadmanganianu potasu i nadsiarczanu amonowego. Z kolei modyfikację gazową prowadzi się tlenem z powietrza, ozonem, para wodną, dwutlenkiem węgla a także tlenkami azotu. Utlenianie gazowe jest nieco mniej skuteczne od utleniania substancjami ciekłymi, ale w tym przypadku można poprawić zarówno kwasowe, jak i zasadowe właściwości po-

wierzchni węgla aktywnego. Ponadto, powierzchnia utlenionego węgla aktywnego nie jest zanieczyszczona ubocznymi produktami reakcji, ponieważ ulegają one desorpcji w trakcie procesu [1, 7–10, 14–16, 18].

Innym sposobem modyfikacji powierzchni adsorbentów węglowych jest impregnacja różnymi związkami organicznymi i nieorganicznymi, pokrywaniu olejami, woskami i innymi wielkocząsteczkowymi ciekłymi fazami, chemicznym wiązaniu różnych ligandów oraz osadzaniu czystych zdyspergowanych metali i ich tlenków. Substancjami stosowanymi do impregnacji są związki następujących pierwiastków: miedzi, chromu, srebra, potasu sodu, cynku, manganu oraz niektóre substancje organiczne, jak mieszanina roztworów węglanu tetraaminomiedzi (II), chromianu amonu (VI) i azotu srebra (V). Niekiedy stosuje się również pirydynę, siarczan miedzi (II) oraz mieszaninę wodorotlenków sodu i wapnia, nadmanganianu potasu. Skład roztworu impregnującego zależy przede wszystkim od przeznaczenia i oczekiwanych cech sorbentu, ale również od właściwości nośnika węglowego [4, 16].

Modyfikacja fizyczna polega na działaniu czynnika temperaturowego na tlenki kwasowo-zasadowe, które znajdują się na powierzchni węgla aktywnego. Obecne na powierzchni grupy funkcyjne rozkładają się z wydzielaniem CO₂ (z grup o charakterze kwasowym) lub CO (z grup o charakterze zasadowym) [11, 14, 17].

Inny rodzaj modyfikacji to modyfikacja depozytem węglowym z rozkładu substancji organicznych [17].

W ostatnich latach obserwuje się duże zainteresowanie możliwością zastosowania ultradźwięków w różnych dziedzinach nauki. Szczególnie intensywne badania prowadzone są w obrębie dyscyplin związanych z inżynierią środowiska. Publikowane prace to jednak przede wszystkim wyniki eksperymentów z zakresu sonochemii. Przegląd przeprowadzonych badań wskazuje na możliwość zastosowania ultradźwięków w odwadnianiu osadów [20], w oczyszczaniu wody i do wspomagania procesów jednostkowych, takich jak koagulacja, ultrafiltracja czy adsorpcja. Wiele uwagi poświęca się również usuwaniu z wody metodą ultradźwiękową zanieczyszczeń biologicznych [12]. Skuteczność technik ultradźwiękowych jest w dużej mierze zależna od sprawności urządzeń wytwarzających energię akustyczną. Prawidłowo przebiegający proces nadźwiękawiania opiera się na właściwym doborze odpowiednich parametrów oraz na wyborze generatora ultradźwiękowego pozwalającego uzyskać wymagane parametry [3, 6, 10, 19].

Informacje literaturowe dotyczące modyfikacji węgla aktywnych za pomocą ultradźwięków i wpływu tego procesu na ich właściwości, jak również na temat samych badań związanych z zastosowaniem energii ultradźwiękowej do usuwania z wody zanieczyszczeń organicznych, jak i nieorganicznych w procesach utleniania są bardzo skromne, gdyż do tej pory bardzo rzadko wykonywano modyfikacje sorbentów w ten sposób [13].

Celem niniejszej pracy było zbadanie wybranych wskaźników technicznych (gęstość nasypowa, liczba jodowa i metylenowa, zawartość popiołu) węgla aktywnych modyfikowanych falą ultradźwiękową.

2. Metodyka badań

Do badań wybrano trzy przemysłowe węgle aktywne, powszechnie stosowane w stacjach uzdatniania wody. Pierwszy z nich, to węgiel WG-12 produkowany przez firmę GRYFSKAND z Hajnówki. ROW 08 Supra to granulowany i uszlachetniony węgiel aktywowany, który można regenerować termicznie. Produkowany jest z torfu metodą parowo-gazową przez holenderską firmę NORIT. Charakteryzuje się dużą objętością porów i znacznym rozmiarem ziaren, co sprawia, że jest powszechnie stosowany do uzdatniania wody pitnej w celu polepszania smaku wody oraz usuwania zapachu, ozonu, chloru i mikrozanieczyszczeń (np. rozpuszczonych substancji organicznych czy pestycydów). Węgiel F-300 to węgiel ziarnowy produkowany przez belgijską firmę CHEMVIRON CARBON.

Badania polegały na pobraniu po 100 g każdego węgla po 4 serie. Przed nadźwiękowaniem przygotowano zlewkę o pojemności 800 cm³, do której wsypywano węgiel aktywny. Badane węgle aktywne zalewano wodą destylowaną w ilości 500 cm³ a następnie próbkę umieszczano w generatorze ultradźwiękowym. Czas nadźwiękowania wynosił 5; 10; 15 lub 20 minut przy dwóch amplitudach wynoszących 50 i 100%. Po procesie nadźwiękowania, węgiel aktywny odcedzono z wody, a następnie suszono w temperaturze 145°C do uzyskania stałej wagi. W celu analizy wybranych parametrów technicznych, węgle mielono i przesiewano przez sita o wymiarach oczka 0,2 i 0,079 mm. Zawartość popiołu oznaczono na węglu przesianym przez sito o wymiarach oczka 0,2 mm, resztę oznaczeń wykonano na węglach przesianych przez sito o wymiarach oczka 0,079 mm.

Nadźwiękowanie węgla aktywnych prowadzono w generatorze ultradźwiękowym typu UPS 400 S firmy Hielscher, przeznaczonym do

użytku stacjonarnego. Służy do nadźwiękawiania ośrodków płynnych lub stałych w celu dezintegracji/homogenizacji, odkształceń plastycznych, usuwania lakieru z powierzchni lakierowanych, intensywnego czyszczenia powierzchni oraz do stosowania w sonochemii na skalę laboratoryjną w zwykłych naczyniach.

Wykorzystany w badaniach laboratoryjnych generator ultradźwięków charakteryzował się następującymi parametrami technicznymi:

- moc użyteczna (aktywna): 400 W (300 W w ośrodku wodnym)
- częstotliwość robocza: 24 kHz
- sonotroda: typ H22L, ϕ 22 mm
- max. głębokość zanurzenia: 45 mm
- max. amplituda: 60 μm
- max. gęstość mocy akustycznej 85 W/cm^2

Parametry pola ultradźwiękowego wynosiły:

- amplituda 50% $A=30 \mu\text{m}$ $I=42,5 \text{ W}/\text{cm}^2$
- amplituda 100% $A=60 \mu\text{m}$ $I=8,0 \text{ W}/\text{cm}^2$

O większej energii i natężeniu (intensywności) pola ultradźwiękowego decyduje moc akustyczna, zależna od mocy urządzenia nadźwiękawiającego i stopień transformacji energii elektrycznej w akustyczną (określany sprawnością generatora ultradźwiękowego).

Próbki przygotowane do oznaczenia zawartości popiołu wypalano w piecu muflowym typu FCF 22 SM firmy CZYLOK. Jest to piec przeznaczony do wygrzewania, prażenia, spalania, spopielenia, oznaczeń suchej masy, spiekania materiałów w warunkach laboratoryjnych w sposób ciągły w temperaturze do 950°C.

Oznaczenia wybranych wskaźników technicznych (gęstość nasypowa, liczba jodowa, liczba metylenowa, zawartość popiołu) badanych węgli aktywnych określono według następujących arkuszy:

- gęstość nasypowa – PN-82/C-97555.02
- liczba metylenowa – PN-82/C-97555.03
- liczba jodowa – PN-82/C-97555.04
- zawartość popiołu – PN-82/C-97555.08

W celu przejrzystości nazewnictwa węgli aktywnych wprowadzono następujące oznaczenia.

Tabela 1. Oznaczenia węgla aktywnych
Table 1. Determination of activated carbons

Symbol węgla aktywnego	Parametry procesu nadźwiękawiania							
	amplituda 50%				amplituda 100%			
	czas nadźwiękawiania, min							
	5	10	15	20	5	10	15	20
WG-12	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
ROW 08 Supra	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
F-300	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8

Węgłe wyjściowe oznaczono odpowiednio:

WG-12 – W0

ROW 08 Supra – R0

F-300 – F0

3. Wyniki badań i ich omówienie

W tabelach 2–4 przedstawiono wyniki badań węgla aktywnych nadźwiękawianych w czasie 5; 10; 15 i 20 minut przy amplitudzie wynoszącej 50 i 100%.

Tabela 2. Wskaźniki techniczne węgla aktywnego WG12
Table 2. Technical indicators of WG-12

Wskaźniki techniczne	Węgiel aktywny								
	W0	amplituda 50%				amplituda 100%			
		W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
Gęstość nasypowa, g/dm ³	476	475	471	468	467	480	478	477	472
Adsorpcja jodu, LJ, mg/g	830	800	810	820	830	790	800	810	820
Adsorpcja błękitu metylenowego, LM	38	36	35	34	33	42	39	38	36
Zawartość popiołu, %	9	8,5	8	7,5	7,5	8,5	8,5	8	8
Ubytek masy, g	–	17,5	18	18	18	18,5	18,5	20	20

Tabela 3. Wskaźniki techniczne węgla aktywnego ROW 08 Supra**Table 3.** Technical indicators of ROW 08 Supra

Wskaźniki techniczne	Węgiel aktywny								
	R0	amplituda 50%				amplituda 100%			
		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
Gęstość nasypowa, g/dm ³	417	405	409	410	418	407	416	418	429
Adsorpcja jodu, LJ, mg/g	760	750	770	790	800	840	820	810	800
Adsorpcja błękitu metylenowego, LM	34	35	34	33	32	40	37	35	33
Zawartość popiołu, %	7	5,5	6	6,5	6,5	5	5,5	5,5	6,5
Ubytek masy, g	–	13	18	19	20	20	21	21	21

Tabela 4. Wskaźniki techniczne węgla aktywnego F-300**Table 4.** Technical indicators of F-300

Wskaźniki techniczne	Węgiel aktywny								
	F0	amplituda 50%				amplituda 100%			
		F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8
Gęstość nasypowa, g/dm ³	605	513	514	517	519	592	595	599	601
Adsorpcja jodu, LJ, mg/g	780	870	850	840	830	750	760	770	780
Adsorpcja błękitu metylenowego, LM	26	32	30	28	27	29	27	25	23
Zawartość popiołu, %	5	7,5	6,5	6,5	6	5,5	4,5	4	4
Ubytek masy, g	–	11,5	11,5	12	12	13	13	13	13

Gęstość nasypowa węgla nadzwiekawianych była różna w zależności od rodzaju węgla aktywnych. Dla węgla ROW 08 i F-300, gęstość nasypowa rosła wraz z wydłużającym się czasem nadzwiekawiania, natomiast w przypadku modyfikowanego węgla WG-12 – malała. Jednak

we wszystkich przypadkach badanych węgla aktywnych wartości gęstości nasypowej były nieco niższe w porównaniu z węglami wyjściowymi, ultradźwięki nie wpłynęły znacząco na zmianę tego parametru. W przypadku modyfikacji ultradźwiękami, gdy amplituda wynosiła 100%, gęstość nasypowa dla węgla ROW 08 i F-300 rosła w miarę wydłużania czasu nadźwiękawiania, jednakże wartości te są także nieco niższe niż dla węgla technicznych. Jedynie dla węgla R 8 gęstość nasypowa osiągnęła wartość wyższą od R0. Dla węgla WG-12 gęstość była wyższa niż dla W0, gdy amplituda wynosiła 100%, choć dla węgla W8 wartość ta wynosiła mniej niż dla węgla W0. Dla tej amplitudy wartości gęstości nasypowej malały w miarę wydłużania czasu nadźwiękawiania.

Liczba jodowa była również bardzo zróżnicowana. W przypadku modyfikowanego węgla WG-12 liczba jodowa miała wartości niższe w porównaniu z węglem W0. Zaobserwowano, że wraz ze wzrostem czasu nadźwiękawiania, wartości liczb jodowych także rosły. I tak dla węgla W4 liczba jodowa osiągnęła wartość jak dla węgla W0. W przypadku węgla ROW 08 Supra liczba jodowa rosła wraz z wydłużającym się czasem nadźwiękawiania i osiągnęła wartości wyższe niż dla węgla R0. W przypadku węgla F-300 liczba jodowa dla węgla nadźwiękawianych przy amplitudzie 50% była wyższa niż dla F0, ale malała wraz z wydłużającym się czasem nadźwiękawiania. Amplituda 100% powodowała obniżenie wartości liczb jodowych w miarę wydłużania się czasu nadźwiękawiania.

Wartości liczb metylenowych dla węgla WG-12 i ROW 08 były niewiele niższe w porównaniu z węglami technicznymi i malały wraz z wydłużającym się czasem nadźwiękawiania. Tylko w przypadku węgla ROW 08 (węgiel R1) liczba metylenowa miała wartość wyższą o około 3% od R0. Natomiast dla węgla F-300 liczba metylenowa była wyższa niż F0, choć jej wartości malały wraz z wydłużającym się czasem nadźwiękawiania. Nadźwiękawianie węgla falą ultradźwiękową o amplitudzie 100% podwyższyło wartości liczb metylenowych jedynie dla węgla WG-12 i ROW 08 Supra. Dla węgla F-300 uzyskano wyniki porównywalne z węglem wyjściowym.

Zawartość popiołu węgla modyfikowanych za pomocą ultradźwięków o amplitudzie zarówno 50, jak i 100% w przypadku węgla WG-12 i ROW 08 była niższa niż dla węgla wyjściowych i malała wraz z wydłużającym się czasem nadźwiękawiania. W przypadku węgla F-300 zawartość popiołu dla węgla modyfikowanych (F1–F5) była wyższa niż dla węgla F0. Jedynie dla węgla F6, F7 i F8 wartości te były niższe.

4. Wnioski

1. Najbardziej dostrzegalne zmiany modyfikowanych węgla aktywnych można zaobserwować, gdy amplituda pola ultradźwiękowego wynosił 50%.
2. Zmiany wybranych wskaźników technicznych były najbardziej zauważalne, gdy modyfikacji poddawano węgiel F-300.
3. Modyfikacja węgla aktywnych poprzez nadźwiękowanie przy amplitudzie 100% we wszystkich analizowanych przypadkach nie powodowała dużych zmian w ich wartościach technicznych.

Pracę wykonano w ramach projektu badawczego BG-401-402/11

Literatura

1. **Bansal R.Ch., Goyal M.:** *Adsorpcja na węglu aktywnym*. WNT, Warszawa, 2009.
2. **Bezak-Mazur E., Adamczyk D.:** *Adsorpcja barwników na świeżym i zregenerowanym węglu WD-extra*. Rocznik Ochrona Środowiska 13, 951–972 (2011).
3. **Breitbach M., Bathen D.:** *Influence of ultrasound on adsorption processes*, Ultrasonics Sonochemistry 8, 277–283 (2011).
4. **Choma J., Kloske M.:** *Otrzymywanie i właściwości impregnowanych węgla aktywnych*, Ochrona Środowiska, 2(73), 3–17 (1999).
5. **Dąbek L., Ozimina E., Picheta-Oleś A.:** *Wpływ właściwości węgla aktywnych na szybkość usuwania wybranych barwników z roztworów w obecności nadtlenu wodoru*. Rocznik Ochrona Środowiska 13, 1023–1042 (2011).
6. **Entezari M.H., Bastami T.R.:** *Influence of ultrasound on cadmium ion removal by sorption process*, Ultrasonics Sonochemistry 15, 48–432 (2008).
7. **Feng Xie, Philips J., Silana J.F., Palma M.C., Menendez J.A.:** *Microcalimetric study of acid sites on ammonia- and acid pretreated activated carbons*, Carbon, 38, 601 (2000).
8. **Figueiredo J.L., Pereira M.F.R., Freitas M.M.A., Orfao J.J.M.:** *Modification of the surface chemistry of activated carbons*, Carbon, 37, 1379 (1999).
9. **Gauden P.A., Terzyk A.P., Rychlicki G., Furmaniak S., Zarębska K., Dudzińska A., Gołembiewski R.:** *Badania porowatości materiałów węglowych modyfikowanych na drodze chemicznej*. Konferencja Naukowo-Techniczna, Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle, Częstochowa, 46–53 (2008).

10. **Hakata Y., Roddick F., Fan L.:** *Impact of ultrasonic pre-treatment on the microfiltration of a biologically treated municipal effluent*, *Desalination*, 283,75–79 (2011).
11. **Haydar S., Moreno-Castilla C., Ferro-Garcia M.A., Carrasco-Marin F., Rivera-Utrillo J.:** *Regularities in the temperature-programmed desorption spectra of CO₂ and CO from activated carbons*, *Carbon*, 38, 1215 (2000).
12. **Heng L., Jun N., Wen-jie H., Guibai L.:** *Algae removal by ultrasonic irradiation-coagulation*, *Desalination*, 239, 191–197 (2009).
13. **Kusiak M., Okoniewska E., Stępiak L., Stańczyk-Mazanek E.:** *The effect of ultrasounds on the effectiveness of organic compounds adsorption from water*, *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol.20 nr 4A, 195–200 (2011).
14. **Lach J., Ociepa E.:** *The influence of high-temperature modification of activated carbon on the effectiveness of removing Cr(III) and Cr(VI) from water*, *Environment Protection Engineering*, 30 (4), 81–89 (2004).
15. **Mac Donald J.A., Evans M.J.B., Liang S., Meech S.E., Norman P.R., Pears L.:** *Chlorine and oxygen on the carbon surface*, *Carbon*, 38, 1825 (2000).
16. **Okoniewska E., Lach J., Ociepa E.:** *Removal of manganese and phenol from water on modified activated carbons*, *Polish Journal of Environmental Studies*, vol.16, Na 2A, Part II, 191–194 (2007).
17. **Repelewicz M., Choma J.:** *Badanie fizykochemicznych właściwości chemicznie modyfikowanych węgla aktywnych*. Konferencja Naukowo-Techniczna, Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle, Częstochowa, 43–55 (2004).
18. **Repelewicz M., Choma J.:** *Fizykochemiczne właściwości niemodyfikowanych i chemicznie modyfikowanych węgla aktywnych na przykładzie węgla WG-12*. Konferencja Naukowo-Techniczna, Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle, Częstochowa, 169–180 (2006).
19. **Stępiak L.:** *Zastosowanie pola ultradźwiękowego do wspomaganie procesu koagulacji w uzdatnianiu wody*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2006
20. **Zawieja I., Wolski P.:** *Wpływ mocy procesora ultradźwiękowego na biodegradowalność osadów ściekowych*. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 13, 1719–1730 (2011).

Modification of Activated Carbons with Ultrasonic Field

Abstract

Technical activated carbons WG-12, ROW 08 Supra and F-300 have been modified using ultrasonic field. Firstly was examined the activated carbon WG-12 produced by GRYFSKAND of Hajnówka in Poland. ROW 08 Supra is granulated and refined activated carbon, which can be thermally regenerated. It is produced from peat by Dutch company NORIT by the use of steam-gas method. The carbon is characterized by a large volume of pores and large size of the grains, which makes, that is commonly used for drinking water treatment in order to enhance the taste of the water and remove the odor, chlorine, ozone and micropollutants (e.g., dissolved organic substances or pesticides). The carbon F-300 is produced by the Belgian company CHEMVIRON CARBON.

Sonication of activated carbons was carried out in an ultrasonic generator UPS 400 S Hielscher's designed for stationary use. The modification of activated carbons by sonication was made as follows: the test coals were filled with distilled water in an amount of 500 cm³ and treated by ultrasonic field for 5, 10, 15 and 20 minutes. Two series of tests were performed with amplitudes equal 50 and 100%.

After sonication process, activated carbons were dried at 145°C to obtain of constant weight. Then, an analysis of selected technical indicators such as bulk density, iodine number, the number of the methylene and the ash content according to the PN were made.



Sezonowa zmienność produkcji pierwotnej i respiracji fitoplanktonu w litoralu jeziora eutroficznego

*Daniel Szymański, Julita A. Dunalska, Bożena Jaworska,
Izabela Bigaj, Rafał Zieliński, Ewelina Nowosad
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wstęp

Eutrofizacja jest procesem wzbogacania wód w sposób naturalny lub sztuczny w składniki pokarmowe, jednak w sposób samoistny proces ten zachodzi bardzo wolno [16]. Wzrost zawartości azotu i fosforu powoduje masowy rozwój roślinności wodnej, zwłaszcza fitoplanktonu, a co za tym idzie wzrost ilości materii organicznej powodującej zanieczyszczenie wód [8]. Wskaźnikami określającymi stan troficzny wód jeziorowych mogą być produkcja pierwotna fitoplanktonu oraz koncentracja chlorofilu „a” [22, 10]. Parametry te świadczące o żyzności jeziora zależą od parametrów fizykochemicznych, dostępności materii organicznej, aktywności metabolicznej mikroorganizmów planktonowych oraz intensywności procesów mikrobiologicznych [3]. Produkcja pierwotna jest w znaczny sposób determinowana przez skład oraz wielkość organizmów fitoplanktonowych, jak również przez parametry morfometryczne i zlewniowe jeziora. Rodzaj zlewni oraz procesy w niej zachodzące mają istotny wpływ na jakość wód zbiornika, zwłaszcza w strefie litoralu, która w bezpośredni sposób z nią graniczy. Mała głębokość litoralu oraz dopływ do niego biogenów ze zlewni czyni go bardzo podatnym na wahania fizykochemicznych. Wiąże się z wysoką dynamiką procesów zachodzących w tej strefie [14].

Ważną cechą ekosystemów wodnych jest równowaga między produkcją pierwotną i respiracją, która świadczy o typie ekosystemu [1].

W przypadku gdy produkcja pierwotna brutto jest wyższa od respiracji wówczas mamy do czynienia z ekosystemem autotroficznym. Tak wyprodukowana materia organiczna zwana jest materia autochtoniczną. W sytuacji odwrotnej – jeśli respiracja jest większa od produkcji pierwotnej brutto wówczas mówimy o ekosystemie heterotroficznym, w którym materia organiczna pochodzi z zewnątrz i zwana jest materia allochtoniczną [1, 6, 13, 24].

Do niedawna badania dotyczące produkcji pierwotnej oraz respiracji wykonywane były głównie w strefie pelagialu (toni wodnej), jednak wraz z upływem czasu w badaniach zaczęto uwzględniać również litoral [11], który może przyczyniać się zarówno do produkcji, jak i degradacji węgla organicznego w jeziorze, stanowić ważne miejsce intensywnego samooczyszczania oraz działać jako swoisty bufor dla pelagialu zabezpieczając go przed zanieczyszczeniami [3, 11].

Celem pracy było określenie roli fitoplanktonu w produkcji pierwotnej i respiracji w strefie litoralu, w zależności od sposobu zagospodarowania zlewni.

2. Materiały i metody

2.1. Obiekt badań

Jezioro Kortowskie położone jest na Pojezierzu Mazurskim w grupie jezior olsztyńskich; w południowo-zachodniej części Olsztyna; w zlewni Łyny–Pregoły. Sąsiaduje z dzielnicami takimi jak: Kortowo, Dajtki, Słoneczny Stok. Jezioro Kortowskie zasilane jest przez 5 cieków: rzeka Kortówka, Potok Parkowy, Potok Starodworski, Potok Leśny oraz przewód drenarski. Jedynym odpływem powierzchniowym ze zbiornika jest rzeka Kortówka [9].

Wybrane cechy morfometryczne Jeziora Kortowskiego wg Synowca [22] zestawiono w tabeli 1.

Zagospodarowanie zlewni bezpośredniej Jeziora Kortowskiego wygląda następująco [15]:

- nieużytki 30%,
- ogrody 26,5%,
- lasy 19,3%,
- tereny zabudowane 15,1%,
- grunty orne 9,1%.

Tabela 1. Charakterystyka morfometryczna Jeziora Kortowskiego
Table 1. The morphometric characteristic of Kortowskie Lake

Parametr	Wartość
Powierzchnia zwierciadła wody (P)	89,7 ha
Głębokość maksymalna (H_{maks})	17,2 m
Głębokość średnia (H_{sr})	5,9 m
Głębokość względna (H_{wzgl})	0,02
Wskaźnik głębokościowy (W_g)	0,34
Objętość (V)	5 323 tys. m ³
Długość maksymalna (D_{maks})	1 660 m
Szerokość maksymalna (S_{maks})	715 m
Wskaźnik wydłużenia (λ)	2,3
Szerokość średnia (S_{sr})	541 m
Długość linii brzegowej (L)	4 800 m
Wskaźnik rozwinięcia linii brzegowej (K)	1,43

Badania na Jeziorze Kortowskim prowadzone były wiosną (30 maja), latem (14 lipca) i jesienią (8 listopada) 2011 roku na 8 stanowiskach badawczych obejmujących strefę litoralu (rys. 1).

Stanowisko 1 znajdowało się w południowo-zachodniej części jeziora, między ujściem przewodu drenarskiego i Potoku Leśnego. Na tym odcinku brzegi są strome i zalesione, a co za tym idzie mniej eksponowane na działanie wiatru. Szacunkowe pokrycie dna roślinnością wynosiło 85%. Wśród makrofitów wyraźnie dominowała trzcina pospolita stanowiąc ponad 75%. Ponadto występował również grązel żółty i zdrojek (dane niepublikowane udostępnione przez Katedrę Botaniki i Ochrony Przyrody).

Stanowisko 2 leżało w zachodniej części jeziora, również było otoczone lasem. Pokrycie dna roślinnością wynosiło ok. 80%. Można było tu zaobserwować dużą różnorodność gatunkową makrofitów, wśród których przeważała trzcina pospolita pokrywająca dno w ponad 50%. Duży procentowy udział miał również zdrojek – ponad 25% oraz rogatki sztywny ponad 5%. Zaobserwować można był tu również moczarkę kanadyjską, rdestnicę przeszytą i wąskolistną, wywłócznika kłosowego, grązel żółty oraz jaskier krążkolistny.

Stanowisko 3 położone było w północno-zachodniej części jeziora. Nie było ono otoczone lasem, w związku z czym było bardziej ekspozycyjne.

nowane na działanie wiatru. Na tym obszarze pokrycie dna roślinnością było wysokie i wynosi 95%. Wyraźnie dominowała sięgająca do 2,4 m głębokości trzcina pospolita stanowiąc ponad 75%. Obok niej występował również rogatek i turzyca błotna.

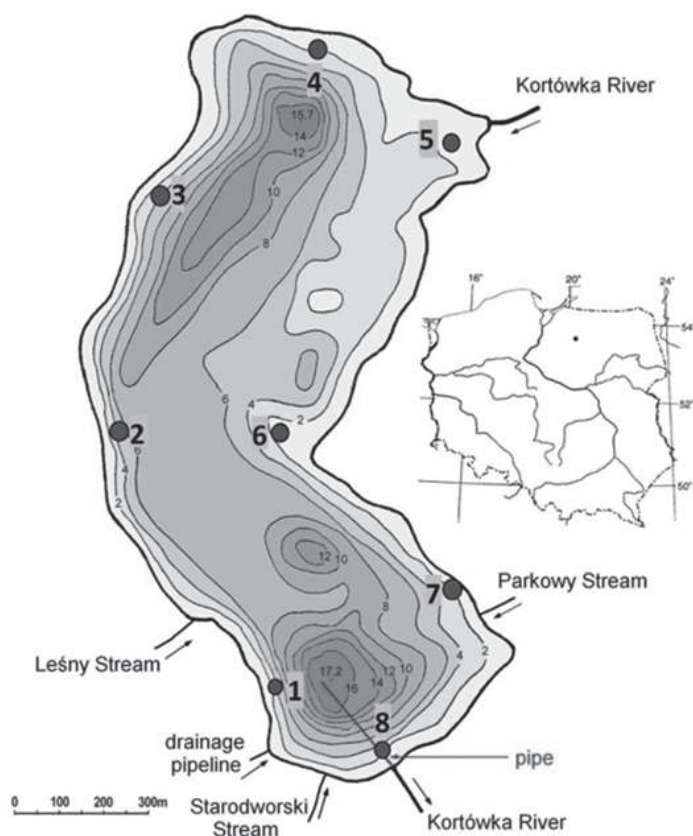
Stanowisko 4 usytuowane było w północnej części jeziora, do której przylegają ogródki działkowe. Było ono bardziej eksponowane na działanie wiatru w porównaniu z częścią południową. Pokrycie dna roślinnością wynosiło 90%. Wśród makrofitów dominował jaskier krążkolistny stanowiąc od 50 do 75% pokrycia dna, ponadto duży udział miała również trzcina pospolita od 25 do 50% i rogatek sztywny od 5 do 25%.

Stanowisko 5 znajdowało się w północno-wschodniej części zbiornika, do której wpływa rzeka Kortówka. Na tym obszarze dno było całkowicie pokryte roślinnością. Maksymalna głębokość zasięgu roślinności szuwarowej wynosiła 1,3 m, a roślinności zanurzonej 3 m. Do dominantów należał rogatek sztywny stanowiący ponad 50% pokrycia dna oraz trzcina pospolita – ponad 25%. Obok nich występował także grązel żółty, jaskier krążkolistny oraz zdrojek.

Stanowisko 6 obejmowało wschodnią część zbiornika, do której przylegają ogrody Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego. Pokrycie dna roślinnością na tym obszarze wynosiło 90% i charakteryzowało się dużą różnorodnością gatunkową makrofitów, wśród których dominował rogatek sztywny oraz trzcina pospolita, które stanowiły łącznie ponad 80% pokrycia dna.

Stanowisko 7 leżało w południowo-wschodniej części jeziora, do której dopływa Potok Parkowy odprowadzający wody opadowe z Kortowa oraz z terenów bagiennych byłej jednostki wojskowej. W pobliżu znajduje się również miasteczko akademickie. Szacunkowe pokrycie dna roślinnością wynosiło 85%. Tak jak na poprzednich stanowiskach, dominowała tutaj trzcina pospolita oraz rogatek sztywny, stanowiąc łącznie ponad 80% pokrycia dna.

Stanowisko 8 położone było w południowej części jeziora, w której znajduje się jedyny odpływ – Kortówka z wylotem rurociągu oraz ujście Potoku Starodworskiego zanieczyszczonego spływami powierzchniowymi z osiedla mieszkaniowego Słoneczny Stok. Pokrycie dna roślinnością wynosiło ok. 80%. Największy udział miała trzcina pospolita i pałka wąskolistna (ok. 70%).



Rys. 1. Jezioro Kortowskie z zaznaczonymi stanowiskami pomiaru produkcji pierwotnej oraz respiracji

Fig. 1. Kortowskie Lake with marked positions of primary production and respiration measuring

2.2. Metody analityczne

W celu określenia tempa produkcji pierwotnej i respiracji ze stanowisk badawczych pobierano wodę do jasnych i ciemnych butelek szklanych o pojemności 0,3 l, które eksponowano przez 24 godziny na poszczególnych stanowiskach w powierzchniowej warstwie wody zgodnie z metodyką podaną przez Stricklanda&Parsonsa [20].

Produkcję pierwotną i respirację liczone w oparciu o zmiany stężenia tlenu w wodzie w jednostce czasu. Zawartość rozpuszczonego tlenu mierzono sondą tlenową YSI 58.

Butelki niezaciemnione (jasne) obrazowały wyniki zachodzącego w nich procesu fotosyntezy, a butelki ciemne – procesu oddychania (respiracji). Różnica pomiędzy ilością tlenu wytworzonego (w jasnych butelkach) i wykorzystanego (w ciemnych butelkach) stanowi całkowitą produkcję pierwotną.

Zasadniczą analizę jakościową i analizę ilościową fitoplanktonu przeprowadzono na podstawie utrwalonego materiału badawczego, zagęszczonego metodą sedymentacji prób pobranych z toni wodnej i przygotowanych do analizy wg metodyki Starmacha (19).

3. Wyniki

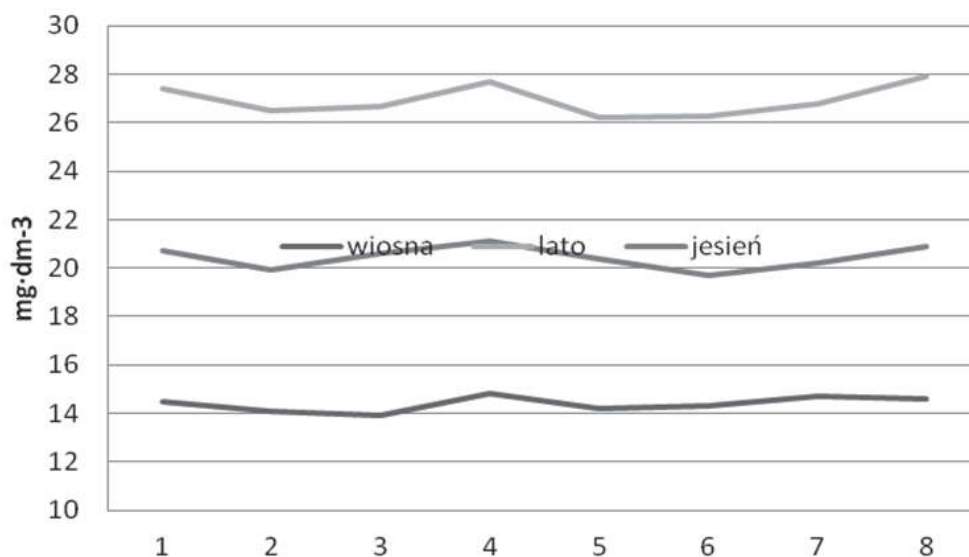
3.1. Analiza jakościowa i ilościowa fitoplanktonu

Wiosną biomasa glonów obecnych w litoralu wynosiła od 13,9 do 14,8 mg·dm⁻³. Największa była na stanowisku 4, a najmniejsza na stanowisku 3. Na wszystkich stanowiskach dominującą grupą glonów były *Bacillariophyceae*. Biomasa okrzemek wynosiła 8,7–8,9 mg·dm⁻³, a ich udział w biomacie ogólnej sięgał od 60% do 62%. Ilość okrzemek była podobna na wszystkich stanowiskach. W znaczącej ilości występowały *Cyanoprokaryota* i *Dinophyceae*. Biomasa sinic wynosiła 1,9–2,3 mg·dm⁻³, a dinofitów 1,6–1,8 mg·dm⁻³. *Cyanoprokariota* stanowiły 13–16% biomasy ogólnej. Udział *Dinophyceae* w biomacie ogólnej wynosił 11–12%. Ilość sinic była największa na stanowisku 4, a najmniejsza na stanowisku 3 i 6. Ilość dinofitów była podobna na wszystkich stanowiskach. Udział glonów z grupy *Chlorophyta* i *Chrysophyceae* był jeszcze mniejszy. Tworzyły one biomasę 0,7–0,9 mg·dm⁻³ i stanowiły około 4–6% biomasy ogólnej. *Euglenophyta* były najmniej liczną grupą glonów. Biomasa ich wynosiła 0,1–0,2 mg·dm⁻³ stanowiąc około 1% biomasy ogólnej (rys. 2, tab. 2).

Gatunki występujące najliczniej należały do *Bacillariophyceae*. W ilości dominanta występowała *Fragilaria crotonensis*, subdominantem była *Asterionella formosa* i *Fragilaria ulna* var. *acus*. Spotykane były okrzemki z rodzaju *Aulacoseira*, *Diatoma* i *Stephanodiscus* i inne. *Dinophyceae* reprezentowane były najliczniej przez rodzaj *Peridinium*. Występujące *Cyanoprokaryota* należały do rodzajów *Anabaena*, *Aphanizomenon* z *Nostoccales*, *Microcystis*, *Aphanocapsa* z *Chroococcales* i *Planktolyngbya* z *Oscillatoriales*. Przedstawicielami *Chlorophyta* były gatunki z rodzajów *Coelastrum*, *Pediastrum*, *Tetrastrum*, *Desmodesmus*, *Scenedesmus*, *Staurastrum*, *Cosmarium*, *Phacotus*, *Dictiosphaerium* i inne. *Chrysophyceae* reprezentował rodzaj *Dinobryon* i *Mallomonas*. Obecne były gatunki *Trachelomonas* z *Euglenophyta* (tab. 5).

Latem biomasa glonów obecnych w litoralu wynosiła od 26,2 do 27,9 mg·dm⁻³. Największa była na stanowisku 8, a najmniejsza na stanowi-

sku 5. Na wszystkich stanowiskach zdecydowanie dominującą grupą glonów były *Cyanoprokaryota*. Biomasa sinic wynosiła 19,6–20,7 mg·dm⁻³, a ich udział w biomacie ogólnej sięgał 74%. Biomasa sinic była największa na stanowisku 8, a najmniejsza na stanowisku 5 i 6, ale udział ich w biomacie ogólnej był na wszystkich stanowiskach podobny. W znaczącej ilości 4,5–4,7 mg·dm⁻³ występowały *Dinophyceae*, których biomasa stanowiła około 16–17% biomasy ogólnej. Biomasa dinofitów była podobna na wszystkich stanowiskach. *Chlorophyta* tworzyły biomasę wielkości 1,2–1,5 mg·dm⁻³, stanowiąc około 5% biomasy ogólnej. Biomasa *Bacillariophyceae* wynosiła 0,5–0,7 mg·dm⁻³, a *Chrysophyceae* 0,3 mg·dm⁻³, udział ich w biomacie ogólnej sięgał zaledwie 1–2%. Udział glonów z *Euglenophyta* był jeszcze mniejszy i nie przekraczał 1% biomasy ogólnej (rys. 2, tab. 3).



Rys. 2. Sezonowe zmiany biomasy fitoplanktonu w strefie litoralnej Jeziora Kortowskiego

Fig. 2. Seasonal changes in phytoplankton biomass in the littoral zone of Kortowskie Lake

Dominujące taksony należały do *Cyanoprokaryota*. W ilości dominanta występowały gatunki *Anabaena circinalis* i *Anabaena spiroides*. Subdominantem był *Aphanizomenon flos-aqae*. Obecne były sinice z rodzaju *Microcystis*, *Woronichinia* i inne. *Dinophyceae* reprezentowane były najliczniej przez rodzaj *Peridinium*, ale spotykane były również te z rodzaju *Ceratium*. Występujące *Chlorophyta* należały do rodzajów *Pediastrum*, *Desmodesmus*, *Secedismus*, *Coelastrum*, *Staurastrum*, *Dictio-*

sphaerium, *Tetrastrum*, *Phacotus* i inne. Zróżnicowanie taksonomiczne zielenic było duże. Występujące *Bacillariophyceae* były w większości gatunkami z rodzaju *Aulacoseira*, a *Chrysophyceae* z rodzaju *Dinobryon*. Przedstawicielem *Euglenophyta* był rodzaj *Trachelomonas* (tab. 5).

Tabela 2. Udział grup systematycznych w fitoplanktonie litoralu Jeziora Kortowskiego – wiosna

Table 2. The share of particular systematic groups in the biomass of phytoplankton in Kortowskie Lake – spring

	1	2	3	4	5	6	7	8
Biomasa <i>Cyanoprokaryota</i> [%]	14,5	13,5	14,4	15,5	14,8	14,0	15,0	15,1
Biomasa <i>Euglenophyta</i> [%]	1,4	1,4	0,7	1,4	1,4	0,7	1,4	1,4
Biomasa <i>Dinophyta</i> [%]	11,7	11,3	11,5	11,5	12,0	11,9	12,2	11,6
Biomasa <i>Chrysophyceae</i> [%]	6,2	6,4	5,8	6,1	5,6	6,3	5,4	5,5
Biomasa <i>Bacillariophyceae</i> [%]	61,4	62,4	62,6	60,1	61,3	61,5	60,6	60,9
Biomasa <i>Chlorophyta</i> [%]	4,8	5,0	5,0	5,4	4,9	5,6	5,4	5,5
Biomasa fitoplanktonu [%]	100	100	100	100	100	100	100	100

Jesienią biomasa glonów obecnych w litoralu wynosiła od 19,7 do 21,1 mg·dm⁻³. Największa była na stanowisku 4, a najmniejsza na stanowisku 6. Na wszystkich stanowiskach zdecydowaną dominującą grupą glonów były *Cyanoprokaryota*. Biomasa sinic wynosiła 15,7–16,8 mg·dm⁻³, a ich udział w biomacie ogólnej sięgał 80% i był na wszystkich stanowiskach podobny. Biomasa sinic była największa na stanowisku 4, a najmniejsza na stanowisku 2 i 6. Znaczący 9–10% udział w biomacie ogólnej miały *Dinophyceae*, które występowały w ilości 1,8–2,0 mg·dm⁻³, podobnie na wszystkich stanowiskach. *Bacillariophyceae* stanowiły 6–7% biomasy ogólnej, tworząc biomasę 1,3–1,5 mg·dm⁻³. Biomasa *Chlorophyta* wynosiła 0,6–0,7 mg·dm⁻³, a ich udział w biomacie ogólnej był zaledwie 2–3%. Jeszcze mniejszy był udział *Chrysophyceae* i *Euglenophyta*, które tworzyły biomasę około 0,1 mg·dm⁻³, stanowiącą poniżej 1% biomasy ogólnej (rys. 2, tab. 4).

W ilości dominanta występowała *Pseudanabaena limnetica*. Obecne były nieliczne inne gatunki nitkowatych sinic z *Oscillatoriales*. Występujące *Dinophyceae* najliczniej reprezentował rodzaj *Peridinium*. Spotykane *Bacillariophyceae* należały do rodzaju *Aulacoseira* i *Fragilaria*. Przedstawicielami *Chlorophyta* były gatunki z rodzajów *Actinastrum*, *Ankistrodesmus*, *Pediastrum* *Eudorina*, *Dictiosphaerium* i inne. Z *Chrysophyceae* najliczniej występował rodzaj *Mallomonas*, a z *Euglenophyta* rodzaj *Phacus* (tab. 5).

Tabela 5. Taksony o największym udziale procentowym w fitoplanktonie litoralu Jeziora

Tabela 5. Species with high share (%) of phytoplankton in littoral zone of Kortowskie Lake

Taksony	wiosna	lato	Jesień
CYANOPROKARYOTA			
<i>Anabaena circinalis</i> (Kom.& Kondrat.)	X	XXX	
<i>Anabaena flos-aquae</i> Brébisson	X	X	
<i>Anabaena lemmermanii</i> P.Ricgter in Lemm.	X	X	
<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn		XXX	
<i>Anabaena planctonica</i> Brun.		X	
<i>Anabaena</i> spp	X	X	
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (Kosin.)		XX	X
<i>Aphanocapsa</i> spp.	X		X
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.	X		
<i>Limnothrix planctonica</i> (Wołoszyńska) Meffert			X
<i>Microcystis viridis</i> (A. Braun in Rab.)Lemm.	X	X	
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komarek) Komarek in Kondrateva		X	
<i>Microcystis</i> spp.	X	X	
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom.-Leg.et Cron.	X		X
<i>Pseudanabaena limnetica</i> Lemmermann ex Geitler			XXX
<i>Snowella</i> spp.			X
<i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin		X	
Inne	X	X	X
DINOPHYTA			
<i>Ceratium furcoides</i> (Levan.) Lang.		X	
<i>Ceratium hirundinella</i> (F.B. Müller) Dujardin		X	
<i>Perridinium</i> spp	XX	XX	X
Inne	X	X	X

Tabela 5. cd
Tabela 5. cont.

Taksony	wiosna	lato	jesień
EUGLENOPHYTA			
<i>Phacus spp.</i>			X
<i>Trachelomonas spp.</i>	X	X	
Inne	X	X	X
HETEROKONTOPHYTA			
Chrysophyceae			
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhoff			
<i>Dinobryon divergens</i> Imhoff	X		
<i>Dinobryon sociale</i> Ehr.		X	
<i>Mallomonas spp.</i>	X		X
Inne	X	X	X
Bacillariophyceae			
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	XX		
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	X	X	X
<i>Aulacoseira spp.</i>	X	X	X
<i>Diatoma elongatum</i> Agardh	X		
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	XXX		X
<i>Fragilaria intermedia</i>			
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot	XX		X
<i>Stephanodiscus spp.</i>	X		X
Inne	X	X	X
CHLOROPHYTA			
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lag.			X
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralf			X
<i>Botryococcus braunii</i> Kutz.	X	X	
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli in A. Beaun	X	X	
<i>Cosmarium spp.</i>	X		
<i>Desmodesmus spp.</i>	X	X	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C. Wood	X	X	X
<i>Euastrum spp.</i>	X		
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg		X	X
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	X		
<i>Mougeotia sp.</i>	X		
<i>Oocystis spp.</i>	X		
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini	X		
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	X	X	X
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs	X		
<i>Phacotus lenticularis</i> (Ehrenberg) Stein	X	X	
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hindak	X		
<i>Scenedesmus spp.</i>	X	X	
<i>Staurastrum chaetoceras</i> (Schr.) G.M. Smith			
<i>Staurastrum spp.</i>	X	X	
Inne	X	X	X

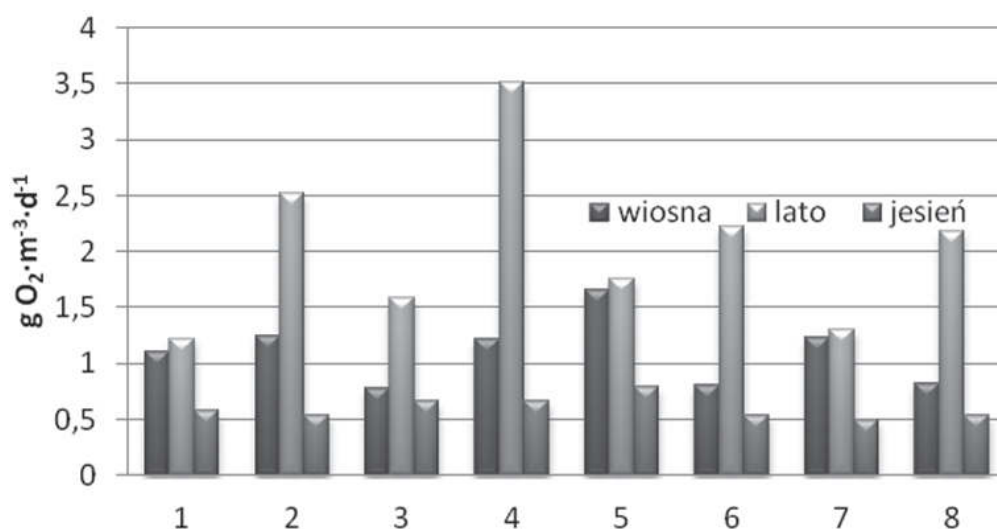
3.2. Charakterystyka produkcji pierwotnej oraz respiracji

Produkcja pierwotna oraz respiracja zbiorowisk fitoplanktonu wykazała zróżnicowane wartości na poszczególnych stanowiskach w strefie litoralnej, co może świadczyć o różnej intensywności procesów w niej zachodzących.

Średnia wartość produkcji pierwotnej w sezonie wiosennym wahała się w zakresie od $0,77 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ na stanowiskach 2 i 8 do $1,66 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ na stanowisku 5. Latem produkcja pierwotna zmieniała się w zakresie od $1,22 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ na stanowisku 1 do $3,51 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ na stanowisku 4. Jesienią produkcja pierwotna utrzymywała się na podobnym poziomie i mieściła się w zakresie od 0,5 do $0,785 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, odpowiednio na stanowiskach 7 i 8 (rys. 3).

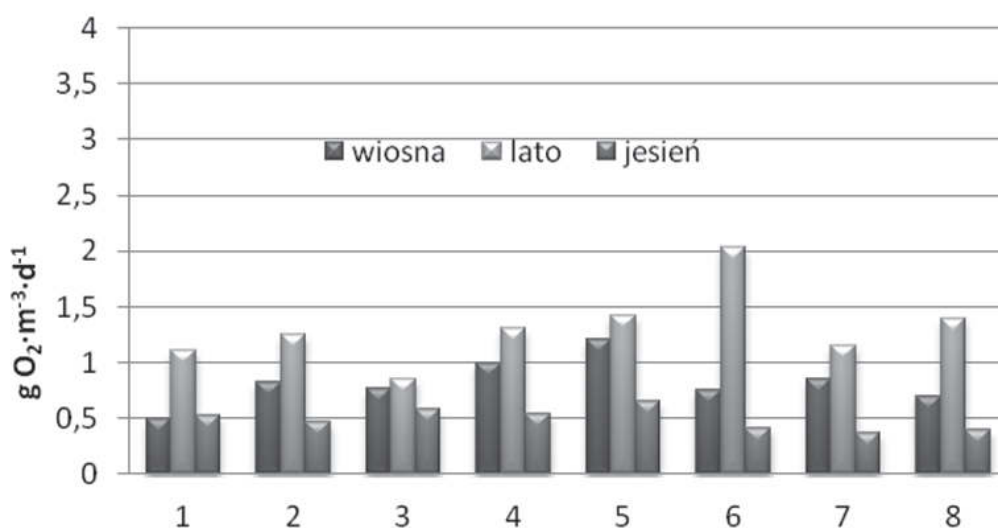
Wielkość respiracji w litoralu Jeziora Kortowskiego podobnie jak w przypadku produkcji pierwotnej brutto różniła się na poszczególnych stanowiskach oraz sezonach wegetacyjnych.

W okresie wiosennym respiracja zmieniała się w zakresie od $0,72 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ do $1,205 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, odpowiednio na stanowiskach 8 i 5. Latem respiracja zmieniała się w zakresie od $0,845 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ na stanowisku 3 do $2,03 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ na stanowisku 6. Niższe wartości respiracji zaobserwowano jesienią, gdzie wahała się ona w granicach od $0,39 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ na stanowisku 7 do $0,65 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ na stanowisku 5 (rys. 4).



Rys. 3. Produkcja pierwotna brutto w strefie litoralnej Jeziora Kortowskiego

Fig. 3. Gross primary production in the litoral zone of Kortowskie Lake



Rys.4. Respiracja w strefie litoralu Jeziora Kortowskiego

Fig.4. Respiration in the litoral zone of Kortowskie Lake

W poszczególnych okresach badawczych wartość produkcji pierwotnej przewyższała wartość respiracji. Najwyższe różnice zaobserwowano na stanowisku 4 latem, gdzie wartość produkcji pierwotnej brutto było prawie trzykrotnie wyższa niż respiracja oraz stanowiskach 2 i 3, gdzie była ona wyższa prawie dwukrotnie.

4. Dyskusja wyników

Strefa litoralu jest pierwszą strefą ekosystemu jeziorowego, która w bezpośredni sposób graniczy ze zlewnią przez co jest ona bardzo podatna na zmienność procesów środowiskowych, głównie dobowe i sezonowe zmiany naświetlenia oraz temperatury. Obecność w tej strefie makrofitów, fitobentosu, a głównie fitoplanktonu świadczy o znaczącej roli tej strefy w produkcji pierwotnej [11] oraz tworzeniu się znacznych ilości materii organicznej [2, 14].

Przy wysokim stężeniu pierwiastków w wodzie glony szybciej i wydajniej je pobierają, a efektem jest wzrost ich biomasy. Decydujący jest okres wiosenny. Przy dużej ilości biogenów, co często w jeziorach eutroficznych jest jeszcze spotęgowane sypłami ze zlewni, większą szansę na rozwój mają glony planktonowe. Rozwój fitoplanktonu hamuje wtedy rozwój makrofitów, co jest spowodowane zmniejszoną ilością docierającego do nich światła. Dominacja fitoplanktonu jest kontynuowana również w okresie letnim i jesiennym. Dodatkowo niektóre glony

mogą oddziaływać allelopatycznie, wydzielając substancje hamujące wzrost i przyspieszające obumieranie makrofitów, które w procesie rozkładu oddają do środowiska pierwiastki biogenne, czym stymulują wzrost biomasy fitoplanktonu. Jeśli w planktonie dominują sinice, jak w Jeziorze Kortowskim, zjawisko to może już w lecie zwiększać konkurencyjną przewagę rozwoju fitoplanktonu w litoralu jeziora.

Przy niskim stężeniu pierwiastków biogenych w wodzie makrofity wykorzystują te zawarte w osadach, a fitoplankton nie mając takich możliwości nie stanowi dla nich zagrożenia w rozwoju. Zmienność w metabolizmie jezior jest warunkowana przede wszystkim przez dostępność substancji pokarmowych oraz warunki meteorologiczne. Krótkotrwałe zmiany metabolizmu jezior wywoływane są głównie zmianami naświetlenia czy temperatury, natomiast w dłuższym okresie czasu metabolizm zależy od dostępności fosforu całkowitego i rozpuszczonego węgla organicznego oraz biomasy fitoplanktonu [4, 7, 12, 17].

W trakcie sezonu wegetacyjnego najwyższe stężenie biomasy fitoplanktonu zaobserwowano latem, co wiązało się z wysoką produkcją pierwotną w tym okresie. Wśród gatunków fitoplanktonu dominowały *Cyanoprokaryota*, podobnie jak w przypadku okresu jesiennego. Dominacja sinic przez większość okresu wegetacyjnego świadczyła o szerokich ich możliwościach przystosowawczych na zmieniające się warunki środowiskowe, szczególnie w strefie litoralu, która jest bardzo podatna na te zmiany.

Uzyskane wyniki wskazują na dualistyczną rolę litoralu w tempie produkcji pierwotnej. Z jednej strony strefa litoralu Jeziora Kortowskiego zasila zbiornik w autochtoniczną materię organiczną, o czym świadczy wyższa wartość produkcji pierwotnej niż respiracji, szczególnie na stanowiskach położonych w północnej części zbiornika, nie zalesionej przez co bardziej eksponowanej na działanie promieni słonecznych oraz dopływ substancji biogenych ze zlewni, które nasilają produkcję pierwotną. Z drugiej strony litoral Jeziora Kortowskiego kumuluje materię organiczną dopływającą do zbiornika ze zlewni. Wielkość respiracji w okresie wiosennym jest tylko nieznacznie mniejsza od produkcji pierwotnej w tym okresie co świadczy o dopływie materii allochtonicznej do ekosystemu wraz z wiosennym spływem powierzchniowym. Najintensywniej procesy te zachodziły na stanowiskach zlokalizowanych w północno-wschodniej części jeziora, otoczonej ogródkami działkowymi.

Produkcja pierwotna strefy litoralu Jeziora Kortowskiego charakteryzowała się zmiennością sezonową, przy czym najwyższe wartości stwierdzono latem. Ma to związek z dłuższym czasem ekspozycji na działanie promieni słonecznych, co wiązało się z większym rozwojem fitoplanktonu. Podobne zależności pomiędzy czasem ekspozycji a rozwojem fitoplanktonu wykazano w pracach naukowych innych autorów [5, 12, 4]. Strefa litoralu Jeziora Kortowskiego w całym okresie badawczym charakteryzowała się wyższą produkcją pierwotną niż respiracją, co świadczy o autotroficznym charakterze ekosystemu, gdzie materia organiczna jest wytwarzana wewnątrz ekosystemu w procesie fotosyntezy.

Badania Hansona i in. [12] wykazują, iż czynniki zewnętrzne mogą mieć również duże znaczenie w produkcji pierwotnej całego ekosystemu. Makrofity mogą w znacznym stopniu zwiększać ilość węgla organicznego oraz odgrywać ważną rolę jako producenci [18], jednak mogą one również przyczyniać się do ograniczenia produkcji pierwotnej fitoplanktonu poprzez konkurencję o składniki pokarmowe czy ograniczenie dostępności światła dla fitoplanktonu [21]. Można podejrzewać, że rzeczywista produkcja pierwotna w strefie litoralu Jeziora Kortowskiego była wyższa, gdyż znaczne pokrycie dna makrofitami limitowało produkcję pierwotną fitoplanktonu. Świadczą o tym wyniki ze stanowisk zlokalizowanych wschodniej części zbiornika, gdzie udział w pokryciu dna przez makrofity wynosił ok.85%. Niski stosunek produkcji pierwotnej do respiracji na tych stanowiskach potwierdza rolę makrofitów jako czynnika limitującego rozwój fitoplanktonu.

Przedstawione prace zostały wykonane w ramach realizacji grantu finansowanego przez NCN (grant No N N 523 613739)

Literatura

1. **Carignan R., Bliss A-M., Vis C.:** *Planktonic production and respiration in oligotrophic Shield lakes using the Winkler method.* Carpenter SR, Kitchell JF, Can J Fish Aquat Sci 55, 1078–84 (2000).
2. **Choiński A.:** *Jeziora kuli ziemskiej.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2000.
3. **Chróst R.J., Siuda W.:** *Microbial production, utilization, and enzymatic degradation of organic matter in the upper trophogenic water layer in the pelagial zone of lakes along the eutrophication gradient.* Limnol. Oceanogr., 51: 749–762 (2006).

4. **Cole J.J., Pace M.L., Carpenter S.R., Kitchell J.F.:** *Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulations.* *Limnol Oceanogr* 45, 1718–30 (2000).
5. **Coloso J., Cole J., Pace M.:** *Difficulty in Discerning Drivers of Lake Ecosystem Metabolism with High-Frequency Data.* *Ecosystems* 14: 935–948 (2011).
6. **Czeczuga B.:** *Produktywność ekosystemów wodnych: Procesy destrukcyjne na tle produkcji pierwotnej w różnych ekosystemach wodnych.* Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Zeszyt 13, 107–115 (1966).
7. **del Giorgio P.A., Peters R.H.:** *Patterns in planktonic P:R ratios in lakes: influence of lake trophic and dissolved organic carbon.* *Limnol Oceanogr* 39, 772–787 (1994).
8. **Dojlido J.R.:** *Chemia wód powierzchniowych.* Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok, 1995.
9. **Dunalska J., Wiśniewski G., Mientki Cz.:** *Assessment of multi-year (1956–2003) hypolimnetic withdrawal from Lake Kortowskie, Poland.* *Lake and Reservoir Management*, 23, 377–387 (2007).
10. **Grabowska M., Górniak A.:** *Chlorofil “a” w wodach zbiornika Siemianówka.* Górniak A. (red.), 2006.
11. **Güde H., Teiber P., Rolinski S., Sala M.:** *Comparison of production and degradation of organic matter at a littoral site of the prealpine Lake Constance.* *Limnologica* 34, 117–123 (2004).
12. **Hanson P.C., Bade D.L., Carpenter S.R., Kratz T.K.:** *Lake metabolism: Relationships with dissolved organic carbon and phosphorus.* *Limnol. Oceanogr.*, 48(3), 1112–1119 (2003).
13. **Hanson P.C., Carpenter S.R., Kimura N., Wu C., Cornelius S.P., Kratz T.K.:** *Evaluation of metabolism models for free-water dissolved oxygen methods in lakes.* *Limnol. Oceanogr. Methods*, 6, 454–465 (2008).
14. **Lauster G.H., Hanson P.C., Kratz T.K.:** *Gross primary production and respiration differences among littoral and pelagic habitats in northern Wisconsin lakes.* *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 63, 1130–1141 (2006).
15. **Lossow K., Gawrońska H., Mientki Cz., Łopata M., Wiśniewski G.:** *Lakes of Olsztyn, Trophic State, Threat.* Edition, Olsztyn (in Polish), 2005.
16. **Lossow K., Gawrońska H.:** *Przegląd metod rekultywacji jezior.* *Przegląd Komunalny* 9(108), (2000).
17. **Sand-Jensen K., Staehr P.A.:** *Scaling of pelagic metabolism to size, trophic and forest cover in small Danish lakes.* *Ecosystems* 10, 127–41 (2007).
18. **Simčič T., Germ M.:** *Organic matter degradation through respiration in littoral and pelagic including profundal zones of an oligotrophic lake assessed by electron transport system activity.* *Hydrobiologia* 635:137–146 (2009).

19. **Starmach K.:** *Plankton roślinny wód słodkowodnych. Metody badania i klucze do oznaczania gatunków występujących w wodach Europy Środkowej.* PWN, Warszawa-Kraków, ss.496 (1989).
20. **Strickland J.D.H., Parsons T.R.:** *A practical handbook of seawater analysis.* Bull. Fish. Res. Bd Can. 167 (1972).
21. **Soszka H., Pasztelaniec A., Koprowska K., Kolada A., Ochocka A.:** *Wpływ przekształceń hydromorfologicznych jezior na zespoły organizmów wodnych – przegląd piśmiennictwa.* Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych nr 51 (2012).
22. **Synowiec A.:** *Morfologia Jeziora Kortowskiego.* Zesz. Nauk. WSR Olszt., 19(384): 3–17 (1965).
23. **Wetzel R.G.:** *Limnology of Lake and River Ecosystems.* Third Edition. Academic Press, San Diego, CA. pp. 1006 (2001).
24. **Żmudziński L.:** *Słownik hydrobiologiczny. Terminy, pojęcia, interpretacje.* Państwowe Wydawnictwo Naukowe, 2002.

Seasonal Variability of Primary Production and Respiration of Phytoplankton in the Littoral Zone of an Eutrophic Lake

Abstract

Littoral zone is the first zone of the lake, which directly borders the land and is a barrier to substances flowing from the catchment. It can play an important role in the productivity of the entire ecosystem, with both production and degradation of organic carbon.

The aim of this study was to determine the role of phytoplankton in primary production and respiration in the littoral zone, depending on the development of the basin. The research was conducted in the spring, summer and autumn at eight sites of littoral zone with a different level of the direct catchment area development: two sites (1, 2) in the western part of the lake, which is dominated by forests, three sites (3, 4, 5) in the northern part of the basin, dominated by wasteland and private recreational areas, two sites (6, 7) in the eastern, the most transformed by man and one site (8) located in the southern part of the lake near the outflow. The production volume of the primary and respiration were determined by the change of the oxygen concentration in water using the method of "light and dark bottles" exposed for 24 hours in the surface layer of water. The lake primary production was significantly lower in the littoral parts shaded by forest than in sites exposed to the sun, occurring in the northern part of the lake. The highest primary production with simultaneously high phyto-

plankton biomass was found at the site in the north. The additional factor intensifying the primary production was the nutrient inflow from the recreationally used land. The highest rate of respiration was recorded in not forested sites, located in the northeastern part of the lake, where the autochthonic and allochthonic organic matter was reduced to CO₂. The results indicate a dual role of littoral in the metabolism of Lake Kortowskie. On the one hand, the littoral zone supplies the basin in autochthonic organic matter, on the other hand reduces the organic matter which was produced in the water column and was supplied from the catchment. One suspects that the actual primary production in the littoral zone of Lake Kortowskiego was higher because a significant cover the bottom of the macrophytes limited primary production of phytoplankton.



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

Annual Set The Environment Protection
Rocznik Ochrona Środowiska

Volume/Tom 15. Year/Rok 2013

ISSN 1506-218X

2591–2610

Równowaga hydrodynamiczna ważnym parametrem kształtującym stan ekologiczny cieków karpackich

Andrzej Strużyński, Wojciech Bartnik
Uniwersytet Rolniczy, Kraków

Krzysztof Kulesza, Katarzyna Czocho
Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Kraków

1. Wstęp

Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną działania podejmowane przez człowieka powinny prowadzić do poprawy lub niepogarszania stanu wód. Efektywna ochrona ekosystemów w ciekach górskich może nastąpić jedynie po uprzednim rozpoznaniu reżimu cieku. Ze względu na adaptacyjną naturę przyrody ożywionej, warunki referencyjne określone w myśl RDW należy badać po uprzednim wykonaniu właściwego monitoringu hydromorfologicznego. W przypadku płynących wód powierzchniowych, do hydromorfologicznych elementów jakości należą: reżim hydrologiczny (ilość i dynamika przepływu wód, połączenie z częściami wód podziemnych), ciągłość rzeki oraz warunki morfologiczne (struktura koryta i strefy nadbrzeżnej). W dyrektywie podano jedynie ogólne elementy oceniania stanu ekologicznego cieków. Rzeki i potoki górskie, dążą do wytworzenia stanu równowagi pomiędzy energią wody płynącej w jej korycie, a transportowanym materiałem. Stan równowagi hydrodynamicznej w korytach cieków górskich występuje w przypadku zrównania aktualnej intensywności ruchu rumowiska wleczonego i zdolności transportowej rzeki [3, 6]. Warunki takie występują w przypadku równowagi transportu rumowiska wleczonego docierającego do przekroju i go opuszczającego. W ciekach znajdujących się w warunkach równowagi nie przeważa ani proces erozji

ani akumulacji. W zrównoważonych korytach rzek i potoków górskich często zaobserwować można dno obrukowane, tzn. takie w którym pokrywa pozbawiona jest drobnych frakcji, a ziarna pozostających grubszych frakcji są zaklinowane. Transport masowy materiału dennego jest okresowy, a jego intensywność jest na tyle mała, że zarówno w układzie pionowym jak i poprzecznym rzeka pozostaje niezmienna. Równowaga koryta powstaje w dynamicznym układzie wielu parametrów hydromorfologicznych. Z tego powodu również pozbawienie rzeki dostawy materiału z erozji dna i brzegów prowadzi do jej zachwiania.

W zależności od dynamiki przepływającej wody oraz dostawy i parametrów rumowiska rzeczno-górskie płynące w korytach aluwialnych wytwarzają różnorodne formy morfologiczne różniąc się pomiędzy sobą w układzie pionowym (profile podłużne), poziomym (mapy i zdjęcia lotnicze) i poprzecznym (przekroje poprzeczne). Z tego powodu, w terenach górskich, potoki płyną w korytach prostych lub krętych, a rzeki w krętych, wędrujących (semi-roztokowych), roztokowych, czasem meandrujących. Istnieją również odcinki rzek lub potoków górskich, w których, w warunkach naturalnych, wytworzenie koryta znajdującego się w równowadze hydrodynamicznej nie jest możliwe. W każdym przypadku można określić intensywność i przebieg procesów fluwialnych. W artykule przedstawiono propozycję implementacji tematyki oceny równowagi hydrodynamicznej cieków do oceny ich stanu ekologicznego jako jednego z podstawowych. Ocena parametryczna stanu równowagi została wykonana za pomocą prognozy przepływu powodującego zmiany w dnie rzeki górskiej. Wyniki analizy równowagi hydrodynamicznej przedstawiono na przykładzie rzeki Skawy w odcinku powyżej ujścia Bystrzanki. Przedstawiona metodyka pomiarowa i interpretacja wyników została opracowana w ramach projektu badawczego finansowanego przez NCN w latach 2009–2012 na Białym i Czarnym Dunajcu, Białce, Skawie, Porębiance oraz Wisłoce.

2. Wpływ zmian intensywności procesów fluwialnych na równowagę hydrodynamiczną cieków górskich

Rzekę można traktować jako system łączący elementy geometryczne, (takie jak profil podłużny, poprzeczny czy bieg ciek) oraz procesy związane z przepływem wody i transportem rumowiska rzeczno-górskiego.

Różne metodyki badania struktur rzecznych oceniając stan ekologiczny cieków, podają w zakresie hydromorfologii różne parametry, jednak nie uwzględniają one bezpośrednio oceny równowagi hydrodynamicznej cieku. Tymczasem ocena stabilności dna koryt rzek górskich, analizowana w ramach oceny ich stanu ekologicznego umożliwia wskazanie aktualnych i przewidywalnych tendencji zmian morfologii cieku i jego wartości jako siedliska. Cieki górskie charakteryzuje duża dynamika zmian w zakresie natężenia przepływu wody i ruchu rumowiska w czasie wezbrania. Na taką specyfikę struktury i funkcjonowania cieków górskich mają wpływ: ukształtowanie terenu, warunki klimatyczne, wielkość i zagospodarowanie zlewni oraz zróżnicowany reżim hydrologiczny. Inny reżim hydrologiczny panuje w poszczególnych odcinkach rzek (górne, środkowe i dolne). Równowaga hydrodynamiczna cieku rozumiana jest jako wynik istniejących procesów fluwialnych stanowiących podstawę do określania zrównoważonego stanu ekosystemu rzeczno-egzonalnego. Należy podkreślić, że każda zmiana wymienionych powyżej czynników, prędzej czy później spowoduje zmiany morfologiczne w korycie rzeczno-egzonalnym. Z tego powodu przeprowadzone zabiegi regulacyjne, lub dowolne przekształcenie zlewni może po kilku wezbraniach znaleźć odzwierciedlenie w systemie korytowym rzeki.

Istnienie równowagi hydrodynamicznej koryta cieku przeważnie świadczy o tym, że taki system funkcjonuje prawidłowo [5]. Równowaga ta nie zawsze jest osiągnięta przez rzeki płynące w reżimie naturalnym. Bieg górny rzeki często nie nadaje się do adaptacji przez duże organizmy wodne i wodno-łądowe. W biegu środkowym cieku, w warunkach naturalnych, koryta rzek osiągnęły przeważnie równowagę hydrodynamiczną i jest to stan optymalny dla tworzenia ekosystemu wodnego. Równowaga hydrodynamiczna cieków to pożądaný stan ekologiczny cieku a jednocześnie stan równowagi dynamicznej w sensie geomorfologicznym [1]. Rzeka w dalszym ciągu dąży do wytworzenia nowego stanu równowagi, lecz często nie jest on trwały. Może on występować w zbyt wąskim korycie, w nienaturalnym układzie poziomym rzeki, lub wręcz w korycie z odkrytymi wychodniami skalnymi [13, 15, 23].

Zmiana intensywności procesów fluwialnych jest uzależniona od wymienionych czynników i wpływa na parametry hydromorfologiczne rzek górskich [11]. Dla przykładu regulacja rzeki poprzez wybudowanie korekcji progowej, zmniejszając spadek, może zmienić odcinek erozyjny

na akumulacyjny, a przez to zwiększyć krętość rzeki lub jej tendencję do tworzenia koryta krętego. Umocnienie brzegów, może spowodować zmniejszenie dostawy rumowiska i niedociążenie rzeki, co często doprowadza do wcinania koryt rzecznych. Niedociążenie koryt, prowadzące do zmiany odcinków rzek ze zrównoważonych na erozyjne może być również rezultatem takich działań jak: prostowanie koryt, rozcinanie ramion rzek roztokowych, pobór rumowiska a także zmiana zagospodarowania zlewni [13, 14, 27].

Innym, bardzo ważnym elementem wpływającym na procesy fluwilane w korytach rzek górskich i jednocześnie będącym w ścisłym z nimi związku jest układ bystrzy i plos. Istnieje wiele badań określających warunki powstawania układu bystrzy i plos, naturę ruchu wody i materiału wlezonego podczas różnych stanów wody [17]. Dodatkowo lokalizacja ziaren ponadwymiarowych może wprowadzić zakłócenia powodujące powstanie dodatkowych strug rozmywających dno w obszarach plos [24, 22]. Nie wszystkie procesy istniejące w bystrzach i plosach są dobrze rozpoznane. Poszczególne rzeki górskie wytwarzają różne ich układy [15], będące odpowiedzią między innymi na stopień przekształcenia rzeki. Szczególnie przegrody w rzekach (zapory, stopnie) mogą powodować występowanie koryt wąskich i wciętych. Także obrukowanie dna jest postrzegane jako niekorzystne, ponieważ jest efektem zmniejszonej dostawy rumowiska [10]. Według badaczy amerykańskich po wybudowaniu zapory w niższych przekrojach transport rumowiska wlezonego początkowo utrzymuje się na niezmiennym poziomie, lecz w miarę wypłukiwania aluwiów, zmniejsza się, prowadząc do wytworzenia dna obrukowanego [18, 19]. Jak już wspomniano wcześniej rzeka, zawsze dąży do wytworzenia stanu równowagi hydrodynamicznej w swoim korycie [12]. Z tego powodu istnienie wciętego koryta z obrukowanym dnem świadczy o limitowanej dostawie materiału wlezonego do badanego odcinka górskiej rzeki aluwialnej. Proces ten jednak jest złożony. Odpowiedź na zmianę układu pionowego rzeki jest wypadkową wielu czynników morfologicznych a stabilny stan równowagi pojawia się po pewnym czasie i po wielu oscylacjach wokół warunków optymalnych. Jest to okres od kilku, do kilkudziesięciu lat.

3. Wybrane parametry przydatne dla określenia równowagi hydrodynamicznej w korytach cieków górskich

Równowaga hydrodynamiczna koryt górskich powiązana jest ściśle ze zróżnicowaniem procesów fluwialnych. Ze względu na wieloparametrową naturę ruchu rumowiska wlezonego, do oceny warunków równowagi koryta cieków górskich uwzględniono następujące parametry [2, 4]:

- graniczne warunki początku ruchu rumowiska dennego,
- współczynnik klinowania się ziaren,
- wpływ kształtu ziaren na początek ruchu rumowiska dennego,
- prognoza obrukowania dna i naprężenia graniczne.

Określenie parametrów hydraulicznych opisujących warunki równowagi hydrodynamicznej jest trudne. W przedstawionych wynikach prognozy stabilności dna dla Skawy powyżej ujścia Bystrzanki (rys. 5) różnica napełnienia wody pomiędzy najsilniejszym opancerzeniem a transportem rumowiska wynosi 5 cm. Zerwanie obrukowania, którego skutkiem jest wywieszanie materiału z pokrywy i warstw leżących poniżej prowadzi do zmniejszenia średnic charakterystycznych jak np. średnicy miarodajnej albo $d_{90\%}$ warunkującej stabilizację dna. W zależności od stopnia uzbrojenia pokrywy zmiany te mogą być duże i przy tym samym przepływie wody po jej zerwaniu warunki hydrauliczne przepływającej wody mogą prowadzić do nadmiernego rozmycia dna. Z tego powodu bezpieczniej jest za granicę równowagi koryta przyjąć wprost przepływ powodujący największe obrukowanie.

Dane do obliczeń zgromadzone zostały na w wyniku przeprowadzonych prac terenowych. Wykonano pomiary przekrojów poprzecznych przez koryto rzeczne i dolinę, pomiary spadku zwierciadła wody i dna, pomiary granulometryczne, pomiary kształtów ziaren tworzących pokrywę oraz dokumentację zdjęciową lokalizacji. Dane te pozwoliły na określenie współczynnika szorstkości przepływu [25] oraz spadku. Następnym krokiem było wyznaczenie krzywych przepływu i zmian parametrów hydraulicznych w funkcji napełnienia w każdym przekroju pomiarowym. Równowaga hydrodynamiczna koryt wybranych rzek górskich została oceniona w oparciu o analizę wzajemnych zależności przepustowości koryt rzecznych, układu poprzecznego i pionowego oraz stabilności dna dla przepływów charakterystycznych:

- przepływy prawdopodobne ($Q_{75\%}$, $Q_{50\%}$, $Q_{25\%}$, $Q_{10\%}$ i $Q_{1\%}$),

- przepływ brzegowy,
- przepływ koryto twórczy,
- przepływy powodujące wylew wody na terasę zalewową.

Wartości przepływów prawdopodobnych pochodzą z archiwum Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Przepływ korytotwórczy został określony za pomocą metody Lambora [16] polegającej na odnalezieniu maksymalnej wartości iloczynu przepływu przez prawdopodobieństwo jego wystąpienia. Przepływ ten przeważnie jest zbliżony do $Q_{75\%}$, proponowanego przez Pickupa i Warnera [20]. Przepływ brzegowy był poszukiwany za pomocą analizy zmian promienia hydraulicznego (R_h) oraz indeksu bifurkacji (BI) zaproponowanego przez Riley'a [20]:

$$BI = \frac{W_i - W_{i+1}}{D_i - D_{i+1}} \quad (1)$$

gdzie: W_i – szerokość zwierciadła wody przy napełnieniu D_i .

Riley zaproponował by poszukiwać pierwszego maksimum lokalnego tego indeksu w przypadku badanych rzek, których koryta często były wcięte lub płynęły w łożyskach wielokorytowych. Poziom ten przeważnie był położony zbyt nisko, znacznie niżej od poziomu określonego dla przepływu brzegowego proponowanego przez Pickupa i Warnera jako znajdującego się w przedziale rzędnych odpowiadających przedziałowi od przepływu $Q_{10\%}$ do $Q_{25\%}$ [20]. Z tego powodu wybierano maksimum lokalne, powyżej którego następował duży przyrost powierzchni zwilżonej przekroju poprzecznego. Ponieważ w systemie wielokorytowym terasa zalewowa znajdowała się w strefie dużych przepływów (od $Q_{25\%}$ do przepływów przekraczających $Q_{1\%}$) jej położenie wyznaczano za pomocą analizy parametrów R_h i BI, podobnie jak przy określaniu przepływów brzegowych. Po wyznaczeniu przepływów charakterystycznych w następnym etapie obliczeń wykonano analizę składu granulometrycznego rumowiska wleczonego.

Koryta rzek i potoków górskich, ze względu przepływ wody w warunkach dużej szorstkości przepływu, są wrażliwe na zmiany składu granulometrycznego i warunków ruchu rumowiska wleczonego. Warunki przepływu w których występuje duży wpływ szorstkości dennej na profil

prędkości uzależnione zostały przez Sentürka [21] od liczby Reynolds'a dla ziaren $Re^* > 68$:

$$Re^* = k_s U^* / \nu \quad (2)$$

gdzie: k_s – szorstkość Nikuradse'go [m], U^* – prędkość dynamiczna [$m\ s^{-1}$], ν – lepkość kinematyczna wody [$m^2\ s^{-1}$].

W tych warunkach nie tworzą się formy denne oraz, podczas przepływów niskich i średnich, nie występuje zjawisko transportu rumowiska, a jedynie zaobserwować można procesy ukrywania drobnych ziaren, procesy sortowania i obrukowania ziaren tworzących pokrywę dna. Z tego powodu procesy fluwialne występujące w rzekach górskich różnią się zdecydowanie od procesów występujących w rzekach nizinnych. Obliczenia stabilności dna wykonane dla poszczególnych frakcji pozwalają na analizę zmian składu granulometrycznego rumowiska dennego podczas zmian przepływów wody w rzekach górskich. Analiza stabilności dna przedstawiona w artykule jest wykonana przy użyciu programu komputerowego ARMOUR [8].

Procedura obliczeniowa zastosowana w programie ARMOUR:

1. wczytanie wszystkich frakcji uziarnienia d_i i obliczenie średnicy miarodajnej d_m ,
2. obliczenie stosunku wartości d_i/d_m dla każdej frakcji,
3. obliczenie bezwymiarowych naprężeń granicznych Shieldsa f_{m1} i f_{m2} za pomocą równania 7,
4. obliczenie bezwymiarowych naprężeń granicznych Shieldsa f_i dla wszystkich frakcji za pomocą równań 6,
5. obliczenie naprężeń granicznych charakteryzujących poszczególne frakcje (równanie 4),
6. zastosowanie funkcji Gesslera opisanej wykresem Komury do obliczeń prawdopodobieństwa nieruszenia poszczególnych frakcji za pomocą równania 3,
7. znając prawdopodobieństwo nieruszenia poszczególnych frakcji uziarnienia dna tworzona jest prognozowana krzywa przesiewu dla zadanego napełnienia (przepływu określonego z krzywej wydatku),
8. krzywe te tworzone są dla wszystkich zadanych przepływów.

Prognoza zmian krzywej granulometrycznej wykonana została w oparciu o metodę stochastyczną zaproponowaną przez Gesslera [8]. Zakłada ona, że zrównanie naprężeń stycznych i granicznych stwarza 50% prawdopodobieństwo ruchu ziarna spoczywającego na dnie [21]. Przebieg funkcji Gesslera w programie ARMOUR zapisany został za pomoc równań przedstawionych poniżej:

$$\begin{aligned}
 & \text{dla } 0 < \tau_{gr} / \tau_0 < 2,15 & q(d_i) &= \frac{\arctg(1,7(\frac{\tau_{gr}}{\tau_0} - 1))}{130} + 0,5 \\
 & \tau_{gr} / \tau_0 > 2,15 & q(d_i) &= \frac{-6}{11(\frac{\tau_{gr}}{\tau_0} - 1) + 0,5} + 1
 \end{aligned} \tag{3}$$

Obliczenia są wykonywane na podstawie porównania granicznych naprężeń uzależnionych od zmian naprężeń bezwymiarowych Shieldsa (2) z naprężeniami stycznymi przy dnie wywoływanych przez przepływ wody (3).

$$\tau_{gr} = f_i \Delta\gamma d_i \tag{4}$$

gdzie: τ_{gr} – naprężenia graniczne [N m^{-2}], $\Delta\gamma$ – ciężar objętościowy rumowiska zanurzonego w wodzie [N m^{-3}], d_i – średnica frakcji [m].

$$\tau_0 = \gamma h I \tag{5}$$

gdzie: τ_0 – naprężenia styczne przy dnie wywoływane przez przepływającą wodę [N m^{-2}], γ – ciężar objętościowy wody [N m^{-3}], h – napełnienie [m], I – spadek [-].

Do określenia warunków początku ruchu materiału wielofrakcyjnego i szorstkiego (o średnicy $d > 5$ cm), jest używana formuła Wanga [26]:

$$\begin{aligned}
 f_1 &= \frac{f_{m1}}{1,786(\frac{d_i}{d_m})^{0,947}} & \text{dla } & d_i/d_m = < 0,6 \quad \text{i} \\
 f_2 &= \frac{f_{m2}}{(\frac{d_i}{d_m})^{0,314}} & \text{dla } & d_i/d_m > 0,6.
 \end{aligned} \tag{6}$$

gdzie: f_1, f_2 – graniczne naprężenia bezwymiarowe [-], f_{m1}, f_{m2} – graniczne naprężenia Shields'a określone dla średnicy miarodajnej, d_i – średnica i -tej frakcji [m], d_m – średnica miarodajna [m].

Naprężenia graniczne Shieldsa f_m zostały podzielone przez Bartnika [3] na f_{m1} i f_{m2} , opisujące grubsze i drobne frakcje na podstawie bezpośrednich pomiarów wykonywanych w rzekach górskich. Obliczenie tych parametrów uzależnione zostało od kształtu krzywej granulometrycznej:

$$f_{m1} = 0,039 \delta^{0,26} \quad \text{i} \quad f_{m2} = 0,028 \delta^{0,26} \quad (7)$$

gdzie: $\delta = (d_{84,13} / d_{15,87})^{0,5}$ – odchylenie standardowe krzywej przesiewu [-].

Zmiany kształtu krzywej granulometrycznej odzwierciedlone są przez zmiany szeregu parametrów. Podczas trwania procesu tworzenia lub usuwania warstwy opancerzonej dna występują zmiany wielkości frakcji charakteryzujących dno (tj.: $d_{50\%}$, $d_{90\%}$) wpływających zarówno na szorstkość przepływu jak i na parametry graniczne ruchu [9]. Skład granulometryczny uziarnienia w poszczególnych rzekach zmienia się. Również w tej samej rzece w różnych odcinkach jej biegu wielkości ziaren mogą ulegać zmianie. Do ważnych i umożliwiających porównanie różnych krzywych przesiewu zastosować można przedstawione powyżej odchylenie standardowe krzywej przesiewu. W tak odmiennych warunkach odchylenie standardowe krzywej przesiewu poprawnie opisuje wysortowanie materiału wleczonego. Dno obrukowane istnieje dla wartości δ mniejszych od 1,6, przy czym w warunkach naturalnych jego wartość nie spada poniżej 1,3. W takim przypadku materiał drobny jest prawie całkowicie usunięty z pokrywy dna. W przypadku gdy materiał jest równomiernie wymieszany, co odpowiada częstemu uruchamianiu pokrywy δ waha się wokół wartości 2,5. Bezpośrednio po zerwaniu pokrywy, kiedy ukrywający się materiał jest odkryty i dodatkowo w dnie znajduje się drobny materiał z odsypisk, δ osiąga wartości większe od 3,5 [7]. Ze względu na wspomniane zmiany składu granulometrycznego, podobna ilość transportowanego rumowiska może występować przy różnych przepływach wody w rzece. Przed usunięciem opancerzenia dna, ilość transportowanego materiału różni się radykalnie w porównaniu z ilością występującą podczas transportu masowego. Bartnik [3] prezentuje rów-

nież proporcjonalną zależność parametru Shieldsa od współczynnika kształtu ziaren:

$$\begin{aligned} d_i / d_m < 0,4, & \quad f_m = 0,0058e^{2,37 SF}, \\ d_i / d_m > 0,4, & \quad f_m = 0,0127e^{1,67 SF}, \end{aligned} \quad (8)$$

gdzie: współczynnik kształtu ziaren – $SF = c/(a b)^{0.5}$, a, b oraz c – wymiary odpowiednio: największy, średni (przesiewowy) i najmniejszy [m].

Należy zwrócić uwagę na fakt, że warunki równowagi hydrodynamicznej nie muszą odzwierciedlać naturalnego stanu rzeki lub potoku górskiego. Z tego powodu przed rozpoczęciem prac obliczeniowych dla istniejącego reżimu hydrologicznego rzeki, warto jest zastanowić się nad jej układem poziomym a także, w miarę możliwości, poprzecznym i pionowym sprzed wykonanych regulacji lub istotnych zmian w systemie zagospodarowania zlewni. Na tej podstawie można próbować wstępnie zakwalifikować morfologicznie stan historyczny i obecny rzeki za pomocą klasyfikacji zaproponowanej przez Rosgena [11]. Określenie w jakim stanie równowagi hydrodynamicznej rzeka znajdowała się w przeszłości może zwiększyć trafność aktualnej oceny jej stanu. Warto również przeanalizować warunki hydromorfologiczne rzek płynących w pobliżu.

Analiza układu pionowego rzeki pozwala między innymi na określenie spadków, długości i różnic wysokości występujących w odcinkach zbystrzeń i plos. W artykule za odcinki zbystrzeń przyjęto te, w których spadek zwierciadła wody jest większy od spadku średniego obliczonego dla badanego odcinka, zaś plosa, jako odcinki o spadku mniejszym od średniego. Warunkiem poprawności obliczeń jest aby w odcinku badawczym znajdowało się kilka bystrzy i plos. W przypadku, kiedy odcinek pomiarowy jest za krótki obliczony spadek średni nie będzie reprezentatywny i z tego powodu nie może być zastosowany do rozdziału poszczególnych odcinków wartkiego i spokojnego przepływu. W wybranych odcinkach badawczych rzek porównano stosunki średnich wartości spadków i długości panujących w bystrzach i plosach.

4. Prezentacja danych pomiarowych i charakterystyka hydromorfologiczna Skawy w rejonie ujścia Bystrzanki

Skawa jest prawym dopływem rzeki Wisły. Płyynie na obszarze Beskidów Zachodnich. Powierzchnia zlewni rzeki zamyka się w obszarze 1160 km². Badany odcinek leży w 61 kilometrze biegu Skawy w odległości od 500 do 700 metrów powyżej ujścia potoku Bystrzanki. Rzeka na tym odcinku płyynie w korycie bliskim naturze, jest ono jednak lokalnie umacniane na brzegach wklęsłych. Wyżej leżące odcinki Skawy są częściowo uregulowane.



Rys. 1. Widok z lotu ptaka na Skawę w rejonie ujścia Bystrzanki

Fig. 1. The Skawa River in the reach of Bystrzanka estuary

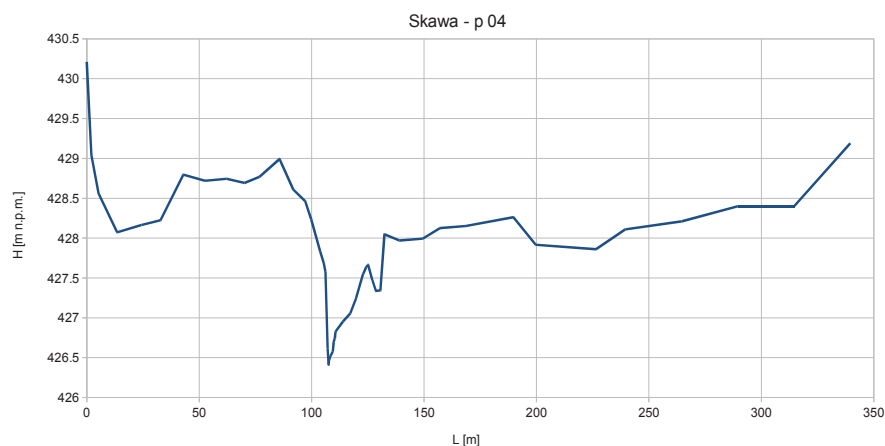
W tym i wyżej położonych przekrojach Skawa wytworzyła przeważnie nurt spokojny, choć w badanym odcinku tworzy dobrze wykształcone sekwencje plos i bystrzy o dość wartkim przepływie.

Skawa płyynie w dolinie o szerokości około 350 metrów. W górnej części odcinka badawczego opiera się o prawą skarpe, natomiast na jego dolnym końcu, o lewą skarpe ograniczającą terasę zalewową. Rzeka płyynie tu w płaskim dnie doliny, a wcięcie koryta jest niewielkie. W łozysku wytworzone jest jedno kręte koryto rzeczne. Znajdują się tutaj liczne odsypiska brzegowe.



Rys. 2. Skawa w rejonie badań (km 61+600)

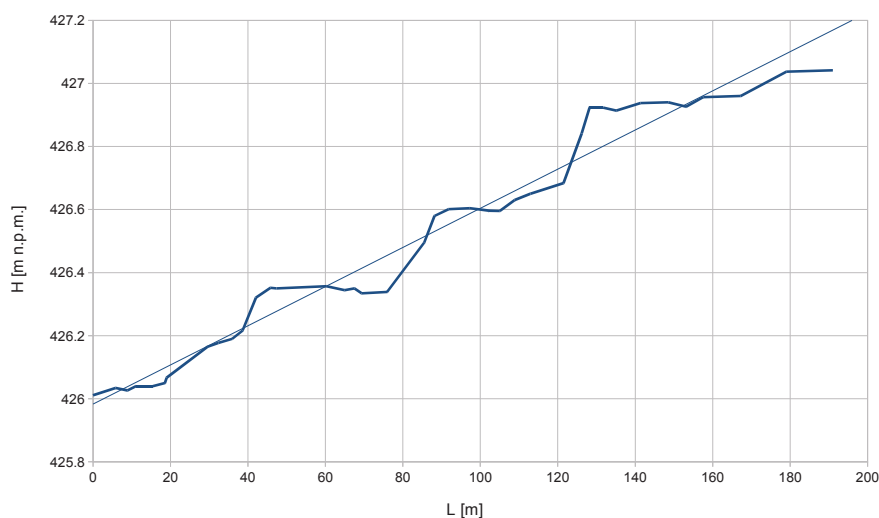
Fig. 2. The Skawa River within the measurement reach (km 61+600)



Rys. 3. Przekrój poprzeczny rzeki (km 61+620)

Fig. 3. The Skawa River cross-section (km 61+620)

Spadek średni Skawy na badanym odcinku wynosi 6 ‰. W bystrzach średnio zwiększa się on do 2,5‰, a w plosach wynosi średnio 2 promile. Stosunek spadków średnich w bystrzach i plosach jest bardzo duży i osiąga krotność 12,5. Stosunek długości tych odcinków jest natomiast bardzo mały i wynosi 0,15. Na tym odcinku szerokości plos sięgają 7 metrów, a w bystrzach rzeka jest znacznie węższa (o szerokości koryta bliskiej 3 m).

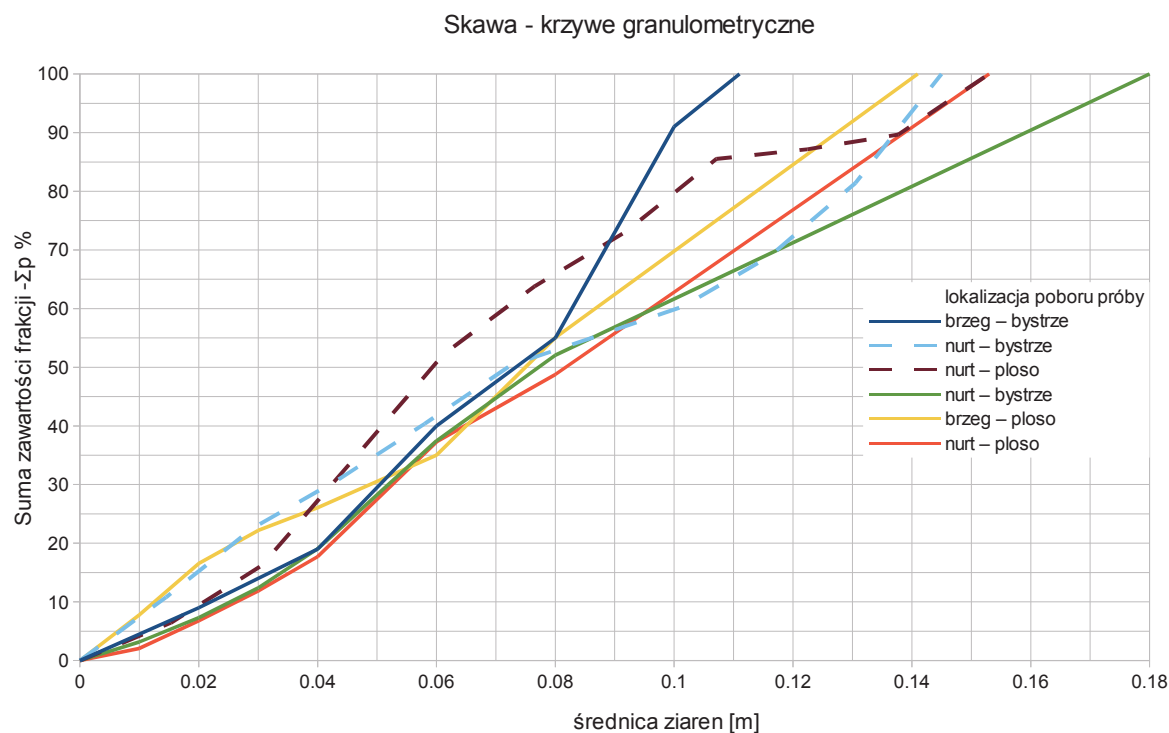


Rys. 4. Spadek średni i układ zwierciadła wody w profilu podłużnym rzeki
Fig. 4. The average slope and the water surface profile

Przepływy charakterystyczne zostały zamieszczone w tabeli 1. W odcinkach o większych spadkach znajdują się wychodnie skalne, a w miejscach występowania mniejszych prędkości w nurcie zalega żwir i drobne kamienie. Uziarnienie zmierzone we wszystkich lokalizacjach charakteryzuje się podobną zawartością frakcji drobnych. Ziarna znajdujące się w korycie Skawy są dość płaskie i charakteryzują się współczynnikiem SF równym 0,38. Drobne frakcje uziarnienia opisane są parametrem SF=0,47, a grubsze frakcje – 0,28. Parametry te odpowiadają odpowiednio ziarnom o kształcie elipsoidalnym i elipsoidalnym wydłużonym, a frakcje większe są to ziarna charakterystyczne dla kategorii kształtu: pręty, płyty i dyski. Uziarnienie dna w poszczególnych miejscach pomiarowych przedstawiono na rysunku 5. Wszystkie przedstawione krzywe granulometryczne uziarnienia dennego mają podobny rozkład. Wyjątek stanowią próbki rumowiska pobrane z odsypiska znajdującego się na brzegu. Przebieg krzywych granulometrycznych w każdym przypadku, zarówno w odcinkach szybkiego jak i spokojnego nurtu, świadczy o dużej aktywności procesów fluwialnych w tym odcinku Skawy.

Tabela 1. Przepływy charakterystyczne dla badanego odcinka Skawy
Table 1. Characteristic discharges in the measured section of the Skawa

$Q_{p\%}$	1	2.5	5	10	25	50	75
$[m^3 s^{-1}]$	284	227	191	148	85	48	24

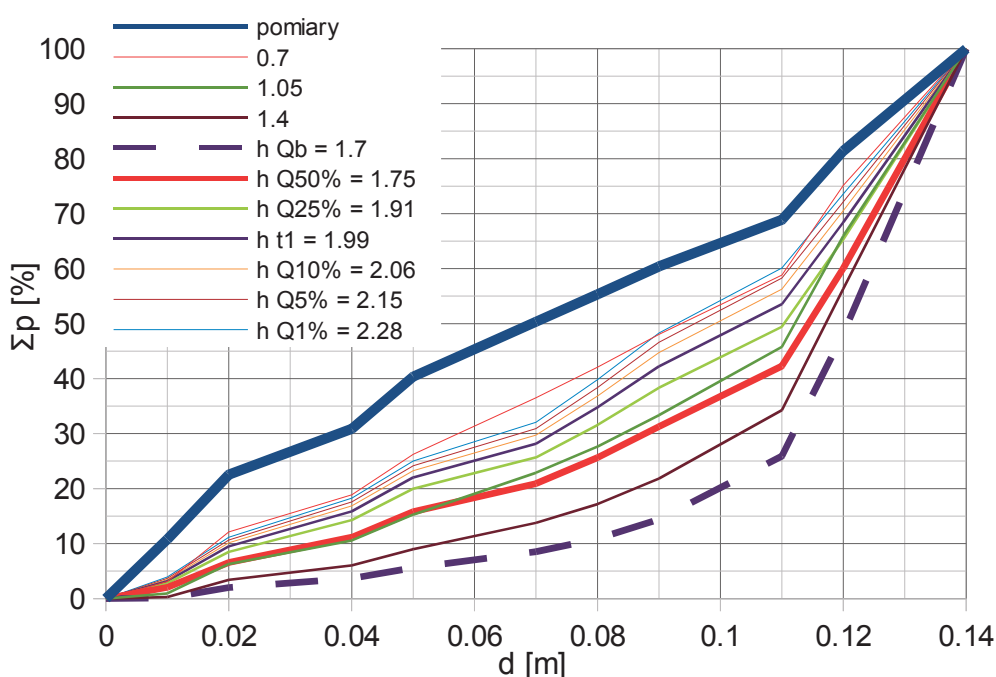


Rys. 5. Krzywe granulometryczne zmierzone w wybranych lokalizacjach Skawy
Fig. 5. Measured grain size distributions characterizing the bed cover in chosen sections of the Skawa River

Odchylenie standardowe przedstawionych krzywych granulometrycznych zawiera się pomiędzy wartościami od 1,73 do 2,48. Średnia jego wartość wynosi 2,12. Dolna granica wartości δ zmierzona została w odcinkach zbystrzeń. Podczas wezbrań pokrywa dna w bystrzu narażona jest szczególnie na uszkodzenie lub zerwanie. Wyjątek stanowią przekroje plos w których występują ziarna ponadwymiarowe. Tych jednak nie ma w badanym odcinku, co pozwoliło na zastosowanie krzywej pobranej w nurcie bystrza (rys. 5.; krzywa niebieska przerywana) do wykonania prognozy stabilności całego odcinka podczas wezbrań. Wybrana krzywa granulometryczna opisana jest przez średnice charakterystyczne podane w tabeli 2. Odchylenie standardowe krzywej przesiewu próby pobranej z nurtu wynosi 2,5, co świadczy o przemieszaniu materiału wleczonego. W pokrywie brak jest frakcji piaszczystych. Najdrobniejszy zmierzony materiał stanowi drobny żwir.

Tabela 2. Parametry rumowiska wleczonego zmierzonego w nurcie bystrza
Table 2. Bedload parameters measured in current of the riffle.

Średnice charakterystyczne rumowiska dennego	Wartość d [m]
d_{16}	0,021
d_{50}	0,072
d_{84}	0,133
d_{90}	0,137
d_m	0,077



Rys. 6. Prognoza stabilności dna Skawy wykonana za pomocą programu ARMOUR

Fig. 6. Bed stability prognosis performed by means of the ARMOUR program

Prognoza stabilności dna przeprowadzona została zarówno dla przepływów charakterystycznych, jak również brzegowego i korytotwórczego (rys. 6). Potwierdziła ona występowanie częstego ruchu materiału wleczonego w badanym odcinku Skawy. W korycie rzeki na odcinku powyżej ujścia Bystrzanki obrukowanie dna trwa do wystąpienia przepływu brzegowego, który jest mniejszy od $Q_{50\%}$. Odchylenie standardowe krzywej przesiewu osiąga wówczas wartość 1,3. Napędzające obrukowanie dna przekracza 1,70 m. Należy spodziewać się częste-

go przemieszczania materiału wleczonego w korycie Skawy na tym odcinku, ponieważ przepływy $Q_{50\%}$ występują statystycznie co dwa lata. Ze względu na właściwe parametry koryta świadczące o występowaniu równowagi hydrodynamicznej można stwierdzić, że dostawa materiału wleczonego jest na właściwym poziomie.

5. Wnioski

Rzeka w badanym odcinku płynie w korycie aluwialnym. Koryto nie jest wcięte, o czym świadczą niewielkie przepływy brzegowe i korytotwórcze. Napełnienie powodujące rozlanie rzeki na terasę jest zaledwie o 0,2 m większe od napełnienia odpowiadającego przepływowi brzegowemu.

W profilu podłużnym rzeki widać łatwo rozróżnialne odcinki bystrzy i plos. Różnią się one zdecydowanie spadkiem, długościami i szerokościami koryta. Stosunek średniego spadku w odcinkach bystrzy i plos wynosi 12,5, a stosunek ich długości – 0,15. Dane te wskazują, że podczas przepływów niskich woda płynie spokojnie w odcinkach bystrzy a nadwyżkę energii rozprasza w krótkich i stromych bystrzach.

Dno rzeki jest bardzo dynamiczne. Materiał wleczony jest łatwo uruchamiany. Zmierzone uziarnienie charakteryzuje się zrównoważonym rozkładem frakcji. Różnice pomiędzy odchyleniem standardowym krzywych granulometrycznych materiału pobranego w różnych lokalizacjach są nie duże. Najmniejsza obliczona jego wartość wynosi 1,73, a największa – 2,48. Są to wartości znacznie większe od 1,3, co świadczy o dużej ruchliwości materiału dennego w tej lokalizacji.

Obrukowanie dna następuje już przy przepływie brzegowym, a jego zerwanie przy przepływie $Q_{50\%}$. Pomiar geodezyjne i obliczenia hydrauliczne nie uwidoczniły nadmiernego wcięcia koryta, co wskazuje na występowanie równowagi hydrodynamicznej w korycie Skawy, związanej w właściwą alimentacją materiału wleczonego do przekrojów badawczych.

Skawa na odcinku powyżej ujścia Bystrzanki płynie w korycie zrównoważonym hydraulicznie, charakteryzującym się występowaniem prawidłowych procesów fluwialnych. Koryto rzeki na tym odcinku jest korytem naturalnym.

Skawa płynąca w opisanym wyżej odcinku jest z pewnością atrakcyjna dla organizmów żywych. Zaobserwowano tutaj liczne ławice narybku i dorosłe osobniki ryb.

Charakterystyka hydromorfologiczna koryta Skawy wskazuje że, rzeka może stanowić zagrożenie powodziowe. Rzeki płynące w płytkich korytach i płaskich dolinach wymagają wyznaczenia szerokiego korytarza dla przepływu powodziowego, co wiąże się z licznymi ograniczeniami stawianymi przed lokalną ludnością.

Przedstawione prace zostały wykonane w ramach projektu badawczego nr 1865/B/P01/2009/37 finansowanego przez NCN w Krakowie.

Publikacja materiałów została sfinansowana z funduszu DS Katedry Inżynierii Wodnej i Geotechniki, UR w Krakowie.

Literatura

1. **Bartnik W.:** *Ocena zrównoważonego stanu środowiska rzek i potoków górskich.* referat wygłoszony w ramach Szkoły Gospodarki Wodnej, Skawina, 2008.
2. **Bartnik W.:** *Ocena warunków równowagi hydrodynamicznej potoków górskich.* Konferencja Naukowo-Techniczna „Bliskie naturze kształtowanie rzek i potoków”, Zakopane, 43–51 (1998).
3. **Bartnik W.:** *Hydraulika potoków i rzek górskich z dnem ruchomym – początek ruchu rumowiska wleczonego.* Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie, nr 171, ss. 122 (1992).
4. **Bartnik W., Florek J.:** *Ocena hydrodynamiczna stabilności dna na przykładzie rzek i potoków Podkarpacia.* Konferencja Naukowa nt: Typologia i warunki referencyjne wód powierzchniowych. Bukowina Tatrzańska. Wyd. IMGW w Warszawie, 2005.
5. **Bartnik W., Książek L.:** *Regulacja rzek i potoków górskich w warunkach równowagi hydrodynamicznej,* Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, Nr 4/2/2007, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, 15–26 (2007).
6. **Bartnik W., Majewski W., Łapuszek M., Ratomski J.:** *Ocena równowagi hydrodynamicznej Dolnego Dunajca w warunkach pracy Elektrowni wodnych,* Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, Nr 4/1/2007, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, 21–37 (2007).
7. **Bartnik W., Strużyński A.:** *Estimation of hydraulic parameters of armored layer forming in mountain rivers and streams,* Advances in Hydro-Science and Engineering, ICHE and Warsaw University of Technology, wydanie CD-ROM, 2002.

2. **Bartnik W., Strużyński A.:** *Determining hydrodynamic balance in Mountain stream floods*, 3rd International Symposium on Ecohydraulics, IAHR and Utah State University, wydanie na CD_ROM, Salt Lake City, 1999.
3. **Bray D.I.:** *Flow resistance in gravel-bed rivers*. In: R.D. Hey, J.C. Bathurst and C.R. Thorne (Editors), *Gravel-Bed Rivers: Fluvial Processes, Engineering and Management*. Wiley, New York, 109–137 (2002).
4. **Elkins E.M., Pasternack G.B., Merz J.E.:** *Use of slope creation for rehabilitating incised, regulated, gravel bed rivers*, *Water Resour. Res.*, 43, W05432, doi:10.1029/2006WR005159, 2007.
5. **Fuller I.:** *River and channel morphology*. Technical Report prepared for Horizons Regional Council Measuring and monitoring channel morphology Geography Programme, School of People, Environment & Planning Report 2007/EXT/773, Massey University, p. 22 (2007).
6. **Gessler J.:** *Self stabilizing tendencies of alluvial channels*. *J. Waterways and Harbors Division*, 235–249 (1970).
7. **Gorczyca E., Krzemień K., Łyp M.:** *Contemporary trends in the Białka River channel development in the Western Carpathians*, *Geographia Polonica*, 84, Special Issue Part 2, 39–53 (2011).
8. **Korpak J., Krzemień K., Radecki-Pawlik A.:** *Wpływ czynników antropogenicznych na zmiany koryt cieków karpaccich*, *Infrastruktura i Ekologia Obszarów wiejskich*, Nr 4, PAN, Kraków, p. 88 (2008).
9. **Kulesza K., Bartnik W., Gorczyca E., Krzemień K., Strużyński A.:** *Ocena zrównoważonego stanu rzek i potoków górskich w oparciu o naturalne warunki morfologiczne*. IMGW, maszynopis, 2012.
10. **Lambor J.:** *Hydrologia inżynierska*, Arkady, Warszawa, 1971.
11. **Lisle T.E.:** *A sorting mechanism for a riffle-pool sequence: summary*. *Geological Society of America Bulletin* 90, 616–617 (1979).
12. **Lisle T.E., Church M.:** *Sediment transport-storage relations for degrading, gravel bed channels*, *Water Resour. Res.*, 38(11), 1219 (2002).
13. **Lisle T.E., Smith B.:** *Dynamic transport capacity in gravel-bed river systems*. [in] T. Araya, Kuroki, M., Marutani, T., editor. *International Workshop for Source to Sink Sedimentary Dynamics in Catchment Scale*. Organizing Committee of the International Workshop for Sedimentary Dynamics, 2003, Sapporo, Japan, 187–206 (2003).
14. **Radecki-Pawlik A.:** *Hydromorfologia rzek i potoków górskich*, Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków 2011, p. 288 (2011).
15. **Sentürk F.:** *Sediment transport technology*, Fort Collins, Colorado, 1977.

16. **Strutyński M., Strużyński A., Kulesza K.:** *The Influence of Large Roughness Elements on Natural Morphological Changes in a Mountain River Bed*, P. Rowinski (ed.), Experimental and Computational Solutions of Hydraulic Problems, GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2013, w druku.
17. **Strużyński A., Kulesza K., Strutyński M.:** *Bed Stability as a Parameter Describing the Hydromorphological Balance of a Mountain River*, P. Rowinski (ed.), Experimental and Computational Solutions of Hydraulic Problems, GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences, 2013, w druku.
18. **Thompson D.M., Wohl E.E., Jarrett R.D.:** *Velocity reversals and sediment sorting in pools and riffles controlled by channel constrictions*. *Geomorphology* 27, Elsevier Science B.V. 229–241 (1999).
19. **Ven Te Chow, Maidment, D.K., Mays, L.W.:** *Applied of Hydrology*. McGRAW-HILL BOOK COMPANY, New York, 1988.
20. **Wang F.Y.:** *Bed load transport in open channels*, Proc. of IAHR, Baden-Baden, 1977.
21. **Wyźga B., Radecki-Pawlik A.:** *Jak zmniejszyć zagrożenie i ryzyko powodziowe w dorzeczu górnej Wisły?* *Gospodarka Wodna*, 10/2011, 414–421 (2011).

Hydrodynamical Balance as Important Parameter Influencing the Ecological Status of Carpathian Rivers

Abstract

According to the Water Framework Directive human activities should lead to an improvement or at least stabilizing of water ecosystems. Due to the adaptive nature of living species, reference conditions specified under the WFD for mountain river should be tested after reaching of proper hydromorphological parameters. The hydrodynamical balance of mountain river channel is reflected by it's plan view as well as by vertical and cross-sectional layouts. Mountain river in natural conditions produce a clearly defined riffle and pool system and can create a variety of channels with bars. Fluvial processes occurring in mountain rivers differ much from those that occur in lowland rivers. Beds of mountain rivers and streams, due to the water flow in high bed relative roughness conditions, are sensitive to changes in the bed material composition, size and shape. In these circumstances, bedforms are not created. While low and medium flows, there is no sediment transport, and only minor grain hide, sorting and armoring processes form the top of the bed. Granulometric curve changes depend on variations in several parameters. During the process of creating or re-

moving the armored layer, the variation of fractions describing bed stability and water flow conditions exist. In a changing regime of watercourses functioning with the rough bottom, the standard deviation of the curve correctly reflects the bed material sorting processes. Armored bottom exists for its values less than 1.6, and in the natural conditions the value does not fall below 1.3. In this case, fine material is almost completely removed from the bottom of the cover.

Below the reaches of river sources, which are the steepest sections of mountain streams, riverbeds mostly achieve hydrodynamic balance and this is the optimal condition for the development of the aquatic ecosystem. When the incised channel, with armored bottom in alluvial river is found, it often shows a limited supply of bed material. Many factors can affect the change of the river channel so the stable morphological state occurs after some time, and after many oscillations around the optimal condition. It is a period of a few to tens of years. In any case, one can determine the state and intensity of fluvial processes.

This paper presents a proposal for the implementation of the hydrodynamic balance to assess their ecological status as one of the first and basic. The assessment of the alluvial rivers hydrodynamic balance is shown on the example of the Skawa river (section above the mouth of Bystrzanka stream). Hydrodynamic balance of the channel was based on the analysis of interdependencies between riverbed bandwidth, the channel lateral and vertical layout and bed stability for the characteristic flows of the water: ($Q_{75\%}$, $Q_{50\%}$, $Q_{25\%}$, $Q_{10\%}$ and $Q_{1\%}$, bankfull and dominant flows). Bed stability analysis presented in the paper was performed using the computer program ARMOUR. Calculations were performed by comparing the critical Shields stresses characterizing all fractions of bed material to the bed shear stresses of the flowing water. On the basis of analysis of the riverbed in this section it was classified as natural.



Badania nad zastosowaniem wybranych makrofitów w procesie fermentacji metanowej

Artur Mielcarek, Mirosław Krzemieniewski
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn

1. Wstęp

W skali światowej obserwuje się wzrost zużycia energii. Jednocześnie wzrasta zapotrzebowanie na tzw. „czystą energię”. Poszukuje się coraz nowszych, bardziej wydajnych technologii i jej alternatywnych źródeł. Spośród odnawialnych źródeł energii wskazuje się na duży potencjał biomasy. Tego typu świeży substrat charakteryzuje się zazwyczaj znacznym uwodnieniem. Rozwiązaniem pozwalającym na efektywne wykorzystanie potencjału energetycznego takiego substratu jest proces fermentacji metanowej [9, 11]. W biogazowniach rolniczych wykorzystywane są zarówno rośliny pochodzące ze specjalnych upraw energetycznych takie jak kukurydza, buraki cukrowe, lucerna jak i odpady pochodzenia rolniczego i rolno-spożywczego. Dobór odpowiedniego surowca stanowi często kluczową część procesu w technologii fermentacji metanowej. Wybór powinien być podyktowany zarówno względami ekonomicznymi, do których zaliczymy dostępność oraz koszt pozyskania, jak i ekologicznymi, w tym redukcja emisji ditlenku węgla (CO₂) do atmosfery oraz zmniejszenie puli związków biogenych trafiających do środowiska, a zdeponowanych w biomacie roślinnej [3, 13, 18]. Zwiększony popyt na surowce wykorzystywane w biogazowniach stwarza ryzyko wzrostu cen płodów rolnych, a w konsekwencji decyduje o kosztach wyprodukowanej energii i o opłacalności tego typu przedsięwzięć. Gdy koszty pozyskania surowca ze specjalnych upraw energetycznych stają się zbyt wysokie lub możliwości lokalnego rynku rolniczego czy rolno-spożywczego są niewystarczające, należy poszukiwać alternatywnych źródeł, które zapewnią stabilną i wydajną produkcję biogazu [2, 13].

Celem opracowania była analiza możliwości zastosowania roślin makrofitowych takich jak: Trzcina pospolita (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), Pałka szerokolistna (*Typha latifolia* L.), Tatarak zwyczajny (*Acorus calamus* L.), Rogatek sztywny (*Ceratophyllum demersum* L. s. s.) jako potencjalnych substratów w procesie fermentacji metanowej z zastosowaniem różnych wariantów obciążenia komór fermentacyjnych ładunkiem związków organicznych.

2. Ogólna charakterystyka roślin wykorzystanych w badaniach

W badaniach wykorzystano makrofity pospolicie występujące na terenie Polski. Szeroki zasięg geograficzny badanych roślin sprzyja łatwemu pozyskaniu i zastosowaniu ich w celach technologicznych. Charakteryzują się one specyficzną budową przystosowującą je do życia w warunkach ciągłego kontaktu zarówno z wodami powierzchniowymi jak i gruntowymi. Tkanka okrywająca jest cienka. Główny budulec stanowi tkanka powietrzna – aerenchyma, która tworzy system kanałów i przestrzeni umożliwiający rozprowadzanie powietrza w tym głównie tlenu do części roślin stale znajdujących się pod powierzchnią wody co zapewnia wydajny wzrost roślin. Wykorzystane rośliny występują w znacznej ilości w zbiornikach o podwyższonej żyzności a także w ich pobliżu. Środowiska te sprzyjają przyrostowi biomasy, która wykorzystana w celach energetycznych przyczynia się do zmniejszenia trofii danego zbiornika wodnego [7, 14]. Makrofity są surowcem naturalnie występującym w środowisku, co ogranicza nakłady finansowe związane z pozyskaniem, i transportem przed właściwym procesem fermentacji metanowej, w przeciwieństwie do specjalnych upraw energetycznych, gdzie koszty związane są również z uprawą i utrzymaniem plantacji. Makrofity są również materiałem odpadowym podczas konserwacji różnego rodzaju urządzeń melioracyjnych istotnych dla rolnictwa i gospodarki wodnej na terenie miast. Wykorzystywane są również w hydrofitowych systemach oczyszczania ścieków, gdzie nadmierna biomasa stanowi materiał odpadowy zawierający pierwiastki biogenne (azot i fosfor), a także metale ciężkie dostające się wraz z dopływającymi ściekami. Maksymalna zawartość azotu ogólnego zdeponowana w częściach nadziemnych makrofitów na obszarze 1 m² może wynosić 6600 mg dla trzciny pospolitej, 4400 mg dla pałki szerokolistnej, 3600 mg dla tataraku zwyczajnego.

Odpowiednio maksymalna zawartość fosforu całkowitego wynosi 300 mg/m², 800 mg/m² i 1000 mg/m² [11, 12]. Biomasa można pozyskiwać 2–3 razy w ciągu okresu wegetacyjnego [3].

Trzcina pospolita (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), jest gatunkiem szeroko rozpowszechnionym na całym świecie, o szerokiej skali tolerancji ekologicznej. W Polsce występuje na terenie całego kraju, tworzy często rozległe agregacje. Występuje w zbiornikach wodnych, nad ich brzegami, na podmokłych łąkach, przy rowach melioracyjnych, torfowiskach. Znosi zarówno falowanie wody, jak i podtapianie. Może rosnąć na różnych podłożach. Dorasta do 4 m wysokości, tworzy również rozległe podziemne kłącza [7, 17].

Pałka szerokolistna (*Typha latifolia* L.), jest również gatunkiem pospolicie występującym na terenie całej Polski. Preferuje zbiorniki wód stojących lub wolno płynących. Rośnie na żyznym podłożu. Osiąga wysokość 2,5 m, o średnicy łodygi ok. 2 cm. Tworzy silne, rozgałęzione kłącza, w których magazynuje skrobię [7, 17].

Tatarak zwyczajny (*Acorus calamus* L.), jest rośliną występującą na całym świecie, rośnie na zmineralizowanym podłożu. Dorasta do ponad 1 metra wysokości, tworzy rozległe grube do 3 cm kłącza. Porasta brzegi zbiorników wodnych, rowów melioracyjnych tworząc agregacje [7, 15].

Rogatek sztywny (*Ceratophyllum demersum* L. s. s.), należy do hydrofitów i nie wykształca typowych korzeni. Jest rośliną pospolicie występującą nie tylko w Polsce ale i na całym świecie. Występuje w żyznych zbiornikach, znosi nawet duże zacienienie, przez co wygrywa konkurencje z innymi roślinami w końcowych etapach eutrofizacji, często stanowiąc ostatnie ogniwo przed całkowitym zarośnięciem zbiornika. Dorasta do ponad metra długości [15, 17].

3. Metodyka

Badania zostały wykonane w Katedrze Inżynierii Środowiska, Wydziału Nauk o Środowisku Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie. Zostały one podzielone na trzy etapy w zależności od zakresu wykonywanych prac. Etap pierwszy obejmował pozyskanie oraz przygotowanie surowców do dalszych badań. Drugi etap obejmował analizę fizyko-chemiczną wybranych substratów pod kątem uwodnienia, zawartości suchej masy a także związków organicznych. Etap trzeci polegał na przygotowaniu w odpowiednich ilościach substratów oraz wła-

ściwą fermentację metanową, jednostopniową z wykorzystaniem urządzeń pomiarowych umożliwiających monitoring składu i ilości powstającego biogazu.

Pierwsza część eksperymentu polegała na pozyskaniu materiału roślinnego i przygotowaniu pod kątem wykorzystania w procesie fermentacji metanowej. Trzcina pospolita, pałka szerokolistna oraz rogatek sztywny zostały pozyskane z terenu Jeziora Kortowskiego, Jeziora Starodworskiego i Jeziora Długiego, natomiast tatarak zwyczajny z terenu Jeziora Długiego i Jeziora Starodworskiego. Wszystkie zbiorniki występują na terenie miasta Olsztyn w województwie warmińsko-mazurskim. Próbki pobrane z różnych stanowisk, zostały zmieszane w tych samych proporcjach wagowych. W ten sposób pozyskane próbki stanowiły materiał wyjściowy do dalszych badań. Do badań wykorzystano pędy nadziemne w okresie wegetacji. Próbki pobrano w miesiącu lipcu. Przed przystąpieniem do dalszych badań substraty poddano rozdrobieniu z zastosowaniem homogenizatora Blixer 3 o pojemności 3,7 dm³, prowadząc proces każdorazowo przez 15 minut.

W drugiej części eksperymentu przeprowadzono analizę parametrów istotnych z punktu widzenia wykorzystania substratów w procesie fermentacji metanowej, mianowicie:

- sucha masa, zgodnie z PN-EN 12880:2004 (metoda wagowa),
- uwodnienie, zgodnie z PN-EN 12880:2004 (metoda obliczeniowa),
- części organiczne (straty przy prażeniu suchej masy), zgodnie z PN-EN 12879:2004,
- części mineralne (pozostałość przy prażeniu), zgodnie z PN-EN 12879:2004.

Etap trzeci obejmował analizę procesu fermentacji badanych substratów z produkcją biogazu o wysokiej koncentracji metanu, a także wpływu obciążenia laboratoryjnych komór fermentacyjnych ładunkiem związków organicznych na te parametry.

Etap ten podzielono na 4 serie w zależności od wykorzystanego substratu:

- I seria – trzcina pospolita,
- II seria – pałka szerokolistna,
- III seria – tatarak zwyczajny,
- IV seria – rogatek sztywny.

W każdej serii zastosowano trzy warianty różniące się obciążeniem komory reakcyjnej ładunkiem związków organicznych:

- I wariant – 1 kg s.m.o./m³·d,
- II wariant – 2 kg s.m.o./m³·d,
- III wariant – 3 kg s.m.o./m³·d.

Dla każdego wariantu dokonano pięciokrotnego powtórzenia analizy ilości i jakości produkowanego biogazu.

Przed przystąpieniem do właściwego procesu do komór reakcyjnych w każdym wariantcie wprowadzono 25 cm³ osadu beztlenowego pochodzącego z zamkniętych komór fermentacyjnych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Olsztynie, a następnie dodano wcześniej przygotowane substraty, w ilości odpowiadającej założonemu obciążeniu komór fermentacyjnych ładunkiem związków organicznych. W celu zapewnienia warunków beztlenowych, komory reakcyjne zostały przepłukane strumieniem czystego azotu przez okres 5 minut a następnie szczelnie połączone z urządzeniami umożliwiającymi monitoring ilości powstającego biogazu. Zastosowano zestawy reakcyjne typu Oxi-Top Control firmy WTW. Urządzenia rejestrowały zmiany ciśnienia parcjalego w komorze reakcyjnej co 80 minut spowodowane produkcją biogazu w wyniku zachodzącej z udziałem mikroorganizmów fermentacji metanowej.

Zestawy reakcyjne zostały umieszczone w szafie termostatujującej o histerezie nie przekraczającej $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Proces prowadzono w temperaturze 36°C przez okres 20 dób. Trzy doby przed końcem badań, do specjalnych pojemników w komorach reakcyjnych wprowadzono 3 cm³ 30% roztworu zasady potasowej (KOH), w celu wytrącenia z fazy gazowej ditlenku węgla (CO₂). Spadek ciśnienia w komorze fermentacyjnej odpowiadał zawartości ditlenku węgla w mieszaninie gazowej, zaś pozostałą część stanowił głównie metan (CH₄). Równoległe z próbkami właściwymi prowadzono pomiar respirometryczny dla próbek kontrolnych, do których wprowadzono jedynie 25 cm³ osadu beztlenowego z zamkniętych komór fermentacyjnych bez dodatkowego substratu.

3.1. Metody obliczeniowe

Podstawą obliczeń w badaniach respirometrycznych było równanie gazu doskonałego [5]:

$$n = \frac{p \cdot V}{R \cdot T} \quad (1)$$

gdzie:

n – ilość moli gazu [mol],
 p – ciśnienie gazu [Pa],
 V – objętość gazu [m^3],
 R – stała gazowa [8,314 J/mol·K],
 T – temperatura gazu [K].

Zawartość węgla w fazie gazowej:

$$n_{CO_2} + n_{CH_4} = \frac{p_1 \cdot V_g}{R \cdot T} \cdot 10^{-4} \quad (2)$$

gdzie:

$n_{CO_2} + n_{CH_4}$ – ilość wytworzonych moli ditlenku węgla i metanu [mol],
 p_1 – różnica ciśnienia gazu w naczyniu badawczym na początku i na końcu doświadczenia [hPa],
 V_g – objętość fazy gazowej w komorze pomiarowej [cm^3],
 R – stała gazowa [8,314 J/mol·K],
 T – temperatura inkubacji [K],
 10^{-4} – współczynnik przeliczeniowy Pa na hPa oraz m^3 na cm^3 .

Zawartość ditlenku węgla w fazie gazowej:

$$n_{CO_2} = \left(\frac{p_1 \cdot V_g - p_2 \cdot (V_g - V_{KOH})}{R \cdot T} \right) \cdot 10^{-4} \quad (3)$$

gdzie:

n_{CO_2} – ilość wytworzonych moli ditlenku węgla [mol],

$p_2 = p_k - p_p - p_s$

gdzie:

p_k – ciśnienie gazu w odpowiednim naczyniu badawczym na końcu doświadczenia

p_p – ciśnienie gazu na początku doświadczenia

p_s – ciśnienie gazu w próbie kontrolnej po dodaniu roztworu KOH [hPa],

V_{KOH} – objętość roztworu KOH [ml].

Zawartość metanu w fazie gazowej:

$$n_{CH_4} = n_{CO_2+CH_4} - n_{CO_2} \quad (4)$$

4. Omówienie i dyskusja wyników badań

Charakterystyka gotowych substratów wykorzystanych w procesie fermentacji metanowej została przedstawiona w tabeli 1.

Tabela 1. Parametry substratów wykorzystanych w badaniach

Table 1. The parameters of substrates used in the study

Substrat	Parametr			
	Uwodnienie [%]	Sucha masa ogólna [mg/g ś.m.*]	Sucha masa organiczna [mg/g ś.m.]	Sucha masa mineralna [mg/g ś.m.]
Trzcina pospolita	63,5	364,82	306,21	58,60
Pałka szerokolistna	77,8	221,56	203,70	17,86
Tatarak zwyczajny	76,5	234,20	214,20	20,00
Rogatek sztywny	89,5	104,90	74,00	30,90

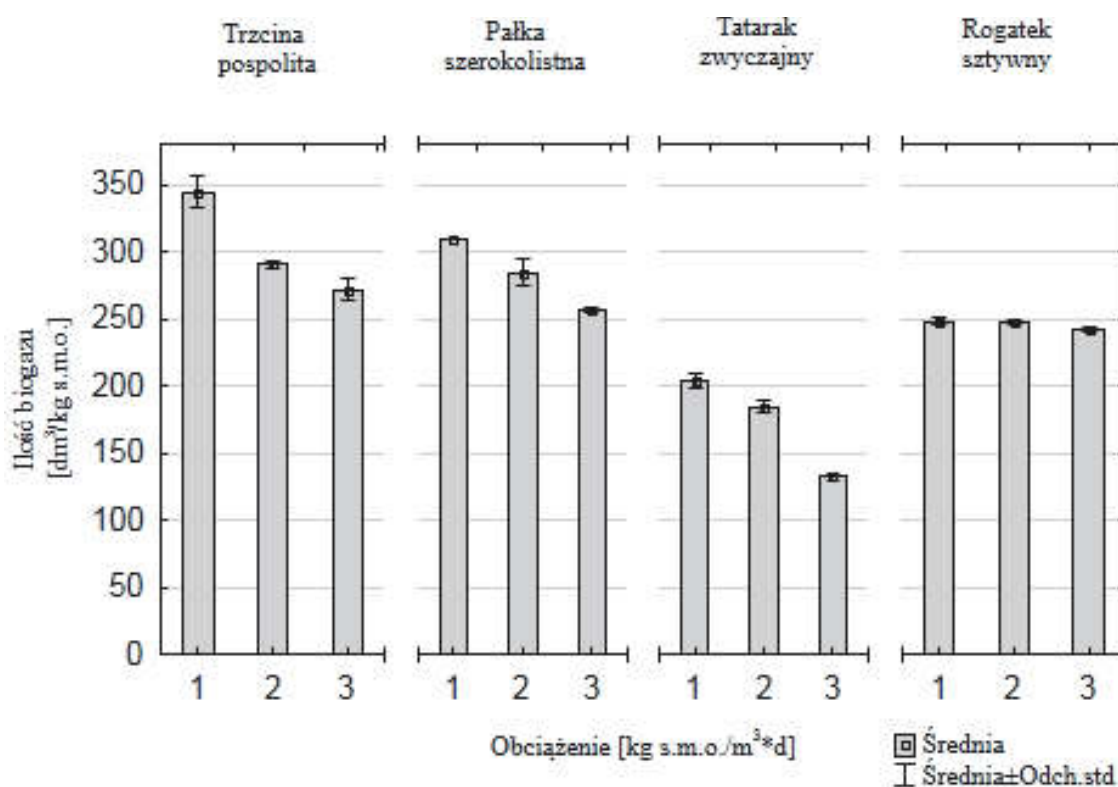
*g ś.m. – gram świeżej masy

Substraty wykorzystane w badaniach charakteryzowały się uwodnieniem w przedziale od 63,5% (trzcina pospolita) do 89,5% (rogatek sztywny). Uwodnienie substratu bezpośrednio związane było z zawartością suchej masy organicznej, która w pałce szerokolistnej i tataraku zwyczajnym była na podobnym poziomie (tabela 1).

Ilość biogazu otrzymanego podczas procesu fermentacji metanowej substratów w przeliczeniu na suchą masę organiczną przedstawiono na rys. 1.

Dla każdego substratu wydajność produkcji biogazu była najwyższa przy obciążeniu komory fermentacyjnej ładunkiem związków organicznych równym 1 kg s.m.o./m³·d. Wraz ze wzrostem ilości związków organicznych wprowadzanych do komory fermentacyjnej sprawność ich wykorzystania w procesie fermentacji metanowej wyraźnie spadała dla trzciny pospolitej, pałki szerokolistnej i tataraku zwyczajnego odpowiednio o 15,5%, 8,0% i 9,4% dla wariantu 2, oraz o 21,0%, 17,2%, 35,0% dla wariantu 3 w stosunku do wariantu 1. W serii IV, gdzie zastosowano

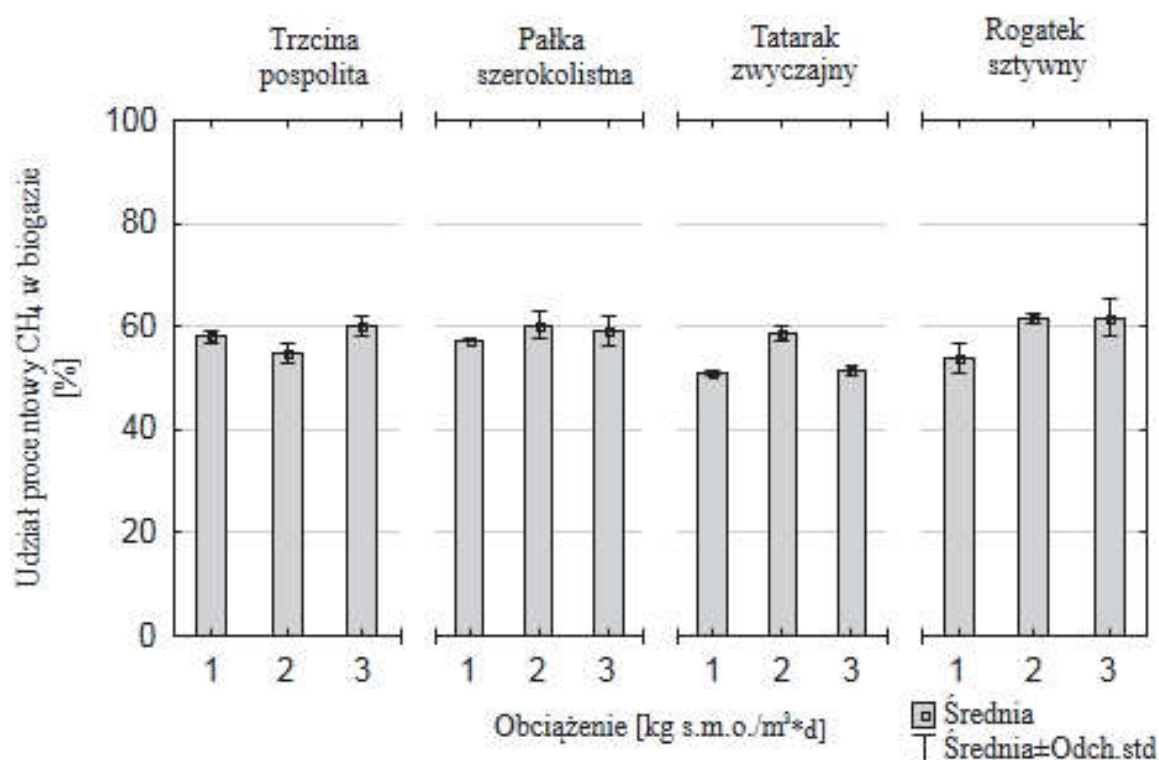
jako substrat rogatek sztywny nie zaobserwowano tak wyraźnego wpływu obciążenia komory reakcyjnej na wykorzystanie substratu organicznego w produkcji biogazu. Zmniejszenie wydajności wykorzystania związków organicznych wyniosło 0,2% i 2,3% odpowiednio dla obciążenia 2 i 3 kg s.m.o./m³·d w stosunku do wariantu 1. Wydajność produkcji biogazu w tej serii wynosiła od 248 do 242 dm³/kg s.m.o. odpowiednio dla obciążenia 1 i 3 kg s.m.o./m³·d (rys.1).



Rys. 1. Produkcja biogazu w zależności od rodzaju substratu obciążenia komory fermentacyjnej

Fig.1. Biogas production depending on the applied variant

Najwyższą średnią wydajność produkcji biogazu uzyskano w serii I w wariantcie I, gdzie wyniosła ona 344 dm³/kg s.m.o. Najmniejszą ilość biogazu dla obciążenia 1 kg s.m.o./m³·d zanotowano w serii III i wyniosła ona 204 dm³/kg s.m.o.. W tej serii zanotowano również najniższą produkcję biogazu w całym okresie badań na poziomie 132 dm³/kg s.m.o., przy obciążeniu 3 kg s.m.o./m³·d. Przy tym obciążeniu komory ładunkiem związków organicznych, najwyższą wydajność produkcji biogazu uzyskano dla trzciny pospolitej (272 dm³/kg s.m.o.) (rys.1).



Rys. 2. Udział metanu w biogazie

Fig. 2. The percentage of methane in the biogas

Średni skład biogazu w przeprowadzonych badaniach dla obciążenia $1 \text{ kg s.m.o./m}^3 \cdot \text{d}$ zmieniał się w zakresie od 51,1% CH_4 dla tataraku zwyczajnego (najniższa średnia wartość zanotowana we wszystkich seriach i wariantach) do 58,1% CH_4 dla trzciny pospolitej. Dla obciążenia $2 \text{ kg s.m.o./m}^3 \cdot \text{d}$ ilość metanu w biogazie wynosiła od 55,0% dla trzciny pospolitej do 61,5% dla rogatka sztywnego. Przy obciążeniu $3 \text{ kg s.m.o./m}^3 \cdot \text{d}$ uzyskano ilość metanu w biogazie od 51,5% dla tataraku zwyczajnego do 61,7% dla rogatka sztywnego (najwyższa średnia wartość uzyskana w badaniach) (rys. 2).

Badania nad zastosowaniem różnych substratów pochodzenia rolniczego prowadzili m.in. Lehtomaki i in. (2006). Przeprowadzili badania wydajności produkcji biogazu dla obornika, liści buraków cukrowych, kiszonki z trawy i słomy owsianej. Spośród zastosowanych substratów najwyższą wydajnością wykorzystania substancji organicznych w przeliczeniu na ilość wytworzonego metanu w ciągu 20 dni pomiarowych charakteryzowała się kiszonka z trawy i obornik (odpowiednio 206 i 204 $\text{dm}^3/\text{kg s.m.o.}$). Dla liści z buraków cukrowych i słomy owsianej

wartości te były niższe i wynosiły 181 i 138 dm³/kg s.m.o.. Autorzy wykazali ponadto spadek ilości uzyskiwanego metanu o 16–26% przy zwiększeniu obciążenia z 2 do 4 kg s.m.o./m³·d.

Dębowski i in. (2012) przeprowadzili badania dotyczące wydajności procesu fermentacji metanowej wykorzystując jako substrat makrogłony. Uzyskali oni wydajność produkcji biogazu w zakresie od 327 do 276 m³/t s.m.o.. Ilość powstającego biogazu była uzależniona od obciążenia komory fermentacyjnej ładunkiem związków organicznych oraz czasem poboru próbek. Przy czym najwyższą wydajność zanotowano dla obciążenia 1 kg s.m.o./m³·d, a najniższą dla obciążenia 3 kg s.m.o./m³·d. Zawartość metanu zmieniała się w zakresie od 57–67%. Podobne efekty uzyskano w prezentowanych badaniach.

Seppälä i in. (2009) zbadali wydajność produkcji biogazu dla 4 rodzajów traw w tym dla mozgi trzcinowatej (*Phalaris arundinaceae* L.). Dla tego substratu uzyskali wydajność produkcji metanu na poziomie 296 dm³/kg s.m.o. przy 3-krotnie dłuższym okresie pomiarowym niż w prezentowanych badaniach. Stwierdzili ponadto, że dla próbek zebranych w czerwcu ilość powstałego biogazu była około 35% wyższa w porównaniu do próbek zebranych w sierpniu. Było to najprawdopodobniej spowodowane wyższą zawartością trudno rozkładalnych lignin w tkankach roślin pod koniec sierpnia. Badania te przeprowadzono bez jakiegokolwiek obróbki wstępnej substratu.

Grała i in. (2011) stosując wstępną obróbkę substratu przed procesem fermentacji, w postaci hydrotermalnej depolimeryzacji i enzymatycznej hydrolizy, uzyskali produkcje biogazu w zakresie od 0,021–0,054 dm³/g substratu. Stężenie metanu wynosiło 63,2–73,2%. Jako substrat wykorzystano glony pochodzące z Zalewu Wiślanego.

Hu i Yu (2006) przeprowadzili badania dotyczące podatności substratu pochodzącego z pałki szerokolistnej na rozkład w warunkach beztlenowych. Wykazali, że pałka szerokolistna może być wykorzystywana w procesie fermentacji. Uzyskali około 66% zmniejszenie zawartości związków organicznych w badanym substracie, nie dostarczyli jednak żadnych informacji o jakości i ilości powstającego biogazu.

W innych badaniach Moorhead i Nordstedt (1993) uzyskali wydajność produkcji biogazu od 200 do 280 dm³/kg s.m.o.. Jako substrat wykorzystali hiacynt wodny (*Eichhornia crassipes*).

5. Podsumowanie

Przeprowadzone badania w skali laboratoryjnej pozwalają stwierdzić, że istnieje potencjalna możliwość wykorzystania makrofitów w procesie fermentacji metanowej w celu uzyskania wydajnej produkcji biogazu.

W technologii produkcji biogazu ważne jest aby zastosowany substrat organiczny został w jak największym stopniu wykorzystany. W analizowanym układzie zaobserwowano najwyższą wydajność produkcji biogazu w przeliczeniu na suchą masę organiczną dla obciążenia modelowych komór fermentacyjnych ładunkiem związków organicznych na poziomie 1 kg s.m.o./m³·d. Dla tego wariantu wykorzystanie związków organicznych w procesie fermentacji metanowej było najwyższe. Wraz ze wzrostem ilości związków organicznych doprowadzanych do komór fermentacyjnych wydajność ta malała. Jedynie dla serii IV, wzrost obciążenia nie był związany z wyraźnym spadkiem wykorzystania związków organicznych. W takiej sytuacji istnieje możliwość zwiększenia ilości powstającego biogazu poprzez zwiększenie ilości doprowadzanego substratu, bez pogorszenia wydajności wykorzystania związków organicznych. Niezależnie od zastosowanego substratu i wariantu średni udział metanu w biogazie w przeprowadzonych badaniach wynosił od 51,1% do 61,7%.

Czynnikiem, który w największym stopniu wpływał na uzyskane efekty produkcji biogazu, był rodzaj zastosowanego substratu. Spośród zastosowanych roślin najwyższą jednostkową produkcję biogazu w wysokości 344 dm³/kg s.m.o. uzyskano dla trzciny pospolitej. Najniższą wydajność 132 dm³/kg s.m.o. produkcji biogazu zanotowano dla tataraku zwyczajnego, przy obciążeniu 3 kg s.m.o./m³·d.

Badania zostały zrealizowane w ramach Projektu Kluczowego nr POIG.01.01.02-00-016/08 pt.: „Modelowe kompleksy agroenergetyczne jako przykład kogeneracji rozproszonej opartej na lokalnych i odnawialnych źródłach energii”.

Projekt finansowany w ramach PO Innowacyjna Gospodarka

Literatura

1. **Dębowski M., Grala A., Zieliński M., Dudek M.:** *Efficiency of the methane fermentation process of macroalgae biomass originating from puck bay.* Archives of Environmental Protection. 38 (3), 1–9 (2012).
2. **Ericsson K., Nilsson L. J.:** *Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach.* Biomass & Bioenergy. 30, 1–15 (2006).
3. **Geber U.:** *Cutting frequency and stubble height of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.): Influence on quality and quantity of biomass for biogas production.* Grass and Forage Science. 57 (4), 389–394 (2002).
4. **Grala A., Zieliński M., Dębowski M., Dudek M.:** *Effects of hydrothermal depolymerization and enzymatic hydrolysis of algae biomass on yield of methane fermentation process.* Polish Journal of Environmental Studies. 21 (2), 363–368 (2011).
5. **Heerenklage J., Stegmann R.:** *Analytical methods for the determination of the biological stability of waste samples. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari.* Włochy, 3–7 październik 2005.
6. **Hu Z.-H., Yu H.-Q.:** *Anaerobic digestion of cattail by rumen cultures.* Waste management. 26 (11), 1222–1228 (2006).
7. **Kłowski S., Kłowski G.:** *Rośliny wodne i bagienne.* Multico Oficyna Wydawnicza. Warszawa, 2006.
8. **Lehtomäki A., Huttunen S., Rintala J. A.:** *Laboratory investigations on co digestion of energy crops and crop residues with cow manure for methane production: Effect of crop to manure ratio.* Resource Conservation & Recycling. 51, 591–609 (2007).
9. **Mata-Alvarez J., Macé S., Llabrés P.:** *Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives.* Bioresource Technology. 74, 3–16 (2000).
10. **Moorhead K. & Nordstedt R.:** *Batch anaerobic digestion of wates hyacinth: effects of particle size, plant nitrogen content, and inoculum volume.* Bioresource Technology. 44, 71–76 (1993).
11. **Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E.:** *Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków.* Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa, 2010.
12. **Ozimek T., Renman G.:** *Rola helofitów w oczyszczalniach hydrobotanicznych.* W: (Materiały) II Międzynarodowa Konferencja Nauk.-Techn., Akademia Rolnicza w Poznaniu.. Poznań, 109–118 (1996).

13. **Paska J., Sałek M., Surma T.:** *Current status and perspectives of renewable energy sources in Poland*. Renewable & Sustainable Energy Reviews. 13, 142–154 (2009).
14. **Podbielkowski Z.:** *Słownik roślin użytkowych*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne. Warszawa, 2003.
15. **Podbielkowski Z.:** *Zarys hydrobotaniki*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa, 1996.
16. **Seppälä M., Paavola T., Lehtomäki A., Rintala J.:** *Biogas production from boreal herbaceous grasses – Specific methane yield and methane yield per hectare*. Bioresource Technology. 100 (12), 2952–295 (2009).
17. **Tomaszewicz H.:** *Roślinność wodna i szuwarowa Polski*. Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego. Warszawa, 1979.
18. **Ward A.J., Hobbs P.J., Holliman P.J., Jones D.L.:** *Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources*. Bioresource Technology. 99 (17), 7928–7940 (2008).

Research on the Use of Selected Macrophytes in the Process of Methane Fermentation

Abstract

Energy consumption increases globally. Simultaneously demand for so called „clean energy“ escalates. Scientists are looking for new, more efficient technologies and alternative energy sources. Among the renewable energy sources a large potential of biomass is indicated.

The aim of this study was to analyze macrophytes such as *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Acorus calamus*, *Ceratophyllum demersum* as potential substrates in the process of methane fermentation. Research presents the results of the quantity and quality of biogas production using different load variations of reaction chamber with organic compounds.

The study was divided into three stages depending on the range of the work. The first stage consisted of obtaining and preparation of raw materials for study. The second stage included physico-chemical analysis of substrates selected regarding hydration, dry matter content and organic compounds. The third stage was to prepare right quantities of substrates and conduct first stage fermentation, using measuring devices allowing to monitor the composition and quantity of the biogas. The experiments were conducted under laboratory conditions.

The study used plants collected from 3 lakes in Olsztyn. Investigations of biogas production were based on the respirometric method, using Oxitop Control – respirometric kit produced by WTW Company. This method allows to

determine the activity of anaerobic sludge as well as the susceptibility of organic substrates to biodegradability with the possibility to estimate the quantity and composition of gaseous products of metabolism. A single kit consisted of: a reaction tank with a volume of 0.5 L connected tightly with a measuring-recording device. The process was carried out by microorganisms under anaerobic conditions and the resulting biogas caused changes of partial pressure in the measuring chamber. Changes of pressure were monitored by the measuring equipment. Reaction kits were placed in a thermostatic cabinet with hysteresis not exceeding $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$. The process was run at a temperature of 36°C . Reaction chamber was charged with three loads: 1 kg VSS/m³·d, 2 kg VSS/m³·d, 3 kg VSS/m³·d. The measurement was conducted in 5 replications for each variant of load applied in reaction chamber and each type of substrates,.

The highest yield of biogas production was obtained for 1 kg VSS/m³·d load, for each substrate used. With increasing charge of reaction chamber with load of organic compounds, the efficiency of biogas production decreased, except when the substrate was *Ceratophyllum demersum*. In this variant the resulting biogas quantity was constant, regardless of the applied load. The best substrate was the *Phragmites australis*. Average quantity of biogas in this variant was between 271 L/kg VSS to 344 L/kg VSS, depending on the applied load. The lowest yield of biogas production was observed for *Acorus calamus*. It oscillated from 132 L/kg VSS to 204 L/kg VSS depending on the applied load. The average percentage of methane in the biogas varied in the range of 51.1% to 61.7%, regardless of the applied load and substrate.



Problemy strat ciepła w istniejących budynkach jednorodzinnych w kontekście błędów wykonawczych

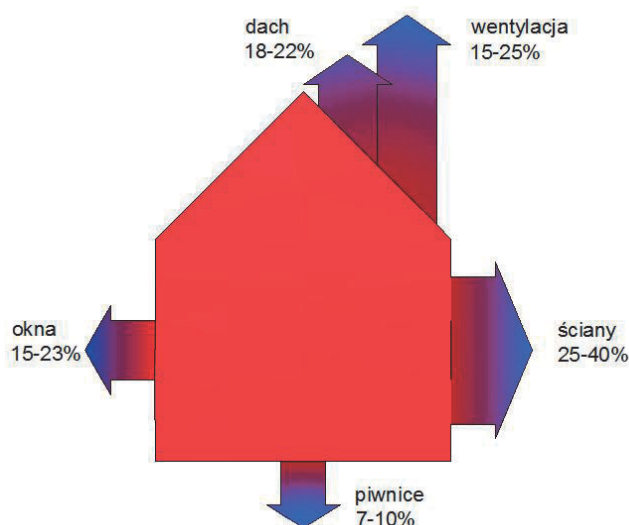
Gabriela Rutkowska, Olga Klepak, Konrad Podawca
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa

1. Wstęp

Zgodnie z Dyrektywą WE 89/106/EWG obowiązujące przepisy w Polsce – określają tzw. wymagania podstawowe nakładając obowiązki projektowania i wykonywania obiektów budowlanych tak, aby zapewnić oszczędność energii, a co za tym idzie także odpowiedni poziom izolacyjności cieplnej przegród [8].

W domach jednorodzinnych straty ciepła zależą głównie od stopnia izolacyjności przegrody (przy uwzględnieniu miejsc powstania mostków termicznych), sprawności wentylacji, wielkości i miejsca położenia budynku. Zamieszczony poniżej schemat pokazuje jak procentowo kształtuje się podział strat ciepła na poszczególne przegrody w słabo ocieplonym budynku jednorodzinny.

Izolacja cieplna – inaczej termiczna jest to warstwa wykonana z takiego materiału jak: styropian, wełna mineralna, pianka poliuretanova. Zadaniem jej jest ochrona budynku przed utratą wewnętrznego ciepła poprzez jego wymianę z ośrodka o wyższej do ośrodka o niższej temperaturze. Poza ograniczeniem strat ciepła, a przez to zmniejszeniu kosztów ogrzewania domów, izolacje termiczne spełniają jeszcze jedną ważną funkcję. Prawidłowo wykonane, dzięki wyeliminowaniu częstego zjawiska kondensacji pary wodnej na powierzchni ścian oraz pojawiania się na zawilgoconych przegrodach pleśni, umożliwiają utrzymanie w mieszkaniu odpowiednich warunków zdrowotnych [2]



Rys. 1. Szacunkowy udział przegród budowlanych w stratach ciepła budynków[1]

Fig. 1. Approximate percentage of building baffles in building heat losses

Zaprojektowana zgodnie z obowiązującymi przepisami izolacja termiczna budynku nie gwarantuje, wyeliminowania nadmiernych strat ciepła. Popołnione w procesie wykonawstwa błędy mogą znacząco wpłynąć na pogorszenie się jej właściwości izolacyjnych. Dzięki wykonaniu badań kamerą termowizyjną można bez ingerencji w strukturę wykryć większość wad warstwy izolacyjnej i wykazać błędy wykonawcze.

Termografia jest metodą umożliwiającą zobrazowanie rozkładu temperatur na powierzchni wierzchniej warstwy przegrody budynku. Termografia za pomocą detektora promieniowania podczerwonego przedstawia obraz pozornej temperatury promieniowania zmierzonej na powierzchni obudowy obiektu. Uwzględnia równocześnie zjawiska oraz wpływ otoczenia, który może zniekształcić obraz cieplny termogramu [3].

2. Badania kamerą termowizyjną

Jednym ze składników audytu energetycznego budynku są wyniki badania przeprowadzonego kamerą termowizyjną oraz określenie przy jej pomocy jakości wykonania izolacji.

W polskich przepisach na podstawie Ustawy z dnia 21 listopada 2008 r. o wspieraniu termomodernizacji i remontów art. 18 ust. 1 Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 17 marca 2009 r. określono formę i zakres audytów energetycznych budynków [8, 9].

Norma PN-EN 13187:1998 określa właściwości cieplne budynków oraz podaje wskazówki jak wykrywać wady w izolacji cieplnej budynku przy pomocy badań kamerą termowizyjną.

Pomiary zostały przeprowadzone bolometrem wchodzącym w skład wyposażenia Pracowni Procesów Fizycznych w Budownictwie mieszczącej się w Centrum Wodnym SGGW. Wykorzystana aparatura badawcza to kamera termowizyjna długofalowa – model FLIR P620. Kamera posiada rozdzielczość temperaturową $0,1^{\circ}\text{K}$ i obrazową 640 na 480 pikseli. Wyposażona jest w detektor typu mikrobolometr niechłodzony typu FPA. Zakres widmowy kamery zawiera się w przedziale 7,5–13 μm . Do pomiaru prędkości wiatru użyto anemometru Testo 470 a wilgotności powietrza – higrometru.

Celem przeprowadzonych badań była analiza i ocena występowania błędów w wykonawstwie izolacji termicznej w domach jednorodzinnych na podstawie badań termograficznych. Badania terenowe przeprowadzono zgodnie z PN-EN 13187 „Właściwości cieplne budynków – jakościowa detekcja wad cieplnych w obudowie budynku – Metoda podczerwieni”. Otrzymane podczas badania kamerą termowizyjną termogramy poddano analizie i oceniono jakość wykonania izolacji termicznej w budynku jednorodzinny.

2.1. Warunki badań

Badania przeprowadzono dnia 19.03.2011 r. w godzinach popołudniowych.

Warunki występujące podczas badań:

- Temperatura powietrza: 4°C ,
- Wiatr – kierunek: zachodni, prędkość: 1,0–4,0 [m/s],
- Zachmurzenie: pochmurno – budynki nie były narażone na bezpośrednie działanie promieni słonecznych,
- Zjawiska atmosferyczne: brak,
- Ciśnienie atmosferyczne: 1003 hPa,
- Wilgotność powietrza: 84,2%.

2.2. Charakterystyka budynku jednorodzinnego nr 1

Budynek jednorodzinny, wolnostojący, parterowy, niepodpiwniczony o powierzchni użytkowej $116,7\text{ m}^2$ z garażem o powierzchni $32,5\text{ m}^2$. Dom posadowiony na ławach fundamentowych, zbrojonych.

Ściany fundamentowe wykonane z bloczków betonowych, ocieplone styropianem M20 z warstwą ochronną do wysokości styczności z gruntem. Ściany zewnętrzne budynku murowane z bloczków komórkowych grubości 25 cm i ocieplone styropianem grubości 12 cm. Strop gęstożebrowy wylewany typu Teriva 24, wypełniony pustakami karamzytobetonowymi. Dach czterospadowy o nachyleniu 30°, drewniany o konstrukcji krokwiowo-jętkowej, pokryty blacho-dachówką.

2.3. Charakterystyka budynku jednorodzinnego nr 2

Budynek jednorodzinny, wolnostojący, parterowy z poddaszem użytkowym, niepodpiwniczony o powierzchni użytkowej 290,10 m². Dom posadowiony na ławach fundamentowych zbrojonych. Ściany fundamentowe wykonane z betonu klasy C16/20 z warstwą ochronną ze styropianu do powierzchni gruntu. Ściany zewnętrzne budynku są trójwarstwowe, murowane z cegły kratówki 12 cm, styropianu grubości 10 cm i pustaków ceramicznych MAX grubości 29 cm. Nad parterem wykonano strop gęstożebrowy, typu Teriva 24, izolowany styropianem. Dach budynku czterospadowy, wykonano z drewna o konstrukcji krokwiowo – płatiwowej, częściowo izolowany wełną mineralną.

3. Przebieg badań terenowych

3.1. Badania budynku nr 1 od zewnątrz

W pierwszym etapie przeprowadzono badania budynku od zewnątrz, kontrolując jakość wykonania izolacji fundamentów, ścian i dachu.

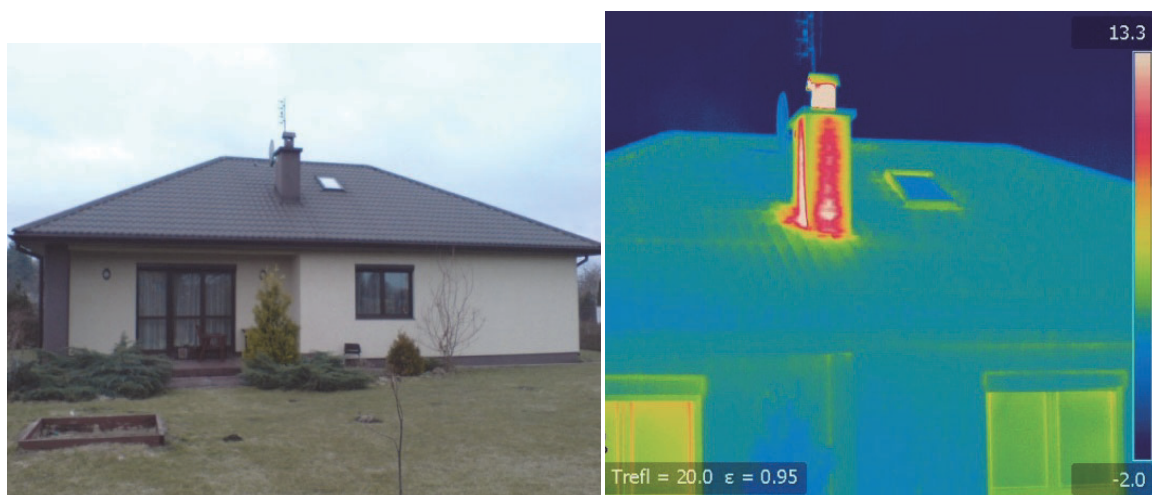
Elewacja południowa (rys. 2). Wyraźna infiltracja powietrza na łączeniu ościeżnicy oraz progu drzwi wejściowych ze ścianą. Błąd izolacji na łączeniu. Przestrzeń pomiędzy ościeżnicą a ścianą powinna być szczelnie wypełniona spienioną pianką poliuretanową.

Lokalna ucieczka ciepła na styku komina z połącją dachową (rys. 3). Należy sprawdzić czy nagrzanie blachodachówki na dachu jest wynikiem naturalnego nagrzewania od ciepłego powietrza w kominie, czy jest to złe połączenie izolacji termicznej dachu z powierzchnią komina.



Rys. 2. Elewacja zachodnia budynku – termogram nr 1

Fig. 2. Western elevation of the building – thermogram 1



Rys. 3. Elewacja wschodnia budynku – termogram nr 2

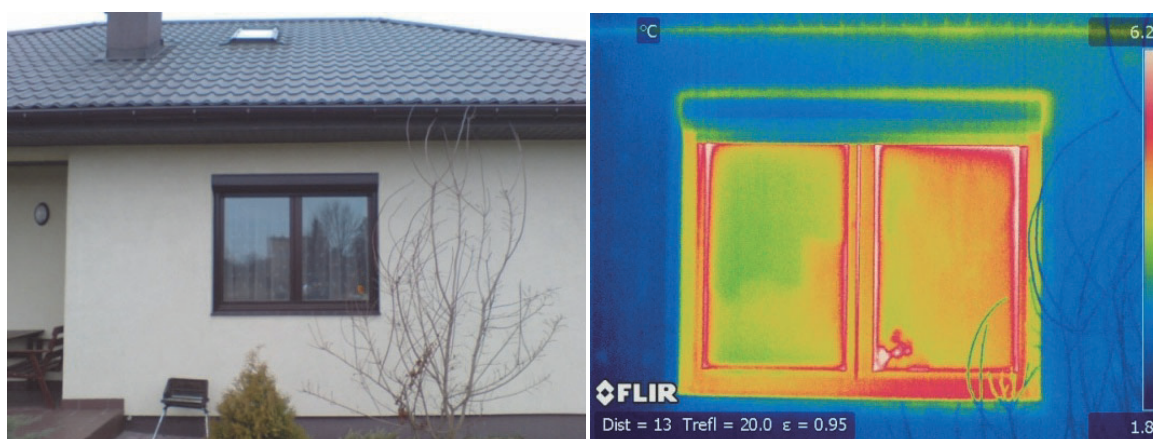
Fig. 3. Eastern elevation of the building – thermogram 2

Duża strata ciepła na połączeniu podciągu ze ścianą zewnętrzną (rys. 4). Liniowy mostek termiczny w narożu połączenia dwóch ścian zewnętrznych.



Rys. 4. Elewacja wschodnia budynku – termogram nr 3

Fig. 4. Eastern elevation of the building – thermogram 3



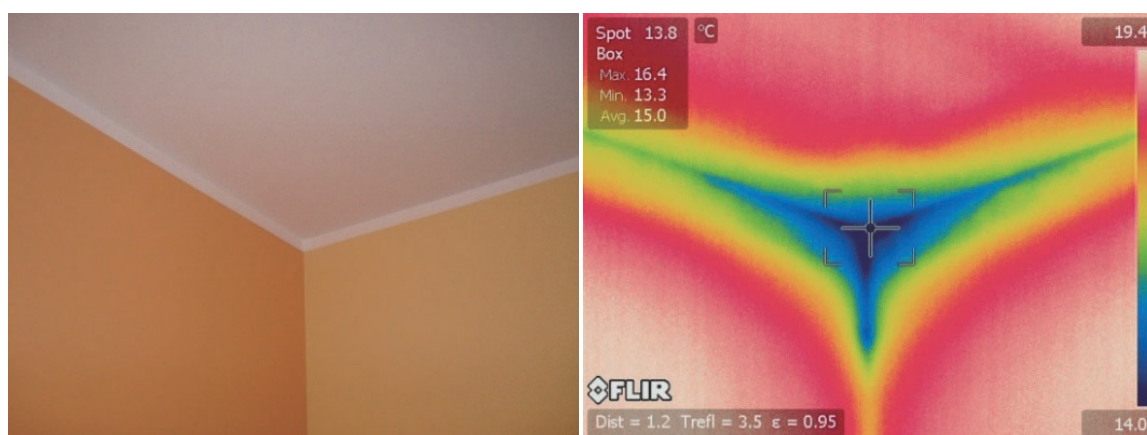
Rys. 5. Elewacja wschodnia budynku – termogram nr 4

Fig. 5. Eastern elevation of the building – thermogram 4

Linowy mostek termiczny na połączeniu podbitki dachu ze ścianą. Podbitka wypada na wysokości wieńca. Prawdopodobnie w celu połączenia podbitki ze ścianą wykonano cieńszą warstwę izolacji.

3.2. Badania budynku nr 1 od wewnątrz

Mieszkańcy oświadczyli, iż w porównaniu do reszty pomieszczeń w domu w pokoju dziecka odczuwalna jest niższa temperatura. Wschodnia ściana pokoju jest ścianą zewnętrzną, reszta to ściany działowe. Północna ściana sąsiaduje z nieogrzewanym garażem. Ściana ta została wskazana, jako stwarzająca odczucie chłodzącej. Nad pokojem znajdują się nieużytkowane poddasze.



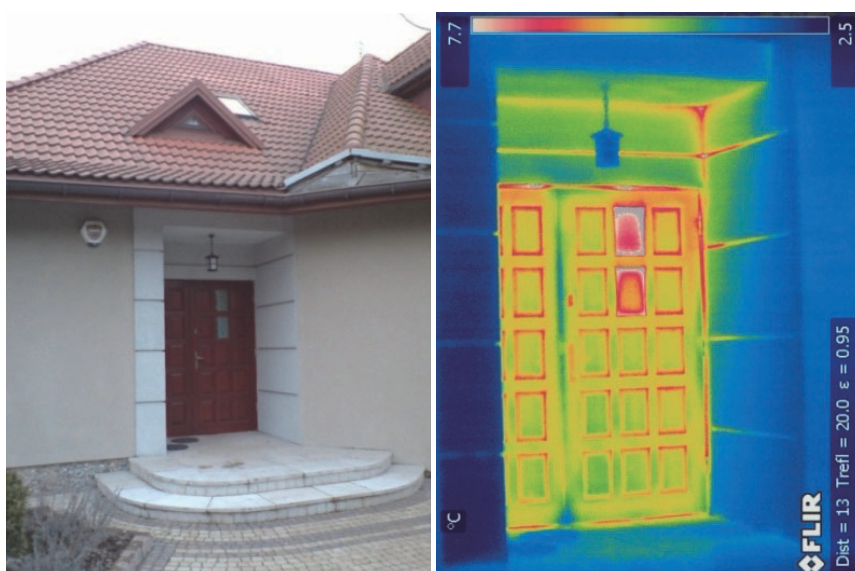
Rys. 6. Wnętrze budynku – pokój dziecka – termogram nr 5

Fig. 6. The interior of the building – the child's room – thermogram 5

Mostek termiczny na połączeniu ścian zewnętrznych ze stropem (rys. 6). Widoczne rozchodzenie się zimnego powietrza po belkach stropu oraz na połączeniu lewej ściany ze stropem (ściana sąsiadująca z garażem). Wada może wynikać z braku płyt izolacyjnych lub ich nieprawidłowego zamocowania na stropie poddasza przez co tworzą się puste przestrzenie pomiędzy płytami, przez które migruje zimne powietrze.

3.3. Badania budynku nr 2 od zewnątrz

W pierwszym etapie przeprowadzono badanie budynku od zewnątrz kontrolując jakość wykonania izolacji fundamentów, ścian i dachu.

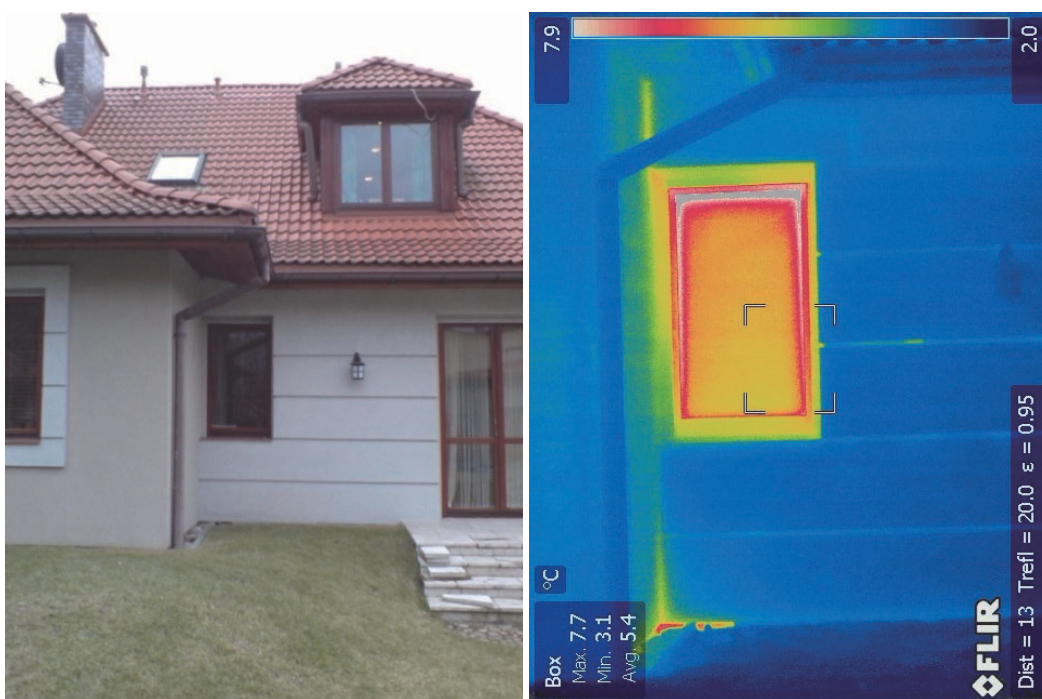


Rys. 7. Elewacja zachodnia budynku – termogram nr 6

Fig. 7. Western elevation of the building – thermogram 6

Na łączeniu ościeżnicy oraz progu drzwi wejściowych ze ścianą (rys. 7) widoczna jest wyraźna infiltracja powietrza. Jest to błąd izolacji na łączeniu. Przestrzeń pomiędzy ościeżnicą a ścianą powinna być szczelnie wypełniona spienioną pianką poliuretanową. Obraz pozostałej wnęki jest typowy i nie wykazuje anomalii termicznych, wynika z braku cyrkulacji powietrza.

Na łączeniu naroża ścian zewnętrznych ze ścianą fundamentową (rys. 8) widoczna jest infiltracja powietrza. Na elewacji zaobserwowano wyraźne zawilgocenie tynku. Prawdopodobnie jest to lokalne przerwanie ciągłości warstwy izolacji termicznej, które utworzyło mostek termiczny. Nie zaobserwowano takiej wady w innym miejscu na obwodzie elewacji badanego budynku.



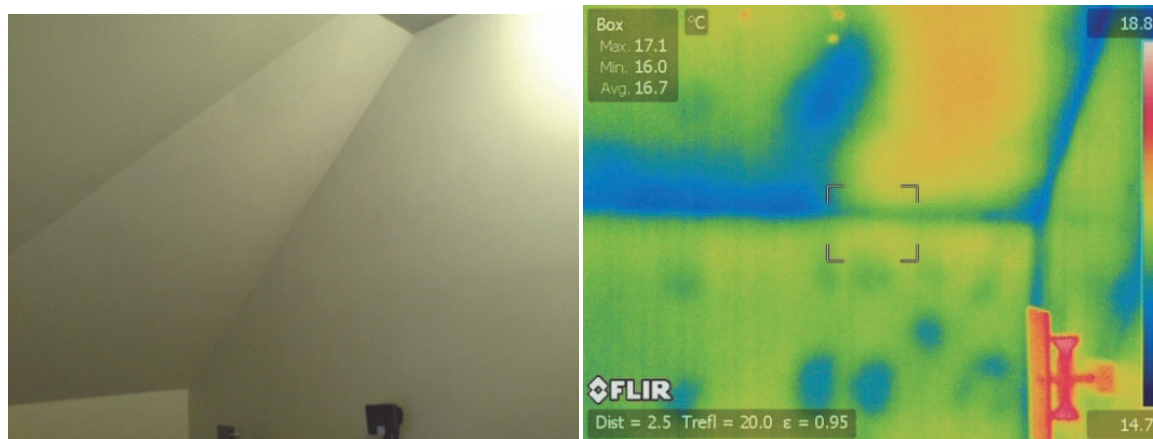
Rys. 8. Elewacja wschodnia budynku – termogram nr 7

Fig. 8. Eastern elevation of the building – thermogram 7

3.4. Badania budynku nr 2 od wewnątrz

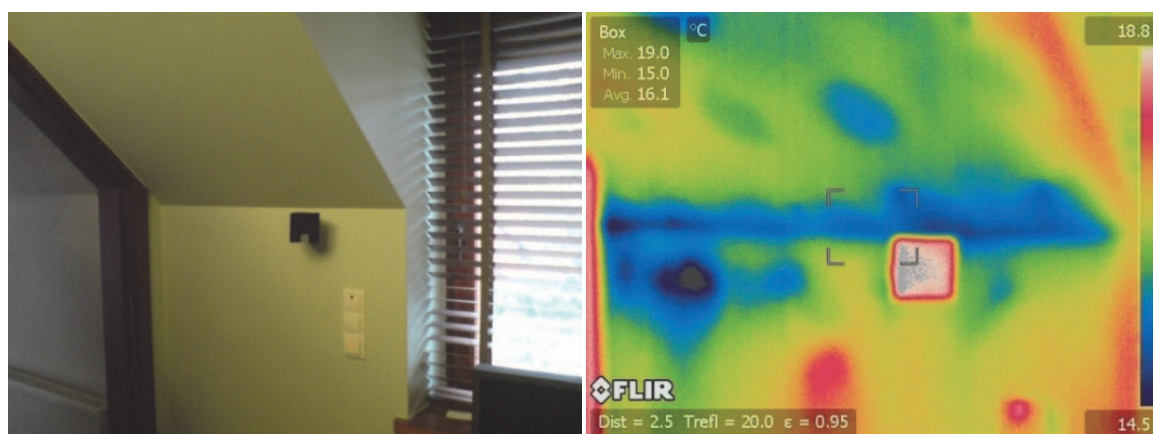
Gabinet (Półpiętro) Mieszkańcy oświadczyli, iż jest to najchłodniejsze pomieszczenie w całym domu. Różnica temperatur pomiędzy pozostałymi pomieszczeniami w budynku wynosi zazwyczaj ok. 2°C. Ponadto, w czasie wietrznej pogody mieszkańcy mają uczucie ruchu powietrza

mimo zamkniętej stolarki okiennej i drzwiowej. Ścianki kolankowe oraz obudowa skosów dachu w pomieszczeniu ocieplone są wełną mineralną.



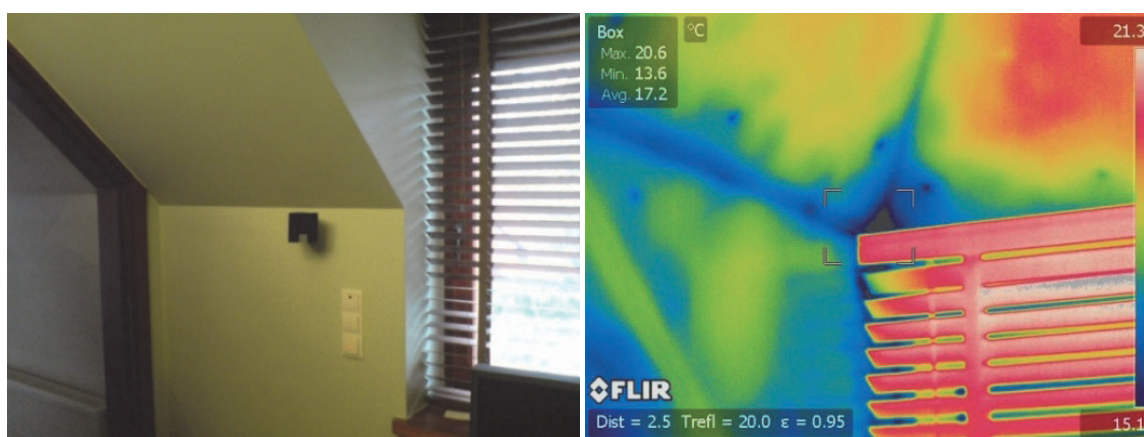
Rys. 9. Gabinet– termogram nr 8
Fig. 9. Office – thermogram 8

Na termogramie nr 8 widoczne plamiste wzory o znacznie obniżonej temperaturze na powierzchni ścianki kolankowej. Zjawisko te może być spowodowane złym ułożeniem płyt z wełny mineralnej – widoczne zimne plamy to pustki powietrza w „ugniecionej” warstwie izolacyjnej. Możliwe też, że są to punkty wilgoci, wywołane błędnym doбором warstw w przegrodzie, np. brakiem paroizolacji, przez co para wodna dostaje się w głąb materiału izolacyjnego. Zawilgocenie znacznie obniża właściwości izolacyjne materiału, przez co zwiększa się przewodność cieplna w tych miejscach.



Rys. 10. Gabinet – termogram nr 9
Fig. 10. Office – thermogram 9

Widoczny na rysunku 10 liniowy mostek termiczny na połączeniu ścianki kolankowej ze skosem dachu jest wynikiem źle zabezpieczonego połączenia płyt z wełny mineralnej. Na ściance kolankowej odznacza się punkt o znacznie niższej temperaturze (różnica 4°C), prawdopodobnie spowodowany brakiem izolacji. Może być to błąd wykonania – złe wpasowanie płyt izolacji między ruszt do obudowy gipsowo-kartonowej. Prawdopodobnie płyta zsunęła się na dół.



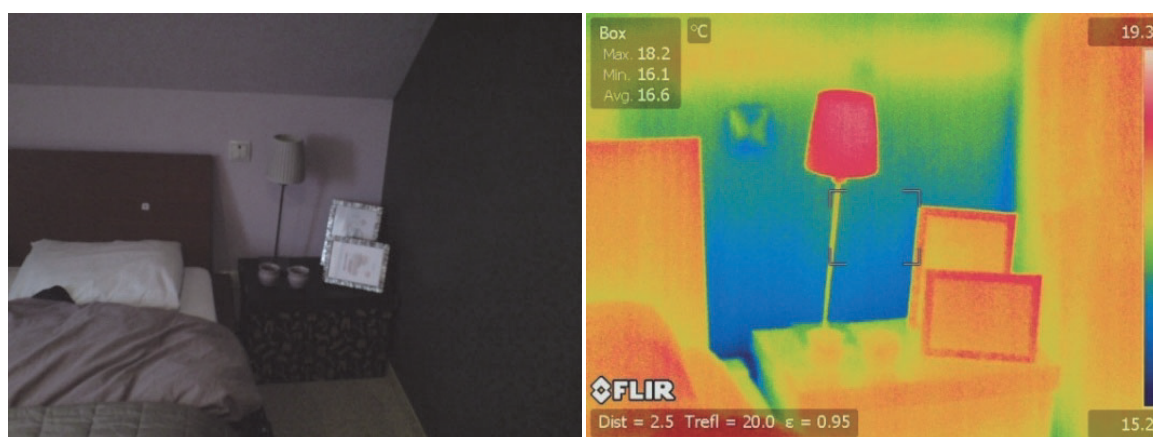
Rys. 11. Gabinet – termogram nr 10

Fig. 11. Office – thermogram 10

Lokalny mostek termiczny w narożu okna na łączeniu ościeżnicy ze ścianą (rys. 11). Prawdopodobny błąd w izolacji przestrzeni między ościeżnicą, a ścianą w momencie montażu. Widać wychłodzenie na znacznej powierzchni skosu, co może świadczyć o infiltracji zimnego powietrza od ościeżnicy.

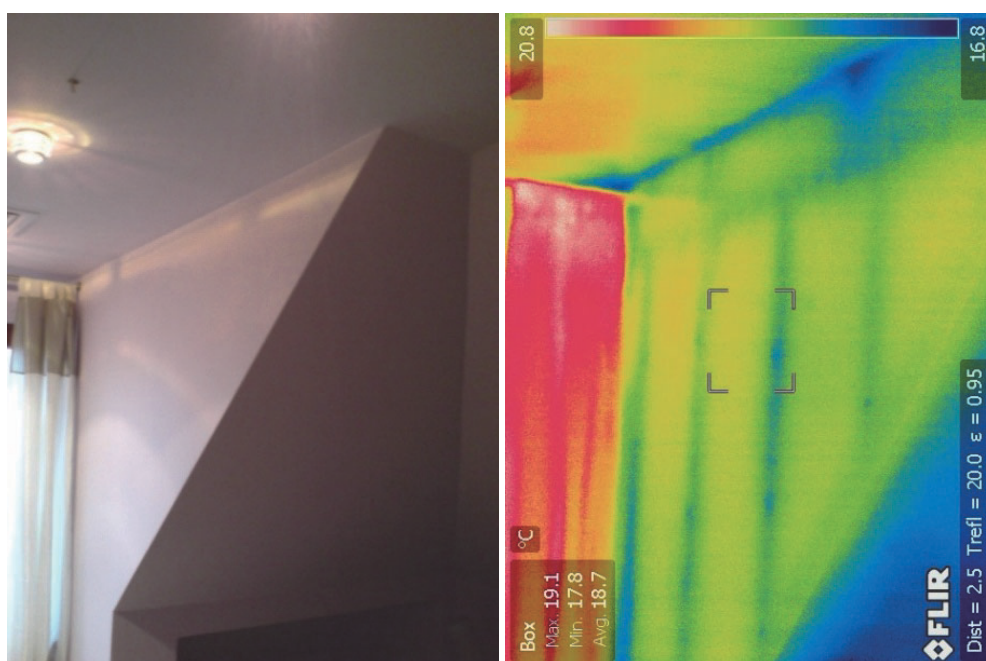
W sypialni właścicieli budynku (rys. 12) widoczna jest wyziębiona ścianka kolankowa. Różnica temperatur jest niewielka rzędu $1,5^{\circ}\text{C}$, co świadczy o wychłodzeniu wskutek braku konwekcji powietrza. Należy udostępnić powierzchnię ścianki kolankowej do cyrkulacji powietrza wewnętrznego w pomieszczeniu.

Rysunek 13 przedstawia widoczną infiltrację zimnego powietrza po stelażu aluminiowym zabudowy z płyt gipsowo-kartonowych. Liniowe mostki termiczne można wyeliminować zwiększając grubość izolacji termicznej z wełny mineralnej.



Rys. 12. Sypialnia – termogram nr 11

Fig. 12. Bedroom – thermogram 11



Rys. 13. Sypialnia – termogram nr 12

Fig. 13. Bedroom – thermogram 12

4. Analiza wyników badań

Na termogramach wykonywanych podczas badania budynku nr 1 nie było widać nierównomiernego rozkładu temperatur na dachu obiektu. Oznacza to, że izolacja tej części budynku została wykonana prawidłowo. Wątpliwość wzbudza staranność ułożenia izolacji termicznej wokół komina. Należy sprawdzić poprawność połączenia izolacji wokół niego i uzu-

pełnić ewentualne braki. Na ścianach zewnętrznych stwierdzono ciągłość izolacji, jedynie na elewacji wschodniej wykryto mostek termiczny na połączeniu podciągu ze ścianą oraz w narożu ściany przy tarasie. Są to newralgiczne punkty w izolacji termicznej, a zarazem typowe miejsca powstawania nieszczelności. Nie da się zlikwidować tych miejsc ucieczki ciepła metodą bezinwazyjną. Należałoby zdjąć obecną warstwę izolacji podciągu i położyć nową grubszą oraz zamontować listwę kątową, tak aby nie dopuścić do powstania szczeliny na połączeniu dwóch płaszczyzn. Na termogramie nr 1 zauważono nieszczelność na połączeniu ościeżnicy drzwi ze ścianą oraz z podłogą. Jest to częsty błąd wykonawczy wynikający z wstrzyknięcia zbyt małej ilości pianki poliuretanowej, przez co prawdopodobnie powstała szczelina przez którą ucieka ciepłe powietrze.

Podczas badania domu od środka zaobserwowano mostek termiczny w pokoju dziecka. Miejsce ucieczki ciepłego powietrza zlokalizowano na połączeniu ściany zewnętrznej sąsiadującej z garażem oraz stropem. Nad pokojem tym jest poddasze nieużytkowe a widoczne na termogramie 5 promieniste rozchodzenie się chłodu po stropie jest spowodowane niepoprawnym ułożeniem izolacji stropu. Należy izolację poprawić.

Podczas badań budynku nr 2 od zewnątrz stwierdzono, nieszczelność na połączeniu ościeżnicy drzwi wejściowych ze ścianami oraz progu z podłogą. Jest to częsty błąd wykonawczy wynikający z wstrzyknięcia zbyt małej ilości pianki poliuretanowej, przez co prawdopodobnie powstała szczelina przez którą ucieka ciepłe powietrze. Naprawa tego defektu polega na uzupełnieniu pianki montażowej. Termogram nr 7 obrazuje wykrytą wadę wykonania izolacji ścianki fundamentowej. Przerwa w ciągłości izolacji nastąpiła w miejscu newralgicznym – naroże budynku. Zważywszy na zawilgocenie tynku elewacji wokół miejsca, w którym wykryto wadę, jedną z przyczyn powstania mostka termicznego może być nieszczelność warstwy hydroizolacji zabezpieczającej materiał izolacyjny przed zawilgoceniem. Wilgoć powoduje znaczne obniżenie właściwości termoizolacyjnych materiału. Inną przyczyną może być nieprawidłowe połączenie materiału w newralgicznym punkcie, jakim jest naroże budynku. Jediną metodą naprawy jest odkopanie fragmentu fundamentu i miejscowa naprawa ciągłości hydroizolacji, bądź wymiana izolatora.

Badając budynek od wewnątrz stwierdzono wady wykonawstwa izolacji na poddaszu użytkowym. W dwóch pomieszczeniach – gabinecie i sypialni wystąpiły podobne problemy.

Najwięcej błędów wykryto w gabinecie. Nieszczelności na połączeniu płyt izolacji ścianek kolankowych i skosów dachu oraz mostek termiczny przy ościeżnicy okiennej to błędy wynikłe z niestarannego ułożenia i połączenia płyt wełny mineralnej. Ponadto, na termogramach nr 3 i 4 widoczne są plamiste wzory o niższej temperaturze. Są to charakterystyczne obrazy dla punktów wilgoci. Może być to efekt złego wykonania paroizolacji, której zadaniem jest niedopuszczanie wilgoci do chłonnej wełny. Punkty te mogą być także interpretowane jako pustki powietrza, które utworzyły się pod nierówno ułożoną wełną (pofałdowania). W pierwszym przypadku, jeżeli materiał izolacyjny uległ zawilgoceniu, naprawa będzie kosztowna i destrukcyjna, gdyż należałoby zdemontować zabudowę gipsowo-kartonową i wymienić wełnę mineralną w całym pomieszczeniu. W drugim przypadku może wystarczyć nawiercenie otworów w zabudowie gipsowo-kartonowej i uzupełnienie pustek granulatem z wełny mineralnej.

Jak pokazuje termogram nr 11 sypialnia ma wychłodzoną ściankę kolankową od strony południowej elewacji, jednakże nie jest to błąd izolacji termicznej, a jedynie brak konwekcji powietrza, przez co utrudniona jest cyrkulacja ciepłego powietrza.

Termogram 12 pokazuje typowy błąd w izolacji ścianki na ruszcie w zabudowie z płyt gipsowo-kartonowych. Zimne powietrze rozprzestrzenia się po niezaizolowanym ruszcie wychładzając ściankę. Należy uzupełnić izolację lub zadbać o lepsze jej przyleganie do rusztu.

Właściciele budynku powinni przystąpić do naprawy błędów wykonawczych zaobserwowanych podczas badania na poddaszu. Są one czynnikiem powodującym wzmożoną migrację zimnego powietrza, a przez to uczucie dyskomfortu użytkownika oraz podwyższone koszty ogrzewania.

5. Wnioski

Przeprowadzone badania terenowe współczesnych domów jednorodzinnych pozwoliły na wyciągnięcie następujących wniosków:

- znaczne poprawienie komfortu cieplnego w pomieszczeniach zapewni usunięcie wady ułożenia wełny mineralnej w okolicy komina i murłaty; pozostałe defekty mają mały wpływ na ucieczkę ciepła z budynku;
- dzięki dobraniu przez projektanta przegród budowlanych o wartościach współczynników przenikania ciepła poniżej wymaganych oraz określeniu przy pomocy kamery termowizyjnej jakości wykonania

izolacji termicznej jako dobrej można uznać, iż dom może być zaliczony do energooszczędnych;

- przeprowadzona kamerą termowizyjną kontrola domu jednorodzinnego wykazała znaczące błędy wykonawcze w izolacji fundamentu, użytkowego poddasza oraz stolarki okiennej i drzwiowej;
- nieciągłość izolacji, bądź jej zawilgocenie wykryte w ścianie fundamentowej wpływa niekorzystnie na stan techniczny całego budynku. Widoczne nad miejscem nieszczelności zawilgocenie tynku elewacji może wynikać z podciągania kapilarnego wody z fundamentu, do którego woda dotarła przez nieszczelną izolację przeciwwilgociową. Nieciągłość izolacji termicznej może także wynikać z niestaranności ułożenie materiału izolacyjnego w newralgicznym miejscu, jakim jest naroże budynku.
- błędy wykonania izolacji poddasza ułożonego z wełny mineralnej, rozłożonej między rusztami zabudowy z płyt gipsowo-kartonowych, znacząco obniżają właściwości izolacyjne przegrody zewnętrznej, jaką jest dach budynku; obecny stan izolacji termicznej poddasza powoduje uczucie dyskomfortu użytkownika oraz podwyższa koszty ogrzewania.

Literatura

1. **Byrdy C.:** *Ciepłochronne konstrukcje ścian zewnętrznych budynków mieszkalnych*. Politechnika Krakowska, Kraków, 2009.
2. **Panas J.:** *Nowy poradnik majstra budowlanego*. Arkady, Warszawa, 2010.
3. **Rymarczyk Z, Strzeszewski M.:** *Zastosowanie termografii do weryfikacji numerycznego modelu wymiany ciepła w przegrodach budowlanych z umieszczonymi przewodami centralnego ogrzewania*, VI Krajowa Konferencja Termografia i Termometria w Podczerwieni, Ustroń-Jaszowiec, 2004.
4. PN-EN 13187: Właściwości cieplne budynków – jakościowa detekcja wad cieplnych w obudowie budynku – Metoda podczerwieni.
5. PN-EN ISO 6946: Komponenty budowlane i elementy budynku – Opór cieplny i współczynnik przenikania ciepła – Metoda obliczania.
6. Dyrektywa 2002/91/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 16 grudnia 2002 w sprawie charakterystyki energetycznej budynków (Dz. Urz. UE L1 z dnia 04.01.2003r.)
7. Ustawa z dnia 7 lipca 1994 r. – Prawo budowlane (Dz. U. z dnia 5 grudnia 2000r. Nr 106 poz. 1126, Art. 10)
8. Ustawa z dnia 21 listopada 2008 r. o wspieraniu termomodernizacji i remontów (Dz. U. Nr 223 poz. 1459)

9. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 17 marca 2009 r. w sprawie szczegółowego zakresu i form audytu energetycznego oraz części audytu remontowego, wzorów kart audytu, a także algorytmu oceny opłacalności przedsięwzięcia termo modernizacyjnego (Dz. U. Nr 43 poz. 346).
10. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie. (Dz. U. Nr 75 poz. 690)
11. ZUAT-15/V.03/2003 Zestawy wyrobów do wykonywania ociepleń z zastosowaniem styropianu jako materiału termoizolacyjnego i pocienionej wyprawy elewacyjnej. ITB
12. ZUAT-15/V.04/2003 Zestawy wyrobów do wykonywania ociepleń z zastosowaniem wełny mineralnej jako materiału termoizolacyjnego i pocienionej wyprawy elewacyjnej. ITB

Problems of Heat Loss in Existing Single-family Buildings in the Context of Construction Errors

Abstract

Currently, the emphasis is on the low cost of the investment and heating buildings. The aim of the study was to demonstrate the importance of proper implementation thermal insulation in existing residential buildings. In addition, they had to point out how the seemingly insignificant details of the implementation have the influence on the deterioration of the building insulation. This affects not only the economic aspect, but also the internal climate in the structure. If the thermal insulation have already made it is difficult to validate non-invasive method. The useful research material to detect errors can be infrared camera.

The paper presents the analysis and assessment of occurrence of errors in the thermal insulation of a one-family house, based on thermo-graphic investigations. The field investigations were carried out according to the PN-EN 13187. The thermograms obtained with the use of a thermal imaging camera were analyzed and then the quality of the thermal insulation of individual elements of the building was assessed. Studies of single-family building number 1 using infrared camera showed a small building errors.

These are typical insulation defects in sensitive areas – by the chimney, on the combination of the external door frame to the wall, on the combination of the outer wall and the substring. Studies of single-family building number 2 showed significant errors foundation insulation, on the combination door jamb connections and external wall and incorrect insulation on loft.



Wpływ kopalni węgla kamiennego na jakość wody rzeki Wisły

Agnieszka Policht-Latawiec, Anna Kapica
Uniwersytet Rolniczy, Kraków

1. Wprowadzenie

Wraz z wydobywaniem złóż węgla kamiennego z kopalń w Górnośląskim Zagłębiu Węglowym (GZW) nieodzowne jest wytłoczenie na powierzchnię znacznych ilości wód podziemnych, których obecność wynika z poziomej i pionowej strefowości hydrogeochemicznej w obszarze tego basenu węglowego. Mineralizacja tych wód wzrasta w miarę pogłębiania prowadzonej eksploatacji przy jednoczesnym zmniejszeniu dopływów [3, 5, 11]. W skład wód kopalnianych, oprócz dopływu naturalnego, wchodzi woda technologiczna, która doprowadza się do kopalni (przeważnie woda dostarczona wraz z podszkawką hydrauliczną) [12, 13]. Naturalne wody kopalniane zawierają substancje powodujące zanieczyszczenie środowiska wodnego [1, 4]. Z trzydziestu wskaźników przedkładanych w celu oceny jakości wód kopalnianych, w dopływach do kopalń Górnośląskiego Zagłębia Węglowego wyszczególnia się dziewięć: azot amonowy, sód, żelazo, potas, chlorki, siarczany, bar, bor oraz odczyn. Zawartości wymienionych wskaźników są przekraczane wielokrotnie, w tym sód, chlorki i bar od kilkuset do nawet tysiąca razy [6, 21]. W większości przypadków woda kopalniana jest zrzucana bezpośrednio, lub pośrednio przez zbiorniki osadowe do rzek. Zwiększa to natężenie przepływu oraz przyczynia się do degradacji jakości wód ze względu na silne zasolenie [6]. Uciążliwość wód kopalnianych wyraża się poprzez ładunek zanieczyszczeń wprowadzanych do środowiska, suma chlorków i siarczanów ma duże znaczenie. W ostatnim dziesięcioleciu do 2007 roku notowano wzrost ładunku chlorków i siarczanów przez kopalnie

węgla kamiennego. Ich ładunek wtedy wyniósł maksymalnie $4\,183,2\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$. W 2008 roku do wód powierzchniowych odprowadzono $3\,496,9\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ ładunku soli, z czego $2/3$ trafiało do zlewni rzeki Wisły [3]. Konsekwencje zasolenia wód w ciekach są niekorzystne zarówno w samym środowisku wodnym (bezpośredni wpływ) jak i w działalności gospodarczej (bezpośredni i pośredni wpływ). W środowisku wodnym zredukowana jest liczba mikroorganizmów odpowiedzialnych za samooczyszczenie wód. Zarazem następuje zmniejszenie aktywności enzymatycznej i zwiększenie działań likwidacyjnych na nieodporne mikroorganizmy (intensyfikacja zanieczyszczenia masą organiczną). Dodatkowo nadmierne zasolenie wód nie sprzyja biocenozie rzek oraz powoduje korozje maszyn i urządzeń mających styczność z zasoloną wodą. Ewidentne są także straty wynikające z uszczupionej przydatności zasolonej wody dla celów gospodarczych, rolnictwa i leśnictwa. Kopalnie starają się zmniejszyć ładunek wprowadzanych zanieczyszczeń poprzez górniczo-geologiczne metody ograniczające dopływ wód słonych do wyrobisk górniczych oraz metody ograniczające zrzut wód zasolonych [3, 12, 13].

Celem pracy jest ocena wpływu kopalni węgla kamiennego na jakość wody badanego odcinka rzeki Wisły na podstawie wybranych wskaźników fizykochemicznych. Ponadto określono jakość i walory użytkowe wody badanego odcinka rzeki.

2. Materiał i metody

Przedsiębiorstwo Górnicze „Silesia”, zlokalizowane w południowo-wschodniej części województwa śląskiego. Jest przedsiębiorstwem należącym do czeskiej grupy działającej w sektorze energetycznym i przemysłowym (Energetický a průmyslový holding a.s.). Działalność spółki opiera się głównie na wydobyciu węgla kamiennego. Wody kopalniane związane z funkcjonowaniem kopalni, odprowadzane są do zbiornika retencyjno-dozującego, z którego trafiają do rzeki Wisły, przy ujściu rzeki Białej [5].

Badania w terenie prowadzono w roku 2011. Próbkę wody do analiz pobierano w losowo wybranych dniach w punktach pomiarowo-kontrolnych usytuowanych na badanym odcinku rzeki Wisły: 20 m powyżej zrzutu (1), przy wylocie – w 33,08 km biegu rzeki (2), 50 m (3) i 1000 m poniżej wylotu wód z kopalni – 4 (rys. 1).

Bezpośrednio w terenie zmierzono temperaturę wody za pomocą tlenomierza typu CO-411, zawartość tlenu rozpuszczonego oraz stopień nasycenia wody tlenem, odczyn wody pehametrem CP-104 oraz przewodność elektrolityczną właściwą (EC) konduktometrem CC-102.

W laboratorium Katedry Melioracji i Kształtowania Środowiska UR w Krakowie oznaczano zawiesiny ogólne (ZO) metodą suszarkowo-wagową, substancje rozpuszczone (SR) przez odparowanie, stężenie jonów wapnia (Ca^{2+}), sodu (Na^+), potasu (K^+), magnezu (Mg^{2+}), manganu (Mn^{2+}) oraz żelaza ogólnego (Fe_{og}) metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej na spektrometrze UNICAM SOLAR 969. Stężenie azotu amonowego (N-NH_4^+), azotynowego (N-NO_2^-) i azotanowego (N-NO_3^-) oraz fosforu ogólnego (P_{og}), fosforanów (PO_4^{3-}) i chlorków (Cl^-) oznaczono metodą przepływowej analizy kolorymetrycznej na aparacie FIStar 5000. Stężenie siarczanów (SO_4^{2-}) oznaczono metodą strąceniową. Z wyników oznaczeń N-NO_2^- obliczono stężenie jonów NO_2^- .

Oznaczenia wskaźników fizykochemicznych wykonywano raz w miesiącu [20].



Rys. 1. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych

Fig. 1. Location of measurement-control points

3. Wyniki badań

Na podstawie rozporządzenia z 2006 r. [16] przekroczone zostały trzy wskaźniki: azot amonowy i azotynowy oraz fosfor ogólny. Stężenie azotu amonowego było w przedziale od 4,25 do 30,1 mg·dm⁻³ – trzykrotnie większe od wartości dopuszczalnej w obowiązującym rozporządzeniu. Stężenie azotu azotynowego przekroczyło wartość dopuszczalną (1 mg·dm⁻³). W przypadku stężenia fosforu ogólnego przekroczenie to było znacznie wyższe od wartości dopuszczalnej (3 mg·dm⁻³), mieściło się w przedziale od 0,02 do 61,74 mg·dm⁻³ (tab. 1).

Tabela 1. Zakres i średnie wartości cech fizykochemicznych wody Wisły w 4 punkcie pomiarowo-kontrolnym oraz ocena wód kopalnianych (punkt 2) [16]
Table 1. Range and mean values of physicochemical features of water of the Vistula River in four measurement-control point and the evaluation of mine water (point 2) [16]

Wyszczególnienie	Wartość dopuszczalna [16]	Zakres Średnia		Ocena wody w punktach:	
		2	4	2	4
Temperatura [°C]	35	<u>5,4–18,8</u>	<u>5,1–17,3</u>	N	–
pH	6,5–9	<u>6,55–7,41</u>	<u>6,32–7,63</u>	N	–
		7,11	7,27		
Zawiesiny ogólne	35	<u>1–26</u>	<u>0,6–5,5</u>	N	–
		12,6	2,5		
N-NH ₄ ⁺	10	<u>4,25–30,1</u>	<u>0–1,59</u>	T	–
		14,48	0,48		
N-NO ₃ ⁻	30	<u>0,94–2,99</u>	<u>0,4–2,8</u>	N	–
		1,87	1,4		
N-NO ₂ ⁻	1	<u>0,07–1,27</u>	<u>0,09–0,30</u>	T	–
		0,36	0,16		
P _{og}	3	<u>0,02–61,74</u>	<u>0,00–0,61</u>	T	–
		12,65	0,14		
Cl ⁻ +SO ₄ ²⁻	≤ 1 000	<u>165,2–33085,6</u>	<u>49,10–340,50</u>	–	N
		19588,7	193,14		
Fe _{og}	10	<u>0,11–1,18</u>	<u>0,6–1,68</u>	N	–
		0,61	0,98		

N – wartość nie przekroczona, *T* – wartość przekroczona w rozporządzeniu z 2006 roku [16]

Tabela. 2. Zakres i średnie wartości cech fizykochemicznych wody Wisły oraz ocena jej walorów użytkowych [18, 19]
Table 2. Range and mean values of physicochemical features of water of the Vistula River and the evaluation of its usability [18,19]

Wyszczególnienie		Zakres Średnia			Klasa jakości [17]			Przydatność wody do								
								zaopatrzenia ludności [18]			bytowania ryb [19]					
								łososiowatych			karpiovatych					
Punkty pomiarowo-kontrolne																
		1	3	4	1	3	4	1	3	4	1	3	4	1	3	4
Temperatura [°C]		$\frac{4,9-18,2}{12,19}$	$\frac{5,2-17,4}{11,5}$	$\frac{5,1-17,3}{11,6}$	I	I	I	A1			tak					
pH		$\frac{6,54-7,76}{7,29}$	$\frac{6,66-7,69}{7,42}$	$\frac{6,32-7,63}{7,27}$	I	I	I	A1		A2	tak					
EC	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	$\frac{202-561}{282}$	$\frac{365-5140}{2055}$	$\frac{202-2540}{831}$	I			A1	non		-	-	-	-	-	-
O ₂	%	$\frac{70-97}{85}$	$\frac{69-107}{93}$	$\frac{79-109}{94}$	I	I	I	A1	A2	A1	-	-	-	-	-	-
O ₂	mg·dm ⁻³	$\frac{6,4-9,5}{8,2}$	$\frac{7,2-11,2}{9,3}$	$\frac{7,6-13,1}{9,2}$	II	I	I	-	-	-	nie	tak	nie	tak		
Substancje rozpuszczone		$\frac{68-382}{176}$	$\frac{280-11734}{2465}$	$\frac{132-1678}{664}$	I			-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zawiesiny ogólne		$\frac{0,8-7}{2,5}$	$\frac{0,8-10}{4}$	$\frac{0,6-5,5}{2,5}$	I	I	I	A1			tak					
N- NH ₄ ⁺		$\frac{0-1,13}{0,33}$	$\frac{0,39-1,59}{0,86}$	$\frac{0-1,59}{0,48}$	II			-	-	-	tak	nie		tak	nie	
N-NO ₃ ⁻		$\frac{0,2-3}{1}$	$\frac{0,9-2,8}{1,9}$	$\frac{0,4-2,8}{1,4}$	II	II	II	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₂ ⁻		$\frac{0,04-0,26}{0,11}$	$\frac{0,10-0,39}{0,22}$	$\frac{0,09-0,30}{0,16}$	-	-	-	-	-	-	nie					
PO ₄ ³⁻		$\frac{0-0,78}{0,18}$	$\frac{0,00-5,12}{1,12}$	$\frac{0,00-1,86}{0,43}$	-	-	-	non			-	-	-	-	-	-
Fosfor ogólny		$\frac{0-0,25}{0,06}$	$\frac{0,00-1,67}{0,32}$	$\frac{0,00-0,61}{0,14}$	II			-	-	-	nie			tak	nie	

Tabela. 2. cd
Table 2. cont.

Wyszczególnienie		Zakres Średnia			Klasa jakości [17]			Przydatność wody do								
								zaopatrzenia ludności [18]			bytowania ryb [19]					
								łososiowatych			karpiowatych					
Punkty pomiarowo-kontrolne																
		1	3	4	1	3	4	1	3	4	1	3	4	1	3	4
SO ₄ ²⁻	mg·dm ⁻³	<u>16-39</u> 27	<u>26-49</u> 38	<u>17-51</u> 32	I	I	I	A1			-	-	-	-	-	-
Fe _{og}		<u>0,67-2,31</u> 1,15	<u>0,09-1,61</u> 1	<u>0,6-1,68</u> 0,98	-	-	-	non	A2	A2	-	-	-	-	-	-
Mn ²⁺		<u>0,09-0,46</u> 0,21	<u>0,11-0,47</u> 0,24	<u>0,12-0,47</u> 0,21	-	-	-	A3			-	-	-	-	-	-
Ca ²⁺		<u>26-50</u> 34	<u>41-194</u> 97	<u>35-100</u> 55	I	II	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mg ²⁺		<u>3,5-8,5</u> 5,0	<u>4,9-65,1</u> 29,6	<u>4,2-42,2</u> 16,3	I	II	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cl ⁻		<u>16-109</u> 41	<u>43-1199</u> 675	<u>289- 289</u> 161	I		II	A1	non		-	-	-	-	-	-

 – stężenia przekraczały wartości dopuszczalne dla II klasy, dlatego wody określa się jako poniżej stanu dobrego [17]

Większość przeanalizowanych próbek wody pod względem termicznym zalicza wody rzeki Wisły, na badanym odcinku, do I klasy jakości (tab. 2). Na badanym odcinku rzeki Wisły pH wody było w przedziale od 6,54 do 7,69, czyli w I klasie. W górnym biegu rzeki wartość przewodności elektrolitycznej właściwej nie przekraczała $1000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ – wartości dopuszczalnej dla I klasy jakości [17]. W punkcie 3 i 4 stężenia przekraczały wartości dopuszczalne dla II klasy, dlatego też wody określono jako poniżej stanu dobrego według obowiązującego rozporządzenia. Stopień nasycenia wody tlenem na całej badanej długości rzeki był równomierny, odpowiadający I klasie jakości. Natomiast stężenie tlenu rozpuszczonego było w 1. punkcie pomiarowo-kontrolnym poniżej $7 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ – co kwalifikowało badane wody do II klasy. Stężenie substancji rozpuszczonych odpowiadało I klasie jakości wody tylko w punkcie 1., w pozostałych punktach przekraczało wartość dopuszczalną dla II klasy – określono je jako poniżej stanu dobrego. Natomiast stężenie zawiesiny ogólnej i siarczanów powodowało, że wody zakwalifikowano do I. klasy. Obowiązujące rozporządzenie [17] biorące pod uwagę azot amonowy i fosfor ogólny, wody rzeki Wisły na górnym odcinku kwalifikowało do II klasy jakości, zaś na dolnym do wód poniżej stanu dobrego. Stężenie azotu azotanowego było wyrównane, wody we wszystkich punktach odpowiadały dla II klasy. Ocena wody badanego odcinka rzeki Wisły, na podstawie wartości składników mineralnych (magnez i wapń) wykazała, że w punkcie 3. przekroczone zostały stężenia dopuszczalne wartości odpowiadającej dla I klasy jakości wody (tab. 2). Stężenie chlorków w punkcie 3. było w przedziale 43 do $1199 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ to spowodowało, że wody rzeki Wisły określono jako poniżej stanu dobrego.

Według obowiązującego rozporządzenia dotyczącego przydatności wody do zaopatrzenia ludności spośród 10 analizowanych wskaźników cztery (przewodność elektrolityczna właściwa i Cl⁻ w punkcie 3 i 4., PO₄³⁻ we wszystkich badanych punktach, Fe_{og} w 1. punkcie) nie spełniają wymagań wymienionych kategorii w rozporządzeniu z 2002 roku [18] (tab. 2). We wszystkich punktach pomiarowo-kontrolnych wody zaliczono do kategorii A3 z powodu stężenia manganu, a do kategorii A2 ze względu na stężenie żelaza ogólnego (punkt 3 i 4) i stopień nasycenia wody tlenem (punkt 3). Odczyn wody tylko w punkcie 4. spowodował zakwalifikowanie jej do kategorii A2. Wartości pozostałych wskaźników były w kategorii A1. Reasumując, jeśli zaistniała by potrzeba, wodę z badanego odcinka rzeki Wisły nie można wykorzystać do zaopatrzenia ludności.

Jakość wody Wisły nie spełnia wymagań na bytowanie ryb łososiowatych i karpiowatych, gdyż według obowiązującego rozporządzenia [19] stężenie azotynów przekraczało dopuszczalne wartości dla obu gatunków ryb we wszystkich badanych punktach (tab. 2). Wody Wisły w punkcie 1. dla ryb łososiowatych spośród 7 analizowanych wskaźników cztery (temperatura wody, pH, zawiesiny ogólne, azot amonowy) spełniają normatywy, podobnie jak w punkcie 3. (temperatura wody, pH, tlen rozpuszczony, zawiesiny ogólne). Natomiast w punkcie 4. trzy. Natomiast w przypadku ryb karpiowatych w punkcie 1. wody badanego odcinka rzeki mogły by stanowić środowisko życia ich ze względu na sześć wskaźników, w punkcie 3. i 4. – cztery.

4. Podsumowanie

Wody kopalniane pochodzące z odwadniania kopalni PG „Silesia” zawierają składniki powodujące ich zanieczyszczenie: azot amonowy, żelazo ogólne, chlorki i siarczany. Niestety od wielu lat stwierdza się ich wpływ na wody powierzchniowe [10]. Zrzut wód słonych jest kontrolowany, dozuje się go zależnie od stanów wody w odbiorniku za pomocą zbiornika retencyjnego (osadnika). Bada się również jakość wód kopalnianych zgromadzonych w zbiorniku jak i tło zasolenia wód odbiornika przed zrzutem. Koryto Wisły na badanym odcinku nie jest umocnione ani znacznie zmienione w wyniku działalności antropogenicznej. Urbanizacja terenu przyległego jest niewielka, główny udział w użytkowaniu terenu na tym obszarze stanowią łąki i pola uprawne. Wzdłuż koryta występuje bogata roślinność przybrzeżna, dająca zacienienie cieku. Wszystkie te czynniki pozwalają zredukować wprowadzane zanieczyszczenia przez kopalnie na zadawalającym poziomie [5, 22].

Wody kopalniane traktowane jako ścieki przy wprowadzaniu do wód powierzchniowych nie odpowiadają warunkom ustalonym w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzeniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. [Dz. U. Nr 137, poz. 984]. Przekraczane są wielokrotnie dopuszczalne wartości azotu amonowego i azotynowego oraz fosforu ogólnego. Pocięszające jest to, że wartość graniczna sumy chlorków i siarczanów w miejscu całkowitego zmieszania wód słonych z wodami od-

biornika (punkt 4) jest znacznie niższa od dopuszczalnej [5]. Jakość wody i wynikające z niej walory użytkowe, zmienia się z biegiem cieku wraz ze zmianą presji antropogenicznej na obszarze zlewni [1, 4, 8]. Przeciwdziałanie zanieczyszczeniu odbywające się najczęściej poprzez sanitację terenów osiedlowych obejmującą budowę kanalizacji i sprawnie działające oczyszczalnie ścieków [9, 14, 15] oraz oczyszczanie wód opadowych, może być w określonych warunkach wspomagane procesem samooczyszczania – jedną z ważniejszych cech wód płynących [2, 7].

Analiza wyników badań wykazała, że na początkowym odcinku w punkcie 1. woda była najlepszej jakości – odpowiadała II. klasie, a w punkcie 3. to jest 50 m poniżej zrzutu wód kopalnianych była najgorsza ze względu na jej przewodność elektrolityczną właściwą, stężenie substancji rozpuszczonych, azotu amonowego, fosforu ogólnego i chlorków – stężenia te przekraczały wartości dopuszczalne dla II klasy, dlatego też wody określono jako poniżej stanu dobrego. Pozostałe wskaźniki kwalifikowały wodę do I. klasy jakości za wyjątkiem azotu azotanowego, wapnia i magnezu (II. klasa) [17].

Badania walorów użytkowych wody rzeki Wisły wykazały, że nie mogą być wykorzystane do zaopatrzenia ludności ze względu na wysokie stężenie fosforanów [18].

Rzeka Wisła nie spełnia warunków naturalnego siedliska do bytowania ryb ze względu na tlen rozpuszczony (punkt 1 i 4), azot amonowy (punkt 3 i 4), azotyny i fosfor ogólny w przypadku ryb łososiowatych, natomiast spełnia temperatura, pH, zawiesiny ogólne w każdym badanym punkcie, tlen rozpuszczony w punkcie 3, azot amonowy w punkcie 1. W przypadku ryb karpiowatych badane wody Wisły mogą zapewnić warunki naturalne ze względu na cztery wskaźniki: temperaturę, pH, tlen rozpuszczony i zawiesiny ogólne oraz azot amonowy i fosfor ogólny tylko w punkcie 1. Pozostałe analizowane wskaźniki nie spełniały wymagań stawianych w obowiązującym rozporządzeniu [19].

Jakość wody ulega znacznemu pogorszeniu przy zrzucie wód słonych, wody Wisły ulegają przekwalifikowaniu z II klasy na wody poniżej stanu dobrego. Jednakże zawartość wskaźników zanieczyszczenia w stosunku do miejsca zrzutu wód kopalnianych ulega zmniejszeniu na końcu badanego odcinka (punkt 4). Świadczy to o dobrym samooczyszczaniu się wody w rzece.

Literatura

1. **Aleksander-Kwaterczak U., Ciszewski D., Szarek-Gwiazda E., Kwadrans J., Wilk-Woźniak E., Waloszek A.:** *Wpływ historycznej działalności kopalni rud Z-Pb w Chrzanowie na stan środowiska wodnego doliny Matyldy*. *Górnictwo i Geologia*, t. V, zesz. 4, 21–30 (2010).
2. **Bogdał A., Kanownik W., Wiśnios M.:** *Zmiany wartości i stężeń fizykochemicznych wskaźników jakościowych wód rzeki Prądnik-Białucha (Wyżyna Krakowsko-Częstochowska)*. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 8, 358–361 (2012).
3. **Chaber M., Krogulski K.:** *Problematyka wód słonych w górnictwie węgla kamiennego*. *Wiadomości Górnicze*, nr 7–8, 325–332 (1998).
4. **Dulewski J., Madej B., Uzarowicz R., Walter A.:** *Wpływ górnictwa na wybrane elementy środowiska z perspektywy ostatniej dekady*. *Przegląd Górniczy*, nr 10, 132 (2010).
5. **Falta J.:** *Operat wodno-prawny na odwodnienie Zakładu Górniczego „Silesia” i zrzut wód dołowych do wód powierzchniowych rzeki Wisły*. Katowice, 1–30 (2003).
6. **Helios-Rybicka E., Rybicki S.:** *Impact of coal mining on the environmental In Poland*. In: *Proceedings First Conference on Applied Environmental Geology (AEGO3) in Central and Eastern Europe*. Vienna 2003, 228–229 (2003).
7. **Kanownik W., Rajda W.:** *Samooczyszczanie wody potoku Pychowickiego*. *Zesz. Prob. Post. Nauk Rol.*, 561. 81–91 (2011).
8. **Kanownik W., Kowalik T., Bogdał A., Ostrowski K., Rajda W.:** *Jakość i walory użytkowe wody potoku Szczyrzawy*. *Zesz. Prob. Post. Nauk Rol.*, 561, 65–81 (2011).
9. **Kanownik W., Kowalik T., Bogdał A., Ostrowski K.:** *Quality categories of stream waters included in a small retention program*. *Pol. J. of Environ. Stud.*, 22 (1), 159–165 (2013).
10. **Lipiński K.:** *Ochrona wód przed zasoleniem*. Wrocław, 8 (1987).
11. **Paczyński B., Sadurski A.:** *Hydrologia regionalna Polski. Wody mineralne, lecznicze i termalne oraz kopalniane*. Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa, t. II, 146 (2007).
12. **Pluta I.:** *Wody kopalń Górnośląskiego Zagłębia Węglowego – geneza, zanieczyszczenia i metody oczyszczania*. Główny Instytut Górnictwa, Katowice, 6 (2005).
13. **Pluta I., Dulewski J.:** *Wody kopalniane w świetle dawnej i aktualnej terminologii oraz ich klasyfikacji obowiązującej w górnictwie*. *Wiadomości Górnicze*, nr 1, 37 (2006).
14. **Policht-Latawiec A.:** *Effect of treated sewage on water quality in the receiving waters*. *Acta horticulturae et regiotecturae*, 15, 46–49 (2012).

15. **Rajda W., Kanownik W.:** *Some Water Quality Indices in Small Water-courses in Urbanized Areas*. Archives of Environmental Protection, 33 (4), 31–38 (2007).
16. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzeniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Dz.U., nr 137, poz. 984.
17. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. Dz.U., nr 162, poz. 1008.
18. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. w sprawie wymagań jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia. Dz.U., nr 204, poz. 1728.
19. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 października 2002 r. w sprawie wymagań jakim powinny odpowiadać wody śródlądowe będące środowiskiem życia ryb w warunkach naturalnych. Dz.U., nr 176, poz. 1455.
20. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 października 2011 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych. Dz.U., nr 258, poz. 1550.
21. **Rózkowski A., Przewłocki K.:** *Application of stable isotopes in mine hydrogeology taking Polish coal basin as an example*. Isotopes Techniques in Groundwater Hydrogeology, IAEA Vienna, vol. 1, 481–502 (1974).
22. **Sobolewski M.:** *Ochrona wód przed zasoleniem*. Biuro Studiów i Ekspertyz. Wydział Analiz Ekonomicznych i Społecznych, nr 79, 1–2 (1992).

Influence of Hard Coal Mine on Water Quality in the Vistula River

Abstract

The subject of the paper was determining the effect of supplied mine waters on the quality of the analyzed section of the Vistula River. “Silesia” Mine Enterprise (ME) which supplies the pollutants is situated in the southeastern part of the Śląskie province. Silesia ME extracts hard coal and mine gas – methane. The mine belongs to medium waterlogged mines with chloride-sodium inflowing waters. Before their discharge to the river, the mine waters are as a whole drained to the storage-dosing reservoir. Beside the retention and dosing mine waters to the Vistula River, the reservoir allows for removing the mechanical suspension from the waters.

The main point of the work was acquisition of samples for analysis. Water samples were collected in 2011 from four control and measurement points along a kilometer section of the Vistula river and used for laboratory analyses. The control and measurement points were situated 20m above the discharge ditch outlet to the Vistula River and subsequently 50 and 1000 m below the discharge. The following parameters were measured immediately after water sampling: water temperature, the contents of dissolved oxygen, oxygenation capacity, pH and electrolytic conductivity. The other eighteen components were analyzed in a laboratory. Determined were: the content of total suspended solids, dissolved substances, sulphates, phosphates, total phosphorus, ammonium nitrogen, nitrite nitrogen, nitrites, nitrate nitrogen, nitrates, ammonium ion, chlorides, sodium, calcium, magnesium, total iron, potassium and manganese.

The paper assessed the dynamics of water physicochemical indices, fulfilling conditions at supplying polluted water to the receiving water and functional values of water. It was stated that the Vistula waters deteriorate after introducing mine waters. They become waters below the good state, creating conditions unsuitable for fish life and unfit for water supply to people. Pollution of mine waters, regarded as treated sewage, exceeds the permissible values of some indices as stated in legal regulations. However, the key concentration of chlorides at the point of full mixing does not exceed their permissible values. River self-purification is on a good level, since mostly pollutant concentrations decrease on the length of the investigated section of the Vistula River, i.e. in point 4.



Wpływ zrzutu wód kopalnianych z odkrywki węgla brunatnego na jakość wód rzecznych

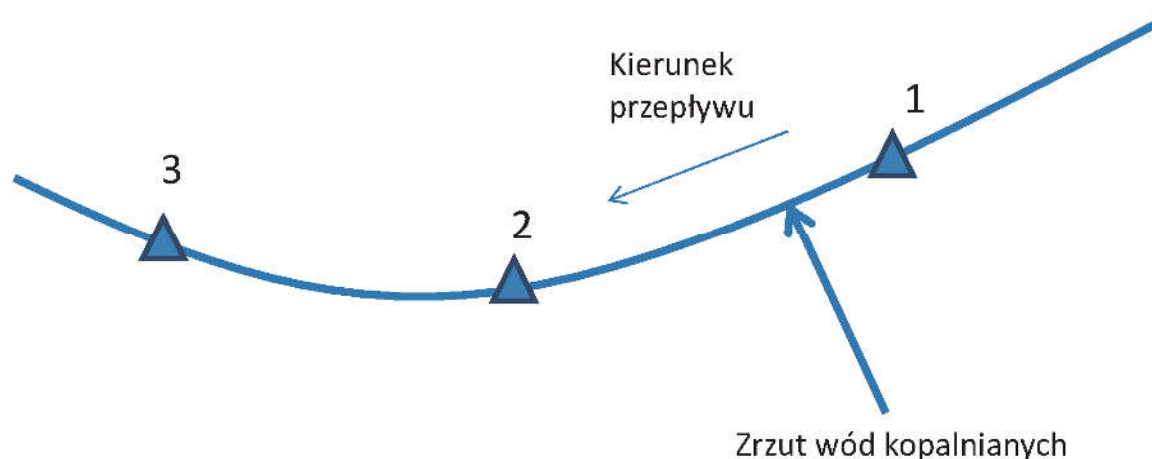
Ryszard Staniszewski, Szymon Jusik
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Odkrywkowe wydobywanie złóż węgla brunatnego wpływa na szereg zmian w środowisku, oddziałuje również na wody powierzchniowe poprzez odprowadzanie wód kopalnianych. W 2009 roku zakończył się zrzut wód kopalnianych do Noteci z odkrywki Lubstów, który zwiększał wielkość przepływu wody w rzece średnio o około 17% [20]. Ocenę kierunku zmian jakości wody przeprowadzono z wykorzystaniem wskaźników makrofitowych oraz w oparciu o analizy ważniejszych parametrów fizykochemicznych wód Noteci. Wykorzystanie roślinności w ocenie jakości środowiska jest obecnie szeroko stosowane, zarówno w odniesieniu do wód powierzchniowych [1, 3, 4, 6, 7, 11–13, 16, 17], jak też w ocenie gospodarki wodnej terenów rolniczych i gruntów pogórnich [14, 15].

2. Cel pracy oraz metodyka badań

Celem pracy była ocena wpływu zrzutu wód kopalnianych (odwodnienie wgłębne) z odkrywki węgla brunatnego na wody Noteci przy zastosowaniu wskaźników makrofitowych. Pobór prób wody oraz rozpoznanie roślin wodnych i brzegowych przeprowadzono na trzech stanowiskach: stanowisko nr 1 – około 50 metrów powyżej zrzutu wód kopalnianych z odwodnienia wgłębne, 2 – około 100 m poniżej zrzutu, 3 – około 1000 m poniżej zrzutu (rys. 1). Miały one podobne parametry morfologiczne, takie jak szerokość koryta, prędkość przepływu i charakter osadów, przy czym na stanowisku trzecim było największe zacielenie.



Rys. 1. Szkic sytuacyjny układu stanowisk badawczych na Noteci względem zrzutu wód kopalnianych z odkrywki Lubstów (1 – stanowisko powyżej zrzutu, 2 i 3 – stanowiska poniżej zrzutu)

Fig. 1. Sketch map of survey sites situated on Noteć River with the mark of mine water discharge from Lubstów mine (site 1 – above discharge, sites 2 and 3 – below discharge)

W latach 2008–2009 prowadzono analizy ważniejszych wskaźników jakości wody badano strukturę gatunkową oraz pokrycie cieków w przypadku roślinności wodnej zgodnie z Makrofitową Metodą Oceny Rzek (MMOR), która jest oficjalną polską metodą monitoringu makrofitów wykorzystywaną w Państwowym Monitoringu Środowiska i zgodną z zaleceniami Europejskiego Komitetu Standaryzacyjnego [1, 4, 11, 13, 16, 17, 21]. Zastosowana metoda opiera się na ilościowym i jakościowym spisie roślin wodnych. Stanowiskiem badawczym jest odcinek rzeki o długości 100 m. Badania terenowe polegały na dwukrotnym przejściu badanego stanowiska, brodząc w korycie rzeki. Podczas badań terenowych rejestrowano pokrycie wszystkich występujących taksonów, w tym: roślin naczyniowych, paprotników, mchów, wątrobowców i glonów makroskopowych. Uwzględniano wszystkie rośliny rosnące na stałe w wodzie (przez przynajmniej 90% okresu wegetacji). Dla każdego z taksonów określono stopień pokrycia wg 9-cio oraz 5-cio stopniowej skali (tabela 1).

Tabela 1. Współczynniki pokrycia zastosowane podczas badania makrofitów [4]
Table 1. Species cover coefficients used in macrophyte studies [4]

Indeksy makrofitowe		MIR	MTR, RMNI	IBMR	RI
Kraj stosowania		Polska	Wielka Brytania	Francja	Niemcy
Procentowy udział w pokryciu	< 0,1%	1	1	1	1
	0,1–1%	2	2	2	
	1–2,5%	3	3	3	2
	2,5–5%	4	4		
	5–10%	5	5		
	10–25%	6	6	4	3
	25–50%	7	7		4
	50–75%	8	8	5	4
	75–100%	9	9		5

Wykonana w terenie ocena botaniczna pozwoliła na obliczenie pięciu indeksów charakteryzujących stan ekologiczny badanych stanowisk:

- polski MIR – Makrofitowy Indeks Rzeczny [19]:

$$MIR = \frac{\sum_{i=1}^N (L_i \cdot W_i \cdot P_i)}{\sum_{i=1}^N (W_i \cdot P_i)} \cdot 10$$

gdzie:

N – liczba gatunków (bogactwo gatunkowe),

L_i – liczba wskaźnikowa trofizmu dla gatunku i (liczby całkowite od 1 – hipertrofia do 10 – oligotrofia),

W_i – współczynnik wagowy dla gatunku i (liczby całkowite od 1 – eurytrofy do 3 – stenotrofy),

P_i – współczynnik pokrycia dla gatunku i (liczby całkowite od 1 do 9 – tab. 1);

- brytyjski MTR – Mean Trophic Rank [1, 4]:

$$MTR = \frac{\sum_{i=1}^N (STR_i \cdot SCV_i)}{\sum_{i=1}^N SCV_i} \cdot 10$$

gdzie:

STR_i – liczba wskaźnikowa trofizmu dla gatunku i (liczby całkowite od 1 – hipertrofia do 10 – oligotrofia),

SCV_i – współczynnik pokrycia dla gatunku i (liczby całkowite od 1 do 9 – tab. 1);

- brytyjski RMNI – River Macrophyte Nutrient Index [22]:

$$RMNI = \frac{\sum_{i=1}^N (R_i \cdot C_i)}{\sum_{i=1}^N C_i}$$

gdzie:

R_i – liczba wskaźnikowa trofizmu dla gatunku i (liczby naturalne od 1 – oligotrofia do 10 – hipertrofia, o wielkości kroku 0,01),

C_i – współczynnik pokrycia dla gatunku i (liczby całkowite od 1 do 9 – tab. 1);

- francuski IBMR – Indice Biologique Macrophytique en Rivière [3]:

$$IBMR = \frac{\sum_{i=1}^N (CS_i \cdot E_i \cdot K_i)}{\sum_{i=1}^N (E_i \cdot K_i)}$$

gdzie:

CS_i – liczba wskaźnikowa trofizmu dla gatunku i (liczby całkowite od 0 – saprotrofia do 20 – oligotrofia),

E_i – współczynnik wagowy dla gatunku i (liczby całkowite od 1 – eurytrofy do 3 – stenotrofy),

K_i – współczynnik pokrycia dla gatunku i (liczby całkowite od 1 do 5 – tab. 1);

- niemiecki RI – Reference Index [10]:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{N_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{N_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^N Q_{Ni}} \cdot 100$$

gdzie:

N_A – liczba gatunków z grupy A (wskaźników niskiej trofii),

N_C – liczba gatunków z grupy C (wskaźników wysokiej trofii),

Q_{Ai} – współczynnik pokrycia dla gatunku i z grupy A, podniesiony do potęgi 3 (liczby całkowite od $1^3=1$ do $5^3=125$ – tab. 1),

Q_{Ci} – współczynnik pokrycia dla gatunku i z grupy C, podniesiony do potęgi 3,

Q_{Ni} – współczynnik pokrycia dla dowolnego gatunku i , podniesiony do potęgi 3.

Analiza różnorodności gatunkowej makrofitów została przeprowadzona z wykorzystaniem pięciu parametrów [8]:

- Bogactwo gatunkowe – liczna gatunków [N];
- Wskaźnik Shannona-Wienera (H'):

$$H' = - \sum_{i=1}^N \frac{p_i}{\sum_{i=1}^N p_i} \cdot \log_{10} \frac{p_i}{\sum_{i=1}^N p_i}$$

gdzie:

- N – liczba gatunków (bogactwo gatunkowe),
- p_i – procentowa wartość pokrycia gatunku i ;
- Wskaźnik równomierności (J):

$$J = \frac{H'}{\log_{10} N}$$

- Wskaźnik Simpsona (D):

$$D = 1 - \sum_{i=1}^N p_i^2$$

- Wskaźnik dominacji Simpsona (C):

$$C = \sum_{i=1}^N \left(\frac{p_i}{\sum_{i=1}^N p_i} \right)^2.$$

Wskaźnik Shannona-Wienera (H') jest najczęściej stosowanym wskaźnikiem różnorodności biologicznej. Uwzględnia on zarówno bogactwo gatunkowe, jak i udział poszczególnych gatunków w pokryciu. Wskaźnik równomierności (J) wyraża stosunek różnorodności rzeczywistej do maksymalnej, zależnej od całkowitej liczby gatunków. Wskaźnik Simpsona (D), w zastosowanej postaci, określa prawdopodobieństwo wylosowania dwóch osobników należących do różnych gatunków. Natomiast wskaźnik dominacji Simpsona (C) określa stopień zdominowania fitocenozy przez jeden lub kilka gatunków.

W celu oceny wpływu zrzutu wód kopalnianych na stan ekologiczny określony za pomocą makrofitów oraz różnorodność biologiczną tej grupy organizmów, zastosowano analizę ANOVA Friedmana, test χ^2 [2] oraz współczynnik zgodności W Kendalla [5]. Przed przystąpieniem do analizy przeprowadzono rangowanie wyników w obrębie poszczególnych wskaźników makrofitowych. Stanowiska o najlepszym stanie eko-

logicznym lub najwyższej różnorodności biologicznej otrzymywały rangę 1, natomiast stanowiska o najgorszym stanie ekologicznym i najniższej bioróżnorodności – rangę 3.

3. Wyniki badań

3.1. Wartości ważniejszych wskaźników fizyko-chemicznych wód Noteci

Oprócz stężeń ortofosforanów, które mieściły się w klasie drugiej wszystkie badane wskaźniki jakości wody, na każdym z trzech stanowisk mieściły się poniżej wartości granicznych dla klasy pierwszej [9]. Świadczy to o nieznacznym wpływie wód kopalnianych z odwodnienia węgla brunatnego na wybrane wskaźniki jakości wody. W przypadku ortofosforanów i azotu azotanowego zanotowano nawet spadek stężeń na stanowisku nr 2 usytuowanym poniżej zrzutu wód kopalnianych (tabela 2).

3.2. Zmienność wskaźników makrofitowych na stanowiskach badawczych zlokalizowanych na Noteci

Najliczniej na badanych stanowiskach reprezentowane były moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*) oraz potocznik wąskolistny (*Berula erecta*) (tabela 3). Zastosowane wskaźniki biologiczne wskazują na minimalne pogorszenie jakości wód rzecznych poniżej zrzutu wód kopalnianych. W przypadku wszystkich analizowanych indeksów makrofitowych nie nastąpiła zmiana kategorii jakości wody poniżej zrzutu. Wskaźniki makrofitowe (tabela 4) wskazują przede wszystkim na ewentualne zagrożenia troficzne, szczególnie obecność ortofosforanów [1, 3, 11, 17].

Tabela 2. Wartości (średnie ± odchylenia standardowe) parametrów fizyko-chemicznych wody na badanych stanowiskach

Table 2. Values of physico-chemical parameters on surveyed sites (mean ± standard deviation)

Parametr	Jednostka	Stanowisko 1	Stanowisko 2	Stanowisko 3
Odczyn pH	–	7,76±0,11	7,66±0,04	7,70±0,06
Konduktywność	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	597±63	666±8	696±55
Zasadowość	$\text{mg CaCO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$	198,3±16,1	231,7±12,6	260,0±32,8
Fosforany	$\text{mg PO}_4^{3-}\cdot\text{dm}^{-3}$	0,280±0,041	0,214±0,011	0,238±0,022
Fosfor ogólny	$\text{mg P}\cdot\text{dm}^{-3}$	0,121±0,037	0,167±0,027	0,151±0,014
Azot azotanowy	$\text{mg N-NO}_3^-\cdot\text{dm}^{-3}$	0,43±0,42	0,27±0,12	0,43±0,15
Azot azotynowy	$\text{mg N-NO}_2^-\cdot\text{dm}^{-3}$	0,009±0,006	0,011±0,001	0,012±0,006
Azot amonowy	$\text{mg N-NH}_4^+\cdot\text{dm}^{-3}$	0,17±0,05	0,25±0,03	0,16±0,08
Siarczany	$\text{mg SO}_4^{2-}\cdot\text{dm}^{-3}$	75,3±16,3	92,7±3,1	100,7±15,5

Tabela 3. Wykaz taksonów o największym wskaźniku pokrycia zgodnie z MIR, MTR i RMNI

Table 3. List of taxa with highest species cover values according to MIR, MTR and RMNI

Stwierdzone gatunki	Stanowisko 1	Stanowisko 2	Stanowisko 3
<i>Berula erecta</i>	6	5	5
<i>Elodea canadensis</i>	7	8	8
<i>Mentha aquatica</i>	3	1	1
<i>Sparganium emersum</i>	3	3	–
<i>Sparganium erectum</i>	3	–	–
<i>Spirodela polyrhiza</i>	3	3	3
<i>Symphytum officinale</i>	1	3	2

Tabela 4. Wyniki badań z zastosowaniem makrofitów jako wskaźników biologicznych

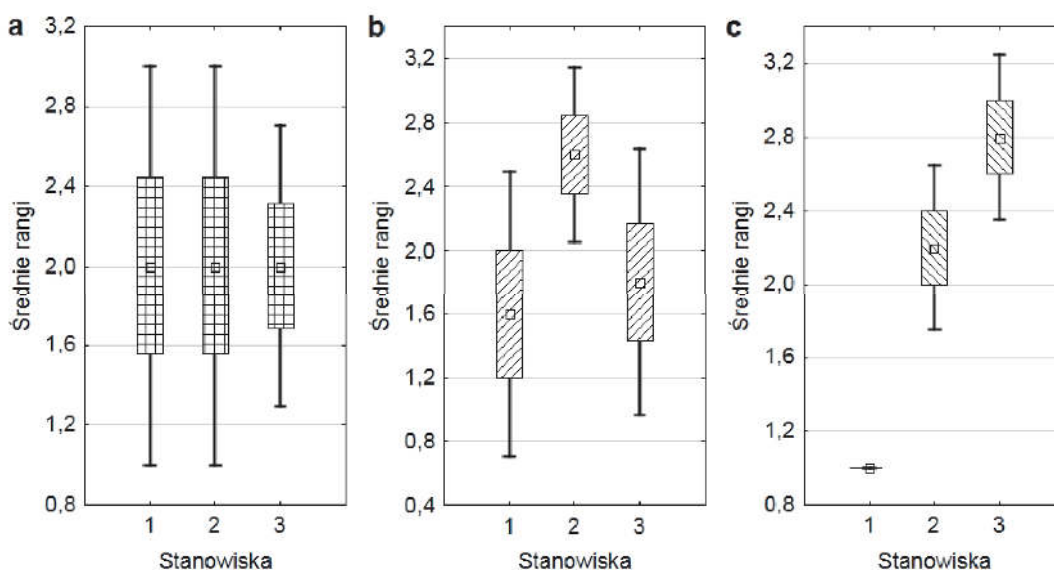
Table 4. Results of macrophyte biological indicators

Wskaźniki makrofitowe	Stanowiska			Średnia	Odchylenie standardowe SD	Współczynnik zmienności CV
	1	2	3			
MIR	39,7	39,3	39,2	39,4	0,25	0,01
MTR	39,4	39,3	40,4	39,7	0,61	0,02
RMNI	8,19	8,40	8,38	8,32	0,11	0,01
IBMR	9,98	9,61	9,85	9,81	0,19	0,02
RI	0,146	0,161	0,250	0,186	0,056	0,30

3.3. Zmienność wskaźników różnorodności biologicznej na stanowiskach badawczych zlokalizowanych na Noteci

Na podstawie analizy ANOVA Friedmana stwierdzono statystycznie istotną różnicę w różnorodności gatunkowej makrofitów, pomiędzy trzema analizowanymi stanowiskami ($\chi^2 = 8,40$; $p = 0,015$). Potwierdza to także współczynnik zgodności Kendalla ($W = 0,84$). Najwyższą różnorodność biologiczną, w przypadku wszystkich analizowanych wskaźników, stwierdzono na stanowisku 1, zlokalizowanym powyżej zrzutu wód kopalnianych (średnia ranga 1,0). Na stanowisku 2, usytuowanym poniżej zrzutu, następował spadek różnorodności gatunkowej (średnia ranga = 2,2). Na stanowisku 3 spadek bioróżnorodności postę-

pował dalej (średnia ranga = 2,8), jednak nie był on już tak wyraźny jak pomiędzy stanowiskami 1 i 2 (rys. 2c). Różnice w wartości wskaźników różnorodności gatunkowej pomiędzy trzema analizowanymi stanowiskami były znaczące (tabela 5). Współczynnik zmienności (CV) analizowanych wskaźników wahał się w przedziale od 0,16 (bogactwo gatunkowe) do 0,32 (wskaźnik Shannona-Wienera).



Rys. 2. Porównanie średnich rang: **a)** wskaźników troficznych, **b)** wskaźników makrofitowych, **c)** wskaźników różnorodności biologicznej dla trzech analizowanych stanowiskach (średnia \pm błąd standardowy \pm odchylenie standardowe)

Fig. 2. Comparison of mean ranks of: **a)** trophic parameters, **b)** macrophyte indices, **c)** biological diversity indices on three sites (mean \pm standard error \pm standard deviation)

Tabela 5. Wartości wskaźników różnorodności gatunkowej makrofitów
Table 5. Values of biodiversity indices based on macrophyte survey

Wskaźniki bioróżno- rodności	Stanowiska			Średnia	Odchylenie standardowe SD	Współczynnik zmienności CV
	1	2	3			
N	23	22	17	21	3,21	0,16
H'	0,533	0,360	0,287	0,393	0,13	0,32
J	0,392	0,268	0,233	0,298	0,08	0,28
D	0,827	0,603	0,603	0,678	0,13	0,19
C	0,423	0,660	0,716	0,600	0,16	0,26

4. Podsumowanie

Zrzut wód kopalnianych z odwodnienia odkrywki Lubstów nie wpłynął na jakość wód i trofię Noteci poniżej zrzutu. Średnie rangi dla pięciu parametrów żywności wody (ortofosforany, fosfor ogólny, azot azotanowy, azotynowy i amonowy) w trzech analizowanych stanowiskach wynoszą każdorazowo 2,0, co potwierdza powyższą tezę (rys. 2a). Natomiast od stanowiska 1 do 3 można zaobserwować stopniowy wzrost stężenia siarczanów (średnio od 75,3 do 100,7 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{dm}^{-3}$), zasadowości (średnio od 198,3 do 260,0 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$) oraz konduktywności (średnio od 597 do 696 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$).

Dopływ wód kopalnianych nieznacznie wpłynął na wyniki uzyskane z zastosowaniem wskaźników makrofitowych. Na podstawie uzyskanych wyników zaprezentowanych w tabeli 5 można stwierdzić, że spadek różnorodności poniżej zrzutu wód kopalnianych z odwodnienia wglębnego był nieznaczny i sytuacja normalizowała się w miarę oddalania od punktu zrzutu. Większą zmienność wartości makrofitowych wskaźników stanu ekologicznego wprowadza subiektywizm badaczy oraz prowadzenie badań terenowych w różnych porach okresu wegetacyjnego. Wcześniejsze badania przeprowadzone na 26 odcinkach rzek nizinnych wskazują [13], że współczynnik zmienności (CV) indeksu MTR wynosił średnio 0,05 z powodu różnic pomiędzy badaczami i 0,06 w przypadku badań prowadzonych w różnych okresach roku (wiosna, lato). Natomiast dla indeksu IBMR średnie współczynniki zmienności wynosiły 0,04. W przypadku polskiego indeksu MIR różnica pomiędzy badaczami wynosi także około 0,04 [17].

Obserwowane wartości współczynnika zmienności dla wskaźników różnorodności biologicznej są zbliżone do zmienności generowanej subiektywizmem badaczy oraz prowadzeniem badań terenowych w różnych porach okresu wegetacyjnego. Staniszewski i wsp. [13] podają, że współczynnik zmienności dla bogactwa gatunkowego (N) w rzekach nizinnych wynosił średnio 0,14 w przypadku różnic pomiędzy badaczami i 0,21 w przypadku prowadzenia badań w różnych okresach roku. Natomiast dla wskaźnika Shannona-Wienera (H') średnie współczynniki zmienności wynosiły odpowiednio 0,29 i 0,23. W związku z powyższym trudno o jednoznaczną interpretację dotyczącą zależności wskaźników od wód kopalnianych. Najniższa różnorodność biologiczna na stanowisku 3 może wynikać po części z większego stopnia zacienienia niż pozostałych dwóch stanowisk.

5. Wnioski

1. Na podstawie analizy ważniejszych wskaźników jakości wód rzecznych stwierdzono, że zrzut wód kopalnianych z odwodnienia wglębnego odkrywki Lubstów nie pogorszył jakości wód Noteci na badanym odcinku.
2. Zaobserwowano nieznaczne różnice w przypadku obliczonych wartości wskaźników makrofitowych, co wynikało m.in. z większego zacielenia na stanowisku trzecim.
3. Stwierdzono istotne statystycznie różnice wartości wskaźników bioróżnorodności w zależności od lokalizacji stanowiska badawczego jednak pełna interpretacja tego zjawiska jest utrudniona z uwagi na wysokie wartości współczynników zmienności.

Literatura

1. **Dawson F.H., Newman J.R., Gravelle M.J., Rouen K.J., Henville P.:** *Assessment of the Trophic Status of Rivers using Macrophytes: Evaluation of the Mean Trophic Rank*. R&D Technical Report E39, Environment Agency of England & Wales, Bristol, UK, p. 80 (1999).
2. **Friedman M.:** *The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance*. Journal of the American Statistical Association, 32 (200), 675–701 (1937).
3. **Haury J., Peltre M.-C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I., Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S., Dutartre A., Laplace-Treyture C., Cazaubon A., Lambert-Servien E.:** *A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution*. Developments in Hydrobiology 190, 153–158 (2006).
4. **Holmes N.T.H., Newman J.R., Chadd S., Rouen K.J., Saint L., Dawson F.H.:** *Mean Trophic Rank: A users manual*. R&D Technical Report E38, Environment Agency of England & Wales, Bristol, UK, p. 100 (1999).
5. **Kendall M.G., Smith B.B.:** *The Problem of m Rankings*. The Annals of Mathematical Statistics. 10 (3), 275–287 (1939).
6. **Kopec D., Dalkowski R., Urbaniak P.:** *Using macrophytes as trophic state indicators in upland river waters: a case study of the Czarna Maleniecka River*. Oceanological and Hydrobiological Studies. 39(1), 119–126 (2010).
7. **Kudelska D., Soszka H.:** *Przegląd stosowanych w różnych krajach sposobów oceny i klasyfikacji wód powierzchniowych*. PIOŚ, Warszawa, 1–83 (1996).

8. **Magurran A.E.:** *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, NJ: 179 (1988).
9. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dziennik Ustaw Nr 257, Poz. 1545.
10. **Schaumburg J., Schranz C., Foerster J., Gutowski A., Hofmann G., Meilinger P., Schneider S., Schmedtje U.:** *Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive*. *Limnologica* 34, 283–301 (2004).
11. **Staniszewski R.:** *Estimation of river trophy in the Kujawskie Lakeland using Mean Trophic Rank and Chemical Index of Trophy*. *Roczniki AR Poznan* 334, *Botanika* 4, 165–173 (2001).
12. **Staniszewski R., Jusik S., Kupiec J.:** *Variability of taxonomic structure of aquatic macrophytes according to major modifications of lowland and upland rivers with different water trophy*. *Nauka Przyr. Technol.* 6, 2, #22 (2012).
13. **Staniszewski R., Szoszkiewicz K., Zbierska J., Leśny J., Jusik Sz., Clarke R.T.:** *Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification*. *Hydrobiologia* 566, 235–246 (2006).
14. **Szafrański Cz., Stachowski P., Kozaczyk P.:** *Stan aktualny i prognozy poprawy gospodarki wodnej gruntów na terenach pogórnich*. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 13, 485–510 (2010).
15. **Szoszkiewicz J., Zbierska J., Dembek R., Szoszkiewicz K., Staniszewski R.:** *Zróżnicowanie fitosocjologiczne i wartość rolnicza zbiorowisk łąkowych z udziałem motylkowatych w świetle przeprowadzonych badań w rejonie Wielkopolski i Kujaw*. *Biuletyn Instytutu Hodowli i Aklimatyzacji Roślin Nr 225*, 107–119 (2003).
16. **Szoszkiewicz K., Karolewicz K., Ławniczak A., Dawson F.H.:** *An assessment of the MTR aquatic plant bioindication system for determining the trophic status of Polish rivers*. *Polish Journal of Environmental Studies* 11, 421–427 (2002).
17. **Szoszkiewicz K., Kayzer D., Staniszewski R., Dawson F.H.:** *Measures of central tendency of aquatic habitat parameters: application to river macrophyte communities*. *Polish Journal of Ecology*, 58 (4): 693–706 (2010).
18. **Szoszkiewicz K., Zbierska J., Ławniczak A.E., Jusik S., Szwabińska M.:** *Makrofity w rzekach*. W: Soszka H. (red) *Ocena stanu ekologicznego wód zlewni rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu*, Wydawnictwo IRŚ, Olsztyn, 2011.

19. Szoszkiewicz K., Zbierska J., Jusik S., Zgoła T.: *Makrofitowa Metoda Oceny Rzek. Podręcznik metodyczny do oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód płynących w oparciu o rośliny wodne*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 2010.
20. Wachowiak G.: *The upper Noteć River recharge from mine water of open pit mine Lubstów of the Konin Lignite Mine*. *Górnictwo Odkrywkowe*, 1, 54–59 (2010).
21. Comité Européen de Normalisation Water quality – Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters. Rep. CEN/TC230/WG2/TG3:N55, 2002.
22. Willby N., Pitt J.-A., Phillips G.: *The Ecological Classification of UK Rivers Using Aquatic Macrophytes*. UK Environment Agency Science Reports. Project SC010080/SR1. Environmental Agency, Bristol, 2009.

Impact of Mine Waters Discharge from Open-pit Lignite Mine on River Water Quality

Abstract

Open cast mines can cause several modification of environment, as like decrease of groundwater level, soil modifications, noise, changes of river discharge and others. The year 2009 was the last year of mine waters discharge from Lubstów mine (Wielkopolska province) to Noteć River, which caused increase of river discharge for approximately 17%. The paper presents results of two years of studies on impact of mine waters from brown coal open-pit mine on lowland river. Most important water quality parameters like pH reaction, conductivity, sulphates and nutrients were analysed in all sites. Biological indication methods (MTR, IBMR, RI and others) based on aquatic plants (macrophytes, algae, mosses, liverworts) were used in studies to evaluate possible water quality changes below mine water discharge. Additionally, indices describing biological diversity (Shannon-Wiener W, Simpson D, uniformity J) were calculated using data from standard Mean Trophic Rank survey. In all three sites domination of several aquatic taxa was observed. Most frequent taxa were *Elodea canadensis* and *Berula erecta*. Other taxa often present in Noteć River were *Spirodela ptyrhiza*, *Sparganium emersum*, *Sparganium erectum*, *Mentha aquatica* and *Symphytum officinale*. Results of studies were used for statistical analyses of Friedman ANOVA. Obtained data showed, that according to analysed water quality parameters as like, pH reaction, conductivity, total phosphorus, nitrates and others, changes of water quality were negligible. Results obtained using macrophyte indices for estimation of water trophy and ecological

state confirmed results of chemical measurements. According to ANOVA, statistically significant relations were found for macrophyte biological diversity indices among surveyed river sites ($\chi^2 = 8.40$; $p = 0.015$). It was also confirmed by Kendall coefficient $W = 0.84$. The highest biological diversity was observed in site 1 situated above mine waters discharge and it was decreasing in sites 2 and 3. For the Shannon-Wiener (H') index average coefficients were respectively 0.29 and 0.23, thus precise interpretation of these relation is difficult and to some extent could depend on other factors, eg. shading. Results of studies showed, that according to measured water quality parameters mine waters discharge from deep seated drainage did not caused significant changes of Noteć river water quality.



Ocena jakości wody zbiornika Włodzienin w pierwszym roku funkcjonowania

Mirosław Wiatkowski, Czesława Rosik-Dulewska
Uniwersytet Opolski

Krzysztof Kuczewski, Robert Kasperek
Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław

1. Wstęp

Zbiornik Włodzienin na rzece Troi jest jednym z dziesięciu zbiorników małej retencji zlokalizowanych na terenie województwa opolskiego. Jego budowa została rozpoczęta w styczniu 2006 r. a ukończona w listopadzie 2007 r. Obecnie występuje duże zainteresowanie małą retencją jako elementem poprawy bilansu wodnego w zlewniach [7, 8]. Zbiorniki wodne pełnią różne funkcje a ich wypełnianiu mogą przeszkodzić niesione przez rzekę substancje biogenne oraz różne zanieczyszczenia. Na skutek tych procesów może nastąpić eutrofizacja wód zbiornika i jego zamulenie [2–4, 6, 14–15]. Ochrona środowiska w zakresie gospodarki wodno-ściekowej, szczególnie w zlewniach zbiorników retencyjnych, powinna przede wszystkim polegać na odprowadzeniu do wód lub gleby ścieków o ładunkach zanieczyszczeń dopuszczalnych z punktu widzenia zachowania w środowisku zdolności do samooczyszczenia [10].

Te wszystkie zagadnienia są szczególnie ważne w przypadku zbiorników planowanych do realizacji, jak i już budowanych. W celu zapewnienia stawianych zbiornikowi funkcji należy określić wybrane problemy gospodarki wodnej na terenie zlewni danego zbiornika retencyjnego [16], jak i monitorować jakość wody tworzącego się ekosystemu zbiornika. Przyczyni się to w następstwie do prowadzenia właściwej gospodarki wodnej zbiornika.

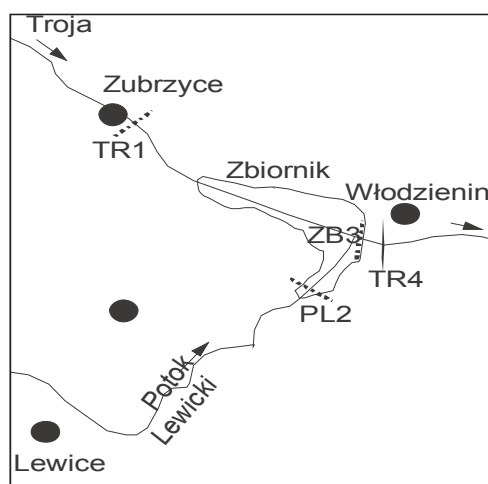
Celem niniejszej pracy jest ocena jakości wody zbiornika wodnego Włodzienin na rzece Troi w pierwszym okresie jego funkcjonowania. Analizowano jakość wody dopływającej i odpływającej ze zbiornika oraz magazynowanej w zbiorniku.

2. Charakterystyka obiektu badawczego

Zbiornik wodny Włodzienin zlokalizowany jest na rzece Troja w km 25,0, w południowej części województwa opolskiego. Położony jest on w obrębie Płaskowyżu Głubczyckiego (południowa część), na przedpolu gór Opawskich. Około 90% powierzchni zbiornika znajduje się na terenie gminy Branice, pozostała część w gminie Głubczyce. Powyżej czaszy zbiornika zlokalizowane są miejscowości Zubrzyce, Zopowy i Lewice. Zaporę zbiornika zlokalizowano poniżej ujścia Potoku Lewickiego do rzeki Troi (rys. 1).

Podstawowymi elementami składowymi zbiornika są:

- zapora ziemna z blokiem urządzeń spustowych (rys. 2),
- czasza zbiornika wraz z przedpołem,
- zbiorniki wstępne. Jeden na rzece Troi, drugi na Potoku Lewickim. Zbiorniki te w okresie badań nie działały.



Rys. 1. Zbiornik Włodzienin na rzece Troi i stanowiska pomiarowe:

TR1 – Troja – dopływ do zbiornika, PL2 – Potok Lewicki – dopływ do zbiornika, ZB3 – czasza zbiornika, przy zaporze, TR4 – odpływ ze zbiornika

Fig. 1. Reservoir Włodzienin on Troja river and measuring positions:

TR1 – Troja – Inflow to Włodzienin reservoir, PL2 – Lewicki Brook – Inflow to Włodzienin reservoir, ZB3 – bowl of reservoir, TR4 – outflow from reservoir



Rys. 2. Zbiornik Włodzienin – zapora zbiornika i upust wieżowy
Fig. 2. Włodzienin reservoir – reservoir dam and tower spillway

Parametry zbiornika Włodzienin wynoszą:

- powierzchnia przy normalnym poziomie piętrzenia $F = 86$ ha,
- powierzchnia przy maksymalnym poziomie piętrzenia $F = 107,5$ ha,
- pojemność przy rzędnej normalnego piętrzenia $V = 4,0$ mln m^3 ,
- pojemność przy maksymalnym poziomie piętrzenia $V = 5,56$ mln m^3 ,
- średnia głębokość 4,7 m,
- zapora czołowa zbiornika o długości 235 m należy do II klasy ważności budowli piętrzących [5].

Rzeka Troja jest prawostronnym dopływem rzeki Psiny. Powierzchnia zlewni rzeki Troi w przekroju zapory zbiornika wynosi $55,4$ km^2 , z czego na prawostronny potok Lewicki przypada $12,3$ km^2 . Zlewnia zbiornika Włodzienin jest użytkowana rolniczo. Na terenie zlewni zbiornika w okresie prowadzenia badań brak było kanalizacji. Powstające w zlewni zbiornika ścieki, przede wszystkim bytowo-gospodarcze odprowadzane są bezpośrednio do rzeki Troi i Potoku Lewickiego [16].

Przepływy charakterystyczne, opracowane przez IMGW Oddział w Katowicach dla rzeki Troi, w przekroju zapory zbiornika są następujące: $SSQ = 0,18$ m^3/s ; $NNQ = 0,015$ m^3/s ; $SNQ = 0,07$ m^3/s ; $SWQ = 4,44$ m^3/s ; $NWQ = 20,7$ m^3/s ; $Q_{nh} = 0,07$ m^3/s . Główne funkcje zbiornika to ochrona przeciwpowodziowa, nawodnienia upraw rolnych, hodowla ryb i rekreacja. W przeważającej części roku, rzeką Troją poniżej zbiornika odbywał się będzie przepływ gwarantowany $Q_{gw} = 0,10$ m^3/s [5].

3. Metodyka pracy

Badania obejmowały pomiary jakości wody i objętości przepływu wód dopływających do zbiornika Włodzienin (rzeka Troja i Potok Lewicki) i wody odpływającej ze zbiornika. Ponadto wykonywano pomiary jakości wody magazynowanej w zbiorniku. Badania wykonano w terminach: listopad 2007, styczeń, marzec, lipiec i sierpień 2008 r. Pobór próbek wody odbywał się w 4 punktach pomiarowych. Zarówno punkt 1 (TR1), jak i punkt 2 (PL2) zlokalizowano powyżej ujścia do zbiornika, odpowiednio na rzece Troi (rys. 1 i 3) i na Potoku Lewickim (rys. 1). Punkt 3 (ZB3) zlokalizowano w zbiorniku, przy zaporze zbiornika (rys. 1 i 2), natomiast punkt 4 (TR4) – na odpływie ze zbiornika Włodzienin, w odległości 10 m poniżej zapory (rys. 1 i 3).



Rys. 3. Troja na dopływie do zbiornika (po lewej) i na odpływie ze zbiornika Włodzienin

Fig. 3. Troja (on the left) and outflowing bed of Troja river at the Włodzienin reservoir (on the right)

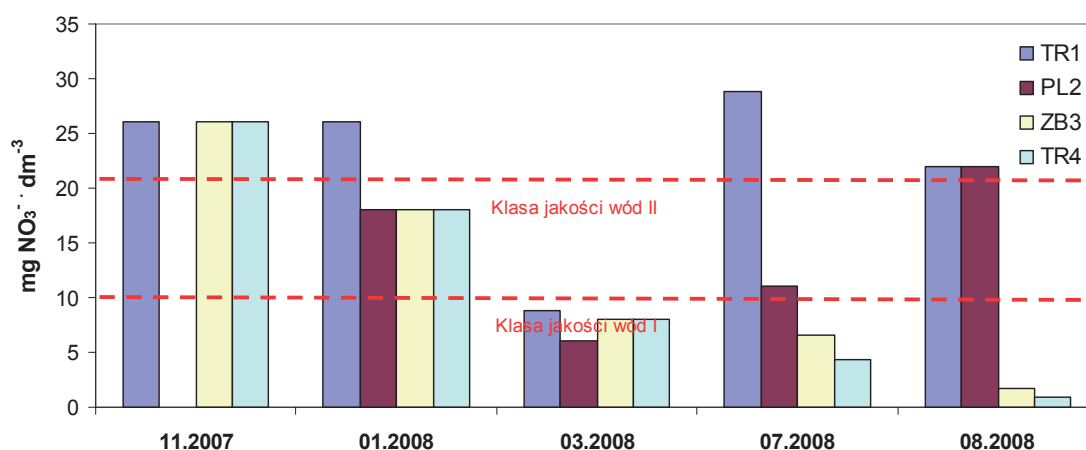
Na dopływach i odpływie ze zbiornika wodę pobierano w nurcie rzeki, natomiast w zbiorniku wodę pobierano przy zaporze zbiornika 0,5 m pod zwierciadłem wody. Dodatkowo w miesiącu lipcu i sierpniu 2008 r. wodę ze zbiornika pobrano zarówno z głębokości 1,0 m i 5,0 m pod zwierciadłem wody, jak i 0,5 m nad dnem (wówczas piętrzenie wody w zbiorniku wynosiło ok. 10 m). We wszystkich punktach pomiarowych pobierano wodę do oznaczeń następujących wskaźników jakości wody: NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , BZT_5 , odczyn wody, przewodność elektroli-

tyczna, temperatura wody i zawiesina. Ponadto na stanowisku ZB3 (przy zaporze zbiornika) wykonywano pomiary przezroczystości wody za pomocą krążka Secchiego, tlenu rozpuszczonego i jednorazowo w lipcu 2008 oznaczono chlorofil „a”. Odczyn wody, przewodność elektrolityczną i temperaturę wody mierzono *in situ*, natomiast pozostałe oznaczenia jakości wody wykonywano w laboratorium.

Jakość wody Potoku Lewickiego i rzeki Troi na dopływie do zbiornika i na odpływie ze zbiornika oraz wody retencjonowanej w zbiorniku oceniono zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych [12]. Przedstawiono ocenę eutrofizacji analizowanych wód i oceniono czy badane wody są wrażliwe na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska [11].

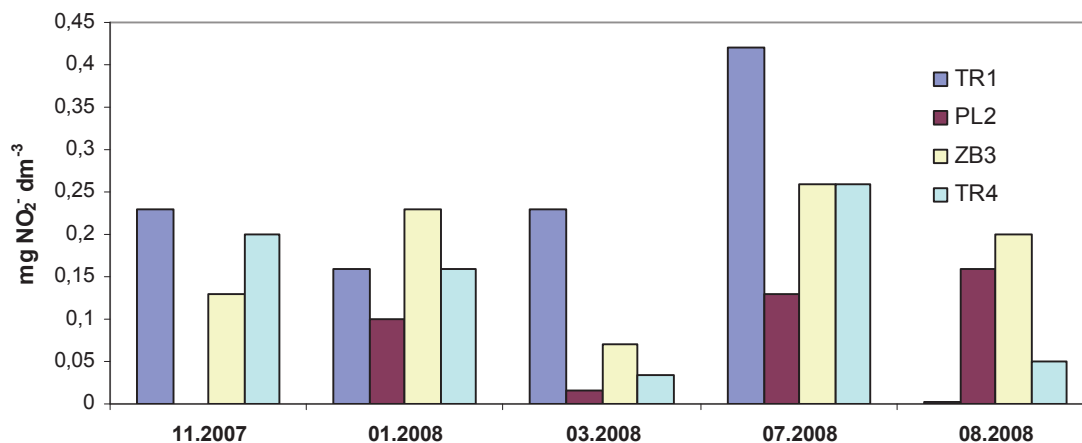
4. Wyniki badań

Na rysunkach 4–14 przedstawiono wyniki badań jakości wody z terenu zbiornika Włodzienin w okresie 2007–2008 roku: azotany, azotyny, amoniak, fosforany, BZT₅, odczyn wody, przewodność elektrolityczna, temperatura wody, zawiesina ogólna i tlen rozpuszczony wraz z klasami wody wg Rozporządzenia MŚ z 2011 r.



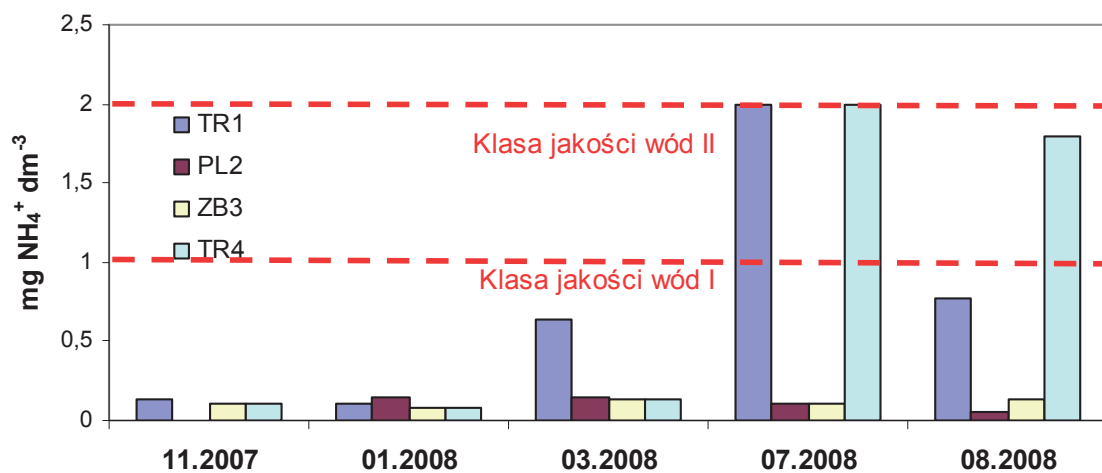
Rys. 4. Stężenie NO₃⁻ w wodzie z terenu zbiornika Włodzienin w okresie listopad 2007–sierpień 2008 r.

Fig. 4. Nitrates concentration in water from Włodzienin reservoir in the first between November 2007–August 2008



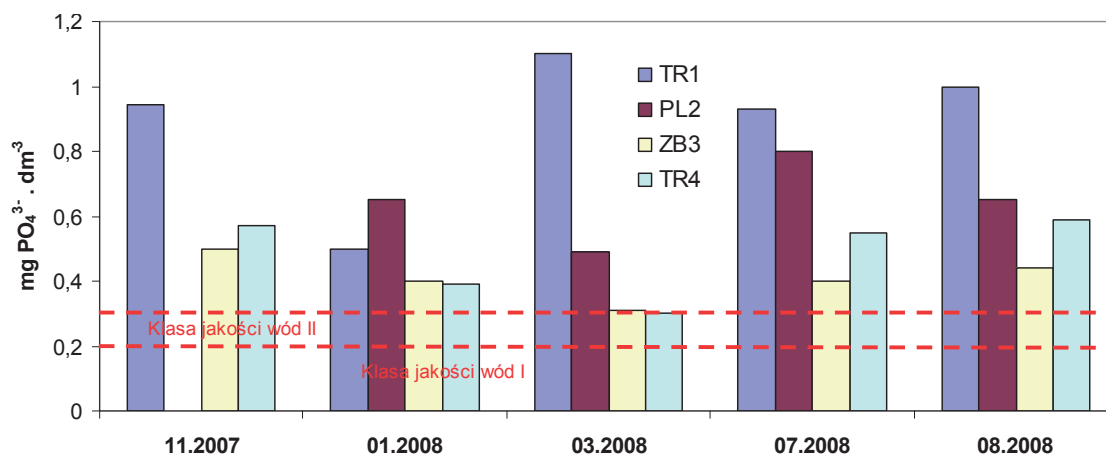
Rys. 5. Stężenie NO_2^- w wodzie z terenu zbiornika Włodzienin w okresie listopad 2007–sierpień 2008 r.

Fig. 5. Nitrites concentration in water from Włodzienin reservoir in the first between November 2007–August 2008



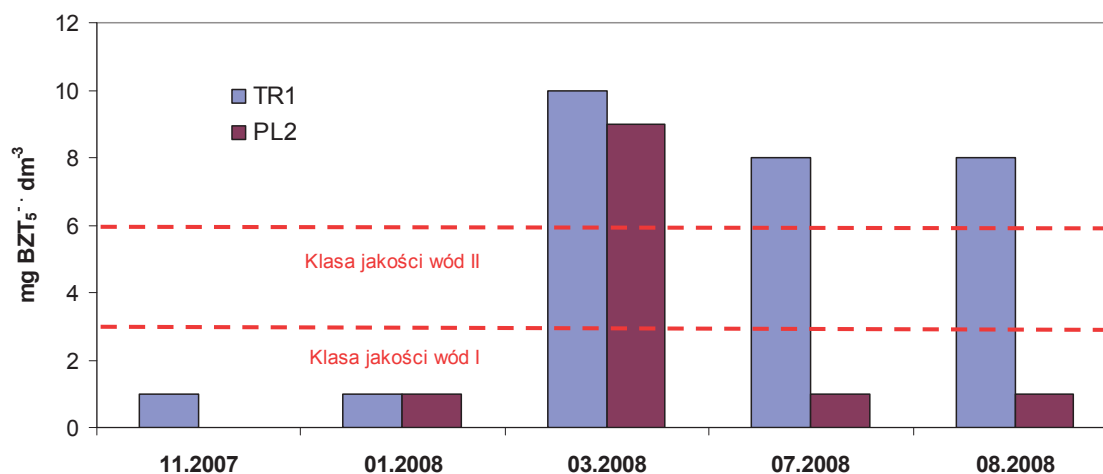
Rys. 6. Stężenie NH_4^+ w wodzie z terenu zbiornika Włodzienin w okresie listopad 2007–sierpień 2008 r.

Fig. 6. Ammonia concentration in water from Włodzienin reservoir in the first between November 2007–August 2008



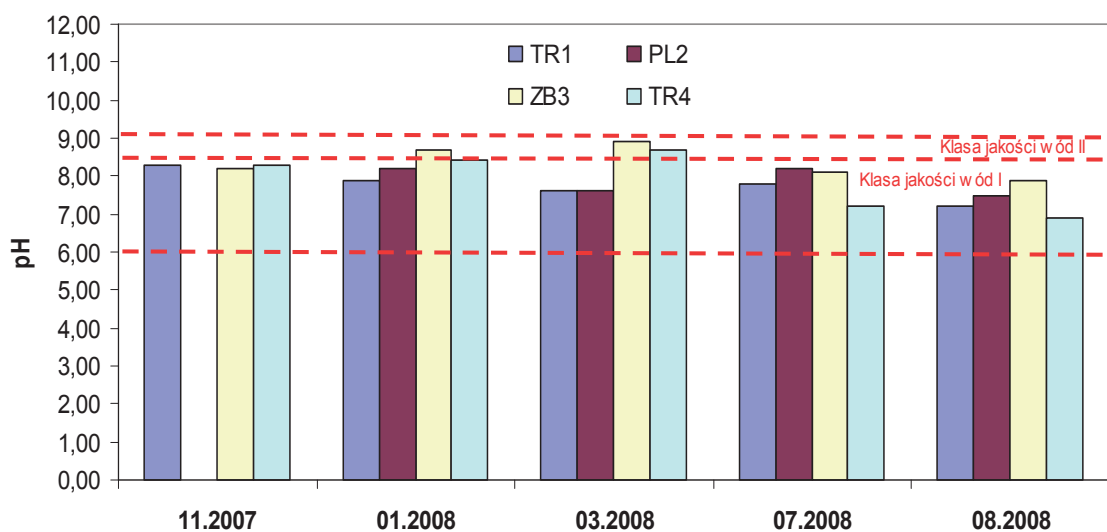
Rys. 7. Stężenie PO_4^{3-} w wodzie z terenu zbiornika Włodzienin w okresie listopad 2007–sierpień 2008 r.

Fig. 7. Phosphate concentration in water from Włodzienin reservoir in the first between November 2007–August 2008



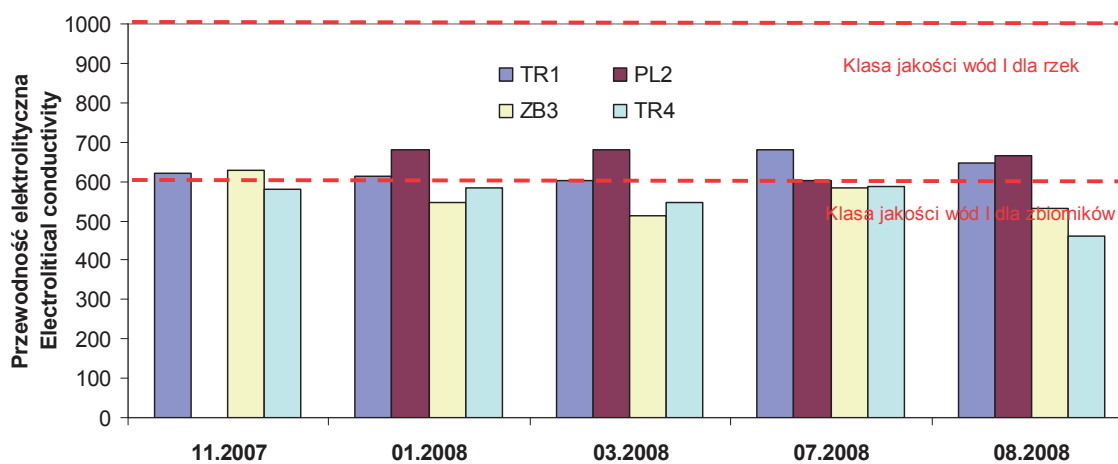
Rys. 8. BZT_5 w wodzie z terenu zbiornika Włodzienin w okresie listopad 2007–sierpień 2008 r.

Fig. 8. BOD_5 concentration in water from Włodzienin reservoir in the first between November 2007–August 2008



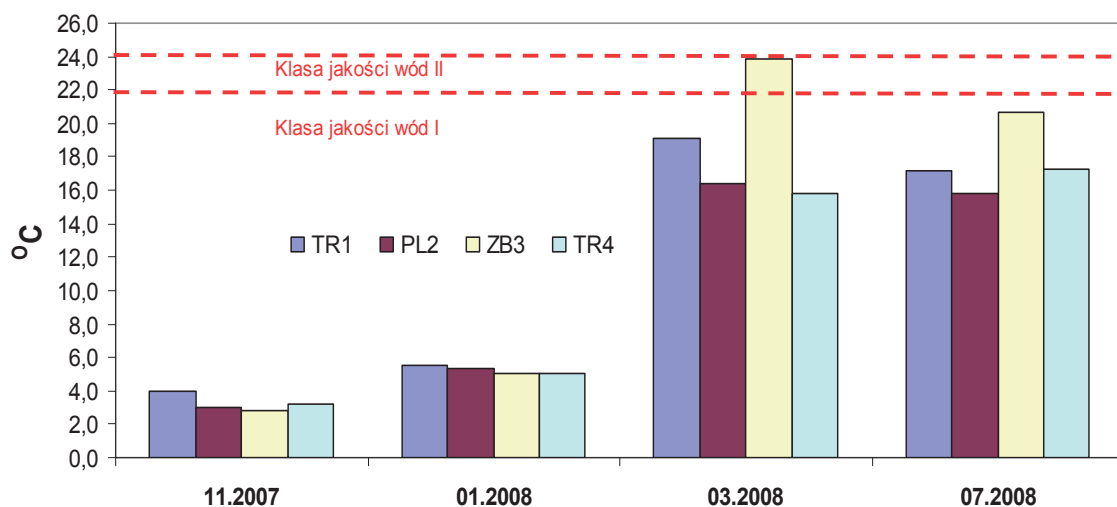
Rys. 9. Odczyn wody z terenu zbiornika Włodzienin w okresie listopad 2007–sierpień 2008 r.

Fig. 9. pH concentration in water from Włodzienin reservoir in the first between November 2007–August 2008



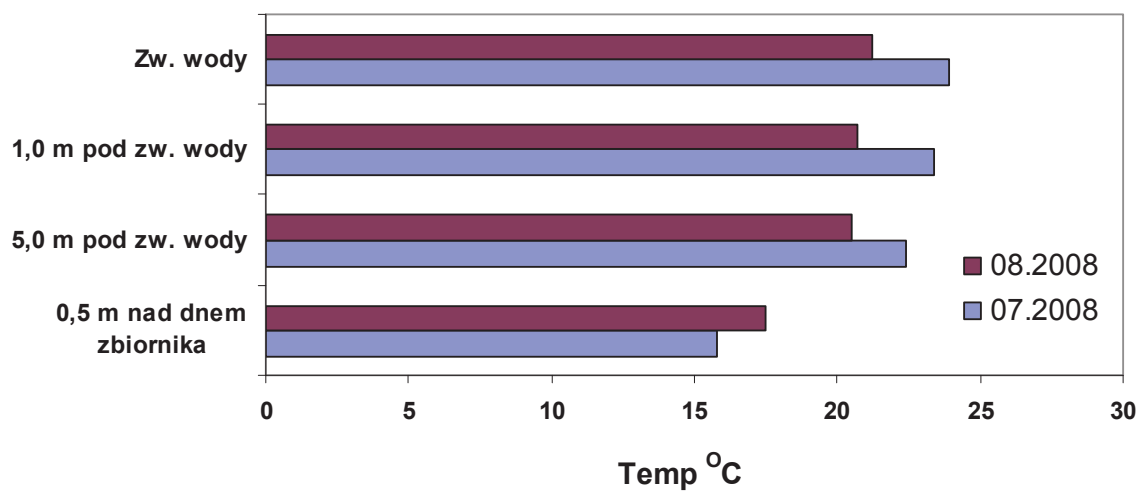
Rys. 10. Przewodność elektrolityczna w wodzie z terenu zbiornika Włodzienin w okresie listopad 2007–sierpień 2008 r.

Fig. 10. Electrolitical conductivity in water from Włodzienin reservoir in the first between November 2007–August 2008



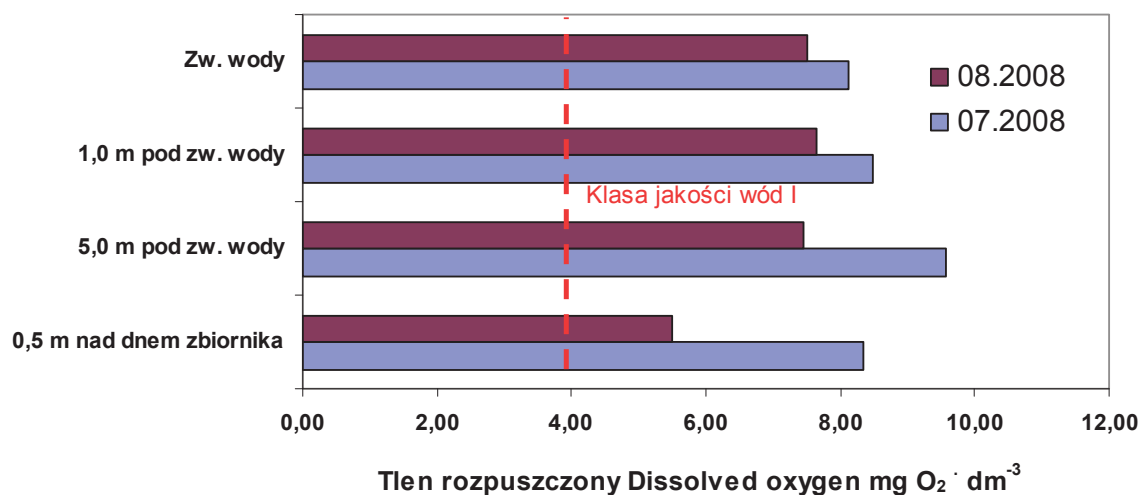
Rys. 11. Temperatura wody z terenu zbiornika Włodzienin w okresie listopad 2007–sierpień 2008 r.

Fig. 11. Water temperature from Włodzienin reservoir in the frist between November 2007–August 2008



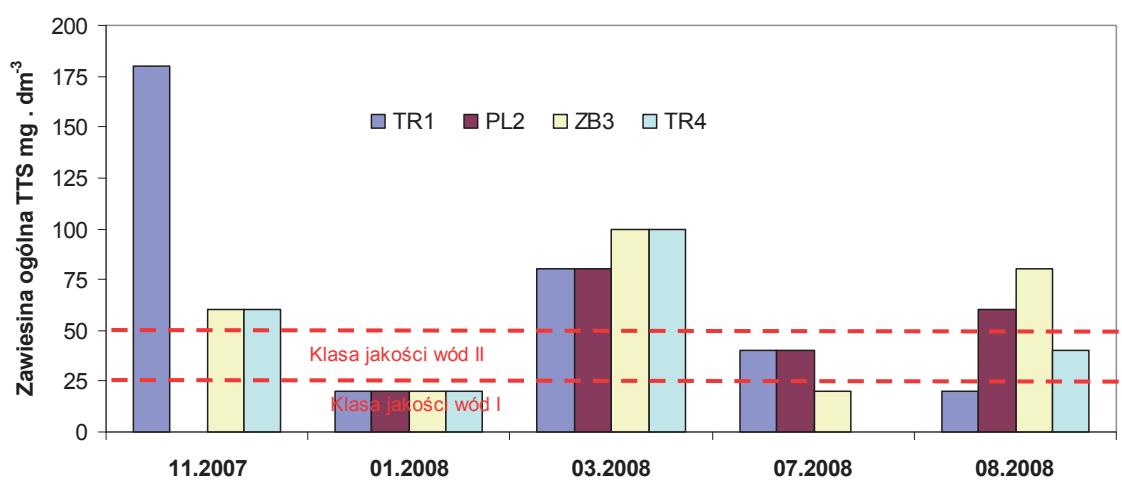
Rys. 12. Temperatura wody w zbiorniku Włodzienin przy zaporze (ZB3), w okresie listopad 2007–sierpień 2008 r.

Fig. 12. Water temperature in the Włodzienin reservoir by the dam (ZB3)



Rys. 13. Tlen rozpuszczony w zbiorniku Włodzienin przy zaporze (ZB3)

Fig. 13. Dissolved Oxygen in the Włodzienin reservoir by the dam (ZB3)



Rys. 14. Stężenie zawiesiny ogólnej w wodzie z terenu zbiornika Włodzienin w okresie listopad 2007–sierpień 2008 r.

Fig. 14. Total suspended solid concentration in water from Włodzienin reservoir in the first between November 2007–August 2008

Stężenia azotanów w analizowanym okresie badań w wodzie dopływającej do zbiornika Włodzienin wodami Troi wahały się od 8,8 do 28,8 mg NO₃⁻ · dm⁻³ a w wodzie Potoku Lewickiego od 6,0 do 18,0 mg NO₃⁻ · dm⁻³. W wodzie zbiornika stężenia NO₃⁻ wahały się od 1,7 do 26,0 mg NO₃⁻ · dm⁻³, a w wodzie odpływającej ze zbiornika od 0,88 do 26,0 mg NO₃⁻ · dm⁻³. Najmniejsze stężenia azotanów, na wszystkich czterech stanowiskach pomiarowych: TR1, PL2, ZB3, TR4, zanotowano

w listopadzie i styczniu a najmniejsze w okresie wiosenno-letnim, rys. 4. Stężenia azotanów przekroczyły wartości graniczne jakości wód odnoszące się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych, takich jak rzeka, właściwe dla klasy II [12].

Stężenia azotynów w wodzie dopływającej do zbiornika Włodzienin, w okresie badań, zawierały się w przedziale od 0,003 do 0,42 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{dm}^{-3}$ (Troja) i od 0,016 do 0,16 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{dm}^{-3}$ (Potok Lewicki), w wodzie zbiornika (ZB3) od 0,07 do 0,26 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{dm}^{-3}$, natomiast w wodzie odpływającej ze zbiornika (TR4) od 0,033 do 0,26 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{dm}^{-3}$ (rys. 5).

W okresie badań zawartość amoniaku w wodzie dopływającej do zbiornika wahała się od 0,10 mg $\cdot \text{dm}^{-3}$ do 2,0 mg $\text{NH}_4^+ \cdot \text{dm}^{-3}$ (Troja) i od 0,05 do 0,15 mg $\text{NH}_4^+ \cdot \text{dm}^{-3}$ (Potok Lewicki), w wodzie zbiornika (ZB3) od 0,080 do 0,13 mg $\text{NH}_4^+ \cdot \text{dm}^{-3}$, natomiast na odpływie ze zbiornika (TR4) od 0,08 do 2,0 mg $\text{NH}_4^+ \cdot \text{dm}^{-3}$. Stężenia amoniaku nie przekroczyły wartości granicznych jakości wód odnoszących się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych, takich jak rzeka, właściwych dla klasy II [12] (rys. 6).

Stężenia fosforanów w wodzie dopływającej do zbiornika Włodzienin, w okresie badań, zawierały się w przedziale odpowiednio: od 0,5 do 1,1 mg $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{dm}^{-3}$ (Troja), od 0,49 do 0,8 mg $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{dm}^{-3}$ (Potok Lewicki), od 0,31 do 0,5 mg $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{dm}^{-3}$ (ZB3) i od 0,3 do 0,59 mg $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{dm}^{-3}$ (rys. 7).

Jak podaje Suchowolec i Górniak [13] dominujące w zbiornikach przepływowych mineralne formy azotu związane są z migracją ze zlewni przede wszystkim w okresie pozawegetacyjnym. Zmniejszone tempo wymiany wody w trakcie sezonu wegetacyjnego sprzyja intensywnemu rozwojowi fitoplanktonu, ograniczającego przejrzystość wody w zbiornikach okresowo przepływowych. Te zbiorniki bardzo intensywnie zmieniają jakość retencjonowanej wody, m.in. generują powstawanie związków organicznych i redukują ładunek mineralnych form biogenów [13].

Zmiany BZT_5 w wodzie dopływającej do zbiornika Włodzienin przedstawiono na rysunku 8. Największe wartości tego wskaźnika zanotowano w marcu 2008 r.: 10 mg $\text{BZT}_5 \cdot \text{dm}^{-3}$ w wodach rzeki Troi i 9 mg $\text{BZT}_5 \cdot \text{dm}^{-3}$ w wodach Potoku Lewickiego. BZT_5 przekroczyło wartości graniczne jakości wód odnoszące się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych, takich jak rzeka, właściwe dla klasy II [12].

Wartości odczynu pH w wodzie z terenu zbiornika przedstawiono na rysunku 9. Wartości odczynu wód nie przekroczyły wartości granicznych jakości wód odnoszących się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych, takich jak rzeka, właściwych dla klasy II.

Przewodność elektrolityczna badanej wody, w okresie badań, wahała się w granicach: od 602 do 680 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (TR1), od 602 do 681 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (PL2), od 514 do 629 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ZB3), od 462 do 588 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (TR4). Wartości tego wskaźnika nie przekroczyły wartości granicznych jakości wód odnoszących się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych, takich jak rzeka, właściwych dla klasy I. Natomiast wartości przewodności elektrolitycznej przekroczyły wartości granicznych jakości wód odnoszących się do zbiorników wodnych. Miała na to wpływ wartość tego wskaźnika w wodzie zbiornika stwierdzona w listopadzie 2007 r., rys. 10 [12].

Temperatura wody w analizowanym okresie wahała się od 4,0 do 19,1°C (TR1), od 3,0 do 16,4°C (PL2) i od 3,2 do 17,3°C (TR.4), rys. 11. Wartości tego wskaźnika nie przekroczyły wartości granicznych jakości wód odnoszących się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych, takich jak rzeka, właściwych dla klasy II.

Wody zbiornika Włodzienin podlegały w okresie lata 2008 r. stratyfikacji termicznej. Jak podaje Chelmiński [1] jest to cecha dostatecznie głębokich zbiorników wodnych. W okresie lipca i sierpnia 2008 r. głębokość wody w zbiorniku wynosiła ok. 10 m. Na stanowisku przy zaporze (ZB3), w profilu pionowym wody, zanotowano skokowe zmiany temperatury wody wraz z głębokością (rys. 12). Temperatura wody wraz z głębokością ulegała zmniejszeniu. Najmniejszą temperaturę w profilu zanotowano 0,5 m nad dnem zbiornika.

Z przeprowadzonych badań wynika także, że zbiornik Włodzienin wpływał także na zmianę reżimu termicznego rzek go zasilających. Stosunkowo ciepłe wody rzeczne Troi (19,1°C) i Potoku Lewickiego (17,3°C), ze względu na małą ich gęstość po wpłynięciu do zbiornika Włodzienin utrzymywały się przy powierzchni zwierciadła wody. Natomiast należy zaznaczyć, że w okresie tym woda ze zbiornika odprowadzana była upustami dennymi i to powodowało, że woda odpływająca ze zbiornika (stanowisko TR4) miała niższą wartość od temperatury wody dopływającej do zbiornika.

Badania wykazały, że w wodach zbiornika Włodzienin występowały zmiany stężenia tlenu w zależności od głębokości (rys. 13). Wraz

z głębokością występowała duża pionowa zmienność stężenia tlenu. Wody zbiornika, ze względu na zawartość tlenu rozpuszczonego, zaliczono do I klasy jakości wód.

Największe stężenie zawiesiny ogólnej ($180 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) zanotowano podczas wezbrania w zlewni rzeki Troi w listopadzie 2007 r. spowodowanego opadami (rys. 14). Stężenia tego wskaźnika przekroczyły wartości graniczne jakości wód odnoszące się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych, takich jak rzeka, właściwe dla klasy II [12].

Przezroczystość wody zbiornika Włodzienin, pomierzona jako widzialność krążka Secchiego, kształtowała się w lipcu 2008 r. na głębokości 350 cm a w sierpniu 2008 r. na głębokości 320 cm. Przezroczystość przy współczynniku Schindlera >2 dla zbiornika Włodzienin powinna wynosić wg Rozporządzenia MŚ 2011 – 1,7 m. W związku z tym nie została przekroczona wartość graniczna dla tego wskaźnika jakości wód odnosząca się do jednolitych części wód powierzchniowych takich jak zbiornik wodny podana w Rozporządzeniu MŚ z 2011 roku. Podobnie, na podstawie Rozporządzenia z 2002 r. [11] z którego wynika że dla wód stojących przezroczystość powinna być większa od 2 m, stwierdzono, że wody zbiornika Włodzienin nie są eutroficzne.

W przypadku zawartości chlorofilu „a” w wodzie zbiornika Włodzienin zanotowanej w lipcu 2008 r. ($2,7 \mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$), przy współczynniku Schindlera >2 , wartość ta powinna wynosić, wg Rozporządzenia MŚ 2011, mniej niż 7. W związku z tym, wartość ta nie przekroczyła wartości granicznej wskaźnika jakości wód odnoszącego się do jednolitych części wód powierzchniowych takich jak jezioro i inny naturalny zbiornik wodny właściwej dla klasy I [12].

Z prezentowanych danych wynika, że po przejściu dopływającej wody przez zbiornik Włodzienin, jakość wody ulega poprawie, zwłaszcza dotyczy to zawartości azotanów i fosforanów. Zauważa się również obniżenie wartości BZT₅, przewodności elektrolitycznej, temperatury wody i zawiesiny ogólnej. Jak podają Pawełek i Grenda [9], przetrzymywanie wody w zbiornikach wodnych przez określony czas powoduje zmianę jej cech fizycznych, chemicznych, a także biologicznych. Na zmianę tych cech może mieć wpływ wiele czynników m.in.: czas przetrzymania wody w zbiorniku, pora roku i stan pogody, głębokość zbiornika, sposób eksploatacji zbiornika oraz przepływ wody przez zbiornik gwarantujący jej dobre mieszanie i pełną wymianę.

Wody z terenu zbiornika Włodzienin należy zaliczyć do eutroficznych. Średnia wartość stężenia azotanów przekroczyła wartość graniczną ($10 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$) podaną w Rozporządzeniu z 2002 r. [11]. Stwierdzono także, że badane wody nie są wrażliwe na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych, gdyż średnie stężenie azotanów jest mniejsze od zalecanego ($50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$) w Rozporządzeniu z 2002 r. [11].

Na podstawie przeprowadzonych badań i obserwacji na zbiorniku retencyjnym Włodzienin można stwierdzić, że w okresie badań zbiornik ten znajdował się na pierwszym etapie użytkowania, tzn. niszczenia zespołów rzecznych i zespołów lądowych. Bardzo ważna jest także kwestia użytkowania tego zbiornika, w tym jakości wody zbiornika Włodzienin w nadchodzącym czasie. Uzależniona ona będzie m.in. od jakości wody dopływającej do zbiornika. Jednak jak wynika z badań przedstawionych w pracy Wiatkowskiego i Paula [15] z punktu widzenia procesu eutrofizacji uwarunkowania hydrochemiczne występujące w zlewni zbiornika Włodzienin, w czasie budowy w 2006 r., były dla niego niekorzystne. Wykazały one, że zanieczyszczenie wód dopływających do zbiornika Włodzienin jest duże, w związku z czym woda ta może pogorszyć jakość wody retencjonowanej w przyszłości w zbiorniku. Wody dopływające do zbiornika uznano wówczas także za eutroficzne [15]. Podobnie stwierdzili Wiatkowski i Rosik-Dulewska [16]: „z punktu widzenia procesu eutrofizacji dopływająca do zbiornika woda rzeką Troją i Potokiem Lewickim charakteryzuje się znaczną zawartością biogenów”. Natomiast w pracy [17] stwierdzono, że głównym źródłem zanieczyszczenia wód w zlewni zbiornika Włodzienin są ścieki bytowe pochodzące z nieskanalizowanych miejscowości położonych w zlewni zbiornika Włodzienin. Z badań wynika także, że wody rzeki Troi i Potoku Lewickiego są zanieczyszczone także bakteriami coli, na co wskazywał wysoki poziom badanych wskaźników mikrobiologicznych, jak i związkami azotu i fosforu.

6. Wnioski

Przeprowadzona ocena jakości wód zbiornika Włodzienin w pierwszym roku jego funkcjonowania wykazała, że:

- wody dopływające do zbiornika i z niego odpływające, ze względu na zawartość azotanów, BZT₅ i zawiesiny ogólnej, zakwalifikowano do wód powierzchniowych, które przekroczyły II klasę jakości wód,
- wody zbiornika, ze względu na temperaturę, zakwalifikowano do II klasy jakości wody,

- wartości przezroczystości i chlorofilu „a” nie przekroczyły wartości granicznych wskaźników jakości wód odnoszących się do jednolitych części wód powierzchniowych takich jak jezioro i inny naturalny zbiornik wodny.
- badane wody z terenu zbiornika Włodzienin uznano za wody eutroficzne ze względu na zawartość w nich azotanów oraz stwierdzono, że wody te nie są wrażliwe na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych.
- wody zbiornika w pierwszym roku funkcjonowania podlegały stratyfikacji termicznej. Znotowano skokowe zmiany temperatury i tlenu rozpuszczonego wody wraz z głębokością.
- po przejściu dopływającej wody przez zbiornik Włodzienin, jakość wody ulegała poprawie, zwłaszcza dotyczy to zawartości azotanów i fosforanów. Zauważono obniżenie wartości BZT₅, przewodności elektrolitycznej, temperatury wody i zawiesiny ogólnej.
- zbiornik Włodzienin znajduje się na pierwszym etapie użytkowania zbiorników, tzn. niszczenia zespołów rzecznych i zespołów łądowych. W celu obserwacji i charakterystyki kolejnych etapów użytkowania należy kontynuować badania jakości wody i ekosystemu zbiornika. Badania przedstawione w niniejszej publikacji należy traktować jako początek monitoringu jakości wód w tym zbiorniku.

Literatura

1. **Chelmicki W.:** *Woda-zasoby-degradacja, ochrona*. Wyd. PWN, ss. 306 Warszawa, 2001.
2. **Czamara W., Czamara A., Wiatkowski M.:** *The Use of Pre-dams with Plant Filters to Improve Water Quality in Storage Reservoirs*. Archives of Environmental Protection, vol. 34, SI, 79–89 (2008).
3. **Górski D., Popek Z., Banasik K., Hejduk L.:** *Impact of small reservoir on reduction of solid transport*. W: Prediction and reduction of diffuse pollution, solid emission and extreme flows from rural areas – case study of small agricultural catchment (ed. by K. Banasik, L. Oygarden & L. Hejduk), Wyd. SGGW, Warszawa, 219–232 (2011).
4. **Kanownik W., Rajda W.:** *Quality indices of waters flowing away from catchments of small retention reservoirs planned in the Krakow Region*, EJPAU 13(3), #08, 2010.

5. **Kasperek R., Wiatkowski M.:** *Charakterystyka gospodarki wodnej na zbiorniku Włodzienin.* [w]: B. Namysłowska-Wilczyńska (red.), *Modelowanie procesów hydrologicznych*, Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 407–423 (2008).
6. **Koc J., Skwierawski A.:** *Uwarunkowania jakości wody małych zbiorników na obszarach wiejskich.* *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, Polska Akademia Nauk, z. 499, Warszawa, 121–128 (2004).
7. **Kowalewski Z.:** *Actions for small water retention undertaken in Poland.* *J. Water Land Dev.* No. 12, 155–167 (2008).
8. **Mioduszewski W.:** *Rola małej retencji w kształtowaniu i ochronie zasobów wodnych.* *Zesz. Nauk. AR we Wrocław. Inżynieria Środowiska XIII*, 293–305 (2004).
9. **Pawelek J., Grenda W.** *Wpływ zbiorników retencyjnych na ujęciu z Rudawy na jakość wody przeznaczonej do zaopatrzenia Krakowa.* *Ochrona Środowiska.* Vol. 33, No. 4, 63–66 (2011).
10. **Przybyła Cz., Bykowski J., Filipiak J.:** *Efektywność funkcjonowania gminnych oczyszczalni ścieków.* *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 11, 231–239 (2009).
11. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 roku w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych. *Dz. U.* Nr 241, poz. 2093, 2002.
12. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. *Dz. U.* Nr 257, poz. 1545, 2011.
13. **Suchowolec T., Górniak A.:** *Changes water quality in small reservoirs in agricultural landscape of northern Podlasie.* *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr.* 3, 195–202 (2006).
14. **Wiatkowski M., Czamara W., Rosik-Dulewska Cz., Frycz K.:** *Charakterystyka jakości wody cieków zasilających projektowany zbiornik Racibórz.* *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 10, 519–531 (2008).
15. **Wiatkowski M., Paul L.:** *Surface water quality assessment in the Troja river catchment in the context of Włodzienin reservoir construction.* *Polish J. of Environ. Stud.*, Vol. 18, No. 5, 923–929 (2009).
16. **Wiatkowski M., Rosik-Dulewska Cz.:** *Problemy gospodarki wodnej w zlewni zbiornika Włodzienin na rzece Troi w aspekcie założonych dla niego funkcji.* *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, Polska Akademia Nauk, z. 564, Warszawa, 301–309 (2011).

17. **Wyłęgała L.:** *Ocena stanu jakości wód powierzchniowych w zlewni rzeki Troi w 2007 roku.* Maszynopis, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Opolu, ss. 15, Opole, listopad 2007.

Water Quality Assessment of Włodzienin Reservoir in the First Year of Its Operation

Abstract

This paper presents water quality assessment of the Włodzienin water reservoir in the river Troja in the first period of its operation. We analyzed the quality of the water supply (Troja river and Lewicki brook) and the outflow from the reservoir as well as the quality of stored water in the reservoir. Presented results of water quality tests were performed on the dates: November 2007, January, March, July and August 2008. The tests were aimed at determining: NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , BOD_5 , water pH, electrolytic conductivity, water temperature and total suspension. In addition, at the test points by the dam the measurements were performed of: water transparency (Secchi disk visibility), dissolved oxygen, and once the chlorophyll „a” was marked in July 2008.

The study of water quality showed that the water flowing into the reservoir and the outflow, due to the presence of nitrate, BOD_5 and total suspension, was classified into surface waters that exceed water quality class II. In addition, the tested water from the reservoir Włodzienin was considered as eutrophic water due to the presence of nitrates, and it was found that the water is not sensitive to nitrogen compounds from agricultural sources. During the study it was found that the water reservoir was subjected to thermal stratification. The abrupt changes in temperature and dissolved oxygen has been reported and they were increasing with the water depth. According to studies the quality of the water passing through the Włodzienin water reservoir improves, and it especially regards to the content of nitrates and phosphates. The reduction of the: BOD_5 , electrolytic conductivity, water temperature, and total suspension has been observed. Currently, Włodzienin reservoir is on the first stage of reservoir operation, that is destroying river and land complexes. In order to make better observation and characteristics of the next steps of the reservoir operation, the study of water quality and ecosystem of the reservoir should be continued.



Ocena wpływu dodatków wzbogacających kompostowaną korę sosnową na liczebność bakterii i grzybów oraz ich aktywność enzymatyczną

Justyna Starzyk, Monika Jakubus, Dorota Swędrzyńska
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

W ostatnich latach obserwuje się w Polsce wyraźny wzrost zainteresowania możliwością włączenia do nawożenia organicznego różnego rodzaju mas odpadowych pochodzenia biologicznego, głównie roślinnego. Racjonalne zagospodarowanie odpadów w Polsce staje się jednym z najważniejszych problemów społecznych, ekologicznych i ekonomicznych.

Opierając się na obowiązującym w Polsce katalogu odpadów ujętym w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 r. odpady, w zależności od źródła ich powstawania, dzieli się na 20 grup. Wśród nich dużo miejsca poświęca się grupom odpadów organicznych nadających się do przetworzenia, m.in. odpadom z rolnictwa, sadownictwa, leśnictwa oraz odpadom z przetwórstwa drewna.

Optymalnym sposobem zagospodarowania odpadów jest kompostowanie. Jest to proces ciągły, polegający na rozkładzie substancji organicznej poddanej procesom biochemicznym oraz działaniu mikroorganizmów, często określane jako suma procesów mikrobiologicznych, związanych z tworzeniem humusu. Oprócz humusu, drobnoustroje produkują duże ilości dwutlenku węgla oraz energii cieplnej, uwalnianej w przyrodzie kompostowej. W procesie mineralizacji materii organicznej powstający humus, obok swoistych substancji (kwasy fulwowe, kwasy huminowe i huminy), zawiera zwiększone ilości mineralnych związków azotu i fosforu. W czasie kompostowania tworzona jest także w znacznej ilości

biomasa mikroorganizmów, wchodząca w skład frakcji organicznej humusu. O znacznym potencjale nawozowym kompostów świadczą badania Gambusia i Wieczorka [8] oraz Czyżyka i in. [5], w których wykazano ich większą wartość nawozową w stosunku do obornika. Dodatek czy wykorzystanie odpadów ulegających biodegradacji do kompostowania przyczynia się do zwiększenia przewiewności kompostowanej masy, ułatwia uzyskanie optymalnej wilgotności w przedziale 50–60%, wzbogaca kompostowaną masę w dostępne dla mikroorganizmów źródło węgla, zapewnia optymalny stosunek C:N.

Doglebowemu stosowaniu kompostów przypisuje się szereg pozytywnych efektów wyrażonych wzrostem aktywności mikrobiologicznej gleby, zmianami we właściwościach fizycznych, fizykochemicznych i chemicznych gleb [7, 9, 11, 12, 23]. Cytowani autorzy, wśród licznych pozytywnych efektów stosowania doglebowego kompostów, szczególnie podkreślają poprawę porowatości i struktury gleby oraz stabilności agregatów glebowych, co w rezultacie ma swoje odzwierciedlenie w korzystnych warunkach wodno-powietrznych gleb. Ponadto, zdaniem powyżej przytoczonych autorów, użyźnianie gleby kompostem przyczynia się do zwiększenia jej pojemności buforowej i sorpcyjnej przy jednoczesnym zmniejszeniu zakwaszenia. Efektem rolniczego zastosowania kompostu jest wzrost żyzności gleby, wyrażony zwiększoną ilością węgla organicznego, azotu ogólnego oraz przyswajalnych makroskładników. Wśród właściwości chemicznych, podlegających zmianom w wyniku oddziaływania omawianego typu nawozu, szczególnie dużo miejsca poświęca się substancjom humusowym. Dodatni wpływ kompostu ujawnia się między innymi w poprawie składu związków próchnicznych, czego wyrazem jest wzrost ilości kwasów huminowych oraz stosunku C_{HA}/C_{FA} (stosunek ilości węgla kwasów huminowych do ilości węgla kwasów fulwowych).

Jednak problem zastosowania kompostu z odpadów organicznych nie leży tylko w obszarze oceny jego skuteczności jako nawozu, ale dotyczy też wątpliwości czy można go bezpiecznie stosować w rolnictwie ze względu na zawartość w nim metali ciężkich oraz obecności drobnoustrojów chorobotwórczych [19]. Na ogół komposty powstałe na bazie odpadów roślinnych zawierają małe ilości metali oraz dobre parametry sanitarne, co przyczynia się do ich szerokiego wykorzystania w praktyce na cele rolnicze czy rekultywacyjne.

Ze względu na zróżnicowane tempo przebiegu procesu kompostowania w przypadku różnych rodzajów odpadów roślinnych, wiele uwagi poświęca się optymalizacji przebiegu tego procesu, szczególnie w przypadku odpadów trudno podlegających biodegradacji, jak np. kora [21]. Nadleśnictwa widzą jednak w nich cenne źródło kompostu, potrzebnego do produkcji sadzonek na glebach lekkich, w miejsce torfu.

Celem przeprowadzonych badań było określenie dynamiki zmian liczebności wybranych grup mikroorganizmów oraz poziomu aktywności dehydrogenaz, zachodzących podczas kompostowania kory sosnowej, w zależności od zastosowania różnych dodatków organicznych i preparatu mikrobiologicznego Efektywnych Mikroorganizmów oraz zmian wartości pH i temperatury.

2. Materiał i metody

Doświadczenie założono w 2011 roku w miejscowości Świeca, należącej do nadleśnictwa Antonin, w województwie wielkopolskim. W tamtejszej szkółce leśnej usypano przyzmy kompostowe na utwardzonym, ziemnym podłożu, w terenie otwartym, każda o objętości 4m^3 (długość 2,5m, szerokość 1m, wysokość 0,4m). Głównym surowcem do założenia przyzm była kora sosnowa (K1), wzbogacona następującymi dodatkami: preparat mikrobiologiczny Efektywnych Mikroorganizmów firmy Greenland (EM-A) $3\text{l}/\text{m}^3$ (K2), mocznik $0,75\%/ \text{m}^3$ (K3), zielona masa roślin ZMR 2t (K4), ZMR 2t + EM-A $3\text{l}/\text{m}^3$ (K5), ZMR 3,5t (K6), ZMR 3,5t + EM-A $3\text{l}/\text{m}^3$ (K7).

ZMR składała się z seradeli, gryki, wyki, peluszki i zawierała 23,4% s.m. oraz $10,51\text{g N kg}^{-1}$ s.m., kora natomiast zawierała 42,23% s.m. oraz $3,94\text{g N kg}^{-1}$ s.m. Kontrolę stanowiła przyzma kory sosnowej bez dodatków.

Przed założeniem przyzm, do każdej dodano $0,3\text{kg P}_2\text{O}_5/\text{m}^3$ (superfosfat pojedynczy 20% P_2O_5) oraz $0,5\text{kg K}_2\text{O}/$ przyzmę w formie soli potasowej 60%.

Analizę fizykochemiczną podstawowych komponentów przyzm kompostowych w dniu ich założenia przedstawiono w tabeli 1.

Próbki kompostu, niezbędne do przeprowadzenia analiz mikrobiologicznych, pobierano z przyzm w pięciu terminach, w zależności od aktualnej, średniej temperatury: termin I – założenie doświadczenia, II – po 5 dniach, III – po 9 dniach, IV – po 21 dniach, V – po 72 dniach.

Tabela 1. Właściwości fizykochemiczne podstawowych komponentów kompostów**Table 1.** Physical and chemical properties of basic components of composts

Parametr	Jednostka	Kora sosnowa	Zielona masa roślin
odczyn	pH-H ₂ O	5,02	6,92
sucha masa	%	42,23±1,37	23,40±2,92
materia organiczna	%	66,00±0,71	85,00±1,41
Azot ogólny	g kg ⁻¹ s.m.	3,94±0,88	10,51±0,06
popiół	%	34,00±0,71	15,00±1,41

Na mikrobiologicznych podłożach wybiórczych, metodą płytkową, oznaczano liczebność jednostek tworzących kolonie (jtk) bakterii heterotroficznych mezo- i termofilnych oraz mezo- i termofilnych grzybów pleśniowych.

Liczebność bakterii mezofilnych oznaczano na agarze odżywczym, zwykłym, inkubując płytki w temperaturze 26°C przez 48 h [13]. Bakterie termofilne oznaczano na 3% agarze odżywczym. Płytki inkubowano przez 24 h w temp. 55°C [13]. Grzyby pleśniowe oznaczano na pożywce Martina po 5-dniowej inkubacji, mezofile – w temperaturze 24°C, termofilne – w 55°C [15].

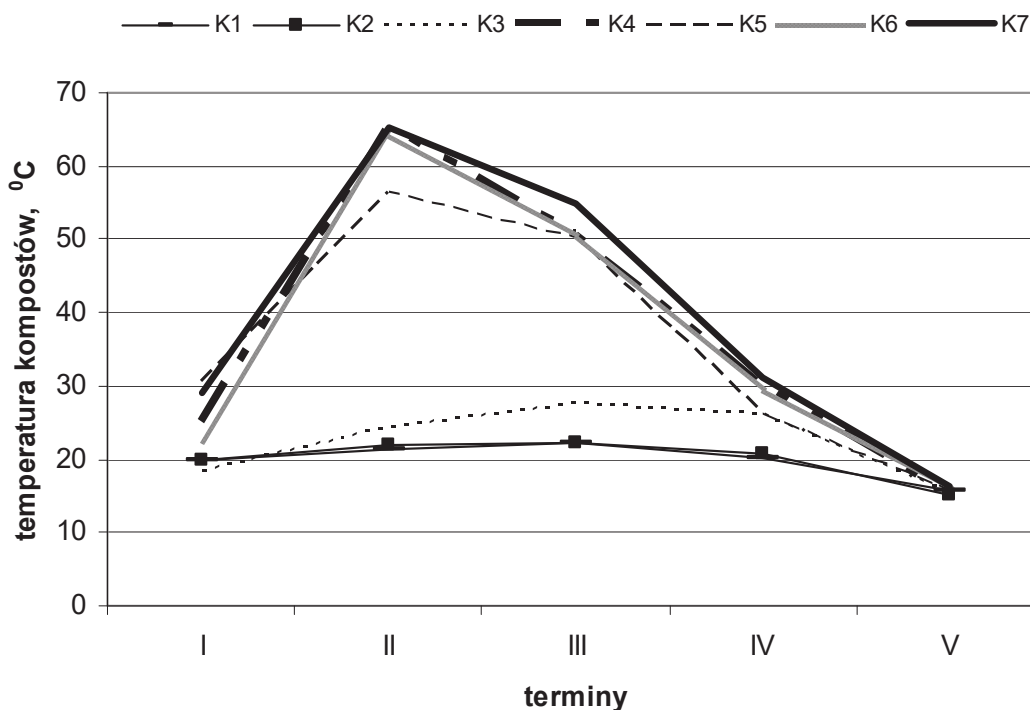
Ponadto, posługując się metodą spektrofotometryczną, w pobranych próbkach kompostowanego materiału oznaczono aktywność dehydrogenaz, używając jako substratu 1% TTC (chlorek trójfenylotetrazolu), po 4-godzinnej inkubacji w temperaturze 30°C, przy długości fal 485 nm. Aktywność kompleksu enzymów wyrażono w $\mu\text{mol TPF g}^{-1}$ s.m. kompostu 4 h^{-1} [22].

Zastosowane w doświadczeniu analizy statystyczne wykonano w programie Statistica 9.1 [18].

3. Wyniki i dyskusja

Jednym z podstawowych parametrów wpływających na stan populacji mikroorganizmów w kompostowanej przyźmie jest temperatura. Od powyższego czynnika zależy nie tylko liczebność drobnoustrojów, ale również sukcesja następujących po sobie grup mikroorganizmów, co ma odzwierciedlenie w przebiegu tempa wielu procesów mikrobiologicznych [4].

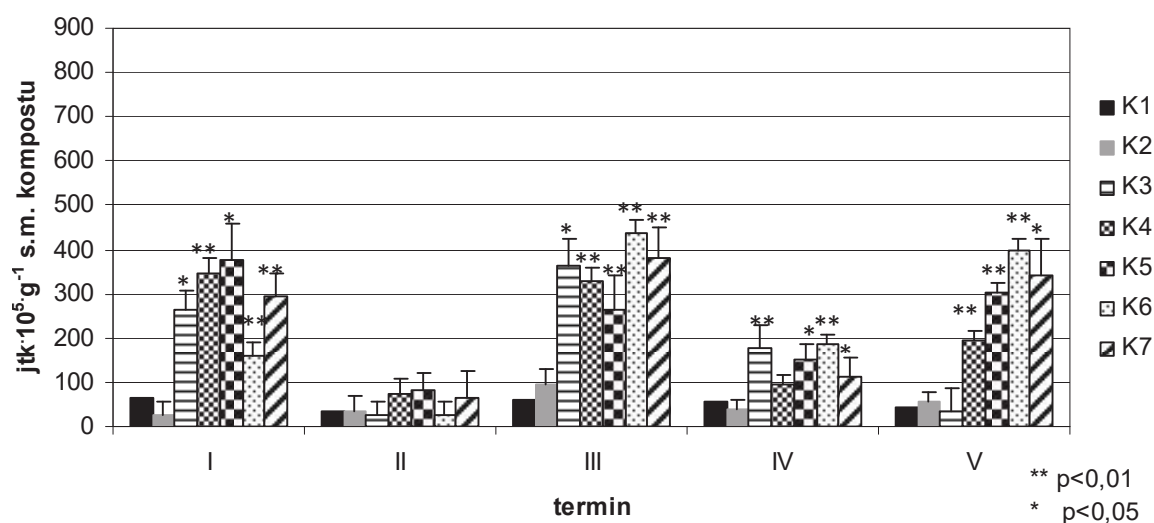
Analizując pomiary temperatur w kompostowanych pryzmach materii organicznej, stwierdzono w większości z nich znaczne różnice pomiędzy kolejnymi etapami kompostowania (rys. 1).



Rys. 1. Zmiany temperatury podczas procesu kompostowania

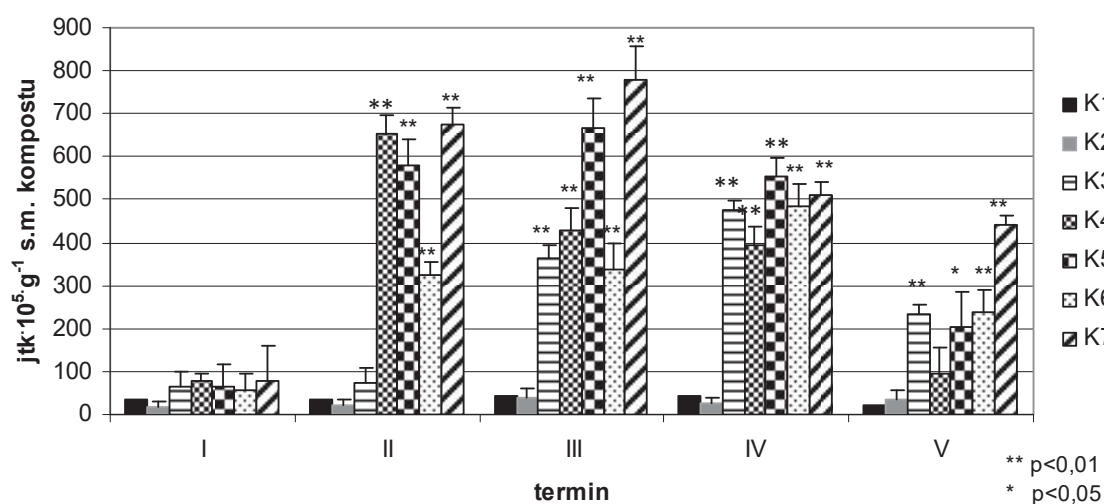
Fig. 1. The changes of temperature during composting

Zmienność temperatur w objętości materiału organicznego poddanego procesowi kompostowania jest typowym zjawiskiem obserwowanym w tym procesie [1, 16, 17]. Uzyskane wyniki badań mikrobiologicznych wskazują, że zmienność temperatury kompostowania kory sosnowej powodowała najprawdopodobniej zmiany liczebności bakterii mezo- i termofilnych (rys. 2 i 3). Zależność ta jest szczególnie widoczna w kombinacjach kory z dodatkiem zielonej masy roślin (ZMR). Po 5 dniach od założenia doświadczenia w pryzmach wzbogaczanych ZMR (K4–K7) zanotowano wyraźny wzrost temperatury, osiągającej poziom ok. 68°C. Termin ten okazał się fazą termofilną analizowanych pryzm. W okresie tym zanotowano istotny wzrost liczebności bakterii termofilnych, szczególnie w kombinacjach z ZMR, który był średnio 5-ciokrotnie większy w porównaniu do kompostów nie wzbogaczanych ZMR. Natomiast liczebność bakterii mezofilnych w tej fazie osiągnęła najniższy poziom.



Rys. 2. Liczebność bakterii mezofilnych w kompostach

Fig. 2. The number of mesophilic bacteria in composts



Rys. 3. Liczebność bakterii termofilnych w kompostach

Fig. 3. The number of thermophilic bacteria in composts

Błaszcyk [2] podaje, że osiągnięcie temperatury 45°C w kompostowanym materiale powoduje zahamowanie aktywności mikroflory mezofilnej, ostatecznie w wyniku denaturacji białek dochodzi do lizy komórek bakterii, a pozostają jedynie termooporne formy przetrwalne.

Zdaniem De Bertoldiego i in. [6] wzrastająca w czasie procesu kompostowania temperatura powoduje znaczne zmniejszenie liczebności bakterii mezofilnych, a dalszy rozwój mikroflory kompostów uzależniony jest od dostępności tlenu.

Jednak tak wyraźnego wzrostu liczebności bakterii termofilnych w II terminie doświadczenia nie zaobserwowano w kompostach sporządzonych wyłącznie z kory sosnowej lub wzbogaconej wyłącznie preparatem EM lub mocznikiem. Sama kora sosnowa ze względu na swoje właściwości związane ze składem chemicznym, należy do materiałów trudno degradowanych. Ze względu na duże nasycenie substancjami utrudniającymi wzrost niektórych drobnoustrojów, stanowi naturalną barierę ochronną rośliny. Ponadto, wysoki stosunek węgla do azotu zawartego w korze sosnowej wymaga podczas kompostowania dostarczenia go z zewnątrz. Najprawdopodobniej dodatek mocznika okazał się niewystarczający w stosunku do wysokiej zawartości C. Skutecznym zabiegiem okazał się natomiast dodatek ZMR, szczególnie ilość 3,5 t w połączeniu z 3 l EM-A. Podaje się, że preferowany stosunek C/N w kompostowanym materiale powinien wynosić 25:1 do 30:1, natomiast szacowany stosunek C/N w drewnie miękkim wynosi 64:1.

Ponadto w pryzmach kontrolnej oraz wzbogaconej wyłącznie EM-A zanotowano niski poziom pH ok. 4,5 na przestrzeni całego doświadczenia, co jest niewątpliwie czynnikiem ograniczającym rozwój bakterii. Jednak Kunicki-Goldfinger [14] informuje, że poziom pH nie zawsze musi wpływać na liczebność bakterii, a jedynie może mieć wpływ na ich procesy metaboliczne, związane z produkowaniem i wydzielaniem zewnątrzkomórkowo pewnych grup związków. Jednak wzrost pH, szczególnie w III i IV terminie mógł być z pewnością dodatkowym czynnikiem sprzyjającym rozwojowi bakterii.

Utrzymująca się wysoka temperatura (ok. 51°C) w III terminie doświadczenia powodowała nie tylko utrzymanie na wysokim poziomie liczebności bakterii termofilnych (również w kombinacji z mocznikiem), ale także, co interesujące, istotny wzrost liczebności bakterii mezofilnych w porównaniu do poprzedzającego terminu we wszystkich przypadkach kory wzbogaconej dodatkami azotu. Efekt ten nie do końca jest zgodny z danymi książkowymi oraz z badaniami Wonga i Fanga [26], którzy dowodzą, że dopiero obniżenie temperatury kompostowanego materiału do 45°C powoduje ponowną dominację bakterii mezofilnych. Zaistniała sytuacja może być efektem pojawienia się form mezofilnych o wysokim zakresie maksimum temperaturowego.

W kolejnych terminach obserwowany spadek temperatur był efektem stopniowego zmniejszania się liczebności bakterii termofilnych,

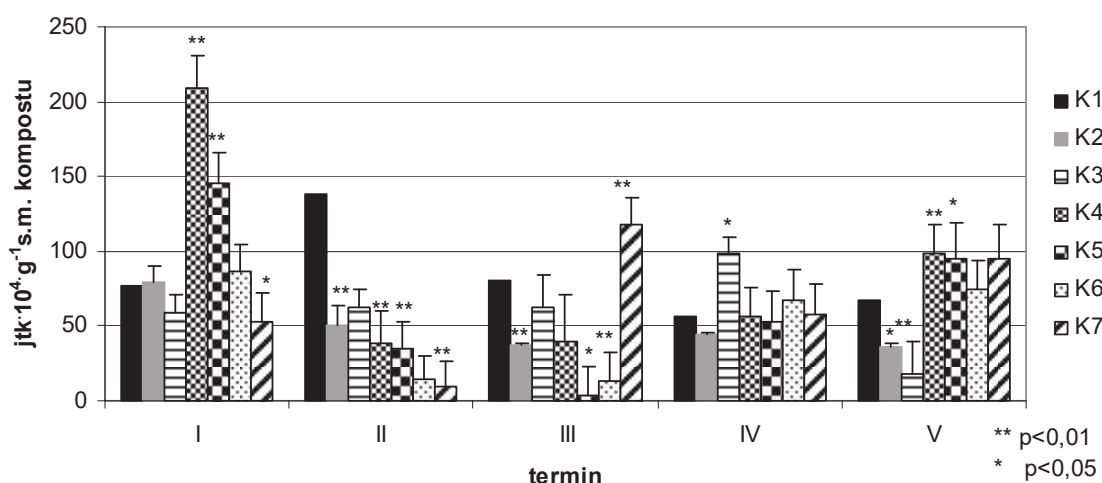
natomiast uśredniona liczebność bakterii mezofilnych w IV terminie uległa obniżeniu, po czym w V terminie ponownie wzrosła i kształtowała się na podobnym poziomie do I fazy mezofilnej. Powodem tego zjawiska mogła być jeszcze znaczna dostępność nie do końca rozłożonej materii organicznej lub metabioza, powodująca pojawienie się produktów metabolizmu innych grup drobnoustrojów, będących czynnikiem aktywującym analizowaną grupę bakterii.

Zanotowana wysoka liczebność bakterii mezofilnych w pierwszym terminie doświadczenia potwierdza doniesienia innych autorów o dominacji tej grupy drobnoustrojów w rozkładzie świeżej materii organicznej [2, 10]. W skład mikroflory mezofilnej na początku kompostowania wchodzi bakterie, będące saprofitami roślin oraz odpadów stanowiących bazę kompostów. Do przeważających rodzajów należą *Lactobacillus*, *Pediococcus*, *Streptomyces*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas* oraz *Bacillus*.

Analizując zmiany liczebności grzybów mezofilnych (rys. 4) w I terminie zaobserwowano wysoce istotny wzrost ich liczebności względem kontroli jedynie w przyzmacach K4 i K5. Znaczący wzrost temperatury w II i III terminie doświadczenia spowodował radykalny spadek ich liczebności w zastosowanych kombinacjach, za wyjątkiem kontroli. Dopiero kolejne fazy schładzania i dojrzewania kompostu spowodowały wzrost poziomu omawianych drobnoustrojów. Wyniki te są zbieżne z uzyskanymi przez Ryckebojera i in. [20], którzy donoszą o zmniejszeniu się liczebności grzybów mezofilnych w fazie termofilnej i ponownym jej wzroście w efekcie stopniowego obniżania się temperatury. Potwierdzają to badania Wolnej-Maruwki i Sawickiej [25] oraz Wielanda i Sawickiej [24], którzy informują, że najbardziej optymalną temperaturą dla rozwoju grzybów pleśniowych jest temperatura poniżej 45°C, które nie tylko prowadzą do rozkładu złożonych polimerów, ale również są źródłem enzymów niezbędnych syntezy odpowiednich frakcji humusu oraz antybiotyków stabilizujących skład jakościowy zasiedlającej mikroflory towarzyszącej.

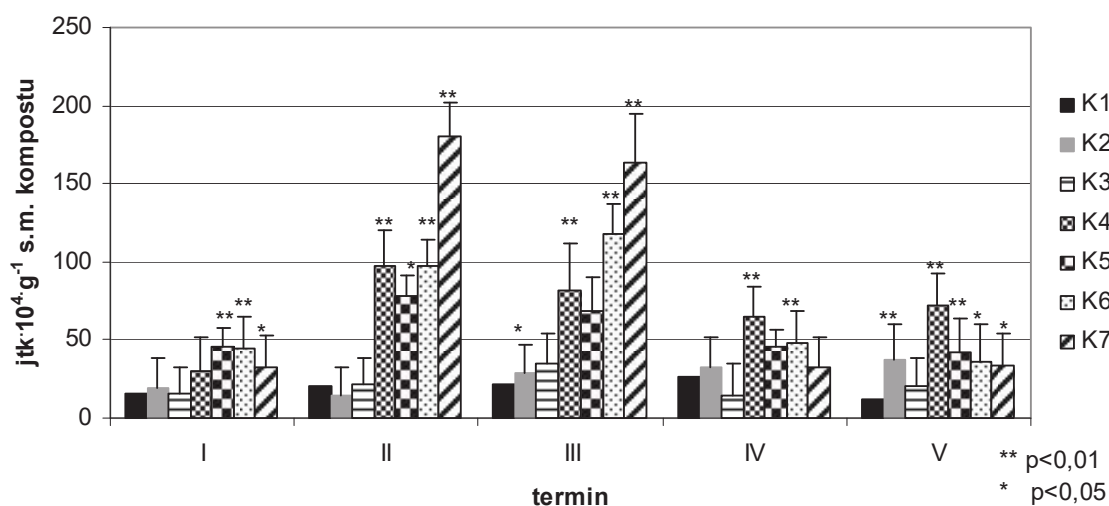
W porównaniu do grzybów mezofilnych zaobserwowano odwrotną tendencję zmian liczebności grzybów termofilnych (rys. 5). Początkowo niewielka ich liczebność w fazie mezofilnej była średnio czterokrotnie niższa w kompoście K4 i dwukrotnie niższa w K5 w porównaniu do grupy mezofilnej. Jednak znaczne podwyższenie temperatury w fazie termofilnej spowodowało wysoce istotny wzrost ich liczebności, szczególnie w kom-

binacjach wzbogacanych ZMR, co należy podobnie tłumaczyć jak w przypadku bakterii, obniżeniem stosunku C/N, po dodaniu zielonej masy roślin motylkowatych. Wyniki te pozostają sprzeczne z doniesieniami Błaszczyka i Fit [3], którzy informują, że w temperaturze powyżej 55,6°C zamiera większość grzybów pleśniowych, a przeżywają jedynie wybrane gatunki *Aspergillus*, *Chaetomium* i *Talaromyces*. Dopiero obniżenie temperatury w IV i V terminie doświadczenia znalazło odbicie w obniżającej się liczbie grzybów termofilnych, choć ich liczebność względem kontroli różniła się istotnie w większości kombinacji doświadczalnych.



Rys. 4. Liczebność grzybów mezofilnych w kompostach

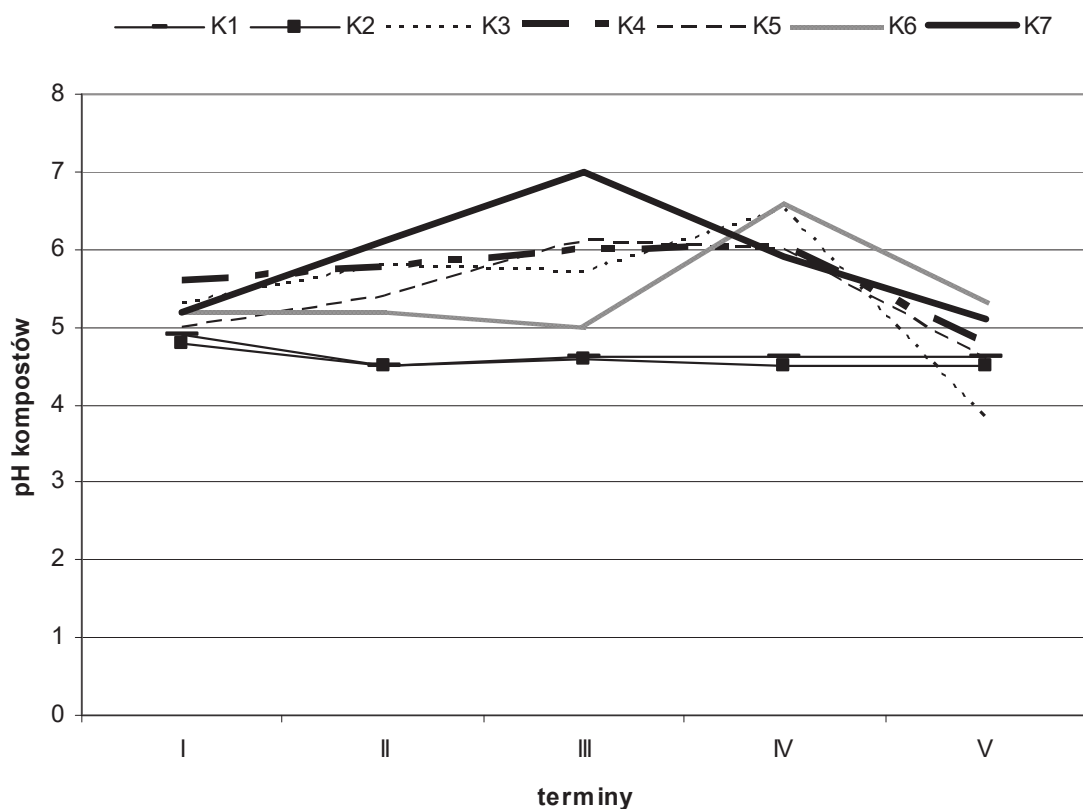
Fig. 4. The number of mesophilic fungi in composts



Rys. 5. Liczebność grzybów termofilnych w kompostach

Fig. 5. The number of thermophilic fungi in composts

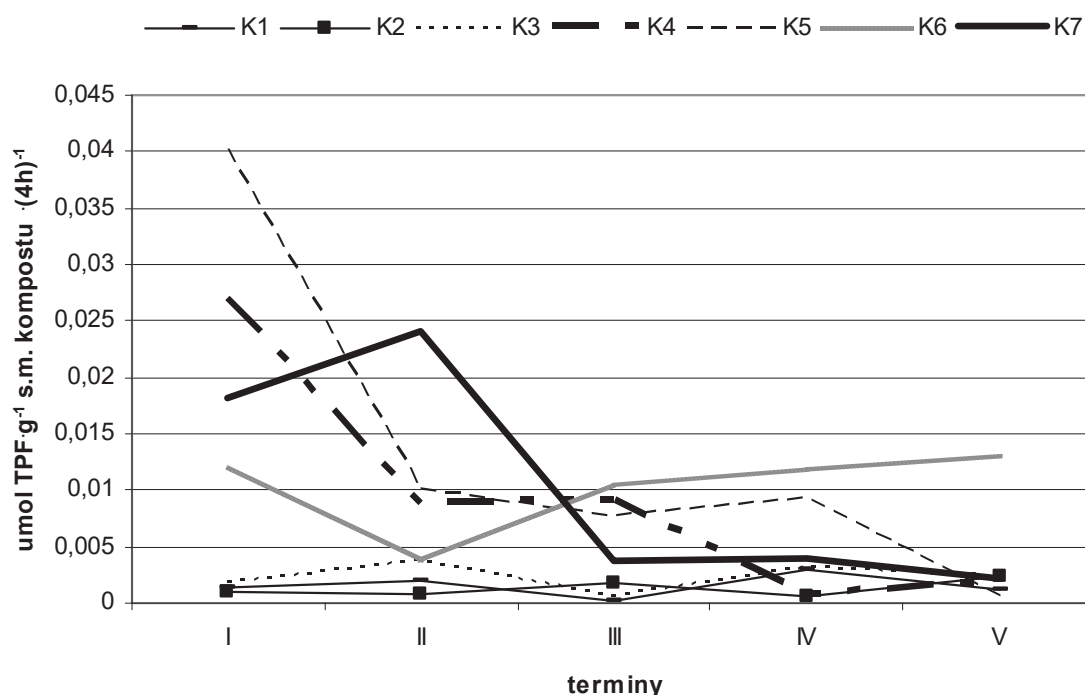
Na znaczący udział grzybów w procesie kompostowania kory sosnowej zapewne miał również wpływ dość niski odczyn pH, kształtujący się średnio na poziomie 4,5–5,5, stanowiąc tym samym optymalne środowisko dla rozwoju tej grupy drobnoustrojów (rys. 6).



Rys. 6. Zmiany pH podczas procesu kompostowania

Fig. 6. The changes of pH during composting

Analizując zmiany aktywności mikrobiologicznej mikroflory zasiedlającej pryzmy poddane kompostowaniu zanotowano w dniu założenia doświadczenia (I termin) najwyższe wartości aktywności dehydrogenaz w kompostach K5–K7 (rys. 7). Również stosunkowo wysoką aktywnością charakteryzował się kompost K4. Natomiast II termin związany z przejściem kompostów K4–K7 w fazę termofilną spowodował znaczny spadek aktywności omawianego kompleksu enzymatycznego. Jedynie w kompoście z dodatkiem ZMR i EM-A w najwyższych dawkach, doszło do wzrostu aktywności badanych enzymów. Kolejne terminy analiz charakteryzowały się w omawianych kombinacjach spadkiem aktywności enzymatycznej.



Rys. 7. Zmiany aktywności dehydrogenaz podczas procesu kompostowania
Fig. 7. The changes of dehydrogenase activity during composting

W przypadku kompostów K1–K3 w czasie całego przebiegu doświadczenia odnotowano bardzo niski poziom aktywności dehydrogenaz (bliski 0). Tak niski poziom aktywności enzymatycznej mógł być spowodowany trudnym dostępem do degradowanej materii organicznej oraz niekorzystnym stosunkiem C/N.

4. Wnioski

1. Dodatki do kompostowanej kory sosnowej za wyjątkiem wyłącznie preparatu EM-A wpływały stymulująco na wzrost liczebności populacji bakterii mezo- i termofilnych w kompostowanych przyzmacach.
2. Zmiany temperatury podczas procesu kompostowania miały istotny wpływ na zmiany liczebności zarówno grzybów mezo- i termofilnych jak i bakterii.
3. W większości analizowanych terminów największą liczebność bakterii i grzybów termofilnych odnotowano w kombinacji kory sosnowej wzbogaconej w najwyższe dawki ZMR i EM-A.
4. Aktywność kompleksu dehydrogenaz nie wzrastała wraz ze wzrostem liczebności analizowanych grup drobnoustrojów.

Finansowane w ramach projektu badawczego NR 3055/B/P01/2011/40 61/2011/GW „Kompostowanie kory sosnowej z zieloną masą roślin, jako alternatywnym źródłem azotu w warunkach ograniczonego dostępu do odpadów biodegradowalnych” 2011–2014.

Literatura

1. **Amner W., McCarthy A.J., Edwards C.:** *Quantitative assessment of factors affecting the recovery of indigenous and release thermophilic bacteria from compost.* App. Environ. Microbiol., 54, 3107–3112 (1988).
2. **Błaszczuk M.:** *Mikroorganizmy w ochronie środowiska.* PWN, Warszawa, 2007.
3. **Błaszczuk M., Fit M.:** *Sukcesja mikroorganizmów w czasie kompostowania odpadów organicznych.* Materiały VII Konferencji Naukowo-Technicznej. Woda-ścieki-odpady w środowisku. Biologiczne przetwarzanie stałych odpadów organicznych. Zielona Góra, 9–11 (2004).
4. **Brinton W.F., Droffner M.W.:** *Evidence for the prominence of well characterized mesophilic bacteria in thermophilic (50–70°C) composting environments.* Biomass Energy, 8, 3–7 (1995).
5. **Czyżyk F., Kuczevska M., Sieradzki T.:** *Wstępne wyniki badań kompostowania płynnych osadów ściekowych ze słomą.* Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 475, 263–269 (2007).
6. **De Bertoldi M., Vallini G., Pera A.:** *The biology of composting a review.* Waste Manag. Res., 1, 157–176 (1983).
7. **Debosz K., Petersem S.O., Kure L.K., Ambus P.:** *Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties.* App. Soil Ecology, 19, 237–248 (2002).
8. **Gambuś F., Wieczorek J.:** *Skład chemiczny i wartość nawozowa kompostów i wermikompostów z osadów ściekowych nadmiernie zanieczyszczonych metalami ciężkimi.* Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 467, 513–520 (1990).
9. **Hargreaves J.C., Adl M.S., Warman, P.R.:** *A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture.* Agric, Ecosys. and Environ., 123, 1–14 (2008).
10. **Hassen A., Belguith K., Jedidi N., Cherif A., Cherif M., Boudabous A.:** *Microbial characterization during composting of municipal solid waste.* Bioresour. Technol., 80, 768–777 (2001).
11. **Iżewska A.:** *Wpływ nawożenia obornikiem, osadem ściekowym i kompostem z osadów ściekowych na właściwości gleby.* Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 518, 85–92 (2007).
12. **Jordão C.P., Nascentes C.C., Cecon P.R., Fontes R.L.F., Pereira J.L.:** *Heavy metal availability in soil amended with composted urban solid wastes.* Environmental Monitoring and Assessment, 112, 309–326 (2006).

13. **Kańska Z., Grabińska-Loniewska A., Lebkowska M., Żechowska E.:** *Ćwiczenia laboratoryjne z biologii sanitarnej*. Oficyna Wydaw. PW. Warszawa, 2001.
14. **Kunicki-Goldfinger W.J.H.:** *Życie bakterii*. PWN, Warszawa, 1998.
15. **Martin J. P.:** *Use of acid, rose bengal and streptomycin in the plate method for estimating soil fungi*. *Soil Sci.*, 69, 215–232 (1950).
16. **Ma Z., Zhang J.Y., Wong M.H.:** *Microbial activity during composting of anthracene-contaminated soil*. *Chemosphere*, 52, 9, 1505–1513 (2003).
17. **McKinley V.L., Vestal R.:** *Biokinetic analyses of adaptation and succession: microbial activity in composting municipal sewage sludge*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 47, 933–941 (1984).
18. **Ott L.:** *An introduction to statistical methods and data analysis*. PWS Publishers, Boston, 1984.
19. **Rosik-Dulewska Cz., Karwaczyńska U., Ciesielczuk T.:** *Możliwość wykorzystania odpadów organicznych i mineralnych z uwzględnieniem zasad obowiązujących w ochronie środowiska*. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 13, 361–376 (2011).
20. **Ryckeboyer J., Mergaert J., Vaes K., Klammer S., Clercq D., Coosemans J., Insam H., Swings J.:** *A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes*. *Annals of Microbiol.*, 53, 4, 349–410 (2003).
21. **Sidelko R., Seweryn K., Walendzik B.:** *Optymalizacja procesu kompostowania w warunkach rzeczywistych*. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 13, 681–692 (2011).
22. **Thalmann A.:** *Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenase Aktivität in Boden Mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC)*. *Landwirtsch. Forsch.*, 21, 249–258 (1968).
23. **Weber J., Karczewska A., Drozd M., Licznar M., Licznar S., Jamroz E., Kocowicz A.:** *Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts*. *Soil Biol. Biochem.*, 39, 1294–1302 (2007).
24. **Wieland E., Sawicka A.:** *Przemiany mikrobiologiczne w systemie SDE*. *Przegląd Komunalny*, 12, 111, 53–59 (2000).
25. **Wolna-Maruwka A., Sawicka A.:** *Ocena stanu mikrobiologicznego i biochemicznego osadu ściekowego poddanego procesowi kompostowania w warunkach kontrolowanych*. *Ekologia i Technika*, XVI, 5A, 190–194 (2008).
26. **Wong J.W.C., Fang M.:** *Effects on lime addition on sewage sludge composting process*. *Water Res.*, 34, 15, 3691–3698 (2000).

Assessment of the Impact of Enriching Additives in Composted Pine Bark on the Number of Bacteria and Fungi and Their Enzymatic Activity

Abstract

In the composting process, microorganisms meet the primary role of which is related to the metabolic activity of the process of synthesis of humus. Properly made compost is characterized by a large value of fertilizer, often exceeding the fertilizer value of manure. However, in the production of compost main objective is to optimize the conditions of this process. The aim of this study was to determine the dynamics of changes in the number of selected groups of microorganisms and dehydrogenase activity levels occurring during the composting of pine bark, depending on the application of different organic additives and microbiological preparation and changes in pH and temperature. The experiment was established in 2011 in the Forest District Antonin in Wielkopolska. Composting was carried out in seven piles of pine bark supplemented with different doses of green mass of legumes, Effective Microorganisms solution and urea. During the composting process, samples were taken five times for microbiological analysis. It were analyzed number of mesophilic and thermophilic bacteria and fungi on selective substrates. Isolated colonies were used to determine the total number of tested microorganisms. Furthermore, were tested the enzymatic activity of microorganisms, determining the activity of the dehydrogenase, using the spectrophotometric method with TTC as a substrate. Also were analyzed the impact of differences in the composition of compost on the growth of microorganisms. The following terms were also tested the pH level and the temperature of the windrows. It was found that additives composted pine bark with the exception only of the preparation EM-A stimulating influence on the population growth of bacteria meso- and thermophilic composting in windrows. A particularly preferred combination proved to be a combination of the green mass of the plant with solution of Effective Microorganisms. Changes in the number of analyzed groups of microorganisms also fundamentally affect temperature changes during the composting process. During the high temperature composting piles was observed in a significant increase in the number of thermophilic bacteria and fungi. In most of the analyzed terms the largest number of thermophilic bacteria and fungi was observed in combination of pine bark, and extended to the highest dose of the green mass of the plants and EM-A. Dehydrogenase complex activity did not increase with the increase in the number of analyzed groups of microorganisms.



Ocena efektów ekonomicznych i ekologicznych wykorzystania energii słonecznej na przykładzie domu jednorodzinnego

Anna Ostrowska, Wiktoria Sobczyk, Małgorzata Pawul
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza

1. Wstęp

Większość decyzji podejmowanych przez człowieka warunkowana jest finansami. Zasadne więc jest porównanie instalacji z aktywnym systemem słonecznym z instalacją wykorzystującą konwencjonalne źródła energii pod kątem ekonomicznym. Tabela 1 zawiera wykaz składników kosztów wytwarzania energii z różnych źródeł. Decydującym składnikiem wytwarzania energii w urządzeniach konwencjonalnych jest koszt zużytego paliwa, a w kolektorach słonecznych amortyzacja i pośrednio koszty inwestycyjne (tab. 1) [6, 12].

Tabela 1. Składniki kosztów wytwarzania energii z różnych źródeł [12]

Table 1. Components of the cost of producing energy from different sources [12]

Rodzaj kosztów	Źródła konwencjonalne %	Kolektory słoneczne %
amortyzacja urządzeń (koszty inwestycyjne)	20–30	60–95
paliwa i energia dodatkowa	30–60	0–10
obsługa i remonty	20–40	5–10

Składniki kosztów inwestycyjnych instalacji z wykorzystaniem kolektorów słonecznych są następujące:

- kolektory słoneczne 30–50%,
- rury, kanały, izolacja 25–30%,
- zasobnik wodny lub kamienny magazyn energii 20–25%,
- pompy, wentylator i urządzenia sterujące 5–15%.

Opłacalność funkcjonowania instalacji słonecznej zależy od jej zastosowania, przyjętego rozwiązania technicznego kolektora słonecznego oraz od metody wykonania i montażu danej instalacji. Dla konwencjonalnych źródeł energii nawet do 60% stanowią koszty poniesione na paliwo [2, 5]. Warto więc porównać koszty uzyskania jednostki energii przy wykorzystaniu różnych źródeł (tab. 2).

Tabela 2. Koszt uzyskania ciepła z różnych nośników [13]

Table 2. The cost of obtaining heat from various media [13]

nośnik energii	cena jednostkowa	koszt uzyskania 1 kWh energii [zł]
energia elektryczna	–	0,410
gaz płynny propan	1,50 zł/m ³	0,255
gaz ziemny	1,42 zł/m ³	0,152
olej opałowy	1,40 zł/l	0,147
węgiel kamienny	0,41 zł/kg	0,091
kolektory słoneczne	–	0,008

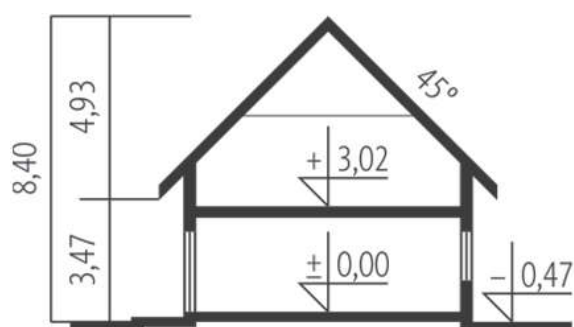
Wykorzystanie kolektorów słonecznych powoduje obniżenie kosztów uzyskania jednostki energii. W przyszłości poniesione koszty inwestycyjne zwrócą się w postaci zaoszczędzonej energii, a w efekcie w postaci kosztu zaoszczędzonych nośników kopalnych. Warto również zauważyć, że korzystanie z energii słonecznej na własne potrzeby nie jest opodatkowane [13].

2. Opis przykładowego budynku i instalacji c.w.u.

Ocenę efektów ekonomicznych i ekologicznych wykorzystania energii słonecznej przeprowadzono na przykładzie instalacji do podgrzewania c.w.u. z zastosowaniem kolektorów słonecznych. Budynek będący przedmiotem badań to dom parterowy z poddaszem użytkowym, z garażem jednostanowiskowym, niepodpiwniczony, przeznaczony dla 4-osobowej rodziny. Zwarta bryła budynku sprzyja energooszczędności,

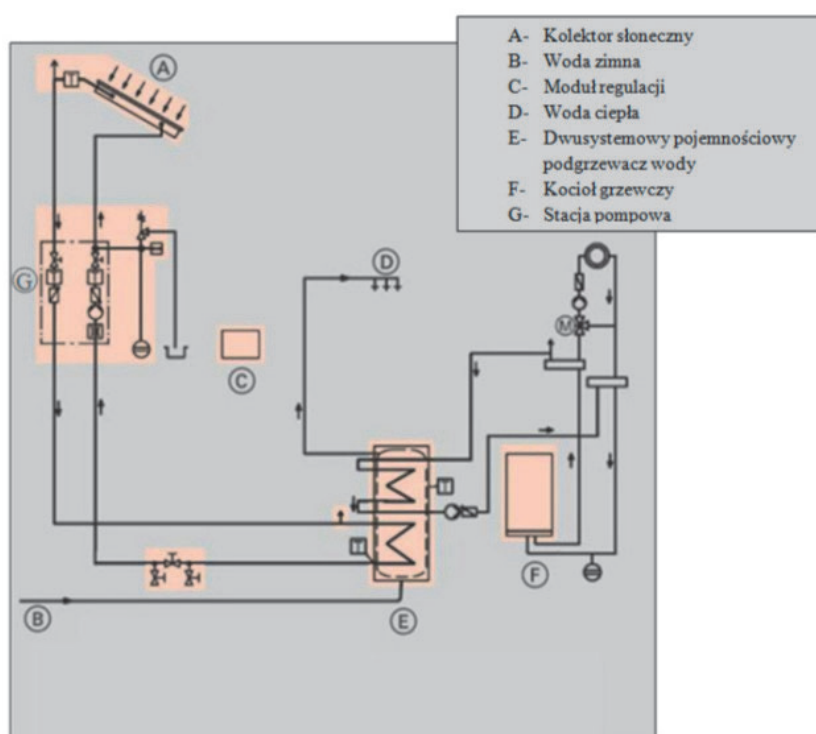
a ergonomiczny układ pomieszczeń maksymalnie wykorzystuje przestrzeń użytkową [3].

Strefa dzienna została zaprojektowana na parterze. Tworzy ją salon z kominkiem, jadalnia oraz otwarta kuchnia. Znajdują się tu również mała łazienka, kotłownia i garaż. Na poddaszu zaplanowano strefę nocną z trzema sypialniami i łazienką.



Rys. 1. Wizualizacja projektu domu i schemat przekroju [3]

Fig. 1. Visualization of house design and schematic cross-section [3]



Rys. 2. Schemat instalacji do podgrzewania c.w.u. [4]

Fig. 2. Diagram of installation to heat the hot utility water [4]

Omawiany budynek charakteryzują następujące parametry: powierzchnia użytkowa: 99,55 m², wysokość budynku: 8,4 m, kąt nachylenia dachu: 45°, powierzchnia dachu: 144,8 m². Na potrzeby niniejszego artykułu budynek ulokowany został na osiedlu domków jednorodzinnych przy ulicy Michałki w Michałowicach w województwie małopolskim, około 10 km na północ od centrum Krakowa.

Wartości nasłonecznienia są niezbędne przy doborze instalacji solarnej. Dla gminy Michałowice przyjęto wartości nasłonecznienia najbliższej położonego dużego miasta, jakim jest Kraków.

Schemat instalacji do podgrzewania ciepłej wody użytkowej (c.w.u.) przedstawiono na rysunku 2.

3. Podstawy teoretyczne projektowania instalacji z kolektorem słonecznym do podgrzania c.w.u.

Zapotrzebowanie na ciepłą wodę użytkową

Zapotrzebowanie na ciepłą wodę użytkową przyjmuje się według niemieckich wytycznych VDI 2067. Obliczenia wykonuje się przy założeniu 45°C jako temperatury ciepłej wody użytkowej, a dzienne zapotrzebowanie na jednego mieszkańca przedstawia tab. 3.

Tabela 3. Zapotrzebowanie c.w.u 2067 w budownictwie mieszkaniowym [4]

Table 3. Water demand in the housing sector in 2067 [4]

Stopień wymagań	Zapotrzebowanie c.w.u. [dm ³ /(dzień·osoba)] temperatura c.w.u. 45°C
wysokie	60–100
średnie	30–60
zwykłe	15–30

Zakładamy, że dla omawianego przypadku stopień wymagań jest średni i zapotrzebowanie na c.w.u. wynosi 50 dm³ dziennie na osobę. Dla 4-osobowej rodziny dzienne zapotrzebowanie wynosi 4·50 dm³, czyli 200 dm³.

Dobór i ustawienie kolektorów

Właściwie dobrana instalacja z kolektorem słonecznym do podgrzewania c.w.u. w klimacie umiarkowanym powinna pokrywać potrze-

by użytkownika maksymalnie w 70% (1,5 m² powierzchni kolektora na jednego mieszkańca) [9]. Błędne jest przyjęcie założenia, że instalacja słoneczna ma pokryć w 100% zapotrzebowanie użytkownika na ciepło. Spowoduje to dobór kolektorów o zbyt dużej powierzchni, przy braku możliwości ich pełnego wykorzystania w całym okresie użytkowania, a tym samym nakłady jednostkowe wzrosną, czyniąc całą inwestycję nieopłacalną. Powierzchnia kolektorów dla omawianego budynku zamieszkanego przez 4-osobową rodzinę, przy przyjęciu 1,5 m² na jednego mieszkańca, wynosi 6 m².

Przy wyborze producenta kolektorów należy kierować się doświadczeniem. Firma Viessmann od 100 lat zajmuje się techniką grzewczą. Należy zwrócić uwagę na powierzchnię czynną, czyli powierzchnię, na którą aktywnie działa promieniowanie i która jest miarodajna dla projektowania instalacji.

Do omawianej instalacji wybrano kolektor Vitosol 200-F typ SV2A, ze względu na fakt, że można go bez problemu stosować na dachach spadzistych. Vitosol 200-F to kolektor płaski o wysokiej sprawności i atrakcyjnej relacji ceny do efektywności. Spełnia on wymagania jakościowe rygorystycznej normy europejskiej EN 12975 [1] oraz posiada certyfikat Solar Keymark. Powierzchnia absorbera (2,3 m²) pozwala na optymalnie dopasowanie wielkości pola kolektorów do zapotrzebowania na energię [4].

W celu uzyskania jak najlepszej sprawności kolektorów słonecznych należy zadbać o ich odpowiednie ustawienie. Ustawienie to kąt nachylenia i kąt azymutu kolektora (kąt odchyleniem płaszczyzny kolektora od kierunku południowego, przy płaszczyźnie kolektorów ustawionych w kierunku południowym kąt azymutu wynosi 0°) [9]. Dach omawianego budynku nachylony jest pod kątem 45°, czyli dokładnie zgadzającym się z najbardziej efektywnym kątem nachylenia kolektorów dla instalacji całorocznej. Kolektory umieszczone zostaną na dachu od strony skierowanej na południe, więc kąt azymutu wynosi 0.

4. Dobór elementów systemu solarnego

4.1. Wybór zbiornika solarnego c.w.u. i obliczenie pojemności

Instalacja solarna przygotowuje ciepłą wodę użytkową dzięki promieniowaniu słonecznemu. Dlatego zachodzi konieczność zmagazy-

nowania nagrzanej wody, aby wykorzystać ją w miarę potrzeb nocą lub w pochmurne i chłodne dni [7]. Optymalnym akumulatorem dla instalacji solarnej jest pionowy, biwalentny zbiornik ciepłej wody użytkowej: zajmuje małą powierzchnię, ma dobre uwarstwienie temperaturowe oraz może być zasilany z co najmniej dwóch źródeł. Oprócz wymiennika spiralnego, do którego podłącza się system solarny, zbiornik taki ma w górnej części drugi wymiennik z podłączanym źródłem ciepła, zapewniającym ciepłą wodę użytkową w okresie słabego nasłonecznienia [12].

Całkowitą pojemność podgrzewacza obliczono według wzoru:

$$V_{\text{PDGmin}} = \frac{2 \cdot V_p \cdot P \cdot (t_w - t_z)}{t_{\text{PDG}} - t_z}$$

gdzie:

V_{PDGmin} – minimalna pojemność podgrzewacza, dm^3 ,

V_p – zapotrzebowanie na ciepłą wodę użytkową, $\text{dm}^3/(\text{dzień} \cdot \text{osoba})$,

P – liczba mieszkańców,

t_w – temperatura ciepłej wody użytkowej w punkcie poboru, $^{\circ}\text{C}$,

t_z – temperatura zimnej wody, $^{\circ}\text{C}$,

t_{PDG} – temperatura ciepłej wody w podgrzewaczu (50 do 60°C), $^{\circ}\text{C}$ [3].

Dla omawianego przykładu wartości parametrów są następujące: $V_p = 50 \text{ dm}^3/(\text{dzień} \cdot \text{osoba})$, $P = 4$ osoby, $t_w = 45^{\circ}\text{C}$, $t_z = 10^{\circ}\text{C}$, $t_{\text{PDG}} = 60^{\circ}\text{C}$, więc

$$V_{\text{PDGmin}} = \frac{2 \cdot V_p \cdot P \cdot (t_w - t_z)}{t_{\text{PDG}} - t_z} = \frac{2 \cdot 50 \cdot 4 \cdot (45 - 10)}{60 - 10} = \frac{2 \cdot 50 \cdot 4 \cdot 35}{50} = 280 \text{ dm}^3$$

Należy zatem wybrać zbiornik o pojemności nieco większej, czyli 300 dm^3 . Wybrano zbiornik firmy Viessmann, model Vitocell 100-B o pojemności 300 dm^3 ze stali, z powłoką emaliowaną Ceraprotect oraz z dwiema węzownicami grzewczymi. Dolny wymiennik ciepła ogrzewany jest przez kolektory słoneczne za pomocą górnego wymiennika ciepła. Zaletami tego podgrzewacza są: zabezpieczona przed korozją komora podgrzewacza ze stali z emaliowaną powłoką Ceraprotect, węzownica sięgająca dna podgrzewacza, podgrzewająca jego całą pojemność wodną, wysoki komfort ciepłej wody użytkowej dzięki szybkiemu, równomiernemu podgrzewaniu za pomocą węzownic grzewczych o dużej powierzchni

wymiany, niewielkie straty ciepła dzięki wysoko wydajnej, zintegrowanej izolacji cieplnej. Koszt podgrzewacza wynosi około 4660 zł.

Zespół pompowy

Większość systemów solarnych to zamknięte układy ciśnieniowe, dlatego do prawidłowej pracy wymagają zastosowania pompy obiegowej. Do kolektorów Vistol 200-F firma Viessmann poleca zastosowanie zestawu pompowego Solar-Divicon, typ PS10. Jest to stacja pomp do obiegu kolektora, która zawiera 3-stopniową pompę obiegową, 2 termometry, manometr, przepływomierz, zawór bezpieczeństwa oraz zawór regulacyjny [4]. Koszt stacji pompowej Solar-Divicon to 1785 zł.

Układ sterujący instalacją solarną

W omawianym budynku zastosowano regulator solarny Vitosolic 100. Regulator ten dba o efektywne wykorzystanie ciepła pozyskanego z kolektorów słonecznych. Połączenie regulatora Vitosolic z regulatorem kotła Vitotronic pozwala na automatyczne wyłączanie kotła, gdy ciepło dostarczane przez kolektory słoneczne jest wystarczające dla pokrycia potrzeb, np. do podgrzewania ciepłej wody użytkowej. Dzięki temu praca całego układu zmniejsza zużycie paliwa przez kocioł grzewczy.

Do głównych zalet Vitosolic 100 należą: atrakcyjność cenowa, prosta obsługa, ekran z komunikatami tekstowymi oraz wskazaniem temperatur roboczych i stanów pracy pomp obiegowych oraz zwarta budowa regulatora i małe gabaryty. Cena regulatora solarnego Vitosolic 100 to 1234 zł.

4.2. Dobór solarnego naczynia wzbiorczego

Naczynie wzbiorcze zabezpiecza magistralę solarną przed wzrostem ciśnienia. Pojemność naczynia oblicza się według wzoru:

$$V_N = \frac{(a \cdot V_{inst} + b \cdot V_{kol} + \beta \cdot V_{insst})(p_n + 1)}{p_n - p_{wn}}$$

gdzie:

- V_N – znamionowa pojemność naczynia przeponowego, dm^3 ,
- a – wskaźnik początkowej pojemności naczynia przeponowego, $a = 0,01-0,02$,
- V_{inst} – całkowita pojemność instalacji solarnej, dm^3 ,
- b – liczba kolektorów,

V_{kol} – pojemność kolektora, dm^3 ,

B – współczynnik rozszerzalności cieplnej czynnika roboczego,

p_n – dopuszczalne nadciśnienie końcowe w instalacji, Pa,

$$p_n = p_{zb} - 0,5 \cdot 10^5 \text{ Pa},$$

p_{zb} – ciśnienie wyrzutowe zaworu bezpieczeństwa, Pa, (zwykle $6 \cdot 10^5$ Pa),

p_{wn} – ciśnienie wstępne poduszki azotowej w naczyniu przeponowym, Pa,

$$p_{wn} = 1,5 \cdot 10^5 \text{ Pa} + h \cdot 0,1 \cdot 10^5 \text{ Pa},$$

h – wysokość statyczna instalacji, m.

Ze względu na niewystarczającą liczbę danych i niemożność obliczenia dokładnej pojemności naczynia zbiorczego przyjęto jej wartość na poziomie 18 dm^3 , czyli najmniejszą dostępną w katalogu firmy Viessmann. Koszt solarnego naczynia zbiorczego zależy od jego pojemności. Cena solarnego naczynia zbiorczego wynosi 335 zł.

4.3. Dobór kotła grzewczego

Instalacja solarna do c.w.u. powinna zawierać zabezpieczenie w postaci drugiego źródła ciepła, które w przypadku złych warunków atmosferycznych będzie dogrzewało potrzebną objętość wody. Źródło ciepła powinno być połączone do drugiego, wolnego wymiennika spiralnego w pojemnościowy podgrzewacz c.w.u.

Do instalacji wybrano gazowy kondensacyjny kocioł wiszący Vitodens 100-W typ WB1C. Sprawność znormalizowana kotła wynosi 97%. Kocioł charakteryzuje się łatwą obsługą analogową. Regulator ma możliwość ręcznego ograniczenia mocy. Kompaktowe wymiary i nowoczesny wygląd pozwalają na zamontowanie kotła w każdym pomieszczeniu oraz dają możliwość jego zabudowy. Koszt kotła gazowego Vitodens 100-W to 5–5,5 tys. zł w zależności od sklepu.

4.4. Zestawienie wszystkich elementów systemu solarnego dla omawianego przykładu

Na instalację solarną dla domu jednorodzinnego, zamieszkanego przez cztery osoby, składają się następujące elementy:

- 2 kolektory płaskie Vitosol 200-F – 5144 zł,
- rury łączące do kolektorów, zestaw przyłączeniowy oraz zestaw tuneli zanurzeniowych – 498 zł,
- zestaw mocujący kolektory – 700 zł,
- biwalentny pojemnościowy podgrzewacz c.w.u. Vitocell 100-B – 4659 zł,
- stacja pompowa Solar-Divicon – 1785 zł,
- regulator solarny Vitosolic 100 – 1234 zł,
- solarne naczynie wzbiorcze, 18 dm³ – 335 zł,
- czynnik grzewczy Tyfocor, 25 dm³ – 543 zł,
- kocioł gazowy Vitodens 100-W – 5500 zł,
- pozostałe przewody instalacyjne – 2000 zł.

Koszt instalacji bez kotła: 16898 zł. Całkowity koszt instalacji to: 22398 zł.

5. Ocena ekonomiczna instalacji solarnej do podgrzewania c.w.u.

W celu ekonomicznej oceny funkcjonowania budowy kolektorów słonecznych inwestor musi porównać poniesione nakłady z przewidywalnymi zyskami z tytułu inwestycji. Istnieje kilka formuł i wskaźników obejmujących nakłady i dochody w ocenie inwestycji. Jako najprostsze proponuje się dwie:

- okres zwrotu nakładów (spłacania),
- koszt jednostki energii pozyskanej z kolektora [7, 13].

Koszt jednostkowy energii z kolektora słonecznego oblicza się z ilorazu całkowitych rocznych kosztów funkcjonowania instalacji z uwzględnieniem amortyzacji i zużycia energii przez pompę cyrkulacyjną, odniesionych do całkowitej rocznej podaży ciepła użytecznego z kolektora słonecznego. Stąd koszt jednostkowy energii K_j określa wzór:

$$K_j = \frac{I_o \cdot a + Q_p \cdot k_p + k_o}{Q} \text{ [zł/kWh]}$$

Dla wybranego przypadku wartości współczynników i innych potrzebnych danych są następujące:

- I_o – nakłady finansowe na budowę instalacji ($I_o=16898$ zł),
- Q_p – zużycie energii z zewnątrz w ciągu roku eksploatacji ($Q_p= 80$ kWh),
- k_p – koszt jednostkowy energii z zewnątrz ($k_p=0,45$ zł/kWh),
- k_o – koszt obsługi (nie uwzględniamy, użytkownik obsługuje instalację),
- trwałość instalacji – 20 lat,
- rata rozszerzonej reprodukcji:
 - amortyzacja ($a=100/20=5\%$) + koszty remontów (2%): 7%,
 - oprocentowanie kredytu – 0% (zakładamy, że użytkownik nabył instalację ze środków własnych).

Roczna podaż energii z całej powierzchni kolektorów słonecznych:

$$Q = H \cdot \eta \cdot F_k,$$

gdzie:

H – średnia wartość energii słonecznej padającej na powierzchnię poziomą w ciągu roku, dla Krakowa, $H= 1117,1$ kWh/m²,

η – sprawność kolektora, $\eta= 60\%$.

$$Q = H \cdot \eta \cdot F_k = 1117,1 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^2} \cdot 0,6 \cdot 5,02 \text{ m}^2 = 3364,7 \text{ kWh/rok}$$

Całkowite (zmniejszone) koszty zakupu energii ze źródła konwencjonalnego, czyli roczny przychód brutto użytkownika instalacji słonecznej, wynoszą:

$$Q_r = Q \cdot k_p = 3364,7 \text{ kWh/rok} \cdot 0,45 \text{ zł/kWh} = 1514,1 \text{ zł/rok},$$

Przychód netto z użytkowania instalacji w skali roku:

$$Q_z = Q_r - Q_p \cdot k_p = 1514,1 \text{ zł/rok} - 80 \text{ kWh} \cdot 0,45 \text{ zł/kWh} = 1478,1 \text{ zł},$$

więc:

$$K_j = \frac{I_o \cdot a + Q_p \cdot k_p + k_o}{Q} = \frac{16898 \cdot 0,07 + 80 \cdot 0,45}{3364,7} = \frac{1182,86 + 36}{3364,7} = 0,36 \text{ zł/kWh}.$$

Okres (w latach) zwrotu nakładów (pp – *payback period*) poniesionych na budowę całej instalacji obliczono z ilorazu całkowitych nakładów inwestycyjnych i kosztów wyprodukowanego ciepła w kolektorach:

rze słonecznym (ewentualnie kosztu zaoszczędzonej energii na produkcję ciepła w źródle konwencjonalnym). Wynosi on 11,4 roku:

$$pp = \frac{\text{koszt instalacji (nakłady inwestycyjne)}}{\text{koszt zaoszczędzonej energii konwencjonalnej w ciągu roku}}$$
$$pp = \frac{16898 \text{ zł}}{1478,1 \text{ zł}} = 11,4$$

W sensie ekonomicznym inwestycja budowy kolektora będzie opłacalna, jeżeli:

- okres zwrotu nakładu będzie krótszy od całego okresu użytkowania urządzenia (trwałości),
- koszt jednostki energii uzyskanej z kolektora będzie niższy od kosztu tej samej jednostki uzyskanej z tradycyjnego źródła.

Według powyższych wskaźników inwestycja jest opłacalna, ponieważ okres użytkowania urządzenia wynosi 20 lat, a czas zwrotu kosztów inwestycyjnych to 11,4 roku. Podobnie koszt jednostki energii przy użyciu instalacji solarnej wynosi 0,36 zł/kWh, czyli jest niższy od kosztu pozyskania jednostki energii ze źródła konwencjonalnego (0,45 zł/kWh).

Instalację solarną do podgrzewania c.w.u. porównano z gotową tradycyjną instalacją. Tradycyjna instalacja będzie wykorzystywać ten sam kocioł gazowy co instalacja solarna. Łączny koszt wszystkich elementów to 11574 zł.

6. Porównanie kosztów i korzyści tradycyjnej instalacji do podgrzewania c.w.u. z instalacją z kolektorami słonecznymi

Pierwszym parametrem, jaki został porównany w obu systemach, są koszty inwestycyjne. W tradycyjnej instalacji do podgrzewania c.w.u. koszty wynoszą 11574 zł, natomiast w instalacji z kolektorami słonecznymi 22068 zł. Zdecydowanie, prawie dwukrotnie większymi nakładami finansowymi, obciąża inwestora instalacja z kolektorami słonecznymi. Należy jednak zwrócić uwagę na okres zwrotu nakładów inwestycyjnych instalacji z kolektorami słonecznymi, który wynosi 11,4 roku. Ponadto przy zakupie instalacji wykorzystującej alternatywne źródła energii moż-

na się starać o dotacje, które zmniejszą koszty inwestycyjne, lub skorzystać z kredytu przeznaczonego specjalnie dla takich inwestycji.

Kolejnym elementem, który należy porównać, jest koszt uzyskania jednostki energii. Do porównania służy cena jednostki energii: w tradycyjnej instalacji do podgrzewania c.w.u. 0,45 zł/kWh, w instalacji z kolektorami słonecznymi 0,36 zł/kWh. Należy podkreślić, że w dzisiejszych czasach koszt tradycyjnej energii wzrasta, a dla zaprojektowanej instalacji koszt ten jest stały. Warto też zwrócić uwagę na znikome koszty utrzymania instalacji solarnej oraz fakt, że instalacja ta jest praktycznie bezobsługowa, co przyczynia się do oszczędzania czasu inwestora.

Efekty ekologiczne, jakie można uzyskać, zastępując instalacją z kolektorami słonecznymi instalację tradycyjną, są duże, chociaż nie sposób ich zmierzyć. Przede wszystkim podczas produkcji ciepła kolektory słoneczne nie emitują szkodliwych substancji ani w inny sposób nie zanieczyszczają środowiska. Fakt ten jest uwzględniany w programie dotacji do kolektorów NFOŚiGW [12]. Fundusz zakłada, że dzięki kolektorom montowanym z dotacji emisja CO₂ zmniejszy się o ponad 35 tys. ton rocznie, a takie liczby zdecydowanie robią wrażenie. Ponadto korzystając ze źródeł innych niż tradycyjne, przyczyniamy się do ochrony nośników kopalnych i oszczędzania ich zasobów.

7. Podsumowanie

Wykorzystanie alternatywnych źródeł energii daje szansę na finansowe oszczędności i zachowanie dobrego stanu środowiska [10, 11]. Ceny konwencjonalnych źródeł energii rosną i będą rosły [5, 8, 9] Zasoby niekonwencjonalnych źródeł energii są nieograniczone. Nie bez powodu te źródła energii nazywane są zielonymi, gdyż mają znikomą negatywny wpływ na środowisko naturalne.

Przeprowadzone badanie wykazało, że system solarny mimo wysokich nakładów inwestycyjnych przynosi finalne oszczędności kosztów energii. Ze względu na długi czas zwrotu inwestycji użytkownik nie odczuwa od razu zmniejszenia kosztów, ale są one znaczące. W Polsce istnieje obecnie wiele możliwości rozłożenia kosztów inwestycyjnych w czasie. Wiele instytucji proponuje dotacje lub kredyty preferencyjne.

Efekty ekologiczne pokazują, że warto inwestować w instalację solarną ze względu na korzyści środowiskowe, które są bardziej wartościowe od oszczędności finansowych. Ograniczenie zanieczyszczenia

środowiska oraz zmniejszenie zużycia nośników kopalnych przyczyni do lepszego życia przyszłych pokoleń, o których zawsze powinniśmy pamiętać. Wachlarz możliwości wykorzystania alternatywnych źródeł energii jest ogromny i będzie się ciągle powiększał.

*Zrealizowano w ramach pracy statutowej w KIŚPS AGH
(umowa nr 11.11.100.482)*

Literatura

1. **Bibulski S.:** *Znakowane kolektory*. Magazyn Instalatora, nr 6–7, 44–45 (2011).
2. **Gawłowski S., Listowska-Gawłowska R., Piecuch T.:** *Uwarunkowania i prognoza bezpieczeństwa energetycznego Polski na lata 2010–2110*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 14, 127–176 (2012).
3. <http://www.archipelag.pl>
4. <http://www.viessmann.pl>
5. **Mokrzycki E., Uliasz-Bocheńczyk A.:** *Gospodarka pierwotnymi nośnikami energii w Polsce a ochrona środowiska przyrodniczego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 11, 103–131 (2009).
6. *Program Priorytetowy dla przedsięwzięć w zakresie odnawialnych źródeł energii i obiektów wysoko sprawnej kogeneracji*. 11.07.2012.pdf
7. **Różycka E.:** *Analiza opłacalności zastosowania niekonwencjonalnych źródeł energii w projektowanym budynku jednorodzinym. Kolektory słoneczne, pompy ciepła*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 11, 1353–1371 (2009).
8. **Sobczyk E.J.:** *Gospodarka zasobami złóż węgla kamiennego jako funkcja uciążliwości warunków geologiczno-górnictwa*. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, t. 24, z. 4/4, 395–417 (2008).
9. **Sobczyk E.J.:** *Zasoby węgla kamiennego w Polsce a możliwość zaspokojenia potrzeb krajowej energetyki*. Polityka Energetyczna, t. 11, z. 1, 431–449 (2008).
10. **Sobczyk W.:** *Evaluation of harvest of energetic basket willow*. TEKA Commission of Motorization and Energetics in Agriculture PAN, vol. XI, 343–352 (2011).
11. **Sobczyk W., Kowalska A.:** *The techniques of producing energy from biomass*. TEKA Commission of Motorization and Energetics in Agriculture PAN, vol. 12, 257–261 (2012).

12. **Wiśniewski G., Gołębiowski S., Gryciuk M., Kurowski K.:** *Kolektory słoneczne. Poradnik wykorzystania energii słonecznej.* Centralny Ośrodek informacji Budownictwa PP, Warszawa, 2006.
13. **Zawadzki M.:** *Instalacje solarne do produkcji ciepłej wody użytkowej w budowie jedno- i wielorodzinnym.* Ogrzewanie energią słoneczną – materiały konferencyjne. Polski Klub Ekologiczny, Okręg Dolnośląski, Wrocław, 2005.

Evaluation of Economic and Ecological Effects of Solar Energy on the Example of a Single-family House

Abstract

The purpose of this article is to demonstrate the profitability of energy production from alternative energy source, which is the Sun. The article compares the installation of active solar system with installation that uses the traditional source of energy. The study contains a summary of the two energy installations operating in a single family home with a fixed surface area and number of inhabitants. We compared the costs of installation, operating costs, payback period, environmental impact for these two installations.

Performed calculations showed the differences in the investment costs and the operating costs of traditional and solar installations for hot water heating. For installation of solar panels, the investor bears almost twice the financial outlay.

It should be noted, however, that the payback period is more than 11 years, while the lifetime of the device is up to 20 years. When you buy an installation that uses alternative energy sources, you can apply for grants, which reduce investment costs, or take advantage of the credit specifically designed for such investments. Ecological effects, although unmeasurable, are significant and definitely testify in favor of the solar system.



Ocena dokładności odwzorowania wałów i przewalów w numerycznym modelu terenu polderu Majdany

Zbigniew Walczak, Mariusz Sojka, Ireneusz Laks
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Ukształtowanie terenu jest jednym z ważniejszych elementów wpływających na większość aspektów bilansu wodnego zlewni [3, 14, 19] czy też pracy polderu. Jakość pozyskanych danych decyduje o prawidłowym wyznaczeniu rzeczywistej powierzchni i objętości polderu. Bardzo ważne znaczenie ma także rozdzielczość samej siatki punktów pomiarowych wykorzystanej do tworzenia numerycznego modelu terenu (NMT) jak również odpowiednie zagęszczenie punktów pomiarowych w istotnych dla polderu obszarach. Istotny wpływ na jakość wygenerowanego NMT ma jakość samego materiału źródłowego na podstawie którego jest on np. LIDAR, raster terenu [17, 2, 20], stereometria [5, 10] czy też bezpośrednio pomiary terenowe GPS. Wykorzystane NMT pozyskanych z różnych źródeł prowadzić może do tego, że wyniki uzyskane w trakcie modelowania pracy polderu mogą się istotnie różnić [11].

Bardzo często, w szczególności dla danych wysokościowych np. LIDAR, posiadamy zbyt wiele punktów pomiarowych (nawet liczonych w miliardach), a sama siatka nie jest optymalna do dalszych obliczeń. Odwzorowanie terenu jest zazwyczaj dobre natomiast kształt elementów siatki nie jest optymalny ze względu na stosowaną w późniejszych obliczeniach metodę numeryczną (np. MES). Liczebność zbiorów danych jest również zbyt duża do komfortowej pracy z modelem numerycznym. Należy wówczas w odpowiedni sposób zredukować zbiór danych, a tak-

że w odpowiedni sposób zoptymalizować samą siatkę. Wykorzystywanych jest wiele algorytmów [15, 16, 21]. Wpływ rozdzielczości siatki wykorzystywanej do budowy NMT jest dość istotny. Sposób uogólniania i optymalizacji siatki, błędnie przeprowadzony może prowadzić do utraty szczegółów budowy terenu, jego spłaszczenia itp. [1, 18, 3]. Modele numeryczne zazwyczaj bardziej wrażliwe są na rozdzielczość siatki niż na rozdzielczość topograficzną. Mniejsze elementy umożliwiają lepsze odwzorowanie stref dużej zmienności topograficznej oraz dokładniejszą reprezentację granic [9]. Konieczne staje się stosowanie zaawansowanych technik zapewniających minimalizację błędów powstających na etapie tworzenia NMT [6], a także minimalizację punktów charakterystycznych opisujących teren bez jego znacznego uproszczenia [21].

Z drugiej strony zastosowanie danych pochodzących z najczęściej średniej lub niskiej rozdzielczości materiałów fotograficznych może powodować błędne odwzorowanie topografii oraz geometrii elementów systemu polderowego. Często okazuje się, że opracowane metodami fotogrametrycznymi NMT, mają błędy wysokościowe znacznie większe niż przez nich sugerowane [4]. Konieczne wydaje się zastosowanie innych źródeł danych – pomiary GPS RTK, dane z pomiarów LIDAR-owych w celu uzupełnienia modelu NMT opartego na fotometrii oraz wyznaczenia wielkości i przestrzennego rozkładu błędów wyznaczenia wysokości. Należy również pamiętać iż nie zawsze pomiary LIDAR będą odwzorowywać najdokładniej rzeźbę terenu. Istotny wpływ może mieć tutaj chociażby pokrycie szatą roślinną [7], którą na etapie tworzenia NMT należy odfiltrować.

Stosowne odwzorowanie geometrii wałów, w szczególności rzędnych korony wałów oraz przelewów wałowych będzie tutaj podstawowym czynnikiem decydującym o prawidłowym modelowaniu pracy polderu podczas jego napełniania oraz opróżniania. Celem pracy była ocena dokładności odwzorowania wałów i przewałów wałowych jako najistotniejszych elementów wpływających na pracę polderu.

2. Materiały i metody

W pracy dokonano analizy dokładności dostępnych numerycznych modeli terenu (NMT) polderu Majdany w postaci TIN, które zostały wykonane w roku 2009 o cięciu arkuszowym 1:10 000 oraz w ramach

projektu Informatyczny System Ochrony Kraju przed nadzwyczajnymi zagrożeniami ISOK z roku 2011 o cięciu arkuszowym 1:2 500. NMT w roku 2009 wykonany został na podstawie zdjęć lotniczych w skali 1:26 000 i dostępny jest w postaci TIN, natomiast NMT-LIDAR wykonany w ramach projektu ISOK wykonano na podstawie lotniczego skaningu laserowego (LIDAR) i dostępny jest w postaci plików binarnych LAS (wersja 1.2). Pliki LAS poddano dodatkowo obróbce, filtrując chmurę punktów w celu uzyskania NMT. Odfiltrowaniu podlegała roślinność oraz budynki. Proces wykonano oprogramowaniem AutoCAD Map 3D 2013. Ocena jakości modeli NMT została wykonana na podstawie własnych pomiarów terenowych przy wykorzystaniu zestawu GRX-1 firmy SOKKIA. Dokładność pomiarów zastosowanego urządzenia wynosi dla współrzędnych położenia X i Y 10 mm + 1 ppm a dla współrzędnej Z odpowiednio 20 mm + 1 ppm. Jako oprogramowanie komunikacyjne i kontrolne wykorzystano zainstalowany na kontrolerze SHC-250 program Sokkia Spectrum Field w wersji 8.1 oraz do postprocesingu programy Topcon Link v.8 oraz Spectrum Survey Office v.8.2.

Szczegółowej ocenie poddano wał na odcinku około 1,4 km, co stanowi 21% całkowitej długości wałów na tym polderze oraz jeden z przewałów o długości 218 m. Łącznie wykonano 651 pomiarów w tym: na wałach 496 i przevalach 155, lokalizację punktów pomiarowych przedstawiono na rys. 1. Pomiarów na wałach wykonywane były w przekrojach poprzecznych w następujący sposób: dwa pomiary na koronie wału dwa pomiary u podstawy wału od strony odpowietrznej i odwodnej. Na przewałach wałowych szczegółową kontrolą objęto koronę przelewu, niecką wypadową, próg oraz skarpy. Ponieważ lokalizacja punktów pomiarowych w terenie nie pokrywała się z lokalizacją punktów węzłowych NMT-TIN, dlatego wysokości te zostały obliczone metodą odwrotnych odległości. Wykorzystano w tym celu program ArcGIS (firmy ESRI). Wielkości błędów Δh_i obliczono jako różnicę pomiędzy wysokościami odczytanymi z NMT, a wysokościami pomierzonymi w terenie. Sprawdzono zgodność rozkładu błędów NMT wałów i przewalu wałowego z rozkładem normalnym przy pomocy testu Shapiro-Wilka, obliczenia wykonano przy pomocy programu Statistica (firmy StatSoft). Ocenę dokładności NMT wykonano oddzielnie dla wałów i przewalu. Ze względu na to, że rozkład błędów NMT na wałach był zbliżony do rozkładu normalnego zastosowano następujące miary statystyczne: średni

błąd kwadratowy RMSE (błąd średni), błąd średni ME (błąd systematyczny) i odchylenie standardowe SD (błąd przypadkowy) (Tab.1).

Tabela 1. Zastosowane miary dokładności NMT wałów

Table 1. Accuracy measures for embankments NMT presenting normal distribution of errors

Miary statystyczne	
Błąd średni kwadratowy	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \Delta h_i^2}$
Błąd średni	$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \Delta h_i$
Odchylenie standardowe	$SD = \sqrt{\frac{1}{(n-1)} \sum_{i=1}^n (\Delta h_i - ME)^2}$

Ze względu na to, że na analizowanym przewale rozkład błędów NMT istotnie odbiegał od rozkładu normalnego dlatego zastosowano miary statystyczne, zaproponowane przez Höhle i Höhle [8] (tab. 2).

Tabela 2. Zastosowane miary dokładności NMT przewалу wałowego

Table 2. Accuracy measures for embankments control structure NMT presenting non-normal distribution of errors

Miary statystyczne	
Mediana	$\tilde{Q}_{\Delta R}(0,5) = m_{\Delta R}$
Znormalizowane odchylenie bezwzględne od mediany	$NMAD = 1,4826 \text{ median}_j (\Delta h_j - m_{\Delta R})$
Kwantyl 68,3%	$\tilde{Q}_{ \Delta R }(0,683)$
Kwantyl 95,0%	$\tilde{Q}_{ \Delta R }(0,95)$

3. Wyniki badań

3.1. Ogólna charakterystyka terenu badań

Polder Majdany utworzono jeszcze w latach 1965–69 w ramach prac melioracyjnych doliny rzeki Tralalki. Utworzony polder miał ok. 580 ha i pojemność 3,7 mln m³ [12].

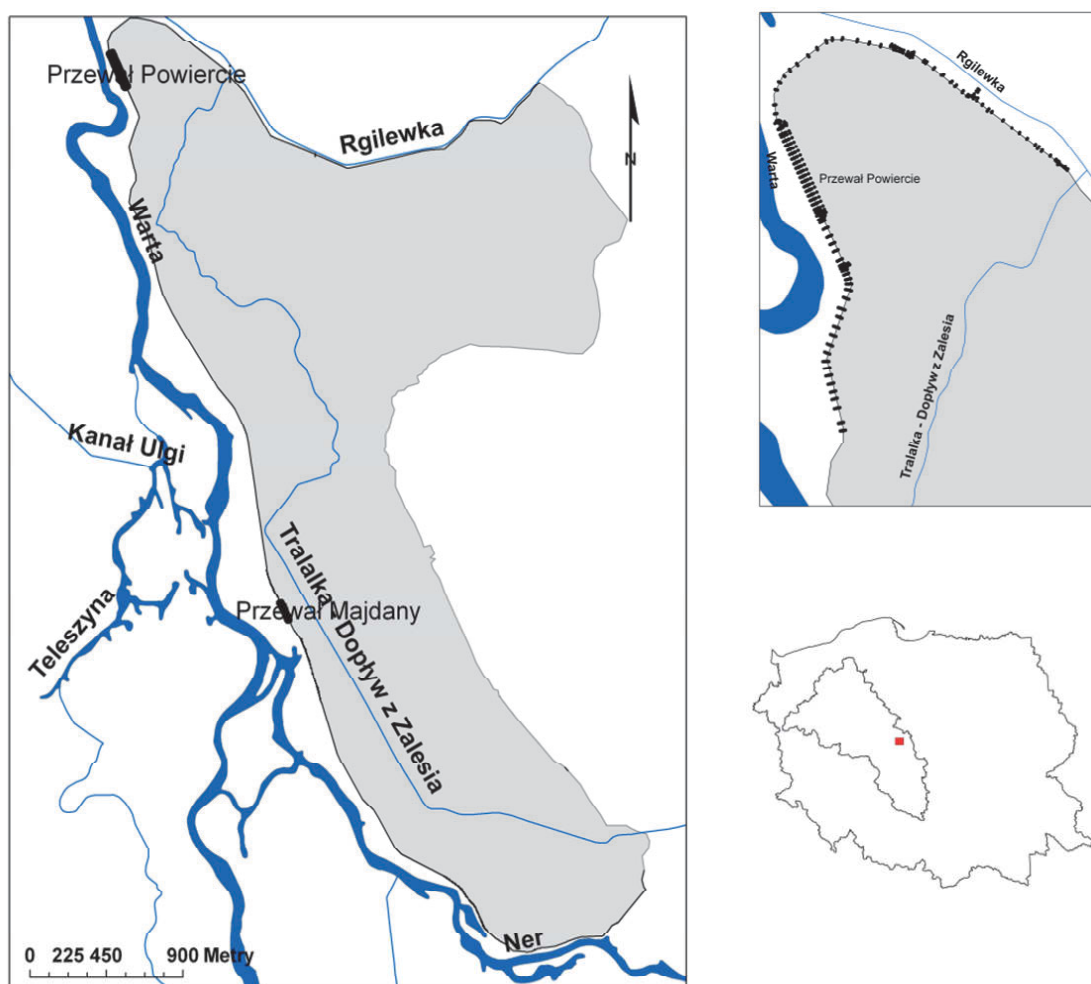
Polder położony jest w odległości ok. 4 km na południowy wschód od miasta Koło, w dolinach rzek Warty, Neru i Rgilewki (rys. 1). Obiekt zlokalizowany jest na terenie 3 gmin: Koło, Kościelec oraz Dąbie w województwie wielkopolskim. Ograniczony jest od strony rzek Ner oraz Warta wałami przeciwpowodziowymi (odpowiednio o długości 2 155 m i 4 115 m), od strony rzeki Rgilewki wałem cofkowym o długości 375 m. Od strony wsi Majdany polder ograniczony jest naturalnie, ukształtowaniem terenu. Wały przeciwpowodziowe projektowano na wodę letnią o prawdopodobieństwie przewyższenia 10%. Poziom wody 10% dla przekroju Koło wynosi 92,5 m n.p.m.. Zrzut wody z polderu Majdany prowadzony jest za pomocą rzeki Tralalka, która wraz z systemem rowów melioracyjnych uchodzi do zbiornika wyrównawczego, gdzie zlokalizowana jest przepompownia Powiercie o wydajności $Q = 1,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ z upustem grawitacyjnym. Zadaniem przepompowni jest odprowadzanie wód Tralalki do rzeki Rgilewka.

Grunty na terenie polderu użytkowane są tylko częściowo jako łąki. Pozostały obszar polderu stanowią nieużytki. Znaczna część polderu jest wolna od zadrzewień i zakrzaczeń. Skupiska powyższych występują głównie w km 2+170÷2+250 wału prawostronnego rzeki Warty. Na odcinku wału cofkowego rzeki Rgilewka oraz wału rzeki Warty występują liczne starorzecza wypełnione wodą. W okolicach starorzeczy Neru występują liczne wierzby.

Na polderze Majdany zlokalizowane są dwa przelewy wałowe w miejscowościach Majdany oraz Powiercie, którymi odbywa się samoczynne zalewanie polderu wodami rzeki Warty. Zrzut wody z polderu w pierwszym etapie odbywa się samoczynnie przez przelew wałowy Powiercie, gdy poziom wody w polderze jest niższy od korony przelewu woda oprowadzana jest poprzez przepompownię Powiercie do rzeki Rgilewki. Otwarcie upustu grawitacyjnego następuje tylko w sytuacji gdy stany wody w rzece Rgilewka są niższe niż stany wody na terenie polderu (zbiornika wyrównawczego dla rzeki Tralalka).

W 2005 roku w ramach Programu dla Odry – 2006 przeprowadzono modernizację istniejących wałów przeciwpowodziowych. Modernizacja miała na celu zabezpieczenie polderu Majdany przed zalewaniami wód w okresie wegetacyjnym oraz zapewnieniem sprawnego odprowadzania wód powodziowych po zalewach wiosennych. Modernizacja miała również na celu poprawę stanu technicznego wału, a co za tym idzie

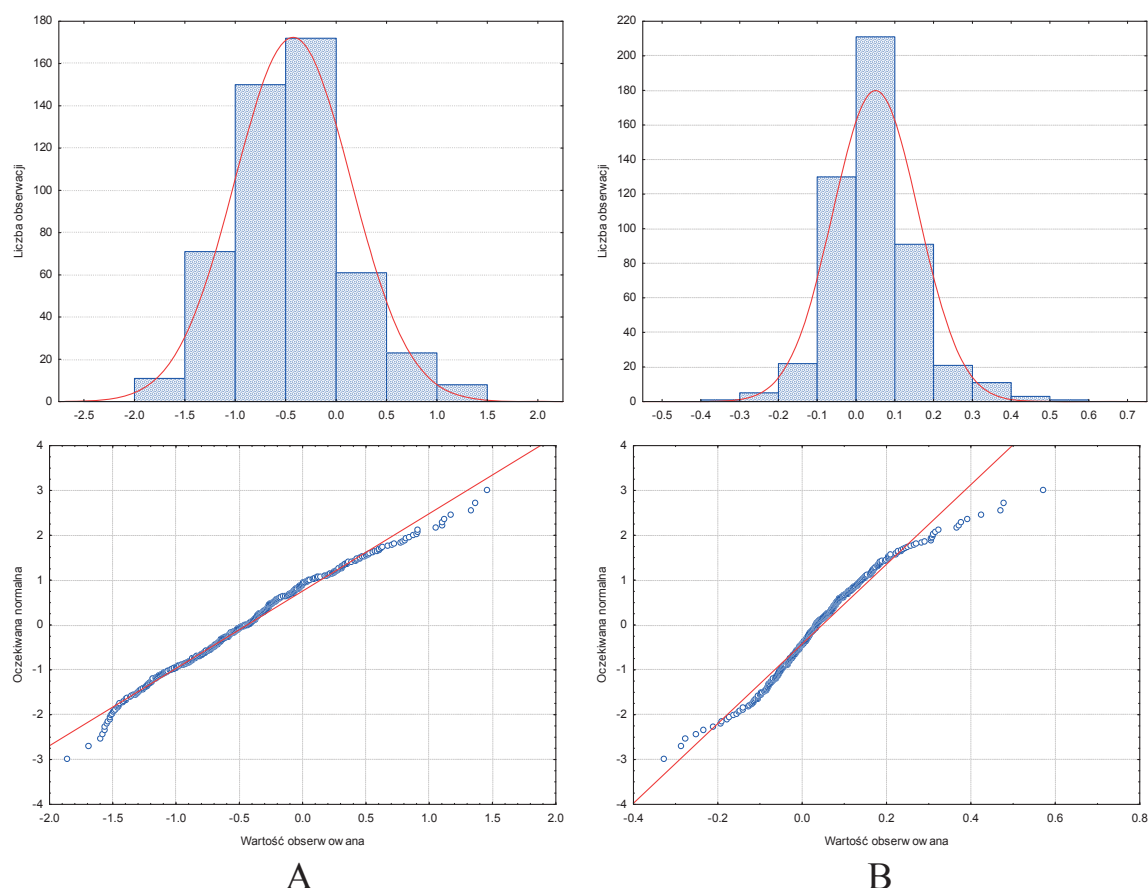
ograniczenie prawdopodobieństwa awarii wału w trakcie wezbrania wegetacyjnego. Modernizacja wałów polegała na dogęszczeniu istniejącego wału, podniesieniu korony oraz wyprofilowaniu korpusu. Wzniesienie korony przyjęto zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dn. 20 grudnia 1996 r. w sprawie Warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać obiekty budowlane gospodarki wodnej i ich usytuowanie [13] na 0,5 m ponad wysokość wody miarodajnej o prawdopodobieństwie wystąpienia $p = 10\%$ (dla budowli klasy IV). Modernizacji podlegał również przelew wałowy Powiercie, dla którego dostosowano rzędną korony w celu zsynchronizowania jego pracy z przelewem Majdany (wykonanego w 1998 r.).



Rys. 1. Lokalizacja obiektu badań
Fig. 1. Study site location

3.2. Analiza dokładności NMT wałów

Analiza dokładności odwzorowania wałów na NMT-TIN wykazała, że rozkład błędów na rozpatrywanym odcinku wałów odpowiadał rozkładowi normalnemu (rys. 2).



Rys. 2. Histogramy i wykresy normalności błędów odwzorowania wałów na NMT; A – NMT-TIN i B – NMT-LIDAR

Fig. 2. Histogram and normal Q-Q plots for the distribution of errors for embankments; A – NMT-TIN and B – NMT-LIDAR

Wielkości błędów wahały się w granicy od -1,86 m do 1,46 m (tab. 3). Najczęściej na wybranym fragmencie wału występowały błędy z przedziału od -1,0 do 0, które stanowiły około 65%. Średni błąd kwadratowy odwzorowania wałów RMSE wynosi 0,72 m, w tym błąd systematyczny ME -0,44 m a błąd przypadkowy SD 0,57 m. Analiza przestrzennego rozkładu błędów wykazała, że najlepiej na NMT-TIN odzwierciedlona była korona wału, natomiast najwyższe błędy występowały w miejscach przejazdów wałowych oraz po stornie odpowietrznej wa-

łu gdzie występuje ławeczka o szerokości 2,5 m. Zdecydowanie dokładniej wały zostały przedstawione na NMT uzyskany na podstawie pomiarów z lotniczego skaningu laserowego NMT-LIDAR. Błędy numerycznego modelu terenu odpowiadały rozkładowy normalnemu. Wielkości błędów wahały się od -0,33 m do 0,57 m. Najczęściej na rozpatrywanym fragmencie wałów występowały błędy z przedziału -0,1 m do 0,1 m, które stanowiły około 85%. Średni błąd kwadratowy RMSE wałów wynosi 0,12 m przy błędzie systematycznym ME 0,05 m i błędzie przypadkowym SD 0,12 m.

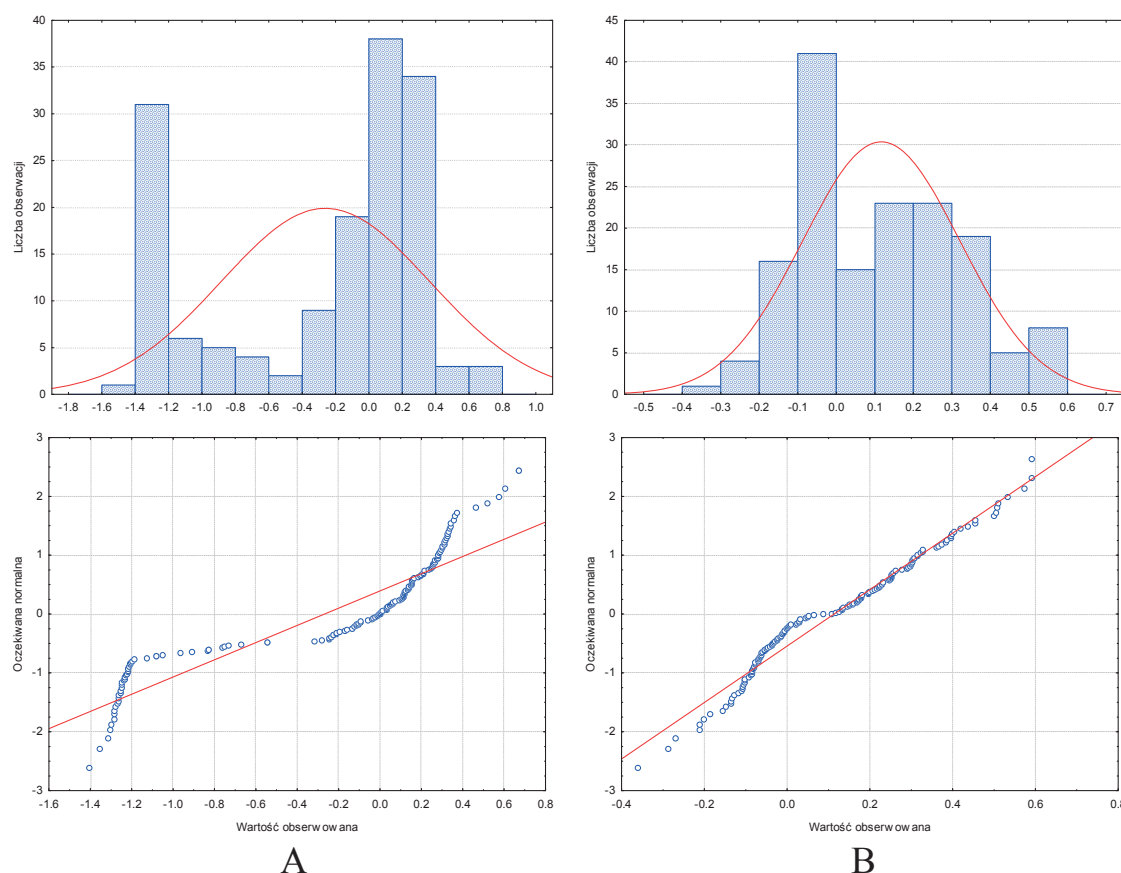
Analiza przestrzennego rozkładu błędu na analizowanym fragmencie wału wykazała, że korona wału była obciążona najmniejszymi błędami które nie przekraczały najczęściej wartości z przedział od -0,2 do 0,2 m. Wyższe błędy występowały u podstawy wału zarówno od strony odwodnej i odpowietrznej. W obu przypadkach odwzorowane wały na numerycznych modelach terenu obciążone były błędem systematycznym w związku z tym istnieje możliwość poprawienia ich odwzorowania przy wykorzystaniu dostępnych narzędzi w programie ArcGIS.

Tabela 3. Wielkości błędów odwzorowania wałów na NMT-TIN i NMT-LIDAR
Table. 3. Result of a embankments NMT-TIN and NMT-LIDAR evaluation

Miara błędu	Jednostka	Wał	
		TIN	LIDAR
Min	m	-1,86	-0,33
Max	m	1,46	0,57
RMSE	m	0,72	0,12
SD	m	0,57	0,11
ME	m	-0,44	0,05

3.3. Analiza dokładności NMT przewałów

Odmienną sytuację zaobserwowano na przewale wałowym. Rozkłady błędów na przewale zarówno na NMT-TIN oraz NMT-LIDAR odbiegały od rozkładu normalnego (rys. 3). W związku z tym analiza dokładności została wykonana według metodyki zaproponowanej przez Höhle i Höhle [8], która pozwalała na lepszy opis dokładności odwzorowania przewałów wałowych na NMT.



Rys. 3. Histogramy i wykresy normalności błędów odwzorowania przelewów wałowych na numerycznych modelach terenu A – NMT-TIN i B – NMT-LIDAR
Fig. 3. Histogram and normal Q-Q plots for the distribution of errors for embankments control structure; A – NMT-TIN and B – NMT-LIDAR

W przypadku NMT-TIN zaobserwowano, że przewał wałowy nie został praktycznie uwzględniony. Wielkości błędów były niższe od tych notowanych na wałach i wahały się w zakresie od -1,40 do 0,67 m (tab. 4). Najczęściej w miejscu rozpatrywanego przewalu wałowego występowały błędy z zakresu od -0,2 do 0,4 m i stanowiły 59%. Z częstotliwością 20%; występowały błędy z zakresu od -1,4 do -1,2 m. Analiza rozkładu błędów na poszczególnych elementach przewalu wałowego wykazała, że największy błąd występuje na koronie, wartości bezwzględne błędów wahały się najczęściej w granicy od 1,0 do 1,4 m, co potwierdza przypuszczenie, że na NMT-TIN przewał nie został uwzględniony. Zdecydowanie mniejsze błędy występowały w miejscu skarp odwodnej i odpowietrznej, niecki wypadowej i progu gdzie błędy na ogół wynosiły $\pm 0,4$ m. Błędy bezwzględne z zakresu od 0,4 do 1,0 m występowały na

początku i końcu przeważu wałowego w miejscu połączenia z wałem. Wartość błędu odwzorowania przeważu wałowego na NMT-TIN obliczona jako bezwzględne odchylenie do mediany NMAD wynosi 0,41 m, a błędy z zakresu $\pm 0,6$ m występowały z częstotliwością 68%.

Tabela 4. Wielkości błędów odwzorowania przeważów wałowych na NMT w postaci TIN i LIDAR

Table. 4. Result of a embankments control structure NMT-TIN and NMT-LIDAR evaluation

Miara błędu	Jednostka	Przeważ	
		TIN	LIDAR
Min	m	-1,40	-0,36
Max	m	0,67	0,59
$\check{Q}_{\Delta n}(0,5)$	m	0	0,11
NMAD	m	0,41	0,24
$\check{Q}_{ \Delta n }(0,683)$	m	0,61	0,23
$\check{Q}_{ \Delta n }(0,95)$	m	1,27	0,46

Nieco gorzej niż wały został przedstawiony na NMT-LIDAR przeważ wałowy. Wielkości błędów wahały się w zakresie od -0,36 do 0,59 m (tab. 4). Rozkład błędów odbiega od rozkładu normalnego i charakteryzuje się lekką asymetrią prawostronną. Najczęściej wielkości błędów na rozpatrywanym przeważu wałowym wahały się w granicach od -0,1 do 0 m i stanowiły około 26%, natomiast błędy z zakresu od 0,1 do 0,3 m stanowiły 29%. Analiza przestrzennego rozkładu błędów wykazała, że najlepiej na numerycznym modelu terenu został odzwierciedlony próg na niecce wypadkowej wartości bezwzględne błędów nie przekraczały 0,1 m nieco większe błędy występowały na koronie przeważu jednak nie przekraczały wartości z zakresu $\pm 0,2$ m. Największe błędy występowały na skarpach przeważu zarówno od strony odwodnej i odpowietrznej. Znormalizowane odchylenie bezwzględne od mediany NMAD odwzorowania przeważów na NMT-LIDAR wynosi 0,11 m, a wielkości błędów w 68% mieściły się w zakresie $\pm 0,23$ m.

Z praktycznego punktu widzenia bardzo ważne jest prawidłowe odzwierciedlenia przelewów wałowych, szczególnie korony przelewu, która decyduje o momencie rozpoczęcia pracy polderu podczas występowania powodzi w dolinie rzeki Warty, czasie napełniania polderu oraz wydatku samej budowl.

4. Podsumowanie

Dokładność odwzorowania korony zarówno wałów przeciwpowodziowych jak i przelewów wałowych jest szczególnie istotna przy wyznaczaniu powierzchni i objętości polderu, a zwłaszcza do budowy modelu służącego do analizy pracy polderu przy przejściu fali wezbraniowej. Wyznaczone rzędne korony przelewów determinować będą moment, w którym zaczną one pracować i rozpocznie się napełnianie polderu. Niewłaściwe wyznaczenie rzędnych korony przelewów powodować może błędne oszacowanie ścięcia fali powodziowej przez polder (np. poprzez zaniżoną objętość polderu). Błędy te mogą przenosić się dalej, co może niekorzystnie wpłynąć na prognozowanie przejścia fali powodziowej przez tereny leżące poniżej polderu.

W pracy wykazano, że jakość danych wysokościowych do modelowania wałów oraz przelewów wałowych, pozyskanych z NMT dla tych elementów systemów ochrony przeciwpowodziowej jest zazwyczaj niewystarczająca. W niektórych przypadkach (NMT-TIN) nie można właściwie mówić o modelowaniu przewałów. Błędy NMT-LIDAR w granicach 0,3 m dla praktycznie też wykluczają je do modelowania wałów oraz przelewów wałowych. W związku z tym, o ile generowanie NMT na podstawie powyższych danych źródłowych (LIDAR, czy też zdjęć lotniczych) jest dopuszczalne – mówimy tu tylko o topografii terenu polderu, to bazowanie na powyższych danych w celu oszacowania objętości polderu i modelowania pracy polderu jest już niedopuszczalne ze względu na dość duże błędy odwzorowania wałów oraz przelewów wałowych. Konieczne jest tutaj poprawienie powyższych NMT chociażby poprzez bezpośrednie pomiary terenowe np. GPS samych wałów i przelewów wałowych.

Niniejsza praca zrealizowana i sfinansowana została w ramach projektu badawczego nr 7449/B/T02/2011/40

Literatura

1. **Anderson E. S., Thompson J. A., Crouse D. A., Austin R. E.:** *Horizontal resolution and data density effects on remotely sensed LIDAR-based DEM.* Geoderma, Volume 132, Issues 3–4, 406–415 (2006).
2. **Ardiansyah P. O. D., Yokoyama R.:** *DEM generation method from contour lines based on the steepest slope segment chain and a monotone interpolation function.* ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, Volume 57, Issues 1–2, 86–101 (2002).

3. **Caviedes-Voulliéme D., García-Navarro P., Murillo J.:** *Influence of mesh structure on 2D full shallow water equations and SCS curve number simulation of rainfall/runoff events*, Journal of Hydrology, Available online 16 April 2012.
4. **Coveney S., Fotheringham A.S., Charlton M., McCarthy T.:** *Dual-scale validation of a medium-resolution coastal DEM with terrestrial LiDAR DSM and GPS*. Computers & Geosciences, Volume 36, Issue 4, 489–499 (2010).
5. **Hashimoto T.:** *DEM generation from stereo AVNIR images*. Advances in Space Research, Volume 25, Issue 5, 931–936 (2000).
6. **Hengl T., Gruber S., Shrestha D.P.:** *Reduction of errors in digital terrain parameters used in soil-landscape modeling*. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, Volume 5, Issue 2, 97–112 (2004).
7. **Hladik Ch., Alber M.:** *Accuracy assessment and correction of a LIDAR-derived salt marsh digital elevation model*. Remote Sensing of Environment, Volume 121, 224–235 (2012).
8. **Höhle J., Höhle M.:** *Accuracy assessment of digital elevation models by means of robust statistical methods*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 64, 398–406 (2009).
9. **Horritt M.S., Bates P.D., Mattinson M.J.:** *Effects of mesh resolution and topographic representation in 2D finite volume models of shallow water fluvial flow*. Journal of Hydrology, Volume 329, Issues 1–2, 306–314 (2006).
10. **Kornus W., Alamús R., Ruiz A., Talaya J.:** *DEM generation from SPOT-5 3-fold along track stereoscopic imagery using autocalibration*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, Volume 60, Issue 3, 147–159 (2006).
11. **Li J., Wong D. W. S.:** *Effects of DEM sources on hydrologic applications*. Computers, Environment and Urban Systems, Volume 34, Issue 3, 251–261 (2010).
12. Projekt budowlano-wykonawczy „Polder Majdany – podwyższenie wału prawostronnego rzeki Ner i Warty gm. „Dąbie” – Hydroprojekt 2002.
13. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dn. 20 grudnia 1996 r. w sprawie Warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać obiekty budowlane gospodarki wodnej i ich usytuowanie. Dz. Ustaw nr 21 poz. 111 z dn. 20 grudnia 1996 r.
14. **Shafique M., van der Meijde M., Kerle N., van der Meer F.:** *Impact of DEM source and resolution on topographic seismic amplification*. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, Volume 13, Issue 3, 420–427 (2011).

15. **Sroka Z., Walczak Z., Wosiewicz B.J.:** *Analiza ustalonych przepływów wód gruntowych metodą elementów skończonych. Oprogramowanie inżynierskie.* Wydawnictwa Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań, 178, (2004).
16. **Suárez J.P., Plaza A.:** *Four-triangles adaptive algorithms for RTIN terrain meshes.* Mathematical and Computer Modelling, Volume 49, Issues 5–6, 1012–1020 (2009).
17. **Taud H., Parrot J.-F., Alvarez R.:** *DEM generation by contour line dilation.* Computers & Geosciences, Volume 25, Issue 7, 775–783 (1999).
18. **Tinghua Ai, Jingzhong Li.:** *A DEM generalization by minor valley branch detection and grid filling.* ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, Volume 65, Issue 2, 198–207 (2010).
19. **Vaze J., Teng J., Spencer G.:** *Impact of DEM accuracy and resolution on topographic indices,* Environmental Modelling & Software, Volume 25, Issue 10, 1086–1098 (2010).
20. **Xie K., Wu Y., Ma X., Liu Y., Liu B., Hessel R.:** *Using contour lines to generate digital elevation models for steep slope areas: a case study of the Loess Plateau in North China,* CATENA, Volume 54, Issues 1–2, 161–171 (2003).
21. **Zhou Q., Chen Y.:** *Generalization of DEM for terrain analysis using a compound method,* ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, Volume 66, Issue 1, 38–45 (2011).

Assessment of Mapping of Embankments and Control Structure on Digital Elevation Model Based upon Majdany Polder

Abstract

The aim of this study was to assess the accuracy of mapping of embankments and embankments control structure as the most important elements affecting the Majdany polder hydraulic characteristics. The polder was built between 1965 and 1969 years as part of the drainage valley Tralalka. Area of the polder is equal to around 580 hectares. Capacity is equal up to 3.7 million m³. The polder is located about 4 km southeast of the city Kolo, in the valleys of the Warta, Ner and Rgilewka river network. The paper presents an analysis of the accuracy of the available digital elevation models (DEM) for Majdany polder in TIN format, which were worked out in 2009 on a scale 1:10 000. DEM worked out in 2011 based up on LIDAR data is presented in a scale 1:2 500. DEM in 2009 was worked out on the basis of aerial photographs in the scale of 1:26 000 and is available in the form of TIN, and LIDAR DTM-made ISOK project was based on

airborne laser scanning (LIDAR) and it is available in LAS format. An assessment was carried out in the section embankments about 1.4 kilometers representing 21% of the total length of the embankments on the polder and one of embankment control structure 218 m in length. A total of 651 measurements with Sokkia GPS was done including 496 and 155 measurements on embankment and control structure respectively. DEM accuracy assessment was performed separately for embankments and control structures. Due to the fact that the distribution of errors of embankments was close to a normal distribution, the following statistical measures were used: Root Mean Square Error (RMSE), mean error (ME) average and standard deviation (SD). Due to the fact that the distribution of the error for embankment control structure on DEM significantly deviates from a normal distribution robust statistical methods like: median, Normalized Median Absolute Deviation (NMAD), 68.3% and 95% quartile was applied.

The study showed that the data quality obtained from DEM are usually not sufficient for modeling embankment and control structure. Therefore, if the DEM generate the above data source (LIDAR or aerial images) is acceptable – talking only of polder topography, in order to estimate the volume and modeling its work unacceptable due to the relatively large errors in the mapping embankment control structures. It is necessary improve these DEM even by direct measurements of the same terrain such as GPS-RTK devices.



Usuwanie ortofosforanów ze ścieków syntetycznych o neutralnym i alkalicznym odczynie z wykorzystaniem metody roztwarzania metali i elektrokoagulacji

*Izabela Wysocka, Marta Kisielewska,
Marek Romuald Rynkiewicz, Sylwia Konopka
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wstęp

Ze względu na coraz większą świadomość społeczną, poszukuje się nowych lepszych rozwiązań służących oczyszczaniu ścieków. Czyli metod bardziej efektywnych, ale również tańszych, by mogły znaleźć zastosowanie na szeroką skalę. Dotyczy to zarówno metod oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych, jak i przemysłowych [2, 4, 5, 7, 9, 11].

Od wielu lat głównym problemem wielu oczyszczalni ścieków są związki biogenne. Szeroko rozwinięte, wysoce skuteczne metody oparte na procesach biologicznych wymagają dużej dyscypliny prowadzenia procesów, nie zawsze gwarantują osiągnięcie zadawalających efektów [7]. Często, gdy pojawia się problem usuwania związków fosforu, metody te wymagają wspomagania procesami fizykochemicznymi np. procesami koagulacji [7].

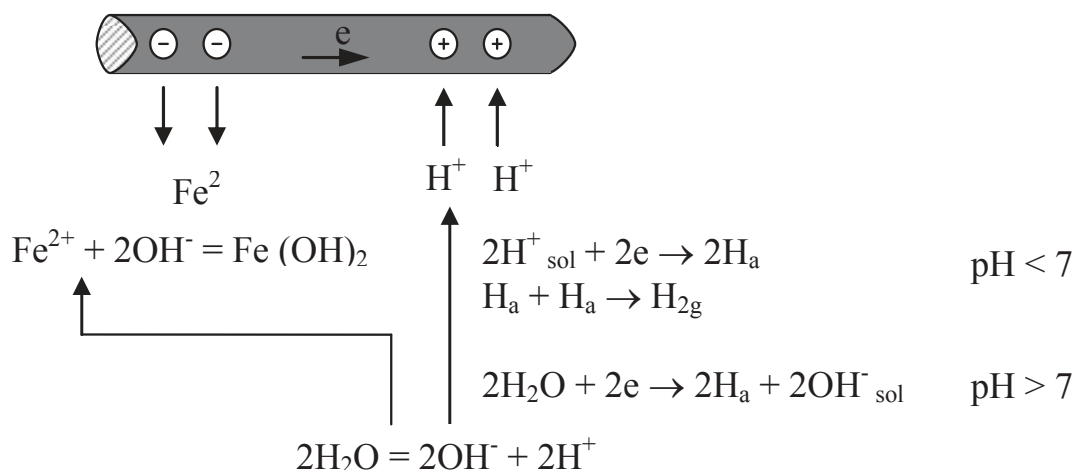
Procesy koagulacji oparte są najczęściej na dozowaniu soli żelaza, glinu czy wapnia. Sole te będą z pewnością powodowały wytrącanie się fosforanów, będą powodowały również destabilizację istniejących w ściekach układów koloidalnych (w tym zawierających związki fosforu) umożliwiając ich aglomerację a następnie poprzez sedymentację, flotację czy filtrację oddzielenie ich od ścieków [7].

Metody fizykochemiczne, jak każda z metod posiadają swoje wady i zalety. Koagulacja solami glinu, żelaza czy wapnia, należą do metod „technologicznie dojrzałych”, o wysokiej efektywności i niskich kosztach eksploatacji [7]. Nie znaczy to jednak, że nie podejmowane są próby poprawy ich efektywności, czy obniżenia kosztów eksploatacyjnych.

Coraz większe zainteresowanie budzą metody oparte na wykorzystaniu metali na 0 stopniu utlenienia, w tym szczególnie metoda elektrokoagulacji [5, 6, 7, 9, 13].

Do metod wykorzystujących żelazo na „0” stopniu utlenienia zaliczyć należy również metodę roztrawiania metali, wykorzystującą zachodzące w ściekach procesy korozyjne zanurzonych elektrod [9–12].

W przypadku elektrod wykonanych są ze stali, do ścieków przedostają się jony żelaza, zgodnie z poniższym schematem.



Rys. 1. Korozja żelaza w wodach nie zawierających tlenu

Fig. 1. Iron corrosion scheme in anaerobic water solutions

Dalej procesy przebiegają, podobnie jak w innych metodach opartych na koagulacji.

W ramach niniejszego artykułu porównana została efektywność oczyszczania ścieków o odczynie neutralnym i lekko alkalicznym, z użyciem elektrokoagulacji i metody roztrawiania metali (opartej na wykorzystaniu żelaza na zerowym stopniu utlenienia). Efektywność określona została pod względem skuteczności usuwania ortofosforanów. Dodatkowym parametrem porównawczym jest wartość pH ścieków po procesie oczyszczania, oraz zawartość żelaza ogólnego – jako wtórnego zanieczyszczenia ścieków.

2. Metodyka

2.1. Opis stanowiska badawczego

Stanowisko badawcze składało się z 6 szklanych reaktorów o pojemności 2,5 dm³ każdy. Reaktory 1, 2 i 3 przeznaczone zostały do badań z użyciem metody roztwarzania metali, natomiast w reaktorach 4, 5 i 6 przeprowadzono elektrokoagulację.

Wypełnienie każdego z reaktorów stanowiło 10 wpracowanych stalowych elektrod: 5 anodowych płytek ze stali czarnej i 5 katodowych płytek ze stali nierdzewnej (0).

Tabela 1. Skład elektrod

Table 1. Elements composition of electrodes

Rodzaj stali / rodzaj elektrody	Zawartość [%]								
	C	Mn	P	Al	N	S	Si	Cr	Ni
Stal czarna / anoda	0,130	0,52	0,011	0,043	0,006	0,005	–	–	–
Stal nierdzewna / katoda	0,024	1,64	0,027	–	0,049	0,002	0,39	10,1	8,1

Elektrody zostały ustawione naprzemiennie (w odległości 5 mm od siebie) i unieruchomione. W reaktorach, w których stosowano metodę roztwarzania metali, zostały połączone za pomocą miedzianego drutu, aby zapewnić między nimi przepływ prądu. W reaktorach, gdzie zastosowano elektrokoagulację, do każdej elektrody podłączono źródło prądu stałego o natężeniu 0,1 A na jeden reaktor. Powierzchnia zanurzonych w ściekach elektrod wynosiła 1414 cm².

Ścieki w reaktorach były poddawane ciągłemu mieszaniu przy zastosowaniu mieszadeł magnetycznych, szybkość mieszania wynosiła ok. 150 obrotów na minutę.

2.2. Rodzaj zastosowanych ścieków

W badaniach posłużono się ściekami syntetycznymi. Sporządzano je w dużym zbiorniku, a następnie umieszczano odpowiednią ilość w reaktorach. Zostały sporządzone z wody wodociągowej, do której do-

dano diwodorofosforan (V) potasu (KH_2PO_4). Odczyn ścieków regulowano 1M kwasem azotowym (V) – (HNO_3), i/lub 1M zasadą potasową (KOH). Do badań zastosowano ścieki o odczynie neutralnym (7,0 pH) i lekko alkalicznym (8,0 pH). Pomiar wartości pH przeprowadzono za pomocą pH-metru. Zawartości fosforu wynosiła 10,5–12,5 mg P/dm³.

2.3. Zastosowane metody analityczne

Próby pobierano w odpowiednich odstępach czasowych, następnie sączone przez średniej twardości sączonek, w celu oddzielenia zawiesiny. Zarówno zawartość ortofosforanów, jak i żelaza w próbkach analizowana była metodą kolorymetryczną przy zastosowaniu spektrofotometru dwuwiązkowego. Analizy wykonywano z zastosowaniem dostarczonych przez producenta odczynników, zgodnie z proponowanymi przez producenta metodami pomiarowymi.

Bezpośrednio w reaktorach wykonywano również pomiary wartości pH z użyciem pH-metru.

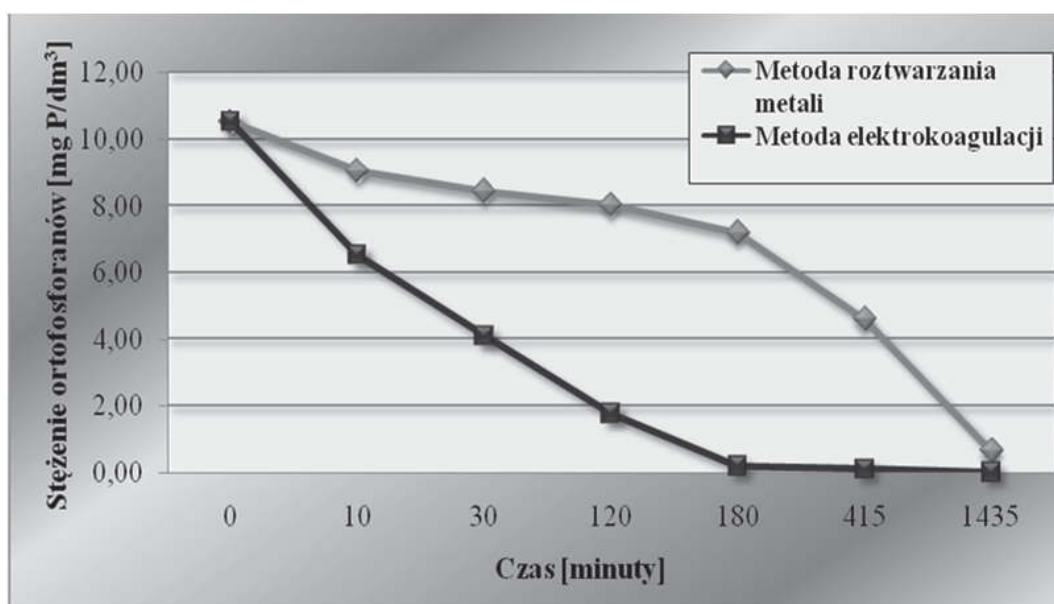
Wyniki pomiarów z tej samej grupy reaktorów przedstawiono jako średnią arytmetyczną.

3. Omówienie wyników

Temat badawczy pracy obejmował analizę defosfatacji (a ściślej usuwania ortofosforanów ze) ścieków syntetycznych przy użyciu żelaza wydzielonego z korodujących elektrod stalowych. Zastosowano tu reaktory z elektrodami korodującymi samorzutnie – roztwarzanie metali, jak i reaktory z elektrodami, których korozja została zintensyfikowana poprzez podłączenie do stałego prądu – metoda elektrokoagulacji. W obu przypadkach zaobserwowano znaczący efekt redukcji stężenia ortofosforanów w oczyszczanych ściekach.

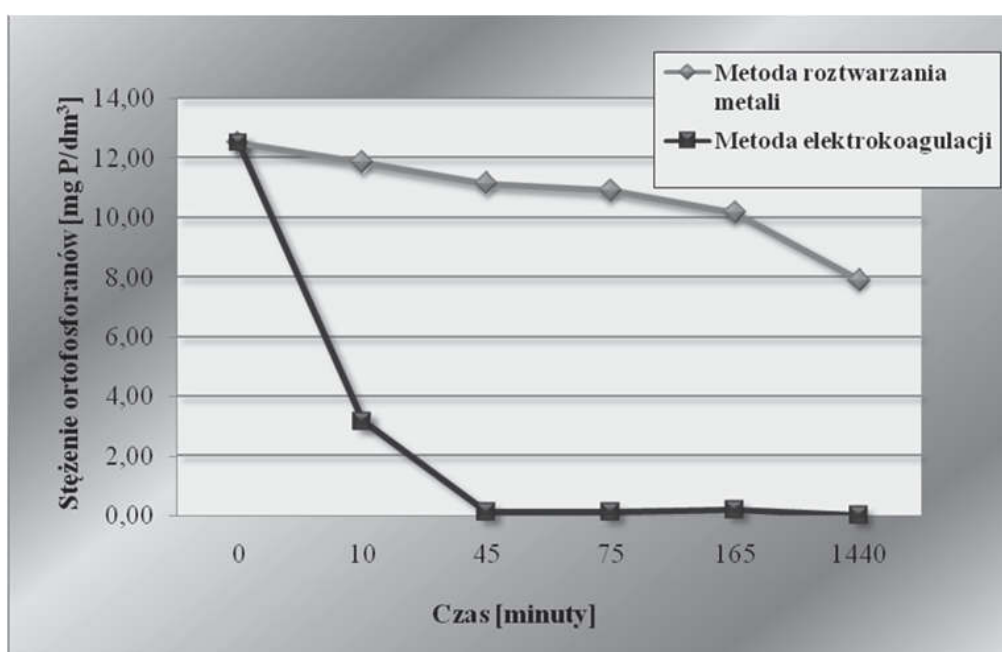
Elektrokoagulacja zastosowana w reaktorach z lekko alkalicznymi ściekami pozwoliła na 100% usunięcie ortofosforanów w 415 minucie trwania badań. Pomiar wykonany po 10 min od rozpoczęcia oczyszczania ścieków syntetycznych wykazał spadek zawartości ortofosforanów o 38%, natomiast w 180 minucie było to już 99% (rys. 2).

W przypadku badań prowadzonych z użyciem ścieków syntetycznych o odczynie obojętnym całkowity spadek ortofosforanów zanotowano po 1440 minutach, jednakże już po 45 minutach redukcja stężenia wynosiła 99%. Pierwszy pomiar wykonany po 10 minutach pokazał spadek ortofosforanów o 75% (rys. 3).



Rys. 2. Usuwanie ortofosforanów ze ścieków lekko alkalicznych, z użyciem elektrokoagulacji i metody roztworzenia metali

Fig. 2. Orthophosphates removal from wastewaters with pH = 8 with the electrocoagulation and metals dissolution method



Rys. 3. Usuwanie ortofosforanów ze ścieków obojętnych, z użyciem elektrokoagulacji i metody roztworzenia metali

Fig. 3. Orthophosphates removal from wastewaters with pH = 7 with the electrocoagulation and metals dissolution method

W reaktorach w których zastosowano metodę roztwarzania metali (bez użycia prądu), defosfatacja zachodziła wyraźnie wolniej w obu przypadkach (ścieki o obojętne i lekko alkaliczne). Metoda ta, w ściekach lekko alkalicznych pozwoliła, w 1435 minucie badań na zmniejszenie stężenia ortofosforanów o 94%. Stanowiło to 0,64 mg P/dm³ (rys. 2).

Efektywność usuniętych ortofosforanów ze ścieków obojętnych zmierzona po 1440 minutach wynosiła już zaledwie 37% (rys. 3).

Porównanie efektywności dwóch metod – elektrokoagulacji i metody roztwarzania metali, przy obu rodzajach zastosowanych ścieków syntetycznych wskazuje na wyższą efektywność elektrokoagulacji. Różnica sprawności usuwania ortofosforanów w zależności od czasu trwania doświadczenia wynosiła od 69% (pierwsze 10 min) do 88 % (po upływie 45 min) w przypadku ścieków obojętnych. A w przypadku ścieków lekko alkalicznych od 25% po 10 min do 67% po 180 min.

Pomimo nieznacznej różnicy odczynów zastosowanych ścieków efektywność zastosowanych metod (zarówno elektrokoagulacji jak i metody roztwarzania metali) była bardzo różna.

Usuwanie fosforu ze ścieków ma miejsce głównie na skutek tworzenia się FePO₄ oraz adsorpcji na powierzchni wodorotlenków żelaza [1]. Wpływ odczynu początkowego na efektywność usuwania fosforu ze ścieków metodą elektrokoagulacji (elektrody – Fe⁰) badali również Irdemez i inni [3], tłumacząc lepszą efektywność usuwania fosforu przy zastosowaniu ścieków obojętnych, mniejszą rozpuszczalnością FePO₄ oraz flokulacją cząsteczek Fe(OH)₃ (jako dominującej formy żelaza występującej przy takim odczynie) [3].

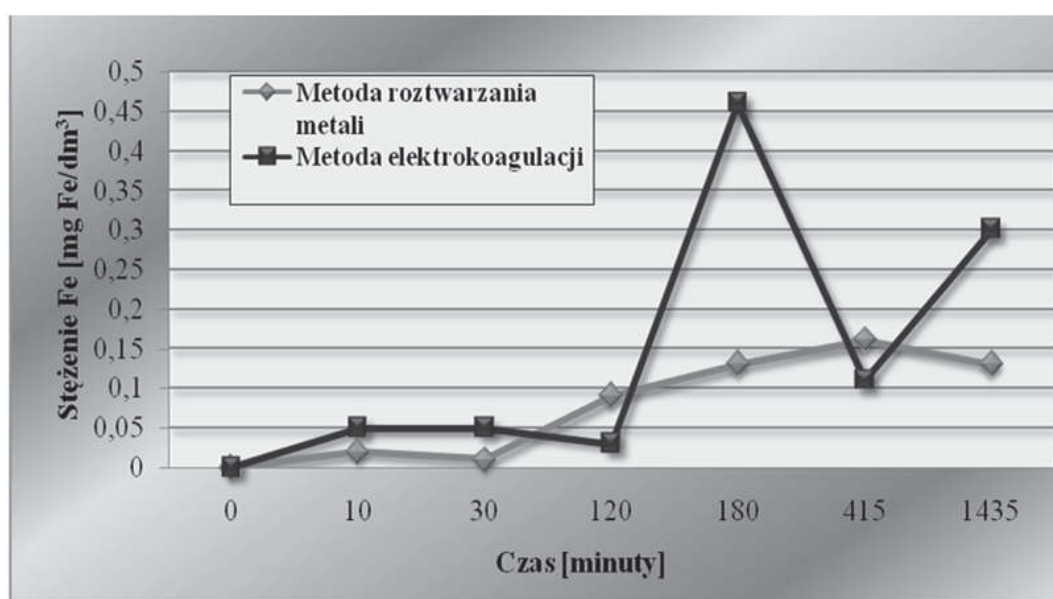
W przypadku metody roztwarzania metali mechanizm usuwania fosforu jest podobny, ale odczyn dodatkowo może wpływać na szybkość procesów korozyjnych. Jednak w zakresie 7 i 8 pH szybkość procesów korozyjnych jest niewielka i porównywalna [8]. Z tego względu zapewne efektywność metody elektrokoagulacji jest dużo wyższa i aby osiągnąć podobne efekty wymagany jest znacznie dłuższy czas kontaktu ścieków z korodującymi elektrodami.

Nie tylko odczyn ścieków wpływa na efektywność poszczególnych metod. Inne parametry ścieków (np. ilość i jakość innych zanieczyszczeń rozpuszczonych w ściekach czy choćby temperatura) również będą w znaczący sposób wpływały na ich efektywność [11]. Dlatego wybierając metodę należy uwzględnić dane i informacje ściśle odpo-

wiadające rodzajom oczyszczanych ścieków. Niewielkie zmiany parametrów mogą znacząco wpłynąć na efektywność końcową metody.

Równocześnie ze spadkiem zawartości ortofosforanów w ściekach oczyszczanych metodą elektrokoagulacji czy roztwarzania metali, wzrastało stężenie żelaza ogólnego, które należałoby traktować jako „zanieczyszczenie wtórne”. Podczas badań zostało zmierzone stężenie żelaza ogólnego, które nie przereagowało i pozostało w toni ścieków w formie rozpuszczonej, bądź koloidalnej.

Zdecydowanie większe stężenie żelaza stwierdzono podczas badań w ściekach oczyszczanych metodą elektrokoagulacji, gdzie korozja elektrochemiczna elektrod pobudzana była poprzez podłączenie do źródła prądu stałego. W ściekach lekko alkalicznych zawartość żelaza ogólnego wzrastała od $0,03 \text{ mg Fe/dm}^3$ do maksymalnej wartości $0,46 \text{ mg Fe/dm}^3$ (rys. 4).

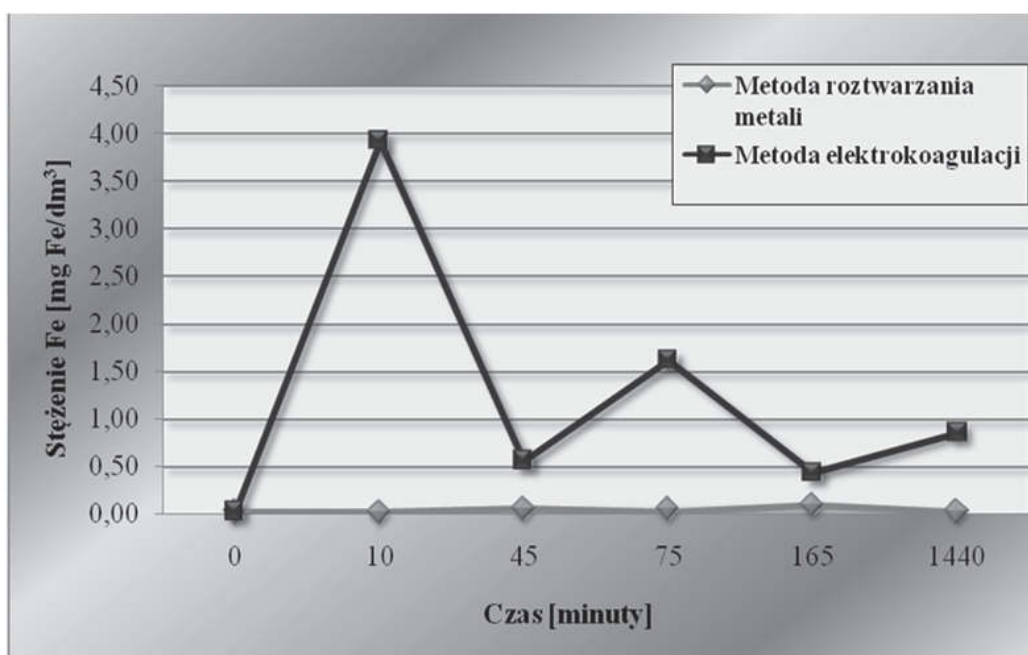


Rys. 4. Stężenie żelaza ogólnego w ściekach lekko alkalicznych, oczyszczanych metodą roztwarzania metali i elektrokoagulacji

Fig. 4. Total iron concentration in wastewater (8 pH) treated with metal dissolution method and electrocoagulation

Widoczny wzrost koncentracji żelaza w ściekach obserwowano w czasie gdy odnotowywano znaczącą redukcję ortofosforanów. Jednak wyniki pomiarów wykonywanych na ściekach do momentu usunięcia ortofosforanów nie wykazywały jednostajnej tendencji wzrostowej, ulegały

widocznym wahaniem. Spowodowane to mogło być procesami aglomeracji cząsteczek, które zależą od wielu czynników, nie tylko od odczynu ścieków. Podobne wahania stężenia żelaza ogólnego można zauważyć w ściekach obojętnych. Maksymalna odnotowana wartość wynosiła aż $3,95 \text{ mg Fe/dm}^3$ (rys. 5). Ale w 45 minucie badań z użyciem elektrokoagulacji (gdy osiągnięto już ponad 90% skuteczność usuwania ortofosforanów) stężenie jonów żelaza wynosiło $0,51 \text{ mg Fe/dm}^3$ (rys. 5).



Rys. 5. Stężenie żelaza ogólnego w ściekach obojętnych, oczyszczanych metodą roztwarzania metali i elektrokoagulacji

Fig. 5. Total iron concentration in wastewater (7 pH) treated with metal dissolution method and electrocoagulation

Podczas badań przy użyciu metody roztwarzania metali, bez użycia prądu stałego, zmiany stężenia jonów żelaza nie były tak nieregularne, jak w przypadku elektrokoagulacji. Jednocześnie koncentracja jonów żelaza była praktycznie zawsze niższa w przypadku stosowania metody roztwarzania metali. Korozja elektrod anodowych zachodziła tu bez wątpienia wolniej. W reaktorach, gdzie oczyszczane były ścieki lekko alkaliczne zanotowano wzrost zawartości żelaza ogólnego z zerowego początkowego stężenia do maksymalnie $0,16 \text{ mg Fe/dm}^3$ (rys. 4). W badaniach prowadzonych na ściekach obojętnych zawartość żelaza ogólnego,

mimo lekkich wahań oscylowała wokół stężenia początkowego, czyli $0,03 \text{ mg Fe/dm}^3$ (0). Maksymalne odnotowane stężenie żelaza ogólnego wynosiło $0,04 \text{ mg Fe/dm}^3$ (rys. 5). Owocowało to jednak jedynie 36,6% spadkiem zawartości ortofosforanów po upływie 1440 min kontaktu ścieków z elektrodami.

Większa ilość wprowadzonego żelaza do ścieków w przypadku metody elektrokoagulacji sugeruje, iż należy spodziewać się wyższych kosztów związanych z zakupem elektrod. Elektrody w tym przypadku będą się zużywały dużo szybciej.

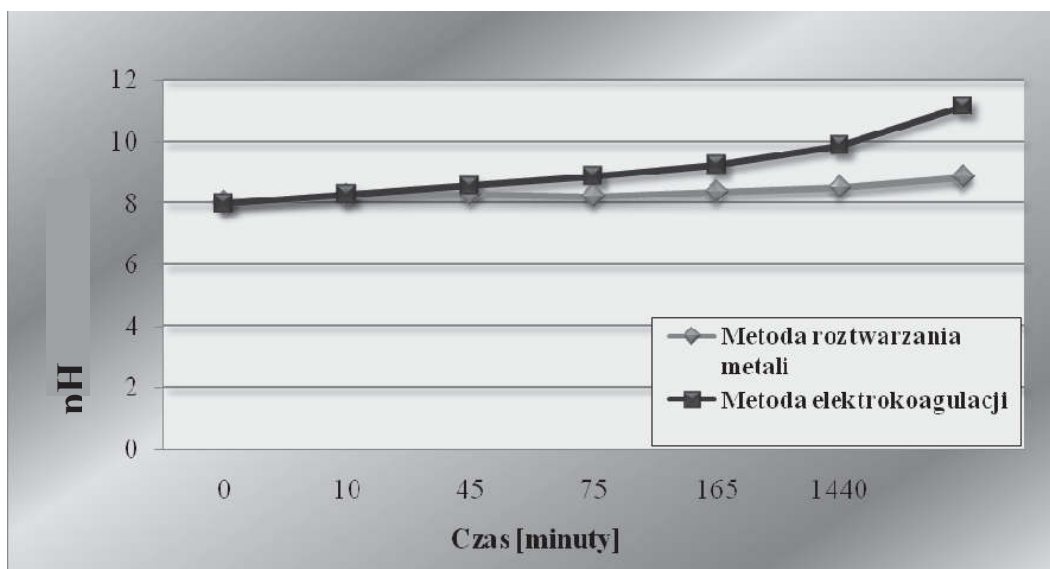
Rozpatrując kwestię kosztów należy również wziąć pod uwagę konieczność dostarczenia energii podczas prowadzenia procesu elektrokoagulacji, czego nie wymaga metoda roztwarzania metali.

Równoległe ze wzrostem zawartości jonów żelaza w ściekach, wzrastała wartość pH ścieków. Przyczyną jest tworzenie się w roztworze szeregu alkalicznych tlenków i wodorotlenków żelaza [3]. A w przypadku, gdy badane metody będą stanowiły jeden z etapów procesu oczyszczania ścieków, nie jest to bez znaczenia.

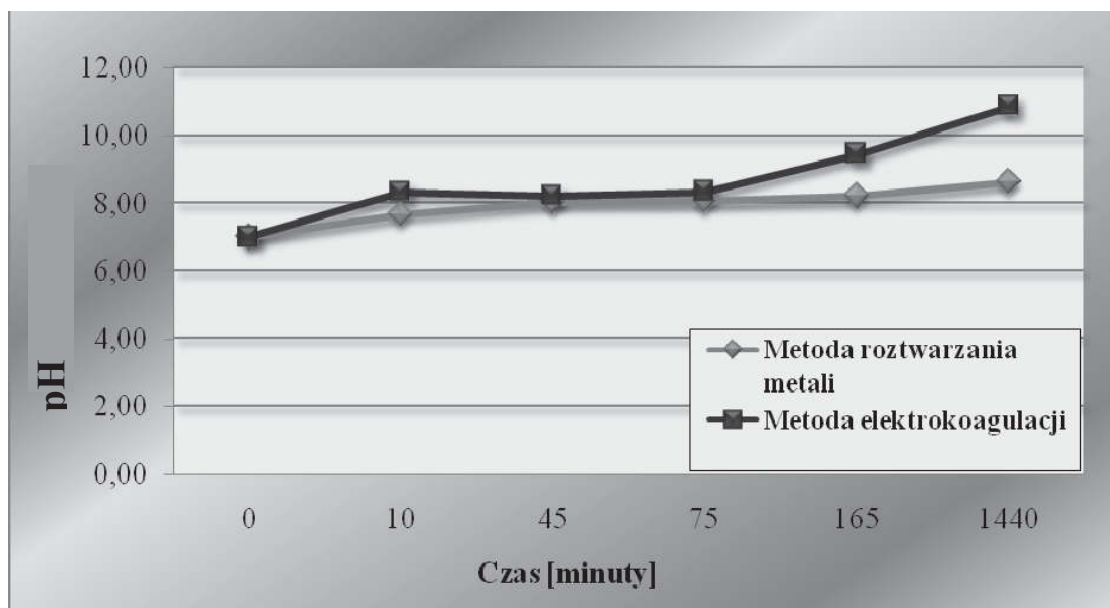
Nieco wyższy wzrost pH oczyszczanych ścieków wystąpił w reaktorach wykorzystujących elektrokoagulację. Zapewne na skutek większej ilości powstających alkalicznych tlenków i wodorotlenków żelaza. W ściekach lekko alkalicznych, zanotowano wzrost z 8,0 pH do wartości 9,8 pH po 415 minutach trwania badań (całkowita defosfatacja) (rys. 6).

W drugiego rodzaju ściekach wartość pH wzrastała od początkowego 7,0 pH do poziomu 10,9 pH w 1440 minucie (rys. 7).

Wartość pH ścieków oczyszczanych metodą roztwarzania metali wzrosła natomiast z początkowego 8,0 pH do wartości 8,8 pH (1435 min.), oraz z początkowego 7,0 pH do 8,6 pH po 1440 minutach (rys. 6). Tutaj prawdopodobnie ze względu na mniejszą ilość roztwarzanego do roztworu żelaza, ilość powstających alkalicznych tlenków i wodorotlenków tego pierwiastka była znacznie niższa.



Rys. 6. Zmiany wartości pH w ściekach o lekko alkalicznym odczynie początkowym, oczyszczanych metodą roztworzenia metali i elektrokoagulacji
Fig. 6. The pH value in wastewater (8 pH) treated with metal dissolution method and electrocoagulation



Rys. 7. Zmiany wartości pH w ściekach o obojętnym odczynie początkowym, oczyszczanych metodą roztworzenia metali i elektrokoagulacji
Fig. 7. The pH value in wastewater (7 pH) treated with metal dissolution method and electrocoagulation

4. Podsumowanie

Stosowanie metody elektrokoagulacji może nieść za sobą wyższe koszty procesu oczyszczania ścieków niż w przypadku metody roztwarzania metali. Dzieje się tak ze względu na użycie zewnętrznego źródła energii elektrycznej oraz potrzebę częstszej wymiany elektrod, które się szybciej zużywają.

Metoda elektrokoagulacji pozwala na wyeliminowanie ortofosforanów ze ścieków w krótszym czasie niż metoda roztwarzania metali. Ale różnica efektywności w dużej mierze zależy od rodzaju oczyszczanych ścieków. Podczas oczyszczania ścieków o odczynie obojętnym różnica efektywności jest dużo większa niż w przypadku oczyszczania ścieków o odczynie lekko alkalicznym.

Stężenie jonów żelaza pozostających w ściekach oczyszczanych zarówno metodą elektrokoagulacji, jak i roztwarzania metali, nie przekracza prawnie dopuszczalnej zawartości żelaza w ściekach wprowadzanych do wód lub do ziemi. Podczas stosowania metody elektrokoagulacji jest jednak wyższe, niż podczas stosowania metody roztwarzania metali.

Większą zmianę wartości pH podczas procesu oczyszczania ścieków, zanotowano podczas stosowania metody elektrokoagulacji niż podczas metody roztwarzania metali.

Literatura

1. **Eilbeck W.J., Mattack G.:** *Chemical Processes in Wastewater Treatment*. John-Wiley and Sons, West Sussex, 1987.
2. **Filipkowska U.:** *Efficiency of Black DN adsorption onto chitin in air-lift reactor*. Polish Journal of Environmental Studies, 13 (5), 503–508 (2004).
3. **İrdemez Ş., Demircioğlu N., Yildiz Y.Ş.:** *The effects of pH on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with iron plate electrodes*. Journal of Hazardous Materials, B137, 1231–1235 (2006).
4. **Klimiuk E., Filipkowska U., Wojtasz-Pająk A.:** *The effect of pH and chitin preparation on adsorption of reactive dyes*. Polish Journal of Environmental Studies, 12 (5), 575–588 (2003).
5. **Lai P., Zhao H., Wang Ch., Ni J.:** *Advanced treatment of coking wastewater by coagulation and zero-valent iron processes*. Journal of Hazardous Materials, 147, 232–239 (2007).
6. **Schönborn A., Züst B., Underwood E.:** *Long Term Performance of the Sand-Plant-Filter Schattweid Switzerland*. Water Science And Technology, 35 (5), 307–314 (1997).

7. **Simate G.S., Cluett J., Iyuke S.E., Musapatika E.T., Ndlovu S., Walubita L.F., Alvarez A.E.:** *The treatment of brewery wastewater for reuse: state of the art.* Desalination 273, 235–247 (2011).
8. **Uhlig H. H.:** *Corrosion Handbook.* John Wiley and Sons Inc., New York, 1969.
9. **Wysocka I., Giza M.N.:** *Porównanie efektów usuwania ortofosforanów ze ścieków metodą elektrokoagulacji i metodą roztwarzania.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 1915–1925 (2011).
10. **Wysocka I., Kościelniak T.:** *Wpływ napowietrzania na efektywność usuwania fosforu ze ścieków metodą roztwarzania metali.* Inżynieria Ekologiczna, 24, 154–163 (2011).
11. **Wysocka I., Krzemieniewski M.:** *The effects of total phosphorus and orthophosphates removal with the method of metals solubilisation on steel, aluminum, and mixed media.* Polish Journal of Natural Science, 22 (4), 670–678 (2007).
12. **Wysocka I.:** *The problem of secondary contamination of sewage with iron compounds during the process of sewage treatment with the method of metal dissolution.* Polish Journal of Environmental Studies, Series of Monographs, 4, 81–84 (2009).
13. **Yang H., Jing-Feng G., Fang-Qing F., Cheng L., Yong-Zhen P., Shu-Ying W.:** *The comparative study on the rapid decolorization of azo, anthraquinone and triphenylmethane dyes by zero-valent iron.* Chemical Engineering Journal, 179, 8–18 (2012).

Orthophosphates Removal from Synthetic Neutral and Alkaline Wastewater Using the Electrocoagulation and the Metal Dissolution Methods

Abstract

The main objective of this paper was to compare efficiency of electrocoagulation and metal dissolution methods in orthophosphate removal from synthetic wastewater at 7.0 and 8.0 pH.

The research was conducted with usage of steel electrodes with 1414 cm² contact surface, which were corroding and releasing iron ions responsible for orthophosphate precipitation. The electrocoagulation process with alkaline wastewater (8.0 pH) was additionally using a direct electrical current with intensity of 0.1 A and voltage of 1.5 V. Changes of the pH value, orthophosphate and iron ions content were also measured.

Obtained results show, that wastewater treatment from orthophosphate with electrocoagulation takes place much faster than with metal dissolution method. Complete orthophosphate removal (starting concentration was 10.5 mg P/dm³) with electrocoagulation process occurred after 415 minutes of research, when metal dissolution method obtained the same effect after 1445 minutes. In the wastewater with starting 7.0 pH and with electrocoagulation, the total dephosphatation occurred after 1440 min, but the metal dissolution method after this time ensure only 37% reduction in the orthophosphate concentration.

The pH value of treated wastewater increased during the every study. The most noticeable increase was while using electrocoagulation process, which attained 11.1 pH (wastewater with starting 8.0 pH) and 10.8 pH (wastewater with starting 7.0 pH) after 1440 minutes. Applying the metal dissolution method increase in pH was lower, was respectively 8.8 pH and 8.6 pH.

Concentration of iron ions concentration also increased in treated wastewater. In the wastewater with starting 8.0 pH, from 0.00 mg Fe/dm³ to 0.16 mg Fe/dm³ with metal dissolution method and 0.00 mg Fe/dm³ to 0.46 mg Fe/dm³ with electrocoagulation. In the wastewater with starting 7.0 pH, the maximum observed total iron concentration was 0.04 mg Fe/dm³.

Electrocoagulation method turned out to be more effective in orthophosphate removal from wastewater than metal dissolution method, which occurred in shorter time needed for dephosphatation. However it requires a more consumables funding related to the use of energy and electrodes wearing faster.



Przeżywalność bakterii *Salmonella Enteritidis* w wodach powierzchniowych

*Bożena Szejniuk, Katarzyna Budzińska,
Anita Jurek, Adam Traczykowski, Krzysztof Berleć,
Magdalena Michalska, Jan Krystian Piątkowski*
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz

1. Wstęp

Mikroorganizmy występujące w wodach powierzchniowych można podzielić ze względu na ich pochodzenie i możliwość rozwoju w środowisku wodnym na organizmy autochtoniczne, dla których woda jest naturalnym miejscem bytowania oraz allochtoniczne, czyli naniesione, dostające się do wody z innych środowisk. Wody źródlane zawierają najmniej drobnoustrojów, znaczny rozwój mikroflory występuje w wodach bogatych w substancje organiczne, a najliczniej drobnoustroje rozwijają się w wodach powierzchniowych [12]. Wody powierzchniowe nie są naturalnym środowiskiem dla organizmów patogennych, przedostają się one do wód wraz z fekaliami ludzi i zwierząt [11]. Inną przyczyną zanieczyszczenia wody mikroorganizmami patogennymi jest wprowadzanie do odbiorników wodnych niedostatecznie oczyszczonych ścieków [6, 16]. W wodach powierzchniowych najczęściej spotyka się następujące mikroorganizmy: *Salmonella* spp., *Escherichia coli*, *Campylobacter* spp., *Mycobacterium tuberculosis*, *Vibrio cholerae*, *Clostridium perfringens*. Organizmy patogene często są wykorzystywane jako wskaźniki jakości wody [17, 22].

Ograniczenie zanieczyszczenia wód powierzchniowych przez mikroorganizmy chorobotwórcze jest ważne z punktu widzenia ochrony zdrowia ludzi i zwierząt. Organizmy patogene dla człowieka i zwierząt mogą pochodzić w wodach jeziornych ze spływu powierzchniowego

deszczu i topniejącego śniegu lub niekontrolowanego odprowadzania ścieków [7]. W Polsce wodę przeznaczoną na użytek ludzi poddaje się szeregowi badań fizykochemicznych i bakteriologicznych. Biorąc pod uwagę jakość wody używanej rekreacyjnie należy stwierdzić, że powinna ona być poddawana systematycznym badaniom na obecność niektórych grup mikroorganizmów, gdyż mogą one stać się przyczyną chorób ludzi oraz zwierząt [17].

W Polsce od 2011 roku do oceny kontroli jakości wód powierzchniowych wykorzystywanych do celów rekreacyjnych jako wskaźniki mikrobiologiczne przyjmuje się enterokoki i pałeczki *Escherichia coli* oznaczane w 100 ml [20]. Prowadząc monitoring jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych [21] oznacza się liczbę bakterii grupy coli, bakterii grupy coli typu kałowego oraz enterokoki. W klasyfikacji stanu wód powierzchniowych wykorzystywanych jako wody do spożycia indykatorami mikrobiologicznymi są bakterie grupy coli, bakterie termotolerancyjne typu coli, enterokoki oraz bakterie z rodzaju *Salmonella* [19].

W środowisku naturalnym występuje bardzo szeroki rezerwuar pałeczek z rodzaju *Salmonella*, szczególnie niebezpieczny jest fakt odnotowywania nosicielstwa tych drobnoustrojów u ludzi i zwierząt. Do zakażenia dochodzi w wyniku kontaktu z osobnikami chorymi lub będącymi nosicielami oraz poprzez zanieczyszczoną wodę i pokarm [25]. Kliniczne objawy zakażenia ludzi pałeczkami *Salmonella* określa się jako dur brzuszny, dury rzekome, toksykoinfekcje pokarmowe oraz posocznice [13]. Bakterie *Salmonella Enteritidis* cechują się wysoką odpornością na temperaturę i czynniki fizykochemiczne oraz wykazują stosunkowo dużą tolerancją na mikroorganizmy antagonistyczne [10].

Obecność bakterii chorobotwórczych w wodach powierzchniowych użytkowanych rekreacyjnie jest szczególnie niebezpieczna ze względów epidemiologicznych. Dostęp do zainfekowanej wody podczas sezonu wypoczynkowego ma wiele osób, co stwarza dla nich bardzo duże zagrożenie z uwagi na szybkie rozprzestrzenienie się mikroorganizmów patogennych [2].

W wodach powierzchniowych konieczne jest prowadzenie kontroli mikrobiologicznej pod względem występowania w nich bakterii z rodzaju *Salmonella* [15]. Pomimo, że zbiorniki wód powierzchniowych odznaczają się niską zawartością tych bakterii, jednak gdy wraz z zanieczyszczoną wodą pałeczki dostaną się do przewodu pokarmowego, stają

się groźne dla organizmu. Dodatkowo bakterie te charakteryzują się wysokim współczynnikiem przeżywalności w środowisku wodnym. Ponadto są odporne na stresory środowiskowe oraz wahania warunków abiotycznych, co czyni je wysoce niebezpiecznymi dla ludzi [9, 14].

Przeżywalność bakterii *Salmonella* Enteritidis zależy przede wszystkim od temperatury, pH oraz aktywności mikroflory antagonisticznej środowiska wodnego. Silne działanie hamujące na ich rozwój wywiera środowisko kwaśne, temperatura poniżej 25°C, duża ilość tlenu oraz ogrzewanie w temperaturze 72°C przez 15 sekund [8]. Na przeżywalność pałeczek *Salmonella* Enteritidis w wodach powierzchniowych mogą jeszcze mieć wpływ różne procesy oraz czynniki fizykochemiczne. Bakterie te są wrażliwe na działanie promieniowania gamma i beta oraz na działanie chloru, kwasu mlekowego oraz innych środków dezynfekcyjnych [23].

Celem pracy była ocena przeżywalności bakterii *Salmonella* Enteritidis w jeziornych wodach powierzchniowych oraz określenie wpływu zróżnicowanych temperatur na zachowanie się testowanych bakterii.

2. Materiał i metody

Próbki wody powierzchniowej do badań laboratoryjnych przeznaczone do oceny przeżywalności pałeczek *Salmonella* Enteritidis pobierano z jeziora położonego w województwie kujawsko-pomorskim w powiecie bydgoskim. Powierzchnia zlewni całkowitej, pokrywającej się ze zlewnią bezpośrednią jeziora wynosi 3,5 km². Do najważniejszych czynników wpływających negatywnie na wody jeziora należy wymienić strukturę użytkowania zlewni, w której dominują użytki rolne [26]. Materiał do przeprowadzenia badań mikrobiologicznych pobierano wiosną 2011 roku z powierzchniowej warstwy wody na głębokości 30 cm bezpośrednio do sterylnych butelek o pojemności 5000 ml. Wodę wlewano do 2 oddzielnych butelek przeznaczonych do badań mikrobiologicznych. Próbki wody pobierano i transportowano zgodnie z normą PN-EN ISO 5667 [18].

Do badań wykorzystano szczep wzorcowy *Salmonella* Enteritidis ATCC 13076. Pobrane z criobanku bakterie pasażowano dwukrotnie na agarze tryptonowo-sojowym w temperaturze 37°C przez 24 godziny. Z wyrosłych kolonii przygotowano zawiesinę wprowadzając do ampułki

12 ml sterylnej wody demineralizowanej. Za pomocą densytometru optycznego określono liczbę komórek bakteryjnych *Salmonella Enteritidis* w szczepionce w postaci zawiesiny na poziomie 10^{10} komórek w 1 ml. W następnym etapie badań do pojemnika z wodą o pojemności 5000 ml inokulowano po 5 ml zawiesiny testowanych bakterii. Następnie próby pozostawiono w temperaturze pokojowej na 1 godzinę. Po upływie tego czasu określono liczbę bakterii *Salmonella Enteritidis* w 1 ml zaszczonej próbki wody metodą Najbardziej Prawdopodobnej Liczby (NPL). Pojemniki umieszczono w temperaturze 4 i 20°C. Woda pobrana z jeziora z zaszczonej bakteriami *Salmonella Enteritidis* systematycznie poddawana była analizie mikrobiologicznej w celu określenia przeżywalności testowanych bakterii w jednostce czasu. W tym celu zastosowano metodę rozcieńczeń dziesiętnych na 1% zbuforowanej wodzie peptonowej (inkubacja 24 godziny, temperatura 37°C). W kolejnym etapie przesiewano bakterie w środowisko płynnej pożywki namnażająco-wybiórczej według Rappaporta i Vassiliadis (RVS broth) z dodatkiem zieleni malachitowej i chlorku magnezu (inkubacja 24–48 godzin, temperatura 41°C). Po inkubacji dokonano izolacji bakterii na stałych pożywkach BGA (z czerwienią fenolową, laktozą i zielenią brylantową) i XLD (z ksylozą, lizyną i dezoksycholaniem sodowym). Końcowa identyfikacja polegała na wykonaniu badań biochemicznych (API 20E) oraz serologicznych (surowica poliwalentna HM). Liczbę bakterii określono na podstawie NPL. Obliczenia statystyczne otrzymanych wyników przeprowadzono za pomocą pakietu OpenOffice.org Calc. wersja 3.3.

3. Wyniki badań i dyskusja

Wyniki badań mikrobiologicznych dotyczące przeżywalności pałeczek *Salmonella Enteritidis* w wodzie powierzchniowej przedstawiono w tabelach 1–3 i na wykresach 1–2.

Z przeprowadzonych analiz wynika, że pałeczki *Salmonella Enteritidis* wykazywały podobne i równomierne tempo eliminacji w próbkach wody przechowywanej w temperaturze 4 i 20°C. Pierwszego dnia badań po zaszczeniu wody bakteriami testowymi ich liczba wynosiła $9,5 \cdot 10^6$ NPL·ml⁻¹ w obu przypadkach (tab. 1 i 2). Po upływie dziewięciu dni ilość bakterii w wodzie przechowywanej w temperaturze 20°C gwałtownie obniżyła się do poziomu $2,0 \cdot 10^3$ NPL·ml⁻¹ (tab. 1). W przypadku próbek

wody przechowywanej w temperaturze 4°C (tab. 2), pierwsze znaczne zmniejszenie liczby pałeczek z rodzaju *Salmonella* zanotowano w 25 dniu badań i wynosiła ona $9,5 \cdot 10^4$ NPL·ml⁻¹, po czym systematycznie się obniżała o wartość jednej potęgi do całkowitej ich eliminacji. Wyniki przeprowadzonego doświadczenia zostały poddane transformacji i analizie statystycznej (tab. 3). Zakres w obydwu przypadkach wynosił od 0 do 6,98 log NPL·ml⁻¹, gdyż po zaszczepieniu w pojemnikach była taka sama liczba komórek testowanych bakterii. Średnia liczba komórek bakteryjnych w całym okresie prowadzonego doświadczenia w próbkach wody przechowywanej w temperaturze 20°C wynosiła 2,91 log NPL·ml⁻¹ i była prawie dwukrotnie mniejsza niż w przypadku próbek wody przechowywanych w temperaturze 4°C, która przyjęła wartość 4,70 log NPL·ml⁻¹. Wartość średnia liczby pałeczek *Salmonella* Enteritidis uzależniona była od tempa ich eliminacji oraz częstotliwości prowadzonych badań. Odchylenie standardowe opisujące rozrzut badanej cechy wokół jej średniej było zbliżone w obydwu próbkach, w przypadku wody przechowywanej w temperaturze 20°C wynosiło 2,32 log NPL·ml⁻¹, natomiast dla próbek wody umieszczonych w temperaturze 4°C przyjęło wartość 2,62 log NPL·ml⁻¹. Według Dragera [4] pałeczki z rodzaju *Salmonella* przeżywają w środowisku wodnym od 3 do około 7 miesięcy. Z kolei Gibson [5] wskazuje, że bakterie te izolowano z zanieczyszczonej wody po 4 miesiącach doświadczenia. Ryzyko sanitarne związane z obecnością w wodach powierzchniowych pałeczek z rodzaju *Salmonella* jest znaczne i dyskwalifikuje przydatność takich akwenów wodnych do celów rekreacyjnych i kąpieliskowych [7]. W badaniach własnych rzeczywisty czas przeżycia bakterii *Salmonella* Enteritidis wynosił odpowiednio 39 dni w temperaturze 4°C, natomiast w wyższej temperaturze bakterie te identyfikowano przez 35 dni (tab.1 i 2). Podobną zależność odnotowali w swoich badaniach Budzińska i wsp. [1] wskazując, iż pałeczki *Salmonella* sp. wykazują dłuższą przeżywalność w niskich temperaturach. W związku z tym badania własne potwierdzają fakt, że w temperaturze 4°C następuje obniżenie metabolizmu testowanych bakterii, co wpływało bardziej stabilizująco na bakterie *Salmonella* Enteritidis. Pałeczki *Salmonella* Senftenberg W₇₇₅ w płynnych odchodach zwierzęcych również wykazują się dużą opornością na czynniki temperaturowe [24]. Z kolei Wcisło i Chróst [27] w badaniach nad przeżywalnością pałeczek *Escherichia coli* w świeżej wodzie dowiedli, że liczba tych bakterii uzależnio-

na była od sposobu przeniesienia ich z warunków optymalnych do świeżej wody, po czym część bakterii zdolna była do dalszej hodowli, część przejawiała prawidłowe procesy metaboliczne, ale przyjęła formy nie hodowlane. Pozostałe drobnoustroje nie przeżywały w takich warunkach, natomiast przyczyną ich śmierci mógł być stres osmotyczny lub temperaturowy.

Tabela 1. Liczba bakterii *Salmonella Enteritidis* w wodzie w temperaturze 20°C
Table 1. The number of *Salmonella Enteritidis* in water at 20°C

Dzień badań	Liczba bakterii	
	[NPL·ml ⁻¹]	[log NPL·ml ⁻¹]
1	9,5·10 ⁶	6,98
9	2,0·10 ³	3,30
13	4,5·10 ³	3,65
15	4,5·10 ³	3,65
16	4,5·10 ³	3,65
17	2,5·10 ³	3,39
18	4,5·10 ³	3,65
20	2,5·10 ³	3,39
21	4,5·10 ²	2,65
25	9,5·10 ²	2,97
26	2,5·10 ²	2,39
27	20·10 ¹	2,30
33	4,5·10 ¹	1,65
34	9,5·10 ¹	1,97
35	0,9·10 ¹	0,95
36	n.s	0

Wykorzystując uzyskane wyniki badań ustalono przebieg prostych regresji i oszacowano maksymalny czas przeżycia bakterii *Salmonella Enteritidis* (rys. 1 i 2). W przeprowadzonym doświadczeniu dla bakterii bytujących w wodzie w temperaturze 4°C czas ten wynosił 51 dni, natomiast w próbkach wody utrzymywanej w 20°C był krótszy i przyjął wartość 39 dni (tab. 3). Teoretyczny maksymalny czas ich przeżycia w obu temperaturach różnił się o 12 dni.

Tabela 2. Liczba bakterii *Salmonella* Enteritidis w wodzie w temperaturze 4°C
Table 2. The number of *Salmonella* Enteritidis in water at 4°C

Dzień badań	Liczba bakterii	
	[NPL·ml ⁻¹]	[log NPL·ml ⁻¹]
1	9,5·10 ⁶	6,98
11	9,5·10 ⁶	6,98
18	9,5·10 ⁶	6,98
25	9,5·10 ⁴	4,98
33	9,5·10 ³	3,98
39	9,5·10 ²	2,98
46	n.s	0

Tabela 3. Współczynniki charakteryzujące dynamikę inaktywacji pałeczek *Salmonella* Enteritidis w wodzie w temperaturze 4 i 20°C
Table 3. Indexes characterizing *Salmonella* Enteritidis inactivation dynamics in water at 4 and 20°C

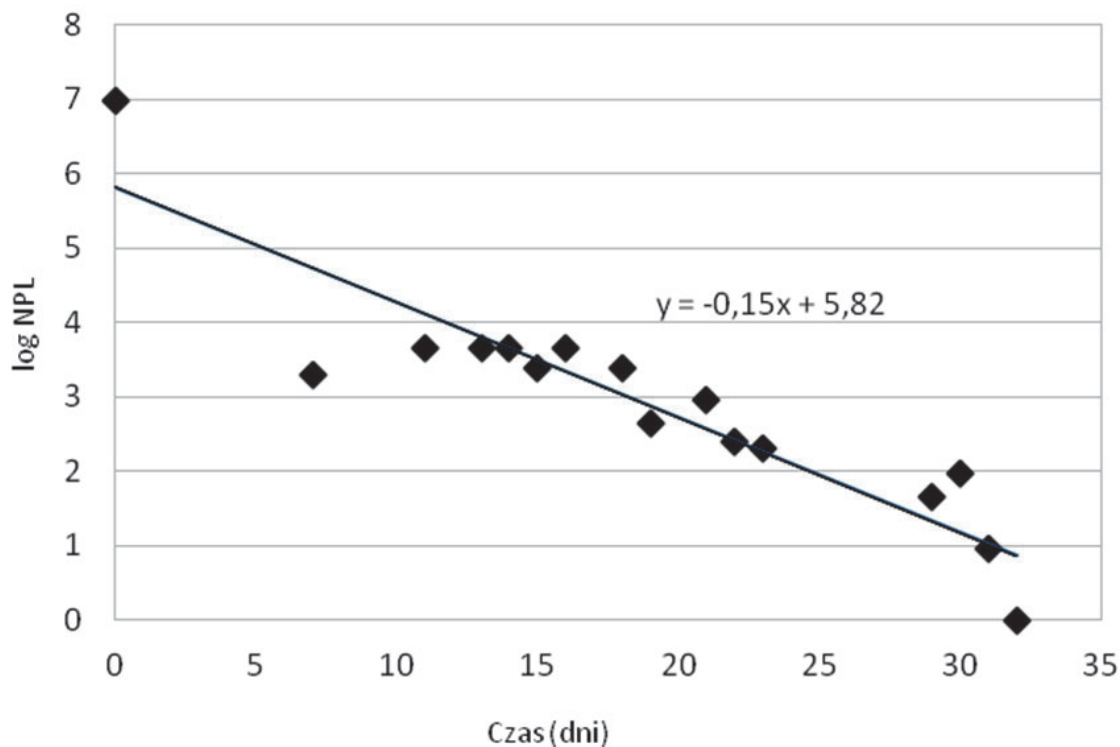
Tempera- tura	Zakres	Śred- nia	Sx	R ²	Współczynnik		Tygodnio- we tempo eliminacji bakterii	Czas przeżycia bakterii
					a	b		
20°C	0–6,98	2,91	2,32	0,84	-0,15	5,82	log	dni
4°C	0–6,98	4,70	2,62	0,87	-0,16	8,13	log	dni

W przypadku próbek wody przechowywanych w temperaturze 4°C rzeczywisty czas izolowania pałeczek *Salmonella* Enteritidis był dłuższy niż w przypadku analogicznych badań dotyczących próbek wody z temperatury 20°C (tab. 1 i 2).

Jak wskazują dane przedstawione na wykresach 1 i 2, odnotowa-
no dla obu próbek badawczych różnice związane z tempem obniżania się
liczby testowanych bakterii. Drobnoustroje allochtoniczne przechodząc
stres głodowy na skutek zmniejszenia swojej wielkości mogą być niewy-
krywalne za pomocą standardowych metod hodowlanych, jedynie można
prowadzić ich obserwację w preparatach bezpośrednich. Zjawisko
VBNC (viable but nonculturable) jest charakterystyczne dla żywych nie
hodowlanych komórek bakteryjnych. Drobnoustroje, które osiągają sta-
dium VBNC posiadają większą możliwość przeżycia w niekorzystnych

warunkach środowiskowych. Nie zmienia to faktu, że bakterie w środowisku wodnym, znajdujące się w stanie uśpienia, stanowią niewątpliwe zagrożenie dla zdrowia publicznego, gdyż wykazując obniżoną aktywność metaboliczną, zachowują również wirulencję, a nie są wykrywane w rutynowych badaniach mikrobiologicznych wód opartych na metodzie hodowlanej [23].

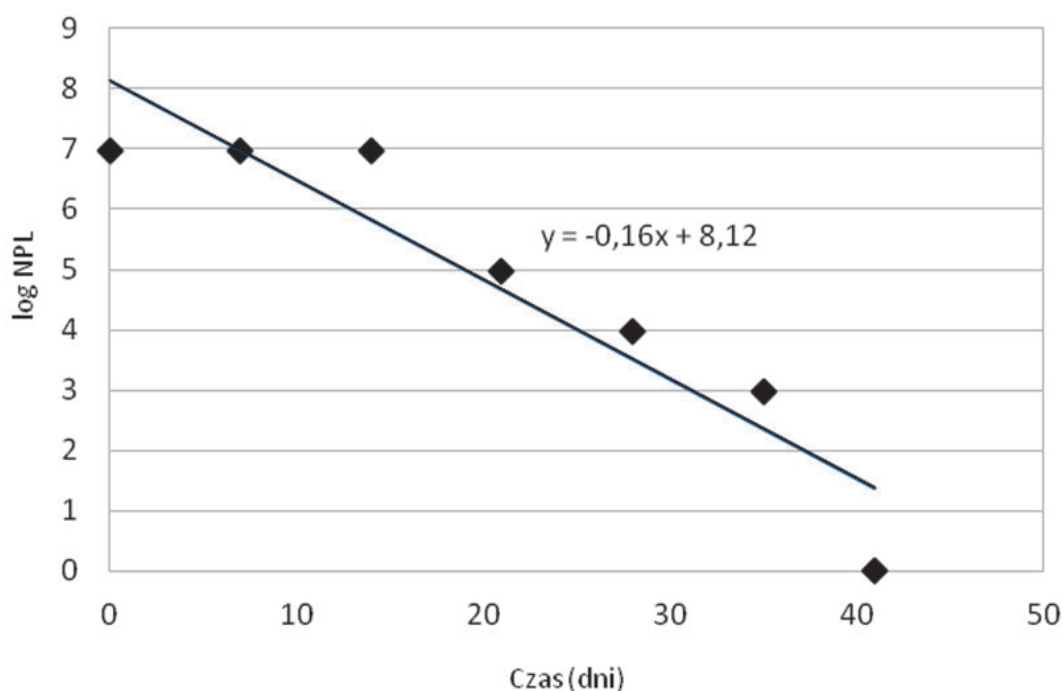
W badaniach własnych stwierdzono, iż głównym czynnikiem warunkującym przeżywalność bakterii *Salmonella Enteritidis* w badanej wodzie powierzchniowej jest temperatura, co wyraźnie pokazują wyniki doświadczenia. Wartości temperatury wskazują na zależność między tempem zmniejszania się liczby bakterii a ich przeżywalnością. Po pierwszym tygodniu badań liczba bakterii umieszczonych w wodzie o temperaturze 20°C obniżyła się znacznie, co wskazuje na mniejszą tolerancję przez badane bakterie takich temperatur. W wodzie przechowywanej w temperaturze 4°C nie zanotowano gwałtownego obniżenia liczby testowanych bakterii, lecz następowało systematyczne jej zmniejszenie, co wydłużyło ich czas przetrwania w próbkach wody.



Rys. 1. Prosta regresji przeżywalności *Salmonella Enteritidis* w wodzie w temperaturze 20°C

Fig. 1. Regression line of *Salmonella Enteritidis* survival in water at 20°C

Według badań przeprowadzonych przez Chandrana i Hatha [3] pałeczki *Salmonella typhimurium* przeżywają dłużej w niższej temperaturze, co może mieć związek ze spadkiem tempa ich metabolizmu. W badaniach własnych zanotowano tygodniowe tempo inaktywacji bakterii *Salmonella* Enteritidis w badanych próbkach wody wynoszące 1,15 log w temperaturze 20°C oraz 1,16 log w wodzie o niższej temperaturze 4°C (tab. 3). Fakt ten związany jest ze zjawiskiem hibernacji komórek bakteryjnych w niższej temperaturze, wynikającym z ograniczenia ich funkcji życiowych w niekorzystnych warunkach, co znacznie wydłuża ich przeżywalność.



Rys. 2. Prosta regresji przeżywalności *Salmonella* Enteritidis w wodzie w temperaturze 4°C

Fig. 2. Regression line of *Salmonella* Enteritidis survival in water at 4°C

Podsumowując wyniki przeprowadzonych analiz należy stwierdzić, że bakterie *Salmonella* Enteritidis wykazują długi rzeczywisty czas przeżycia w środowisku wodnym (35 i 39 dni). Istotny wpływ na stopień zanieczyszczenia mikrobiologicznego wód powierzchniowych wywierać może również zawartość substancji humusowych. Jak podają Vrede i wsp. [28], wyższą liczbę bakterii izolowano w próbkach wody pocho-

dzącej z jeziora humusowego, natomiast częstotliwość ich występowania wahała się w granicach między 9 a 43% i posiadała charakter sezonowy. W związku z tym, co wynika również z badań własnych, w okresie letnim przy wyższych temperaturach powietrza atmosferycznego oraz wód powierzchniowych, istnieje większe prawdopodobieństwo przeżycia w nich bakterii chorobotwórczych z rodzaju *Salmonella*. Wydaje się zatem konieczne prowadzenie monitoringu zanieczyszczenia mikrobiologicznego wody w kąpieliskach zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia [20] nie tylko w kierunku liczby pałeczek *Escherichia coli* i enterokoków, ale również bakterii z rodzaju *Salmonella*.

4. Wnioski

1. Przeprowadzone badania wykazały, że temperatura wody powierzchniowej jest jednym z czynników, które wpływają na tempo obumierania bakterii *Salmonella Enteritidis* w tym środowisku.
2. Teoretyczny czas przeżycia bakterii *Salmonella Enteritidis* w wodzie o temperaturze 20°C wynosił 39 dni, natomiast w przypadku wody o temperaturze 4°C był dłuższy i przyjął wartość 51 dni.

Literatura

1. **Budzińska K., Brudnicki A., Traczykowski A.:** *Przeżywalność Salmonella sp. w wodach powierzchniowych w zmiennych warunkach termicznych*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 11, 67, 935–943 (2009).
2. **Brookes J.D., Antenucci J., Hipsey M., Burch M.D., Ashbolt N.J., Ferguson C.:** *Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs*. Environmental International, 30, 5, 741–759 (2004).
3. **Chandran A., Hatha A.A.M.:** *Relative survival of Escherichia coli and Salmonella typhimurium in a tropical estuary*. Water Research, 39, 1397–1403 (2005).
4. **Drager H.:** *Salmonellose*. Akademie-Verlag, Berlin, 1971.
5. **Gibson E.A.:** *Reviews of the progress of the dairy science: Salmonella infection in cattle*. Journal of Dairy Research, 32, 97–134 (1965).
6. **Jabłoński L.:** *Podstawy mikrobiologii lekarskiej*. PZWL, Warszawa, 1986.
7. **Kalwasińska A., Wilk I., Donderski W.:** *The sanitary state of swimming sites in Chełmżyńskie Lake*. Polish Journal of Natural Science, 22, 2, 271–283 (2007).

8. **Kołożeń-Krajewska D.:** *Wirusy mutanty atakują*. Część II. Bezpieczeństwo i higiena żywności, 2, 19 (2005).
9. **Kowal A., Świdzka-Bróż M.:** *Oczyszczanie wody*. PWN, Warszawa-Wrocław, 1996.
10. **Kunicki-Goldfinger W.:** *Życie bakterii*. PWN Warszawa, 2005.
11. **Libudzisz Z., Kowal K.:** *Mikrobiologia techniczna*. Wyd. Politechnika Łódzka, 2000.
12. **Libudzisz Z., Kowal K.:** *Mikrobiologia techniczna. Mikroorganizmy i środowiska ich występowania*. PWN, Warszawa, 2007.
13. **Magdzik W., Zieliński A.:** *Choroby zakaźne i pasożytnicze – epidemiologia i profilaktyka*. Wyd. Alfa-Medica Press, Bielsko Biała, 2004.
14. **Mollie D., Groisman W., Groisman E.A.:** *Role of nonhost environments in the lifestyles of Salmonella and Escherichia coli*. Appl. Environ. Microbiol., 69, 7, 3687–3694 (2003).
15. **Niewolak S., Mindrow M.:** *Season changes of survival of Escherichia coli, Streptococcus faecalis, Salmonella typhimurium and Salmonella typhi dublin in lake water*. Polish Journal of Environmental Studies, 7, 1, 27–34 (1998).
16. **Olańczuk-Neyman K.:** *Mikrobiologiczne aspekty odprowadzania ścieków do przybrzeżnych wód morskich*. Inżynieria Morska i Geotechnika, 2, 55–62 (2003).
17. **Pawlaczyk-Szpilowa M.:** *Mikrobiologia wody i ścieków*. PWN, Warszawa, 1980.
18. PN-EN ISO 5667: Jakość wody – Pobieranie próbek.
19. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27.11.2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia. Dz.U. Nr 204, poz. 1728.
20. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 8.04.2011 r. w sprawie prowadzenia nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu wykorzystywanym do kąpieli. Dz.U. Nr 86, poz. 478.
21. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 15.11.2011 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych. Dz.U. Nr 258, poz. 1550.
22. **Smyła A., Piotrowska-Seget Z., Tyflewski A.:** *Pathogenic bacteria hazard in surface waters*. AUMC Limnological Papers, 13, 110, 159–169 (2003).
23. **Smyła A.:** *Zagrożenia bakteryjne wód powierzchniowych*. Wyd. WSP Częstochowa, 2005.
24. **Szejniuk B., Korytkowski B., Traczykowski A.:** *Przeżywalność pałeczek Salmonella Senftenberg W₇₇₅ w płynnych odchodach zwierzęcych*. Ekologia i Technika, 19, 1, 39–42 (2011).

25. **Tuszek A.:** *Gospodarka wodna a środowisko*. Wyd. Spółdzielnia Ludowa, Akademia Rolnicza Kraków, 393, 22 (1984).
26. **WIOŚ:** *Stan czystości jeziora Borówno na podstawie badań w 2002 roku*. Wyd. WIOS Bydgoszcz, 2008.
27. **Weisło R., Chróst R.:** *Survival of Escherichia coli in freshwater*. Polish Journal of Environmental Studies, 9, 3, 215–222 (2000).
28. **Vrede K., Stensdotter U., Lindström W.S.:** *Viral and bacterioplankton dynamics in two lakes with different humic contents*. Microbial Ecology, 46, 406–415 (2003).

Survivability of Bacteria *Salmonella Enteritidis* in Surface Water

Abstract

The most frequent cause of salmonellosis are food poisonings. However, many studies prove the occurrence and possibility of survival of rods of the genus *Salmonella* in lakes. The bacteria are often isolated from water sources, which act as a bacterial reservoir. Rods of *Salmonella* are constantly released to the environment, which results in infections of people and animals. In comparison with other microorganisms, bacteria of the genus *Salmonella* are characterized by a high survival rate in water environments, particularly in waters of highly eutrophic lakes. Temperature, the shortage of nutrients, osmotic stress and light has the most negative effect on their survival. Due to its common accessibility, water is an environment which plays an essential role in spread of diseases. The aim of this study was to estimate the effect of selected temperatures on the survival rate of bacilli *Salmonella Enteritidis*, and the dynamics of quantitative changes of the bacteria in time in bathing waters used for recreation, tested under laboratory conditions. As well as to determine the dynamic of quantitative changes of the bacteria in time under laboratory conditions. The samples for the study were collected from a lake in the Bydgoszcz district. In the conducted experiment it was indicated that *Salmonella Enteritidis* survived longer in water at 4°C (51 days), as compared with 20°C (39 days). In the present study the elimination rate of bacteria population, according to the analysis of regression, amounted to 0.16 log daily at 4°C, whereas at 20°C it assumed a value of 0.15 log daily. Consequently, it may be concluded that a lower temperature has a more stabilizing effect on rods of the genus *Salmonella*.



Ocena efektywności pracy hybrydowego reaktora beztlenowego z mikrofalowym systemem ogrzewania

*Marcin Zieliński, Marcin Dębowski, Mirosław Krzemieniewski,
Anna Grala, Magda Dudek*
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn

1. Wstęp

Problematyka ochrony środowiska w zakładach przetwórstwa mleczarskiego obejmuje przede wszystkim gospodarke wodno-ściekową. Dane literaturowe donoszą, że w polskich mleczarniach w ciągu doby powstaje od 450 do 600 m³ ścieków [1, 9]. Zakłady przetwórstwa mleczarskiego cechują się zróżnicowaną produkcją, wytwarzają mleko, sery, jogurty, masło etc., dlatego skład generowanych przez nie ścieków jest także zróżnicowany [6]. Przemysł mleczarski generuje ścieki charakteryzujące się wysokimi wskaźnikami biologicznego i chemicznego zapotrzebowania na tlen (BZT i ChZT) [12]. W skład ścieków mleczarskich wchodzi przede wszystkim węglowodany, białka i tłuszcze zawarte w mleku, a także znaczne ilości detergentów, kwasów i zasad pochodzących z procesów czyszczenia chemicznego i płukania [10]. Oprócz wymienionych białek, węglowodanów i tłuszczów występują duże ilości azotu organicznego oraz jonów NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻. Fosfor występuje zarówno w formach organicznych jak i nieorganicznych, ponadto spotykane są pierwiastki: Na, K, Ca, Mg, Fe, Co, Ni i Mn. Duża zawartość sodu w ściekach świadczy o używaniu znacznych ilości alkalicznych środków czyszczących [8]. Ścieki mleczarskie dopływające do oczyszczalni ścieków, ze względu na wysokie stężenie związków organicznych, są przyczyną wielu problemów technologicznych i eksploatacyjnych [18]. Ko-

lejną przyczyną problemów są duże wahania sezonowe dopływających ścieków. Ilość wytworzonych ścieków skorelowana jest z ilością mleka dostarczanego do przetwórstwa, latem ilości te są znacznie większe niż zimą [6]. Stosowanie metod tlenowych ze względu na pęcznienie osadu i nadmierny przyrost ilości biomasy może okazać się mało wydajne. Metody te niosą ze sobą wysokie koszty instalacji i duże zużycie energii na napowietrzanie ścieków. Coraz częściej stosuje się metody beztlenowe, które przynoszą lepsze efekty oczyszczania ścieków charakteryzujących się dużą ilością związków organicznych [4, 23]. Laktoza – główny cukier zawarty w ściekach mleczarskich jest łatwo dostępna dla bakterii beztlenowych. Najważniejszym białkiem zawartym w mleku jest kazeina, degradacja kazeiny w reaktorach beztlenowych przebiega bardzo szybko i nie powoduje powstawania produktów hamujących fermentację metanową. Hamujący wpływ na przebieg procesu fermentacji wykazują tłuszcze mleka. Beztlenowa degradacja lipidów przebiega w dwóch etapach, w pierwszym na drodze hydrolizy powstaje glicerol i długołańcuchowe kwasy tłuszczowe, następnie przez reakcje β -oksydacji tworzy się octan i wodór. Powstający podczas pierwszego etapu glicerol nie wykazuje właściwości inhibitujących w przeciwieństwie do długołańcuchowych kwasów tłuszczowych, które opóźniają produkcję metanu [6].

Stosowane w oczyszczaniu ścieków mleczarskich metody anaerobowe wykorzystują nowoczesne reaktory beztlenowe [6, 23]. Wciąż poszukiwane są udoskonalenia stosowanych metod, które umożliwią szybsze i skuteczniejsze oczyszczanie ścieków mleczarskich. Jednym z takich usprawnień może okazać się zastosowanie promieniowania mikrofalowego.

Promieniowanie mikrofalowe może powodować różne efekty biologiczne, zależnie od natężenia pola, częstotliwości, formy fal, modulacji oraz czasu trwania ekspozycji. W przypadku oddziaływań na organizmy żywe wyróżnia się dwa rodzaje efektów – efekty termiczne i efekty nietermiczne (atermiczne). Oddziaływanie promieniowania mikrofalowego prowadzi do przekazywania energii i przeważnie powoduje podnoszenie temperatury, natomiast oddziaływanie atermalne odnoszą się do efektów specyficznych dla mikrofal, których występowanie nie jest efektem podnoszenia temperatury [2].

W układach biologicznych promieniowanie mikrofalowe może być bezpośrednio absorbowane przez cząstki posiadające moment dipo-

lowy bądź może dochodzić do przekazywania energii przez nagrany roztwór. W ciałach organicznych zawierających dużą ilość wody nie można w jednoznaczny sposób rozróżnić wpływu mikrofal z powodu dużej absorpcji jej cząsteczek. W układach biologicznych poddanych działaniu mikrofal obserwuje się różne efekty. Przykładowo wskazuje się na zmianę struktury i funkcji błon biologicznych. Badania autorów wskazują, iż w układach biologicznych służących do oczyszczania ścieków promieniowanie mikrofalowe powoduje wzrost różnorodności genetycznej populacji przyczyniający się do poprawy efektywności oczyszczania ścieków [20–22]. Wskazuje się również na możliwość powstawania w komórkach w wyniku ogrzewania mikrofalowego strefy o znacznie podwyższonej temperaturze, tzw. gorących punktów, które mogą prowadzić do denaturacji białek [16]. W prezentowanym w artykule rozwiązaniu reaktora beztlenowego ogrzewanego mikrofalowo RBM promieniowanie wykorzystywane jest do stymulacji procesu fermentacji metanowej.

Celem prowadzonych badań było określenie efektywności procesu fermentacji metanowej serwatki w temperaturze 35°C przy wykorzystaniu reaktora beztlenowego z mikrofalowym systemem ogrzewania. W trakcie prac realizowano dwa powiązane ze sobą cele badawcze: analizę efektywności pracy reaktora fermentacyjnego o nowatorskiej hybrydowej konstrukcji oraz badanie wpływu sposobu ogrzewania reaktora na przebieg procesu fermentacji metanowej. Warunki konstrukcyjne oraz technologiczne zastosowanego reaktora RBM pozwoliły na przeprowadzenie badań w warunkach ogrzewania konwekcyjnego oraz mikrofalowego.

2. Metodyka badań

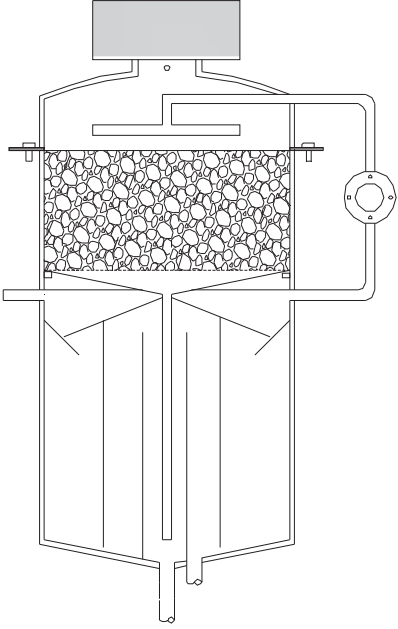
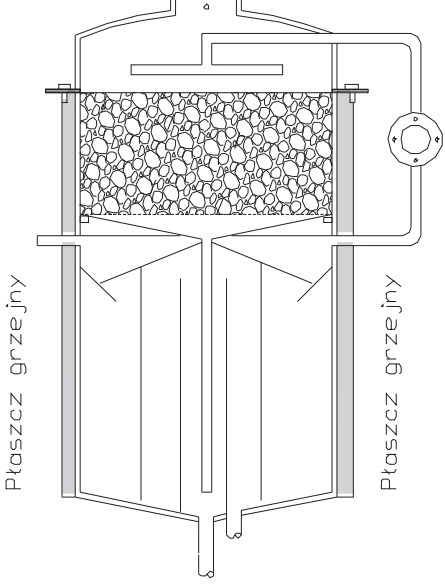
2.1. Organizacja badań

W celu wykazania wpływu mikrofal na przebieg procesu fermentacji metanowej serwatki w warunkach mezofilowych badania prowadzono w dwóch wariantach, różniących się sposobem ogrzewania fermentorów. Objętość całkowita każdego z fermentorów wynosiła 100 L, z czego dolna część wynosiła 70 L, natomiast górna, wypełniona kształtkami, 30 L. W wariantcie I reaktor ogrzewany był przy wykorzystaniu generatora mikrofalowego, natomiast w II zastosowano płaszcz wodny, a ogrzewanie odbywało się na zasadzie konwekcji. W każdym z wariantów wyróżniono pięć serii różniących się wielkością dostarczanego ła-

dunku związków organicznych OLR w zakresie od 5 do 25 kg $\text{ChZT}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Schemat organizacji badań przedstawia tabela 1.

Tabela 1. Schemat organizacji badań.

Table 1. Research organization chart

Wariant I (ogrzewanie mikrofalowe)	Wariant II (ogrzewanie konwekcyjne)
Seria 1 – OLR* = 5 kg ChZT/m^3 Seria 2 – OLR = 10 kg ChZT/m^3 Seria 3 – OLR = 15 kg ChZT/m^3 Seria 4 – OLR = 20 kg ChZT/m^3 Seria 5 – OLR = 25 kg ChZT/m^3	HRT** = 10,0 dni $Q_d = 10\text{L}/\text{d}$ HRT = 5,0 dni $Q_d = 20\text{L}/\text{d}$ HRT = 3,3 dni $Q_d = 30\text{L}/\text{d}$ HRT = 2,5 dni $Q_d = 40\text{L}/\text{d}$ HRT = 2,0 dni $Q_d = 50\text{L}/\text{d}$
<p>*OLR – organic loading rate (obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń organicznych)</p> <p>**HRT – hydraulic retention time (hydrauliczny czas zatrzymania)</p>	
<p style="text-align: center;">Generator mikrofalowy</p>  <p style="text-align: center;">Reaktor M (ogrzewanie mikrofalowe)</p>	 <p style="text-align: center;">Reaktor K (ogrzewanie konwekcyjne)</p>

Czas trwania każdej z serii badawczych był różny zależnie od hydraulicznego czasu zatrzymania w danej serii. Przyjęto zasadę, iż pomiarów należy dokonywać przynajmniej przez czas odpowiadający pięciokrotnej wymianie całej objętości cieczy w reaktorze. Dla serii 1 było to 50 dni, dla serii 2 – 25 dni, dla serii 3 – 17 dni, dla serii 4 – 13 dni i dla serii 5 – 10 dni. Do zaszczepienia reaktora wykorzystano osad pochodzący z reaktora fermentacyjnego mezofilowego, w którym prowadzono beztlenowe oczyszczanie ścieków mleczarskich. Kolejne serie badawcze następowały po sobie od 1 do 5 wraz ze wzrastającym obciążeniem.

2.2. Substrat

Badania przeprowadzono wykorzystując modelowy roztwór serwatki sporządzony na bazie proszku. 1 g proszku serwatkowego rozpuszczono w 1 l wody co pozwoliło na uzyskanie roztworu, którego wartość ChZT wynosiła ok. 1000 mg O₂/l. We wszystkich seriach badawczych wykorzystano analogicznie sporządzany modelowy roztwór serwatki. W celu uzyskania pożądanego obciążenia OLR zwiększano dobowy przepływ substratu przez reaktor, czego efektem był zmienny w kolejnych seriach hydrauliczny czas zatrzymania. Charakterystykę wykorzystywanego roztworu serwatkowego przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Charakterystyka wykorzystywanego roztworu serwatki

Table 2. Characteristics of whey solution used

Lp.	Parametr	Jednostka	Wartość średnia
1.	Chemiczne Zapotrzebowanie Tlenu ChZT	g ChZT/L	50.000 ± 250
2.	Biochemiczne Zapotrzebowanie Tlenu BZT ₅	g BZT ₅ /L	32.706 ± 189
3.	Azot całkowity	g N/L	2.500 ± 112
4.	Fosfor całkowity	g P/L	520 ± 48
5.	Odczyn	pH	7,12 ± 0,12

2.3. Charakterystyka pracy reaktora

We wszystkich seriach badawczych utrzymywano mezofilowe warunki temperaturowe na poziomie 35°C. W wariancie II wskazania sondy temperaturowej umieszczonej we wnętrzu reaktora sterowały pracą przełącznika, który uruchamiał grzałkę olejową podnoszącą temperaturę

w zbiorniku retencyjnym wody obiegowej płaszcza grzejnego. W wariantcie I ten sam układ sterujący uruchamiał generator mikrofalowy. Źródłem promieniowania mikrofalowego był magnetron o mocy elektrycznej 1,6 kW. Częstotliwość generowanego promieniowania wynosiła 2,45 GHz. W ciągu 1 sekundy pracy emitowane przez magnetron promieniowanie mikrofalowe powodowało podniesienie temperatury 1 dm³ wody destylowanej o 0,1°C. Ciepło właściwe wody destylowanej wynosi 4186,8 J/kg·°C stąd podniesienie temperatury o 0,1°C wymaga dostarczenia 418,68 J energii w postaci promieniowania mikrofalowego zamienionego na energię cieplną. Wyliczona na tej podstawie sprawność magnetronu wynosiła 52%. Promieniowanie mikrofalowe wprowadzano do wnętrza reaktora za pomocą krótkiego falowodu. Pomiedzy reaktorem a generatorem mikrofal znajdowało się uszczelnienie pozwalające na przeniknięcie promieniowania, jednocześnie uniemożliwiające uchodzenie biogazu. Uszczelnienie wykonano z płytki PCV. Tworzywo sztuczne było przepuszczalne dla mikrofal, natomiast uszczelnienia z wysokotemperaturowego silikonu na krawędziach falowodu uniemożliwiały uchodzenie biogazu.

Serwatkę wprowadzano do reaktora równomiernie w ciągu doby z wydajnością od 10 L/d w serii 1 do 50L/d w serii 5 za pomocą pompy Allweiler typu ASL 10. Substrat dopływał od dołu reaktora, natomiast odpływ z części osadowej znajdował się w połowie wysokości reaktora. W części osadowej reaktora kierunek przepływu miał charakter zmienny. Najpierw ciecz płynęła ku górze, następnie w części środkowej opadała, by w części zewnętrznej ponownie przepływać do góry. W górnej strefie części osadowej zainstalowano łapacz osadu. Działanie łapacza opierało się na zasadzie ograniczenia przepływu poprzez zastosowanie stożkowej przegrody współpracującej z przegrodą zewnętrzną. Zestawione razem przegrody ograniczały przepływ jedynie do 5 mm szczeliny. Przepływ przez szczelinę był dodatkowo zmniejszany wysuniętą przegrodą zewnętrzną. Powyżej przegrody łapacza, poza odpływem, znajdowało się ujęcie ssawne dla pompy recyrkulującej ciecz nad warstwę wypełnienia. Pompa pracowała w sposób ciągły z wydajnością 0,69 l/min. Recyrkulowana ciecz przesączając się przez wypełnienie trafiała do leja zbiorczego pod rusztem podtrzymującym, a następnie odpływała na dno części osadowej reaktora. Wypełnienie reaktora miało postać plastikowych kul o średnicy 13 mm z nacięciami. Parametry wypełnienia przedstawiono w tabeli 3.

Tabela 3. Parametry wypełnienia**Table 3.** Filling parameters

Lp.	Parametr	Jednostka	Wartość
1.	Objętość całkowita wypełnienia V_c	l	48,0
2.	Powierzchnia wypełnienia F_a	m^2	0,19
3.	Powierzchnia właściwa wypełnienia s	m^2/m^3	300
4.	Średnica pojedynczej kuli wypełnienia d	mm	13,0

2.4. Metody pomiarowe

Pomiaru ilości powstającego biogazu dokonywano za pomocą przepływomierza masowego Allborg wyposażonego w odczyt wartości chwilowego przepływu oraz sumator.

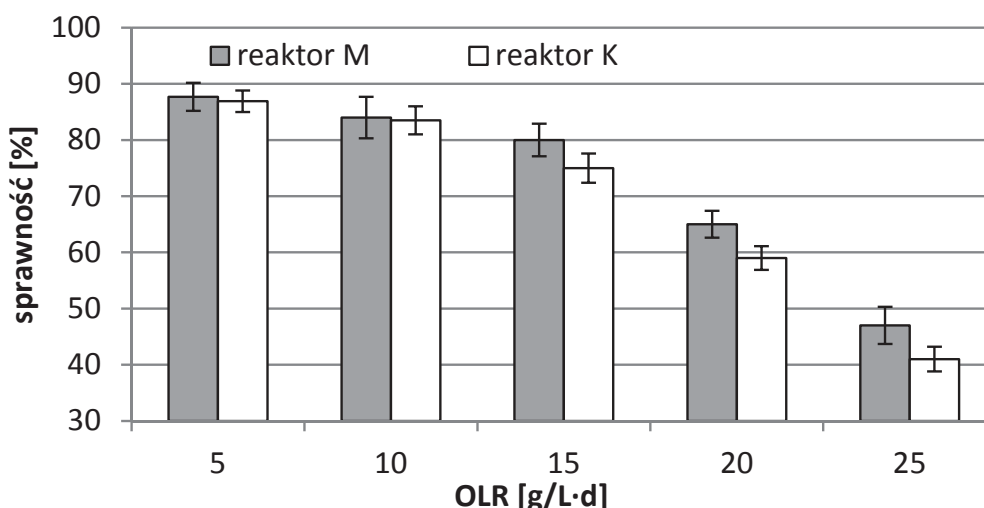
Pomiar, jakości biogazu realizowany był za pomocą miernika Lxi 430 firmy GasData. Raz na dobę dokonywano pomiaru zawartości procentowej (% v/v) następujących gazów: CH_4 , CO_2 , O_2 oraz zawartości zanieczyszczeń wyrażonej w ppm: H_2S , NH_3 . Okresowo dokonywano sprawdzenia poprawności wskazań miernika za pomocą chromatografu gazowego GC Agilent 7890 A. Chromatograf wyposażony był w detektor termokonduktometryczny (TCD) – w którym pomiar odbywa się poprzez analizę zmian przewodnictwa elektrycznego wynikającego ze zmian przewodnictwa cieplnego atmosfery wokół termoelementu w momencie gdy w gazie nośnym (hel) pojawiają się badane związki chemiczne. Wielkość zmian przewodnictwa cieplnego była wprost proporcjonalna do stężenia badanych składników biogazu. Określano zawartość procentową następujących składników biogazu: metan CH_4 , dwutlenek węgla CO_2 , tlen O_2 i wodór H_2 .

W trybie ciągłym analizowano zmiany wartości pH we wnętrzu reaktora. W cieczy odpływającej z reaktora analizowano codziennie wartość ChZT (metodą dwuchromianową), i zawartość zawiesiny ogólnej.

Do obliczeń statystycznych uzyskanych wyników wykorzystano program Statistica 9.0. Do sprawdzenia jednorodności wariancji w grupach (poszczególnych seriach) wykorzystano test Levene'a. W celu sprawdzenia istotności między analizowanymi seriami wykorzystano test rozsądnej istotnej różnicy RIR Tukeya. W testach przyjęto poziom istotności na poziomie $\alpha = 0,05$.

3. Wyniki badań

Sprawność usuwania związków organicznych określonych za pomocą ChZT zmieniała się w kolejnych seriach badawczych od średniej 87,7% w serii 1 w reaktorze ogrzewanym mikrofalowo do 41% w serii 5 przy zastosowaniu reaktora ogrzewanego konwekcyjnie. We wszystkich seriach badawczych większa skuteczność obserwowana była w reaktorze ogrzewanym mikrofalowo, przy czym statystycznie istotne było to w serii 3, 4 i 5. Przykładowo w serii 3 średnia sprawność usuwania ChZT wynosiła w reaktorze M wynosiła średnio 80%, podczas gdy w reaktorze K była o około 5% mniejsza (rys. 1).

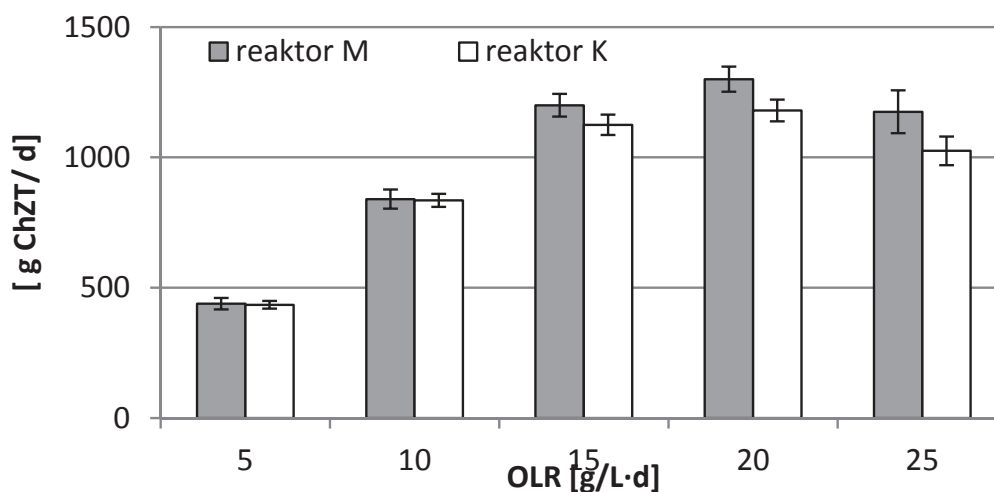


Rys. 1. Sprawność zmniejszania wartości ChZT w kolejnych seriach badawczych w zależności od sposobu ogrzewania reaktora

Fig. 1. Reduction efficiency of COD in the series of test depending on the heating method of the reactor

Ilość usuwanego ładunku związków organicznych zależała od obserwowanej sprawności (rys. 1) oraz od wprowadzanego w kolejnej serii badawczej ładunku. Największy ładunek związków organicznych był usuwany w serii 4. Z technologicznego punktu widzenia najefektywniejsze było obciążenie zastosowane w serii 3. Usunięty ładunek wynosił w tych warunkach ok. 1200 g ChZT/d w przypadku reaktora ogrzewanego mikrofalowo i 1125 g ChZT/d w reaktorze ogrzewanym konwekcyjnie. W serii 4 wielkość usuwanego ładunku była większa ale jakość oczyszczonych ścieków była na istotnie mniejszym poziomie, co oznacza, że

znaczna ilość materii organicznej odpływała z układu (rys. 2). Seriach 3, 4 i 5 obserwowano statystycznie istotne większe usunięcie ładunku związków organicznych w reaktorze ogrzewanym mikrofalowo.



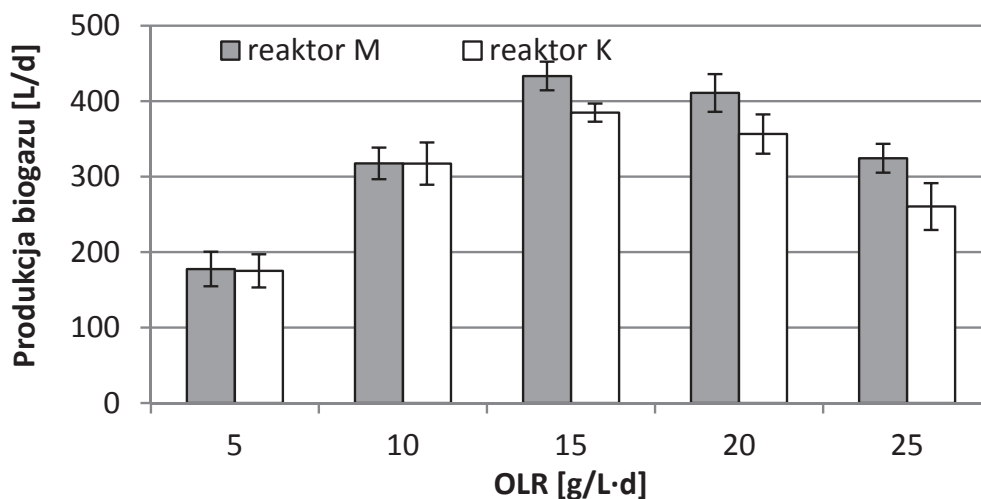
Rys. 2. Ilość usuniętego ładunku ChZT w kolejnych seriach badawczych w zależności od sposobu ogrzewania reaktora

Fig. 2. Amount removed COD load test in the series depending on the heating method of the reactor

Analizując ilości biogazu wytworzone w kolejnych seriach badawczych stwierdzono, że najwięcej biogazu powstawało w serii 3 gdy obciążenie reaktora było na poziomie 15 g ChZT/(L·d). W tych warunkach wytworzono średnio 433 L biogazu/d przy zastosowaniu reaktora ogrzewanego mikrofalowo oraz 384 L biogazu/d w reaktorze ogrzewanym konwekcyjnie. Najmniejsze wartości ilości biogazu obserwowano w serii 1, przy czym w tym przypadku nie stwierdzono istotnych różnic pomiędzy ilością produkowanego biogazu, a sposobem ogrzewania reaktora (rys. 3).

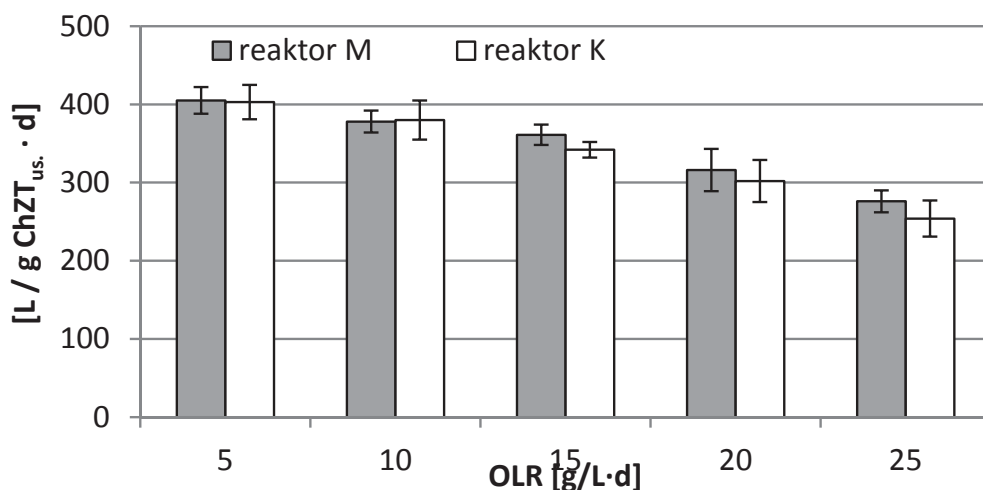
Istotnym parametrem charakteryzującym przebieg procesu fermentacji jest współczynnik produkcji biogazu. Charakteryzuje on ilość produkowanego biogazu w odniesieniu do rozłożonego ładunku związków organicznych. Pod względem tego parametru największą wartość zaobserwowano w serii 1. Przy najmniejszym z testowanych obciążeń stwierdzono wartość współczynnika około $y_b = 405 \text{ L}/(\text{g ChZT}_{\text{us}} \cdot \text{d})$, niezależnie od zastosowanego sposobu ogrzewania reaktora. Istotnie statystycznie różnice w wielkości tego współczynnika stwierdzono dopiero przy obciążeniu równym 15 g/(L·d). W reaktorze ogrzewanym mikrofa-

lowo uzyskiwano średnio 361 litrów biogazu z 1 g usuniętego ładunku ChZT, podczas gdy w reaktorze ogrzewanym konwekcyjnie było to około 342 L/(g ChZT_{us.}·d) (rys. 4).



Rys. 3. Objętość biogazu produkowanego w kolejnych seriach badawczych w zależności od sposobu ogrzewania reaktora

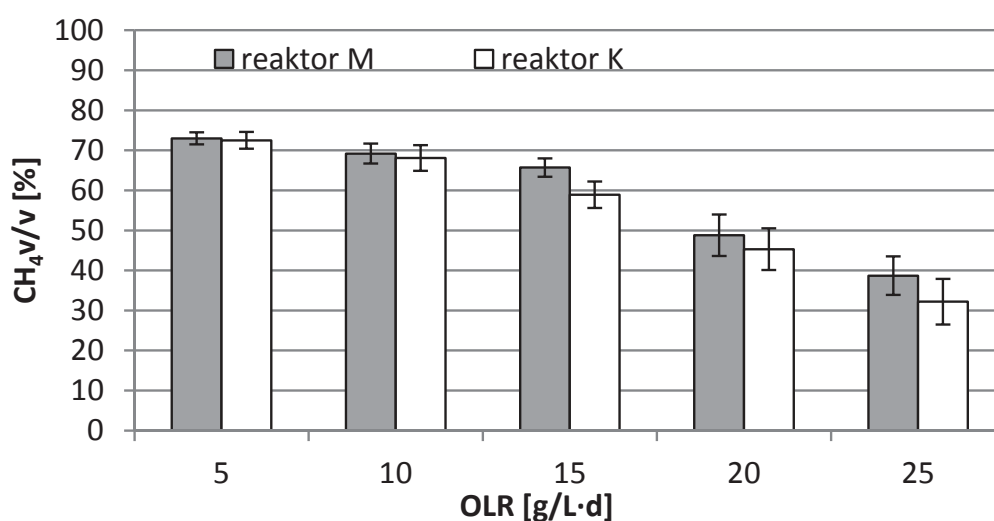
Fig. 3. Volume of biogas production in the series of test depending on the heating method of the reactor



Rys. 4. Wartość współczynnika produkcji biogazu w kolejnych seriach badawczych w zależności od sposobu ogrzewania reaktora

Fig. 4. Coefficient of biogas production in the series of test depending on the heating method of the reactor

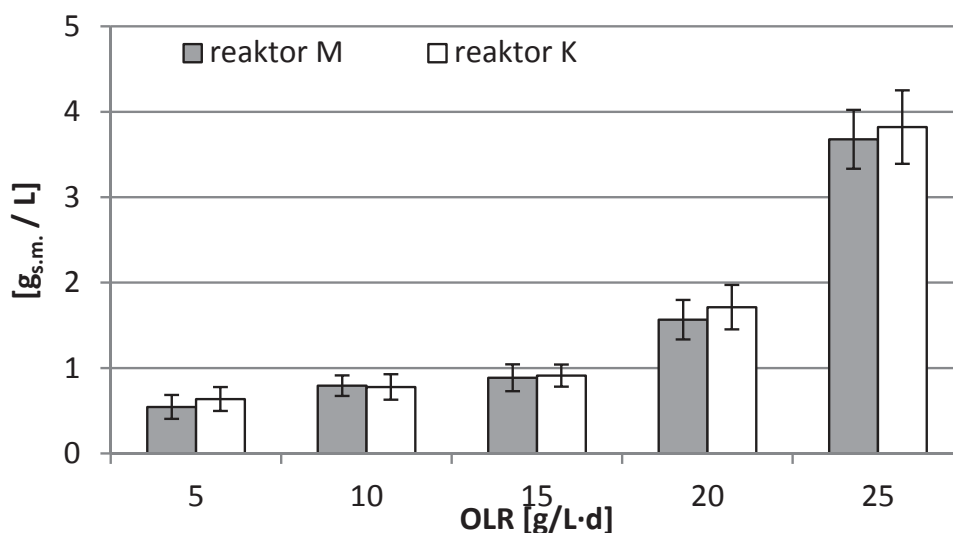
Zawartość metanu w powstającym biogazie zależała od obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń. Największą zawartość metanu stwierdzono w serii 1 osiągając ok. 73%. Nie stwierdzono w tej serii zależności pomiędzy sposobem ogrzewania reaktora, a zawartością metanu w biogazie. W kolejnych seriach badawczych zawartość metanu w biogazie obniżała się, przy czym statystycznie istotna różnica była obserwowana pomiędzy wartościami w serii 3 i 4 (rys. 5). Znaczące obniżenie zawartości metanu w biogazie stwierdzono w serii 4 przy obciążeniu reaktora na poziomie 20 g_{ChZT}/(L·d).



Rys. 5. Zawartość metanu w biogazie w kolejnych seriach badawczych w zależności od sposobu ogrzewania reaktora

Fig. 5. The methane content of the biogas in the series of test depending on the heating method of the reactor

Istotnym aspektem służącym ocenie funkcjonowania prezentowanego rozwiązania reaktora jest określenie zawartości zawiesin w cieczy odpływającej z reaktora. W przypadku, gdy ilość odpływającej biomasy przekraczałaby przyrost w reaktorze prowadziłoby to do wymywania biomasy i spadku efektywności jego funkcjonowania. Konstrukcja separatora osadu była identyczna w obu reaktorach, a sposób ogrzewania reaktora nie miał znaczenia dla ilości zawiesin obserwowanych w odpływie. Ilość odpływających zawiesin wzrastała w kolejnych seriach badawczych od około 0,6 g/l w serii 1 do ponad 3,8 g/L w ostatniej serii badawczej (rys. 6).



Rys. 6. Zawartość zawiesin ogólnych w cieczy odpływającej z reaktora w kolejnych seriach badawczych w zależności od sposobu ogrzewania
Fig. 6. The content of suspended solids in the liquid flowing out of the reactor in the series of test depending on the heating method of the reactor

4. Dyskusja wyników

Dostarczenie promieniowania mikrofalowego pozytywnie wpłynęło na efektywność usuwania związków organicznych w układzie ogrzewanym mikrofalowo. W układzie tym uzyskano większą efektywność usuwania związków organicznych w porównaniu do systemu ogrzewanego konwekcyjnie we wszystkich przeprowadzonych seriach badawczych i największą koncentrację metanu w biogazie. Uzyskane wyniki dowodzą iż zastosowanie mikrofal w oczyszczaniu ścieków może okazać się efektywnym usprawnieniem klasycznie stosowanych metod.

Monroy i in. oczyszczali ścieki pochodzące z produkcji lodów w reaktorze beztlenowym uzyskali 70% sprawność usuwania zanieczyszczeń organicznych przy średnim obciążeniu $5,5 \text{ kg}_{\text{CH}_2\text{T}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ [11]. Analizą procesów oczyszczania ścieków pochodzących z produkcji sera zajęli się Ozturk i in. osiągając 85–99% efektywność usuwania związków organicznych, przy obciążeniu od 2 do $7,3 \text{ kg}_{\text{CH}_2\text{T}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Do swoich badań wykorzystali reaktor hybrydowy UASB [13]. Wielu badaczy ukazuje zalety metod kombinowanych oczyszczania ścieków. Trawfik i in. zauważają że aby podnieść sprawność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków mleczarskich, można stosować reaktor UASB łącznie z systemem AS. Takie kombinowane systemy mogą podnieść sprawność usu-

wania zanieczyszczeń do 99% [17]. Rajesh Banu i in. zauważyli że aby poprawić efektywność oczyszczania ścieków mleczarskich, można zastosować rozwiązania hybrydowe, takie jak usprawnienie działania reaktora UASB reakcjami fotochemicznymi, dzięki czemu można uzyskać 94% sprawność procesu usuwania zanieczyszczeń ze ścieków [14]. W reaktorach hybrydowych stosowanych przez Calli i in. do oczyszczania ścieków z produkcji sera, uzyskano efektywność usuwania związków organicznych na poziomie 95% przy obciążeniu $11 \text{ kg}_{\text{ChZT}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ [5]. Oprócz reaktorów UASB wysoką wydajność oczyszczania ścieków mleczarskich zapewniają reaktory typu ASBR. Badania prowadzone przez Banika i in. dowiodły, że zastosowanie reaktora ASBR do oczyszczania ścieków syntetycznych, w których jako substrat posłużyło sproszkowane mleko, umożliwia usuwanie związków organicznych do ok. 62% [3]. Ramasamy i in. stosując w swoich badaniach reaktor ASBR do oczyszczania syntetycznych ścieków mleczarskich, w których stężenie dopływającego substratu wynosiło $10 \text{ g}_{\text{ChZT}}/\text{dm}^3$, uzyskali efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych w przedziale od 90–97% [15]. Gannoun i in. przeprowadzili proces fermentacji serwatki w reaktorze typu UAF uzyskując wielkość usuniętego ładunku zanieczyszczeń na poziomie 95% przy obciążeniu wynoszącym $15 \text{ g}_{\text{ChZT}}/\text{l}$, zwiększając obciążenie do $20 \text{ g}_{\text{ChZT}}/\text{l}$ zaobserwowano spadek efektywności do 72%. Największą ilość metanu $280 \text{ ml}_{\text{CH}_4}/(\text{g}_{\text{usChZT}})$ w powstającym biogazie uzyskano przy $\text{HRT} = 3 \text{ d}$ oraz $\text{OLR} = 5 \text{ g}_{\text{ChZT}}/\text{l}$ [7]. Zielińska i in. analizowali wpływ temperatury, obciążenia reaktora i sposobu ogrzewania na wielkość produkcji biogazu i występowanie określonych form bakterii metanogennych w hybrydowym reaktorze beztlenowym oczyszczającym ścieki mleczarskie. Wykorzystali reaktor RBM ogrzewany w analogiczny sposób jak w przypadku badań własnych tj. mikrofalowo i konwekcyjnie. Przetestowali dwie temperatury: 35°C i 55°C oraz dwa obciążenia $1 \text{ kg}_{\text{ChZT}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ i $2 \text{ kg}_{\text{ChZT}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Uzyskane przez nich wyniki badań korelują z badaniami autorów opisanymi w niniejszym artykule, największą produkcję biogazu o zawartości ok 67% odnotowali w przypadku temperatury mezofilowej w reaktorze ogrzewanym mikrofalowo przy obciążeniu $1 \text{ kg}_{\text{ChZT}}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, zwiększenie obciążenia spowodowało spadek produkcji biogazu i zawartości metanu [19]. W badaniach własnych największą ilość metanu zaobserwowano w 1 serii badawczej, w której obciążenie było najmniejsze.

5. Podsumowanie

Przeprowadzone badania i analizy wykazały, iż zastosowane ogrzewania mikrofalowego wpłynęło w istotny sposób na efektywność unieszkodliwiania serwatki, przy czym efekt ten był obserwowany w większych zakresach obciążeń reaktora (serie 3,4,5). Dzięki zastosowaniu promieniowania mikrofalowego stwierdzono istotnie większą ilość powstającego biogazu oraz efektywność usuwania ChZT przy obciążeniu 15 g ChZT/(L·d) i większym. Najbardziej efektywne pod względem technologicznego funkcjonowania reaktora było obciążenie 15 g ChZT/(L·d). W tych warunkach uzyskano wysoką efektywność usuwania zanieczyszczeń przy znacznej ilości produkcji biogazu o wysokiej zawartości metanu. Jednocześnie stężenie zawiesin ogólny w odpływie nie przekraczała 1000 mg/L.

Opisane badania były finansowane z budżetu Zadania Badawczego nr 4 pt. "Opracowanie zintegrowanych technologii wytwarzania paliw i energii z biomasy, odpadów rolniczych i innych" w ramach strategicznego programu badań naukowych i prac rozwojowych pt.: "Zaawansowane technologie pozyskiwania energii" realizowanego ze środków NCBiR i ENERGA S.A.

Literatura

1. **Anielak A.M.:** *Gospodarka wodno-ściekowa przemysłu mleczarskiego.* Agro Przemysł, 2, 57–59 (2008).
2. **Banik G. C., Dague R. R.:** *ASBR treatment of low strength industrial wastewater at psychrophilic temperatures.* Water Science Technology, 36, 337–44 (1997).
3. **Banik S., Bandyopadhyay S., Ganguly S.:** *Bioeffects of microwave – a brief review.* Bioresource Technology, 87, 155–159 (2003).
4. **Banu J.R., Anandan S., Kaliappan S., Yeom I.T.:** *Treatment of dairy wastewater using anaerobic and solar photocatalytic methods.* Solar Energy, 82, 812–819 (2008).
5. **Calli B., Yukselen M. A.:** *Anaerobic treatment by a hybrid reactor.* Environmental Engineering Science, 19, 143–50 (2002).
6. **Demirel B., Yenigun O., Onay T.T.:** *Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review.* Process Biochemistry, 40, 2583–2595 (2008).

7. **Gannoun H., Khelifi E., Bouallagui H., Touhami Y., Hamdi M.:** *Ecological clarification of cheese whey prior to anaerobic digestion in upflow anaerobic filter.* *Bioresource Technology*, 99, 6105–6111 (2008).
8. **Guillen-Jimenez E., Alvarez-Mateos P., Romero-Guzman F., Pereda-Martin J.:** *Bio-mineralization of organic matter as affected by pH. The evolution of ammonium and phosphates.* *Water Research*, 34, 1215–1224 (2000).
9. **Heaven M.W., Wild K., Verheyen V., Cruickshank A., Watkins M., Nash D.:** *Seasonal and wastewater stream variation of trace organic compounds in a dairy processing plant aerobic bioreactor.* *Bioresource Technology*, 102, 7727–7736 (2011).
10. **Luo J., Ding L., Qi B., Jaffrin M.Y., Wan Y.:** *A two-stage ultrafiltration and nanofiltration process for recycling dairy wastewater.* *Bioresource Technology*, 102, 7437–7442 (2011).
11. **Monroy O., Johnson K. A., Wheatley A. D., Hawkes F., Caine M.:** *The anaerobic filtration of dairy waste: results of a pilot trial.* *Bioresource Technology*, 50, 243–51 (1994).
12. **Orhon D., Gorgun E., Germirli F., Artan N.:** *Biological treatability of dairy wastewater.* *Water Research*, 27, 625–633 (1993).
13. **Ozturk I., Eroglu V., Ubay G., Demir I.:** *Hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor (HUASBR) treatment of dairy effluents.* *Water Science Technology*, 28, 77–85 (1993).
14. **Rajesh Banu J., Anadan S., Kaliappan S., Ick-Tae Y.:** *Treatment of dairy wastewater using anaerobic and solar photocatalytic method.* *Solar Energy*, 82, 812–819 (2008).
15. **Ramasamy E. V., Gajalakshmi S., Sanjeevi R., Jithesh M. N., Abbasi S. A.:** *Feasibility studies on the treatment of dairy wastewaters with upflow anaerobic sludge blanket reactors.* *Bioresource Technology*, 93, 209–212 (2004).
16. **Shazman A., Mizrahi S., Cogan U., Shimoni E.:** *Examining for possible non-thermal effects during heating in a microwave oven.* *Food Chemistry*, 103, 444–453 (2007).
17. **Trawfik A., Sobhey M., Badawy M.:** *Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in a up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor by activated sludge (AS System).* *Desalination*, 227, 167–177 (2008).
18. **Vidal G., Carvalho A., Mendez R., Lema J.M.:** *Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters.* *Bioresource Technology*, 74, 231–239 (2000).
19. **Zielińska M., Cydzik-Kwiatkowska A., Zieliński M., Dębowski M.:** *Impact of temperature, microwave radiation and organic loading rate on methanogenic community and biogas production during fermentation of dairy wastewater.* *Bioresource Technology*, 129, 308–314 (2013).

20. Zielinski M., Zielinska M.: *Impact of microwave radiation on nitrogen removal and quantity of nitrifiers in biofilm*. Canadian Journal of Civil Engineering, 37, 4, 661–666 (2010).
21. Zieliński M., Zielińska M., Dębowski M.: *Application of microwave radiation to biofilm heating during wastewater treatment in trickling filters*. Bioresource Technology, 127, 223–230 (2013).
22. Zieliński M., Ciesielski S., Cydzik-Kwiatkowska A., Turek J., Dębowski M.: *Influence of microwave radiation on bacterial community structure in biofilm*. Process Biochemistry, 42, 1250–1253 (2007).
23. Zieliński M., Dębowski M., Krzemieniewski M.: *Możliwość beztlenowej biodegradacji zanieczyszczeń zawartych w permeacie po nanofiltracji serwatki kwaśnej*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 9, 199–210 (2007).

Evaluation of the Efficiency of Anaerobic Hybrid Reactor with Microwave Heating System

Abstract

Used in wastewater treatment anaerobic dairy use modern methods of anaerobic reactors. Improvements are still sought methods that will enable faster and more efficient dairy wastewater. One of these improvements can be applied to microwave radiation. The solution presented in the article RBM_C microwave reactor is used to stimulate the anaerobic digestion process. The obtained results allow to evaluate the potential use of microwaves to the development of thermal conditions in a reactor operating at an industrial scale. The aim of this study was to determine the effectiveness of the methane fermentation of whey at a temperature of 35 ° C using an anaerobic reactor with microwave heating system. In the course of the work carried out two related research objectives: the analysis of the efficiency of the fermentation reactor with an innovative hybrid design and study the impact of the method of heating the reactor to the process. Terms construction and reactor technology used RBM_C allowed to conduct research in a convection heating and microwave. Conducted research aimed to validate or exclude the presence athermal effects of microwave effects on the process of wastewater treatment.

In order to demonstrate the effect of microwaves on the process of anaerobic digestion of whey in mesophilic conditions, tests were carried out in two stages with different heating process of fermentation. In the first stage, the reactor was heated using a microwave generator, while the second uses a water jacket, and the heating takes place by convection. In each of the stages identi-

fied five series of different sizes of cargo delivered OLR organic compounds in the range of 5 to 25 kg_{COD}/(m³·d).

The analyzes carried out showed that the applied microwave heating significantly affect the efficiency of whey disposal, but this effect was observed in the higher ranges of the reactor load (series 3, series 4, series 5). The use of microwave radiation had a significantly higher number of resulting biogas and removal efficiency of chemical oxygen demand at a load of 15 g_{COD}/(L·d) and higher. The most effective in terms of technological operation of the reactor was load of 15 g_{COD}/(L·d) Under these conditions, resulting in high efficiency contaminant removal with a considerable amount of biogas rich in methane. At the same time the concentration of total suspended solids in the effluent did not exceed 1000 mg/L. The results show that the use of microwaves in wastewater treatment may be an effective improvement classic methods.



Analiza zróżnicowania stopnia szczegółowości ustaleń polityk przestrzennych wybranych gmin aglomeracji poznańskiej

Piotr Szczepański, Krzysztof Pyszny, Adam Zydroń
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

W Polsce zarządzający gminami aglomeracyjnymi wraz z urbanistami stoją przed trudnym zadaniem – polegającym na określeniu strategicznej polityki przestrzennej antycypującej skutki obecnych suburbanizacyjnych procesów społeczno-gospodarczych w obrębie aglomeracji, w tym skokowego wzrostu zapotrzebowania na nowe tereny inwestycyjne w gminach wchodzących w skład krystalizujących się obszarów metropolitarnych.

„Suburbanizacja uznawana jest za rezultat migracji zazwyczaj grup bardziej zamożnych z podupadających dzielnic centralnych na przedmieścia, które swoim oddaleniem od centrum pozwalają na codzienne dojazdy do pracy w centrum, jednocześnie oferując zdecydowanie lepsze warunki życia niż w poprzednim miejscu zamieszkania (por. Palmisano, 2000). Suburbanizacja wiąże się ze spadkiem gęstości zaludnienia w centrach miast, a ze wzrostem gęstości na przedmieściach, przy czym saldo migracji całej aglomeracji miejskiej jest dodatnie.” [1].

W okresie intensywnej suburbanizacji w latach 2000–2010 w aglomeracji poznańskiej (przyjęto operacyjną definicję obszaru aglomeracji poznańskiej, której granice pokrywają się z granicami powiatu poznańskiego) oddano do użytku 65 tys. nowych mieszkań, z czego 31 tys. w powiecie poznańskim. Najintensywniej proces suburbanizacji zachodził w Komornikach, Swarzędzu, Luboniu i Dopiewie [4]. W niektórych gmi-

nach rozwój budownictwa mieszkaniowego nie szedł w parze z rozwojem infrastruktury (drogowej, kanalizacyjnej), co doprowadziło do przeciążenia istniejącej infrastruktury i spowodowało np. zalewanie wodami opadowymi terenów mieszkaniowych w gminie Dopiewo w Skórzewie [5].

Według europejskich standardów podstawowymi instrumentami sterowania takim rozwojem jest długoterminowy plan strategiczny. (...) W Polsce identyczną rolę powinien odgrywać plan urbanistyczny, zwany studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego. [3]. Studium daje podstawy do określenia polityki przestrzennej w mieście/gminie, wyznaczając w granicach danej jednostki terytorialnej obszary funkcjonalne i przyznając im określone, dopuszczalne formy zagospodarowania [4]. Zasadniczym aktem prawnym regulującym zakres SUIKZP jest ustawa z dnia 27 marca 2003 roku o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym [21] (dalej UoPiZP) oraz akt wykonawczy do ustawy – rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 28 kwietnia 2004 roku w sprawie zakresu projektu studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy [6]. Jednak zarówno ustawa, jak i rozporządzenie nie regulują dokładnie kwestii oznaczeń, nazewnictwa a przede wszystkim obligatoryjnego stopnia szczegółowości, w jakiej należy opracować studium.

2. Cel i zakres referatu

Celem naukowym niniejszej pracy jest przedstawienie różnic w stopniu szczegółowości obowiązujących SUIKZP wybranych gmin aglomeracji poznańskiej. Analiza ma charakter wielowymiarowy. Wyniki badań mogą przyczynić się do znalezienia nowej płaszczyzny budowania spójności między gminami aglomeracji. Analiza rozbieżności między praktykami decydowania o możliwościach kształtowania przestrzeni wydaje się pierwszym i koniecznym etapem w procesie budowania wspólnej polityki przestrzennej w aglomeracji poznańskiej.

Celem aplikacyjnym referatu jest wykazanie, że istnieje konieczność opracowania jednolitej metodologii planistycznej w zakresie tworzenia dokumentów planistycznych o strategicznym charakterze dla obszarów aglomeracji podmiejskich. W literaturze [1] podkreśla się brak ujednoczonego podejścia do kwestii rozwoju polskich aglomeracji, a co za tym idzie, brak wypracowanej metodyki kształtowania przestrzeni aglomeracji.

Zakres czasowy analizy dotyczy obecnego stanu rozwoju społeczno-gospodarczego. Mimo tego, że analiza obejmuje kierunki rozwoju a więc niejako stan pożądany i docelowy to jednak kreowany w istniejących uwarunkowaniach rozwojowych.

Podstawowym aktem prawnym regulującym zakres SUIKZP jest ustawa z dnia 27 marca 2003 roku o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym [21] (dalej UoPiZP) oraz akt wykonawczy do ustawy – rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 28 kwietnia 2004 roku w sprawie zakresu projektu studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy [6]. Jednak zarówno ustawa, jak i rozporządzenie nie regulują dokładnie kwestii oznaczeń, nazewnictwa a przede wszystkim obligatoryjnego stopnia szczegółowości, w jakiej należy opracować studium.

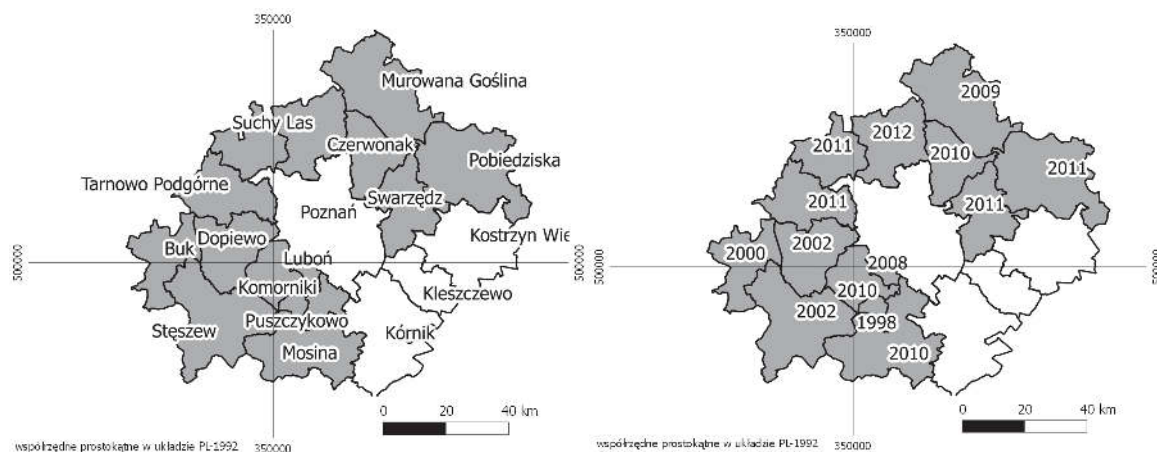
3. Materiały i metody

W pierwszym etapie analizy dokonano wyboru gmin, które posłużyły do dalszych badań. Zasadniczym kryterium wyboru było położenie gmin w sąsiedztwie Poznania, a co za tym ich usytuowanie w zasięgu dynamicznych procesów aglomeracyjnych. „Rozwój gospodarczy Poznania, a w następstwie graniczących z nim gmin wpływa również na zmianę struktury użytkowania na tych obszarach, co wiąże się ze zmianą przeznaczeniem terenów dotychczas użytkowanych rolniczo na cele nierolnicze tj. aktywizacji gospodarczej, rozwój budownictwa” [22]. Zgodnie z ugruntowaną w piśmiennictwie [4] wykładnią zasięg aglomeracji, a więc obszaru badań tożsamy jest z granicami powiatu poznańskiego. Na wybór obiektów badań wpływ miała również dostępność danych. Na podstawie tak przyjętych kryteriów wyznaczono 14 gmin powiatu poznańskiego, tj. Buk, Czerwonak, Dopiewo, Komorniki, Luboń, Mosina, Murowana Goślina, Pobiedziska, Rokietnica, Stęszew, Suchy Las, Swarzędz i Tarnowo Podgórne (rys. 1).

W pracy wykorzystano opublikowane i obowiązujące Studia uwarunkowań i kierunków zagospodarowania gmin [7–20]. Analizie poddano zarówno część tekstową, wyrażającą kierunki rozwoju gminy, ze szczególnym uwzględnieniem wytycznych, zawierających wskaźniki zagospodarowania terenu takie jak:

- intensywność zabudowy – intensywność zabudowy i powierzchnię zabudowy traktowano jako pojęcia tożsame. Takie założenie generalizujące było konieczne dla uzyskania porównywalności,
 - minimalny udział powierzchni biologicznie czynnej,
 - minimalna powierzchnia nowowydzielonych działek,
 - maksymalna liczba budynków na działce,
 - minimalna ilość miejsc postojowych,
- oraz wytyczne dotyczące kształtowania zabudowy kubaturowej:
- wysokość zabudowy wyrażona w metrach i/lub kondygnacjach,
 - maksymalną powierzchnię zajętą przez budynek (i),
 - ustalenia dotyczące geometrii dachu,
 - ustalenia związane z kształtowaniem linii zabudowy.

W celu uzupełniania danych otrzymanych z kwerendy tekstów SUIKZP analizie poddano również część graficzną analizowanych dokumentów. Miała ona na celu sprawdzenie ile subkategorii określonej funkcji planistycznej użyto na potrzeby określania kierunków zagospodarowania przestrzennego. W wyniku badania otrzymano dane wskazujące na szczegółowość stosowanych wydzielen planistycznych w badanych gminach.



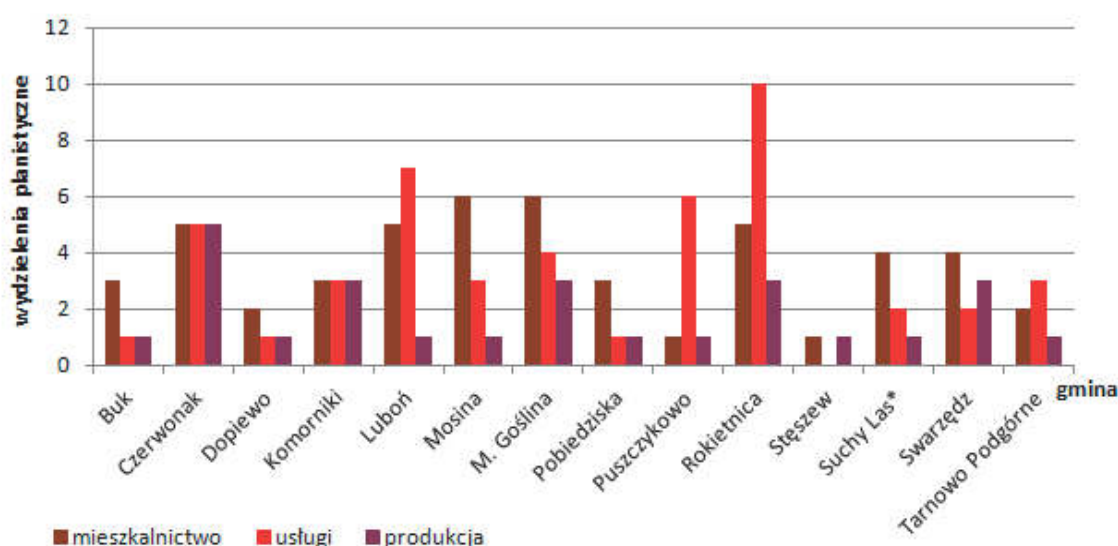
Rys. 1. Obszar badań oraz rok sporządzenia studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego badanych gmin

Fig. 1. Study sites and year of preparation the Study of the Conditions and Directions of Spatial Development for the studied municipalities

Uzyskane dane poddano analizie statystycznej, której wyniki przedstawiono w formie wykresów i kartogramów.

4. Wyniki i dyskusja

Analiza porównawcza zróżnicowania wewnętrznego podstawowych funkcji: mieszkaniowej, usługowej i produkcyjnej dla analizowanych gmin ujawniła znaczne różnice między przedmiotowymi dokumentami. W analizowanych SUIKZP najczęściej subkategorii funkcji planistycznych wydzielono w gminach: Rokietnica, Luboń, Mosina i Murowana Goślina. W dwóch pierwszych gminach większa szczegółowość ustaleń dotyczy funkcji planistycznej związanej z usługami, natomiast w dwóch pozostałych to funkcja mieszkaniowa została bardziej zdywersyfikowana.

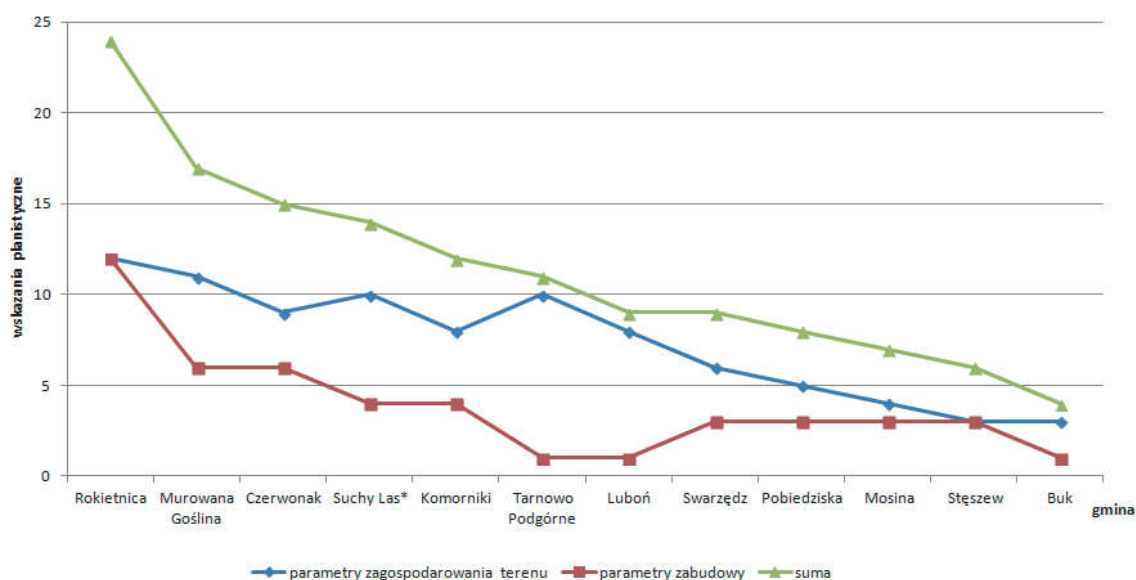


Rys.2. Zróżnicowanie badanych kategorii planistycznych w badanych gminach
Fig. 2. Differentiation of respondents planning category in studied municipalities

Najbardziej uboga funkcjonalnie, w tym zestawieniu jest polityka przestrzenna gmin: Dopiewo, Buk i Tarnowo Podgórne. W tych gminach władze lokalne stosują ogólne kategorie wydzielenia planistycznych. Szczególnym przypadkiem jest SUIKZP gminy Stęszew, w którym nie wyznaczono na załączniku graficznym terenów przeznaczonych pod zabudowę usługową. W większości badanych gmin największym stopniem szczegółowości cechują się tereny zabudowy mieszkaniowej i usługowej.

Dla tych dwóch podstawowych funkcji planistycznych ustalono najwięcej podtypów. Najogólniejsze ustalenia dotyczą funkcji związanej z produkcją, składami i magazynami. Sytuacja tak wynika zapewne ze specyfiki tej formy zagospodarowania przestrzeni i co za tym trudnościami z dookreśleniem jej parametrów.

W kolejnym etapie badań, na podstawie wyników kwerendy części tekstowych analizowanych polityk przestrzennych uzyskano dane obrazujące kompleksowość ustaleń dotyczących dwóch analizowanych poziomów: zagospodarowania terenu oraz kształtowania zabudowy (rys. 3). Pozwoliło to na uszeregowanie analizowanych gmin pod względem ilości ustaleń dotyczących zabudowy i zagospodarowania terenu.

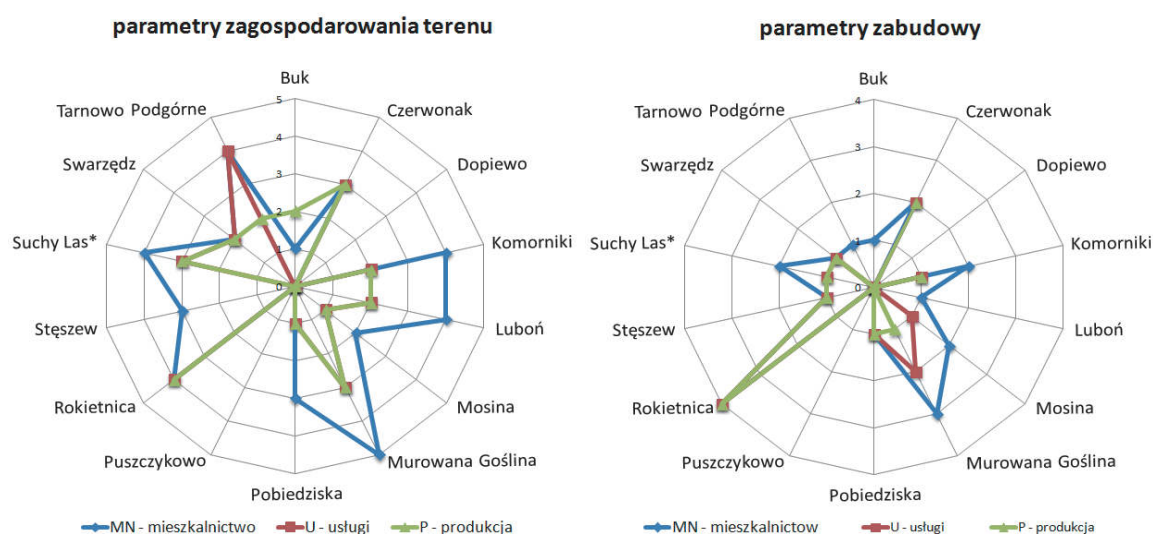


Rys. 3. Zróżnicowanie ilościowe stosowanych wskaźników planistycznych
Fig. 3. Differentiation quantitative indications for use planning

Najwięcej wytycznych dotyczących kształtowania przestrzeni planistycznej zawiera polityka przestrzenna gminy Rokietnica. Wskazania zawarte w SUIKZP tejże gminy zawierają szereg szczegółowych ustaleń dotyczących zarówno możliwości zagospodarowania terenu jak i sposobów kształtowania zabudowy kubaturowej. Najbardziej „liberalne” pod względem liczby przedmiotowych ustaleń są gminy: Buk i Stęszew. Niewielka liczba wytycznych w tych gminach koresponduje z ubogą pod względem dywersyfikacji strukturą wewnątrz rozpatrywanych funkcji planistycznych (rys. 2). W dwóch analizowanych gminach:

Luboń i Tarnowo Podgórne uwidacznia się wyraźna różnica między szczegółowością ustaleń dla dwóch analizowanych sfer kształtujących przestrzeń. W badanych gminach w SUIKZP zdecydowanie mniej ustaleń poczyniono względem wskaźników architektonicznych kształtujących zabudowę aniżeli parametrów zagospodarowania przestrzeni. Należy podkreślić, że w pozostałych przypadkach istnieje wyraźna korelacja między szczegółowością ustaleń dotyczących zagospodarowania terenu i kształtowania zabudowy. Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że w skrajnych przypadkach szczegółowość polityk przestrzennych różni się blisko pięciokrotnie w zakresie ilości ustaleń przestrzennych.

W następnym etapie badań przeprowadzona analiza miała na celu określenie liczby parametrów, dotyczących zagospodarowania terenu i kształtowania zabudowy, zawartych w SUIKZP badanych gmin. Analizę przeprowadzono z osobna dla każdej funkcji planistycznej.



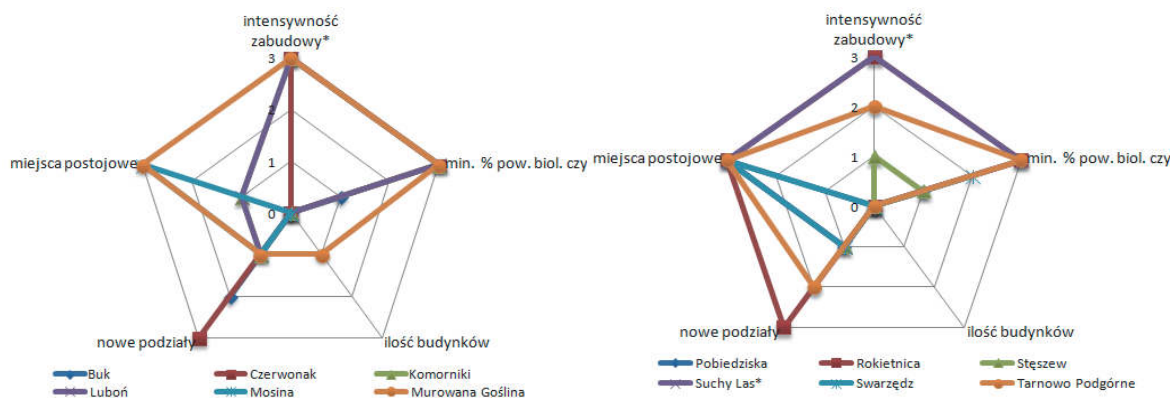
Rys. 4. Zróżnicowanie ilościowe stosowanych wskaźników planistycznych
Fig. 4. Differentiation quantitative indications for use planning

Najwięcej parametrów, dotyczących zagospodarowania terenu zostało wprowadzonych dla funkcji mieszkaniowej (rys. 4). Wśród analizowanych gmin jedynie gmina Murowana Goślina określa dla mieszkalnictwa wszystkie pięć parametrów. Najmniej szczegółowe zapisy w zakresie wszystkich trzech funkcji planistycznych zawiera SUIKZP gminy Buk. Liczba ustaleń dla funkcji produkcyjnej i usługowej wykazują po-

dobne wartości. Wyjątek w tym zakresie stanowi SUIKZP gminy Tarnowo Podgórne, które ustala tą samą liczbę wskaźników zagospodarowania terenu zarówno dla usług, jak i mieszkalnictwa.

Liczba parametrów kształtowania zabudowy w analizowanych gminach jest mniejsza niż wskaźników związanych z zagospodarowaniem terenu. Wyjątek stanowi gmina Rokietnica, która dla wszystkich trzech analizowanych funkcji określa wszystkie pięć parametrów odnoszących się do kształtowania zabudowy. Na przeciwnym biegunie znajduje się gmina Dopiewo, której polityka przestrzenna nie zawiera żadnego spośród uwzględnionych w badaniu wskaźników związanych z kształtowaniem zabudowy. Podobnie jak w przypadku zagospodarowania terenu, tak i w stosunku do kształtowania zabudowy więcej wytycznych czynionych jest w stosunku do zabudowy związanej z funkcją mieszkalną.

Podjęto próbę określenia kompletności ustaleń SUIKZP w zakresie zagospodarowania terenu (rys. 5) i kształtowania zabudowy (rys. 6). Puszczkowo i Dopiewo nie uszczegółowiło w studium żadnego z analizowanych ustaleń dla żadnej z badanych funkcji zagospodarowania, dlatego gmin tych nie zaprezentowano na wykresach.

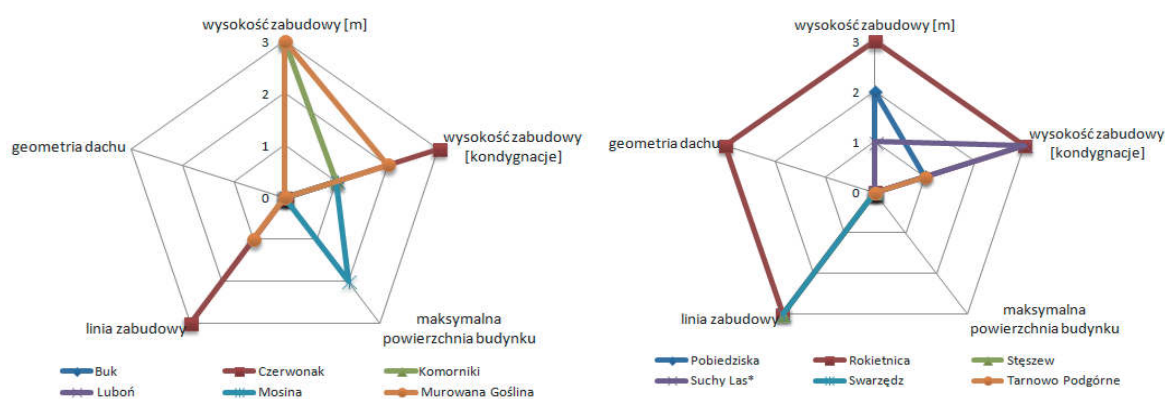


Rys. 5. Kompletności ustaleń planistycznych w zakresie zagospodarowania terenu dla trzech analizowanych funkcji

Fig. 5. Completeness of the planning arrangements for land-use planning for the three analyzed functions

Z analizy wynika, że najczęściej określanym w studium elementem jest minimalny udział powierzchni biologicznie czynnej oraz liczba miejsc parkingowych w 7 badanych gminach dla wszystkich dla funkcji MN, U, P parametry te zostały określone. Liczbę miejsc parkingowych

określono przede wszystkim w najmłodszych dokumentach planistycznych. Najczęściej określanym parametrem była minimalna powierzchnia działek (intensywność zabudowy) dla terenów o funkcji mieszkaniowej w dwunastu na czternaście analizowanych gmin określono wskaźnik powierzchni zabudowy. W dziesięciu SUIKZP określono dopuszczalną maksymalną wysokość zabudowy w obszarach przewidzianych pod zabudowę mieszkaniową.



Rys. 6. Kompletności ustaleń planistycznych w zakresie kształtowania zabudowy dla trzech analizowanych funkcji

Fig. 6. Completeness of the planning arrangements for building development for the three analyzed functions

Najrzadziej definiowano liczbę budynków na działce, maksymalną powierzchnię zabudowy oraz geometrię dachu. Gmina Rokietnica posiada SUIKZP, w którym doprecyzowano najwięcej elementów, zaś najmniej szczegółowymi dokumentami są jedne z najstarszych na badanym obszarze studia w Puszczykowie i Dopiewie, w których nie określono żadnego z badanych elementów.

Obowiązujące przepisy [6, 21] nie precyzują czy analizowane parametry powinny być uszczegółowione na etapie sporządzania studium. Artykuł 15 ust 2 pkt 6 UoPiZP [21] jednoznacznie określa obligatoryjne elementy MPZP miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego zgodnie z tym przepisem w miejscowym planie określa się obowiązkowo zasady kształtowania zabudowy oraz wskaźniki zagospodarowania terenu, maksymalną i minimalną intensywność zabudowy jako wskaźnik powierzchni całkowitej zabudowy w odniesieniu do powierzchni działki budowlanej, minimalny procentowy udział powierzchni biologicznie

czynnej w odniesieniu do powierzchni działki budowlanej, maksymalną wysokość zabudowy, minimalną liczbę miejsc do parkowania i sposób ich realizacji oraz linie zabudowy i gabaryty obiektów.

Określenie wyżej wymienionych parametrów na etapie sporządzania studium daje możliwość kształtowania ładu przestrzennego danego obszaru i zapobiega opracowywaniu MPZP, których ustalenia będą zgodne ze studium jednak wprowadzać będą zakłócenie struktury przestrzennej danego terenu.

5. Wnioski i podsumowanie

Dokładność zapisów SUIKZP określa ramy działania, w jakich poruszają się urbaniści podczas przygotowywania projektów planów miejscowych. Studium jest aktem kierownictwa wewnętrznego i określa politykę przestrzenną gminy. Nie stanowi prawa miejscowego. Istotną konsekwencją takiego stanu prawnego, a także niewielkiego pokrycia gmin miejscowymi planami zagospodarowania przestrzennego jest m.in. częsty fakt wydawania decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu (WZiZT) sprzecznych z ustaleniami SUIKZP. Nie istnieje prawny obowiązek zachowania zgodności WZiZT ze studium, ale brak ścisłości ustaleń studium, w efekcie dowolność interpretacji ogólnych ustaleń powoduje jego deprecjację. Prowadzić to może do klientelistycznego kształtowania przestrzeni w gminie. W analizowanych przypadkach ujawniono znaczne różnice między politykami przestrzennymi gmin w zakresie stopnia szczegółowości czynionych ustaleń. Władze takich gmin, jak: Rokietnica, Murowana Goślina czy Suchy Las nie tylko precyzyjnie określają funkcję danego wydzielenia planistycznego, ale również jasno precyzują podstawowe wskaźniki zabudowy lokalizowanej na danym terenie.

Najwięcej ustaleń odnosi się do funkcji i zabudowy związanej z mieszkalnictwem. Zapewne wynika to, z jednej strony z pokaźnego dorobku praktyki architektoniczno-urbanistycznej w kształtowaniu tego rodzaju zabudowy, a z drugiej z podstawowej roli tej funkcji dla niemal każdej gminy. Najmniejsza liczba jednoznacznych wytycznych dotyczy funkcji usługowych i produkcyjnych, związanych ze składami i magazynami. W przypadku tego rodzaju zagospodarowania najczęściej znajdują

się odwołania do przepisów odrębnych, bądź szczegółowe decyzje cedowane są na poziom MPZP, bądź WZDiZT.

Znacząca różnica w szczegółowości i kompleksowości stosowanych ustaleń w SUIKZP analizowanych gmin może stanowić przeszkodę na drodze budowania spójności między jednostkami samorządu terytorialnego wchodzącymi w skład aglomeracji poznańskiej. Wydaje się, że dążenie do niwelowania różnic w sposobie decydowania o możliwościach zagospodarowania przestrzeni w poszczególnych gminach jest wstępnym i koniecznym etapem w procesie wyznaczania wspólnych kierunków rozwoju przestrzennego dla całej aglomeracji. Właściwe wyznaczenie kierunków rozwoju przestrzennego aglomeracji wymaga pogłębionej analizy uwarunkowań w tym zakresie. Warunkiem właściwej analizy jest porównywalności obecnych polityk przestrzennych gmin aglomeracji. W związku z powyższym należy dążyć to tego aby wszystkie gminy prowadziły politykę przestrzenną na tym samym, możliwie wysokim poziomie szczegółowości i komplementarności ustaleń.

Literatura

1. **Beim M.:** *Modelowanie procesu suburbanizacji w aglomeracji poznańskiej*. Bogucki – Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 2009.
2. **Bródka S., Markuszewska I. Łowicki D.:** *Wykorzystanie powierzchni ziemi*. W: (red.), Kaczmarek T. *Zasoby przyrodnicze i ochrona w aglomeracji poznańskiej*. Bogucki – Wydawnictwo Naukowe. Poznań. 12–41 (2009).
3. **Kaczmarek T.:** *Agglomeracja poznańska jako region badania i działania*. W: (red.), Mizgajski A., Kaczmarek T. *Powiat poznański. Jakość przestrzeni i jakość życia*. Bogucki – Wydawnictwo Naukowe. Poznań. 15–36 (2008).
4. **Kaczmarek T. (red):** *Studium uwarunkowań rozwoju przestrzennego aglomeracji poznańskiej*. Centrum Badań Metropolitalnych, Poznań, 2011.
5. **Przybyła Cz., Bykowski J., Mroziak K., Napierała M.:** *Rola infrastruktury wodno-melioracyjnej w procesie suburbanizacji*. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 13, 769–786 (2011).
6. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 28 kwietnia 2004 r. w sprawie zakresu projektu studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy (Dz. U. Nr 118, poz. 1233)
7. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Czerwonak* (Uchwała Nr 406/LVII/2010 z dnia 16 września 2010 r.)
8. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Puszczykowa* (Uchwała Nr 255/II/98 z dnia 15 czerwca 1998 r.)

9. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Dopiewo* (Uchwała Nr LVII/519/02 z dnia 30 września 2002 r.)
10. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Komorniki* (Uchwała Nr LII/348/2010 z dnia 25 października 2010 r.)
11. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Mosina* (Uchwała Nr LVI/386/10 z dnia 25 lutego 2010 r.)
12. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Rokietnica* (Uchwała Nr XI/72/2011 z dnia 27 czerwca 2011 r.)
13. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Suchy Las* – projekt wyłożony do publicznego wglądu. 2012 r.
14. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Swarzędz* (Uchwała Nr X/51/2011 z dnia 29 marca 2011 r.)
15. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Tarnowo Podgórne* (Uchwała Nr XII/134/2011 z dnia 21 czerwca 2011 r.)
16. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Murowana Goślina* (Uchwała Nr XXXIII/321/2009 z dnia 28 września 2009 r.)
17. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Luboń* (Uchwała Nr XXIII/129/2008 z dnia 25 września 2008 r.)
18. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta i gminy Pobiedziska* (Uchwała Nr V/40/2011 z dnia 24 lutego 2011 r.)
19. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta i gminy Stęszew* (Uchwała Nr III/28/2002 z dnia 30 grudnia 2002 r.)
20. *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta i gminy Buk* (Uchwała Nr XX/149/2000 z dnia 29 lutego 2000 r.)
21. Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. z 2012 r. poz. 647)
22. **Zydróż A.:** *Analiza rynku nieruchomości niezabudowanych w wybranych gminach Wielkopolski*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 2033–2048 (2011).

Analysis of Differences in the Level of Details of the Planning Provisions of Selected Municipalities in Poznań Agglomeration

Abstract

In Polish legal conditions, conducting a coherent policy within urban areas is still hindered. These areas are subject to dynamic processes of suburbanization. Suburbanization is defined as a result of migration from the city centers to the suburbs. The process results in deterioration of city centers and dynamic, often uncontrolled development of the suburbs (urban sprawl). During the period of intensive suburbanization, in the years 2000–2010 In agglomeration of Poznań, 65 000 new dwellings were built, among them 31 000, were located in Poznań county. There are no national law regulations (agglomeration law) concerning this problem, that forces local governments to act. Municipality, as the basic unit of local government in Poland has the largest authority in planning, it decides about land use and its management. Study of the Conditions and Directions of Spatial Management is an indirect tool that defines a general outline of planning policy of local governments. Local Spatial Management Plan is a main tool for forming land functions, development principles. Local Spatial Management Plan has to be consistent with the policy expressed in the Study of the Conditions and Directions of Spatial Management. Therefore, the more accurate the document is, the more consistent local spatial management plans are, which leads to a rational functioning and use of the environment. The main issue in the process of forming agglomeration structures is building a cohesion on a sub-regional level. One of the obstacles on the way of reaching that point are quantitative and qualitative differences in documents that sets the planning policy. The study shows that there are significant differences in this area, between communities of Poznań agglomeration. The differences occurs in the number of parameters relating to land development and building development indicators. In all analyzed cases, the most regulated sphere concerns housing, the least amount of guidelines relate to production and service functions. It seems that this issue can be a significant obstacle in the study of current conditions (lack of comparability), as well as in setting strategic directions for the agglomeration as an independent entity. The basic conclusion of the paper is that there is a need to develop an uniform methodology for planning for the creation of strategic planning documents for suburbs of agglomerations.



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

Annual Set The Environment Protection
Rocznik Ochrona Środowiska

Volume/Tom 15. Year/Rok 2013

ISSN 1506-218X

2780–2798

Sezonowy przebieg wskaźnika wykorzystania wody (WUE) w lesie sosnowym

*Klaudia Ziemblińska, Marek Urbaniak, Alina Danielewska,
Marcin Baran, Radosław Juszcak, Bogdan H. Chojnicki
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

*Janusz Olejnik
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań,
Global Change Research Center, AS CR, v.v.i. Brno, Czechy*

1. Wstęp

Obecny stan wiedzy o klimacie i zmianach globalnych jest wynikiem wielu lat prac badawczych, zmierzających do weryfikacji hipotezy globalnego ocieplenia oraz wskazania jego przyczyn. Wydaje się, że wiemy coraz więcej, a kolejne doniesienia naukowe z tego zakresu skłaniają się ku potwierdzeniu dwóch hipotez: pierwszej o istnieniu globalnego ocieplenia i tej o znaczącym wpływie Człowieka na obserwowane zmiany (IPCC). Z punktu widzenia biosfery, ważnym pytaniem, na jakie należy odpowiedzieć, jest to, jaka będzie reakcja różnych ekosystemów na zmiany klimatu? Podejmowane na całym świecie wysiłki badawcze skierowane są więc głównie na zrozumienie wpływu wzrostu stężenia gazów szklarniowych, zanieczyszczenia powietrza oraz zmian warunków meteorologicznych na intensywność wymiany masy i energii pomiędzy powierzchnią Ziemi a atmosferą [13, 14]. Badania te opierają się o długoterminowe pomiary wymiany kluczowych gazów szklarniowych: dwutlenku węgla, pary wodnej, czy metanu, pomiędzy różnymi ekosystemami a atmosferą. Biomy na naszej planecie stanowią ogromne rezerwuary węgla, który w wyniku niekontrolowanych zmian klimatycznych może zostać uwolniony do atmosfery, głównie w postaci CO₂ – wymagają one zatem ciągłego

monitoringu. Wiemy, że podstawą funkcjonowania każdej fitocenozy, stanowiącej autotroficzną część ekosystemu, np. lasu jest proces fotosyntezy, w którym pochłonięty z atmosfery węgiel, w postaci CO₂, jest zmagazynowany zarówno w nadziemnych elementach roślin (pień, gałęzie, liście/igły), jak również w glebie (korzeń). Emisja węgla, z ekosystemu leśnego do atmosfery, odbywa się dzięki procesowi oddychania zarówno auto- (oddychanie roślin), jak i heterotroficznego (głównie oddychanie organizmów glebowych). Tempo i intensywność obu procesów: pochłaniania i emisji uzależnione są przede wszystkim od warunków meteorologicznych (temperatury powietrza, ilości energii słonecznej docierającej do lasu oraz ilości dostępnej wody opadowej) występujących na danym obszarze [19]. Mnogość opisanych wyżej czynników wymaga zastosowania rozbudowanej i zaawansowanej technicznie aparatury pomiarowej podczas badań procesów wymiany w skali ekosystemu. Sam pomiar strumieni masy i energii wymienianych pomiędzy danym ekosystemem a atmosferą może być wykonany przy pomocy różnych metod. Obecnie najczęściej stosowana, w skali ekosystemu, jest metoda kowariancji wirów (z ang. *Eddy Covariance*, EC) [5]. Umożliwia ona pomiar strumienia dowolnego gazu, który przemieszcza się pomiędzy powierzchnią ekosystemu a atmosferą. W przeszłości zastosowanie tej metody ograniczał brak wystarczająco szybkich i dokładnych analizatorów, które mogły mierzyć stężenia gazów śladowych w wolnej atmosferze. Ta bariera techniczna sprawiła, że szerokie wykorzystanie metody EC w praktyce, do pomiaru strumieni netto dwutlenku węgla, nastąpiło dopiero w latach 90-tych w USA i Kanadzie, a nieco później na terenie Europy [1]. W Polsce działa obecnie kilka stacji badawczych wykorzystujące metodę EC.

Metoda EC pomimo wykonywania punktowego pomiaru, umożliwia obszarowe oszacowanie wielkości i kierunku wymiany materii i energii pomiędzy powierzchnią ekosystemu a atmosferą. Aby móc zastosować system kowariancyjny wymagane jest spełnienie następujących warunków: pomiary muszą odbywać się nad odpowiednio dużą, jednorodną powierzchnią (wymóg homogeniczności); przyrządy pomiarowe muszą być umieszczone na odpowiedniej wysokości; powietrze atmosferyczne musi być wymieszane (wymóg turbulencji). Niespełnienie któregoś z w/w warunków może spowodować błędne oszacowania mierzonych strumieni [2].

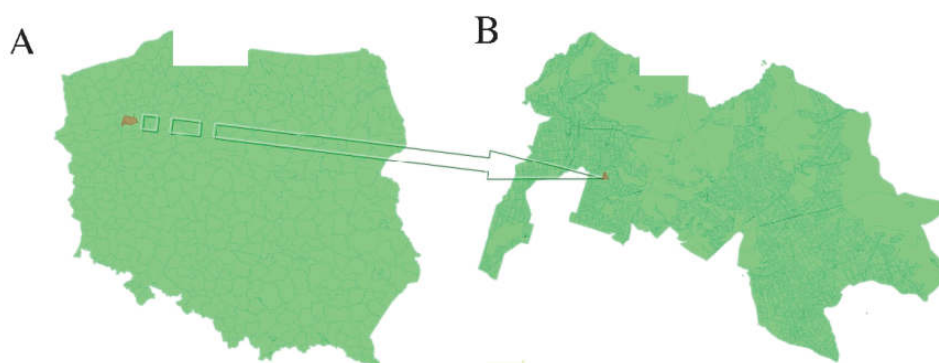
W niniejszej pracy zaprezentowano wyniki badań przeprowadzonych w ramach projektu zleconego przez DGLP, którego celem było oszacowanie wymiany netto CO₂ pomiędzy lasem sosnowym a atmosferą. Duże znaczenie ekosystemów leśnych zarówno pod względem ekologicznym, jak i gospodarczym jest niezaprzeczalne. Według szacunków Organizacji Narodów Zjednoczonych do spraw Wyżywienia i Rolnictwa (ang. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*, FAO) udział lasów w globalnej powierzchni Ziemi wynosi ok. 30%, co odpowiada obszarowi ok. 3 952 mln ha. W przeliczeniu na jednego mieszkańca naszej planety daje to około 0,62 ha [7]. W Polsce udział lasów w powierzchni kraju wynosi obecnie ok. 29,2% zajmując łączną powierzchnię 9,1mln ha. Obok pól uprawnych w strukturze przestrzennej jest to zatem najczęstsza forma zagospodarowania terenu. W składzie gatunkowym lasów polskich wyraźnie dominuje sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*) – prawie 70%.

Celem tej pracy jest ukazanie cyklicznych zmian wskaźnika wykorzystania wody (WUE) w lesie sosnowym na przykładzie średniowiekowego (58-letniego) lasu w Tucznie. Badany ekosystem nie jest jednak typowym siedliskiem leśnym, ale efektem zagospodarowania gruntów porolnych. Ewolucyjnie przystosowana do trudnych warunków siedliskowych sosna jest gatunkiem pionierskim, zalesiającym również ubogie pod względem troficznym siedliska. Wskaźnik WUE (jego dobowy i sezonowy przebieg) może stanowić parametr charakteryzujący zdolności adaptacyjne lasu, a przede wszystkim posłużyć do oceny jego produktywności w zmieniającym się środowisku.

2. Opis miejsca pomiarowego

Stacja pomiarowa zlokalizowana jest w północno-zachodniej Polsce (53°11'N, 16°05'E), na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Pile w Nadleśnictwie Tuczo (rys. 1). W składzie gatunkowym badanego lasu dominuje 58-letnia (stan na 2012) sosna zwyczajna (*Pinus Sylvestris*), stanowiąc ok. 99% wszystkich gatunków oraz brzoza brodawkowata (*Betula Pendula*) zajmując około 1%. Taki skład jest charakterystyczny dla lasów nizinnych w Polsce [11, 21, 22].

Przeciętna wartość pierśnicy wynosi tu ok. 25cm, a średnia wysokość drzew na analizowanym obszarze to 26m. Dno lasu porośnięte jest w większości przez buk zwyczajny (*Fagus Sylvatica*) oraz grab pospolity (*Carpinus betulus*) [15]. Gleby na terenie lasu w Tucznie to typowe dla tych środowisk gleby bielcowe (klasyfikacja wg FAO).

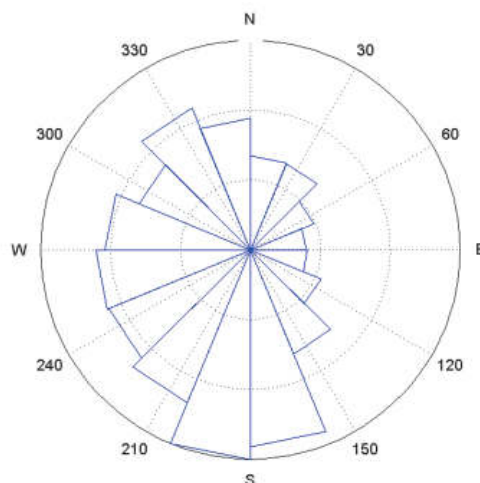


Rys. 1. Lokalizacja wieży pomiarowej na terenie Nadleśnictwa Tuczno (A) na tle podziału administracyjnego Lasów Państwowych Polski (B)

Fig. 1. Location of measuring tower in Tuczno's Forest inspectorate territory (A) against administrative division of Polish National Forests (B)

2.1. Warunki meteorologiczne

Na terenie Tuczna średni roczny opad zmierzony na stacji w okresie 2008–2011 wyniósł 570mm, podczas, gdy średnia opadu skorygowanego z wielolecia na tym terenie wynosi ok. 625mm. Średnia roczna temperatura powietrza z w/w okresu wyniosła 9,7°C i jest ona o 1,9°C wyższa od średniej wieloletniej (7,8°C). Dominujący kierunek wiatru w roku hydrologicznym 2012 na stacji badawczej w Tucznie zawierał się w zakresie od zachodniego do południowego (rys. 2) co jest zgodne z danymi literaturowymi [12]. Średnia długość okresu wegetacyjnego wynosi tu średnio 220 dni.



Rys. 2. Róża wiatrów dla lasu w Tucznie – rok hydrologiczny 2012

Fig. 2. Wind rose of Tuczno forest – hydrological year 2012

3. Materiały i metody

W niniejszej pracy zaprezentowano wyniki pomiarów strumieni netto dwutlenku węgla oraz pary wodnej uzyskane w oparciu o pomiary wykonane na stacji badawczej w Tucznie w roku hydrologicznym 2012 w okresie od 1 listopada 2011 do 31 października 2012.

3.1. System pomiarowy

Do pomiarów strumieni netto dwutlenku węgla (F_C) oraz pary wodnej (F_H) zastosowano system kowariancji wirów (EC), złożony z dwóch przyrządów: spektrometrycznego analizatora gazowego IRGA Li-7500 (Li-Cor, NE, USA) z otwartą ścieżką oraz anemometru ultradźwiękowego CSAT3 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA). Pierwszy z nich umożliwia pomiar fluktuacji stężenia dwutlenku węgla i pary wodnej w atmosferze, natomiast drugi mierzy fluktuacje wartości pionowej składowej prędkości wiatru oraz temperatury powietrza (T_a). Instrumenty te dokonywały pomiarów z częstotliwością 20 Hz. Za zbieranie, przetwarzanie, oraz transmisję danych do komputera klasy PC, znajdującego się w bezpośrednim sąsiedztwie wieży, odpowiadał rejestrator danych (ang. data logger) CR 5000 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA). Oba przyrządy pomiarowe umieszczone były na szczycie 4-metrowego masztu zainstalowanego na ostatniej kondygnacji 34-metrowej ażurowej wieży.

Pomiary wykonane przy pomocy systemu kowariancji wirów zostały uzupełnione o pomiary parametrów meteorologicznych, które stanowiły tło dla procesów wymiany masy i energii mierzonych przez system EC. Takie charakterystyki, jak temperatura i wilgotność względna powietrza, kierunek i prędkość wiatru, ciśnienie atmosferyczne oraz wysokość opadu (tylko mokry opad) mierzone były przez zintegrowany moduł pomiarowy WXT520 (Vaisala, Helsinki, Finlandia).

Wszystkie dane przechowywane były w pamięci komputera poleowego w dwóch formach: pierwsza – dane oryginalne nieprzetworzone (surowe) np. dane z systemu zgromadzone z częstotliwością 20 Hz; druga – wyliczone na bazie danych surowych średnie 30-minutowe (wykorzystano program *Eddy Pro*, Li-Cor, NE, USA). Drugi typ danych poddany został dalszej analizie, a jej wyniki przedstawiono w niniejszej pracy.

3.2. Obliczenia strumieni F_C i F_H

Metoda EC polega na wysokoczęstotliwościowych pomiarach (nad lasem minimum 20Hz) pionowej składowej prędkości wiatru (w) oraz wielkości skalarnej, np. opisującej stężenie danego gazu, którego strumień chcemy zmierzyć (r). Strumień wyliczany jest jako iloczyn gęstości powietrza (ρ_a) oraz średniej z iloczynu odchyłeń od średnich wartości w i r [20]:

$$F = \rho_a \overline{w'r'} \quad (1)$$

gdzie:

F – strumień ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$);

ρ_a – powietrza (g m^{-3});

w' – odchylenia wartości chwilowej od średniej pionowej składowej prędkości wiatru (m s^{-1});

r' – odchylenia wartości chwilowej od średniej współczynnika zmieszania (miary stężenia) (g g^{-1}).

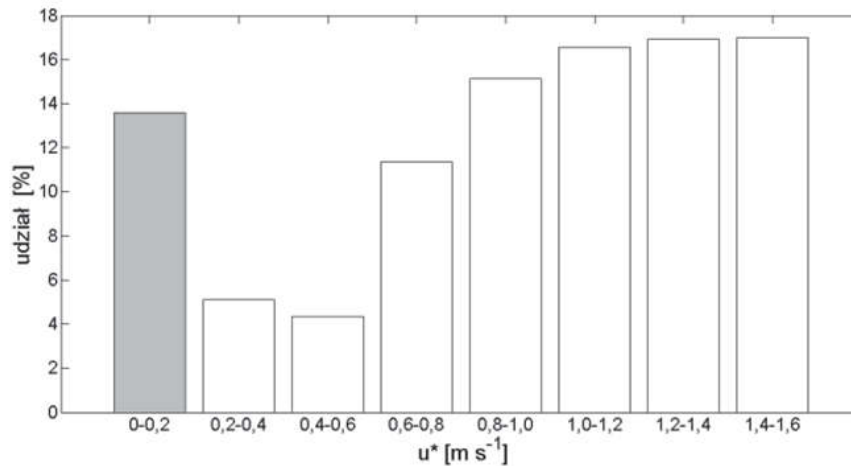
W niniejszej pracy przyjęto następującą konwencję: strumień F_C przyjmuje wartości dodatnie, gdy pochłanianie CO_2 przez ekosystem przeważa nad jego emisją, podczas gdy F_H ma dodatnią wartość, gdy proces parowania przeważa nad kondensacją pary wodnej.

Podczas obliczeń F_C pominięto fakt zalegania CO_2 poniżej systemu kowariancyjnego (magazynowanie). Uznano tę ilość gazu za pomijalną dla oceny wielkości wymiany gazowej zachodzącej w czasie dnia.

Do obliczeń przyjęto stały czas uśredniania równy 30 minut. Średnie półgodzinne poddano następnie procesowi filtracji jakościowej. Jako pierwsze przyjęto kryterium kierunku wiatru. Z uwagi na zastosowany rodzaj anemometru ze zbioru uzyskanych wartości pomiarowych należało usunąć te, które pochodziły z "zakłóconych" przez obudowę instrumentu kierunków. Przyjęto zatem, że dalsze obliczenia prowadzone będą dla wszystkich wartości, z wyłączeniem tych, dla których w przyjętym okresie uśredniania kierunek wiatru zawierał się w zakresie $45\text{--}135^\circ$. Na tym etapie ilość danych, które usunięto, wyniosła ponad 27%.

Aby zapobiec błędom wynikającym z niedostatecznej turbulencji w atmosferze z analizowanego zbioru danych usunięto także te, które zostały zgromadzone w warunkach wartości prędkości tarciowej (u^*) mniejszej niż $0,2 \text{ m s}^{-1}$. Progową wartość prędkości tarciowej dla anali-

zowanego ekosystemu na tym poziomie wyznaczono na podstawie metody opisanej przez Gu [10]. Zastosowanie tego sposobu jakościowej analizy danych doprowadziła do wyeliminowania ponad 13% danych z serii pomiarowej (rys. 3).



Rys. 3. Histogram wartości prędkości tarciovej (u^*) w zbiorze danych zgromadzonych w okresie od 1.11.2011 do 31.10.2012 nad lasem w Tucznie (kolorem szarym zaznaczono udział danych przeznaczonych do eliminacji – poniżej granica „turbulencji”)

Fig. 3. Histogram of friction velocity (u^*) – data collected over Tuczo forest during the period from 1st of November 2011 to 31st of October 2012 (gray color indicates the removed data – under "turbulence" threshold)

Ostatnim etapem jakościowej kontroli danych, jaki przeprowadzono, był test na stacjonarność strumieni [8]. Dane, dla których niestacjonarność była większa niż 30% również usunięto ze zbioru poddanej finalnej analizie.

3.3. Wskaźnik wykorzystania wody (WUE)

Wartości F_C i F_H , które pozostały w zbiorze po dokonaniu selekcji, użyto do wyliczenia wartości wskaźnika wykorzystania wody (WUE ang. *ecosystem water-use efficiency*) [4, 16]. W tej pracy przyjęto, że WUE stanowi stosunek ilości pochłoniętego węgla, wyrażonego jako strumień netto dwutlenku węgla, do strumienia pary wodnej [6, 18]:

$$WUE = \frac{F_C}{F_H} \quad (2)$$

gdzie:

F_C – strumień węgla netto w postaci CO_2 ($\text{g m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$),

F_H – strumień netto pary wodnej ($\text{kg m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$).

Większość autorów zakłada obliczenie WUE w zgoła odmienny sposób: jako stosunek strumienia brutto CO_2 pochłoniętego przez ekosystem (GEP – *ang Gross ecosystem productivity*) do wielkości transpiracji. Zaproponowana przez autorów niniejszej pracy modyfikacja wynikała z następujących powodów:

1. w takim ujęciu oba strumienie: CO_2 i H_2O są wartościami faktycznie zmierzonymi, a nie wyliczonymi w oparciu o subiektywnie wybrane modele.
2. rozważano produktywność ekosystemu jako całości – jego zdolności do pochłaniania CO_2 z atmosfery w kontekście parującej z niego wody.

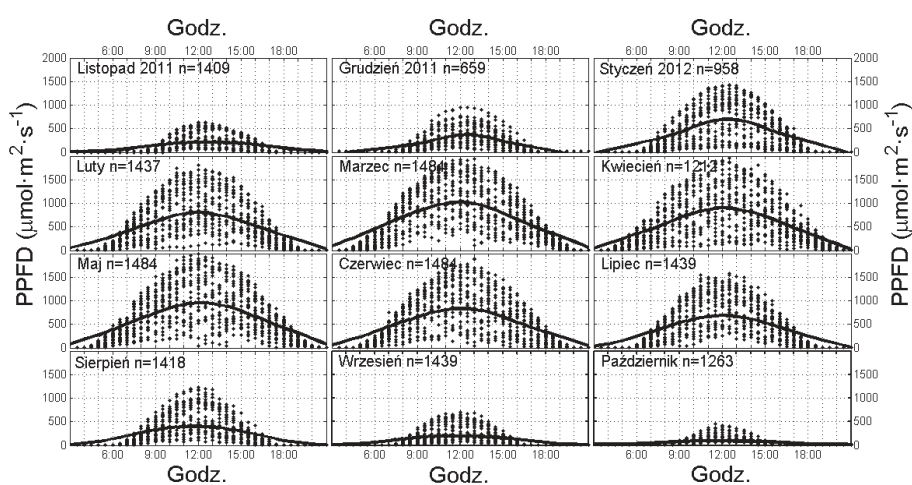
Uzyskane wartości WUE zostały przesortowane i wybrano tylko okresy, w których zarówno wartości F_C jak i F_H były większe od 0 (ilość pochłoniętego CO_2 jest większa od emisji tego gazu, a parowanie H_2O przeważa nad kondensacją). Ze względu na sezonowość parametrów roczny zbiór danych podzielono na miesięczne odcinki czasowe. Ten sposób rozdziału pozwolił uniezależnić wyniki od czynników związanych z roślinnością – stan fazy rozwojowej roślin w skali miesiąca można uznać za stały. Widoczna na przebiegach średnich 30-min. wartości linia trendu została wyznaczona za pomocą techniki wygładzania wg Friedmana, polegającej na doborze odpowiedniego stopnia wygładzenia bazując na krosvalidacji [9].

4. Wyniki i dyskusja

4.1. Gęstość strumienia promieniowania fotosyntetycznie aktywnego (PPFD)

Czynnikiem bezpośrednio warunkującym intensywność pochłaniania CO_2 z atmosfery przez rośliny jest gęstość strumienia promieniowania fotosyntetycznie aktywnego, docierającego do powierzchni lasu. Uzyskane z pomiarów wartości PPFD są typowe dla szerokości geograficznej, w której znajduje się badany ekosystem. Obserwowane w październiku 2012 wielkości promieniowania były najmniejsze ze wszyst-

kich wartości w badanym roku hydrologicznym (rys. 4). Jednocześnie teoretycznie mniejsze wartości, występujące w listopadzie, grudniu, czy styczniu, były większe od październikowych. Ten stan mógł być wynikiem podwyższonego zachmurzenia w październiku. Największe wartości PPFD zaobserwowano w maju i kwietniu, choć w teorii to czerwiec powinien być miesiącem o najwyższym PPFD. Można zatem przypuszczać, że w tym okresie (IV–V), w porównaniu z VI, było bardziej bezchmurnie. Wydaje się, że zachmurzenie było też przyczyną dużej redukcji wartości PPFD w okresie od sierpnia do października 2012.



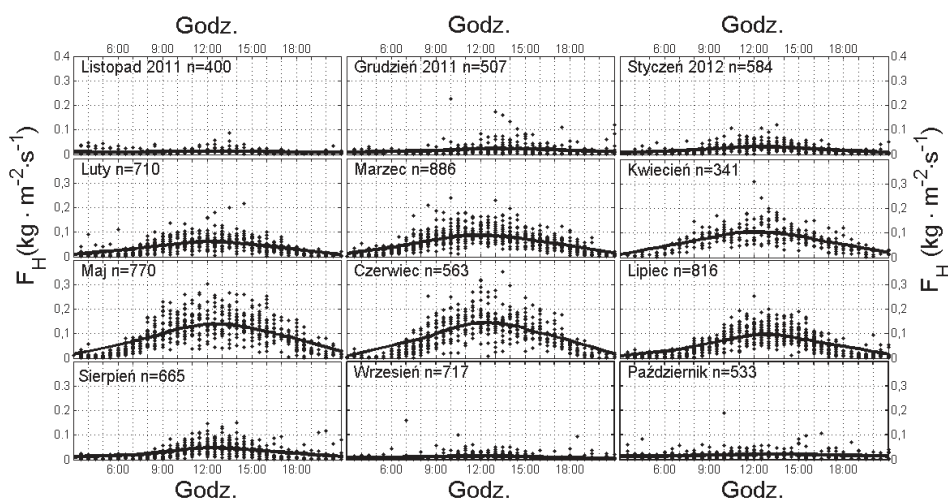
Rys. 4. Dienne przebiegi średnich 30-minutowych wartości gęstości strumienia promieniowania fotosyntetycznie aktywnego (PPFD) zmierzonych nad lasem w Tucznie w roku hydrologicznym 2012. Linia trendu została wyznaczona za pomocą metody Friedmana

Fig. 4. Daily courses of half-hour average values of photosynthetic photon flux density (PPFD) measured over Tucznio during hydrological year of 2012. The trend line was determined with Friedman method

4.2. Parowanie lasu (F_H)

Krzywe, opisujące średnie przebiegi wartości strumieni pary wodnej w ciągu dnia, wykazują wyraźnie paraboliczny charakter w okresie od marca do lipca (rys. 5). Brak tego charakteru jest dobrze widoczny w listopadzie, grudniu, wrześniu i październiku.

Najwyższe wartości strumieni F_H zaobserwowano w maju i czerwcu ($0,25$ i $0,3 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), a najniższe w okresie od września do grudnia ($0,02$ – $0,05 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Wartości F_H są skorelowane z wartościami PPFD – strumienia energii, który warunkuje intensywność procesu parowania.



Rys. 5. Dienne przebiegi średnich 30-minutowych wartości parowania (F_H) zmierzonych nad lasem w Tucznie w roku hydrologicznym 2012. Linia trendu została wyznaczona za pomocą metody Friedmana

Fig. 5. Daily courses of half-hour average values of evapotranspiration (F_H) measured over Tuczno during hydrological year of 2012. The trend line was determined with Friedman method

Wyglądzone krzywą dane pomierzonych strumieni pary wodnej wykazują ponadto symetrię względem osiąganego około południa maksimum co sugeruje, że wartość PPFD ma większy wpływ na F_H niż temperatura powietrza, której maksimum następuje po południu.

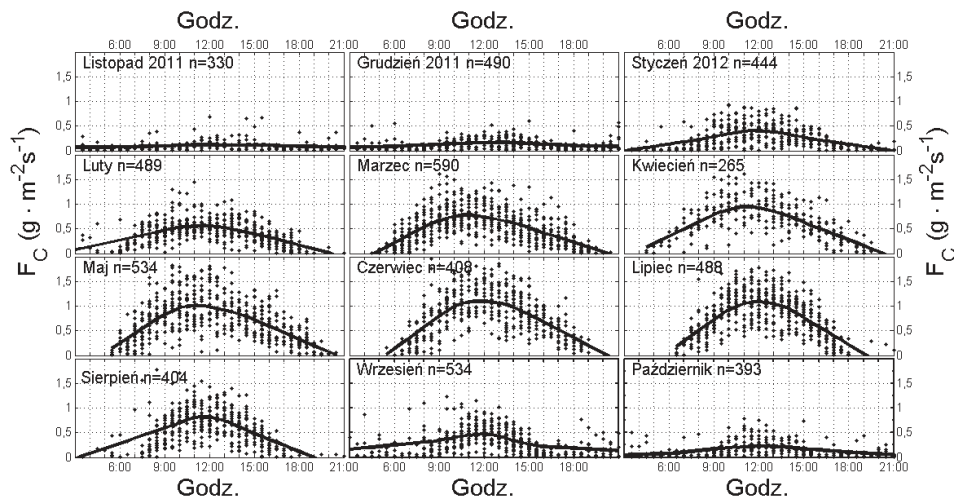
4.3. Produkcja netto dwutlenku węgla lasu (F_C)

Podobnie jak w przypadku strumieni F_H kształt krzywych, opisujących dienne przebiegi strumieni dwutlenku węgla w poszczególnych miesiącach w lesie sosnowym cechuje się dużą zmiennością.

Najmniejsze wartości F_C zmierzono w okresie od października do grudnia i w tym czasie wielkość pochłaniania netto CO_2 nie przekroczyła wartości $0,55 \text{ g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, natomiast w okresie od kwietnia do lipca produkcja netto ekosystemu była najwyższa ($1,5$ –ok. $2,0 \text{ g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) (rys. 6).

Późną jesienią i zimą krzywa ulega wyplaszczeniu. Wynika to zapewne zarówno z mniejszej ilości dostępnego promieniowania, jak i niższej w tym czasie temperatury otoczenia. Oba czynniki redukują w tym przypadku zarówno aktywność fotosyntetyczną, jak i oddychanie ekosystemu. Podobnie jak w przypadku ewapotranspiracji wartość F_C w ciągu dnia osiąga wartość maksymalną około południa i ten fakt można wytłu-

maczyć podobnie jak w przypadku F_H dominującą rolę promieniowania jako czynnika wpływającego na wartość F_C tym razem poprzez proces fotosyntezy.



Rys. 6. Dienne przebiegi średnich 30-minutowych wartości produkcji netto CO_2 ekosystemu (F_C) zmierzonych nad lasem w Tucznie w roku hydrologicznym 2012. Linia trendu została wyznaczona za pomocą metody Friedmana

Fig. 6. Daily courses of half-hour average values of net CO_2 ecosystem production (F_C) measured over Tucznio during hydrological year of 2012. The trend line was determined with Friedman method

W okresie od marca do lipca 2012r. widoczna jest pewna asymetria średniego dziennego przebiegu F_C względem godziny 12.00 – większe nachylenie krzywej w okresie przedpołudniowym niż popołudniowym. Podobne zjawisko zaobserwowano na terenie podmokłym [18]. Kształt tej krzywej nie potwierdza występowania popołudniowego spadku produktywności ekosystemu obserwowanego np. na terenie świerkowych lasów górskich [17]. Wydaje się, że ta różnica wynika z faktu, że lasy sosnowe dostosowały się do ograniczonego dostępu do wody oraz wysokich temperatur i dlatego nie cierpią z powodu stresu w okresie popołudniowym.

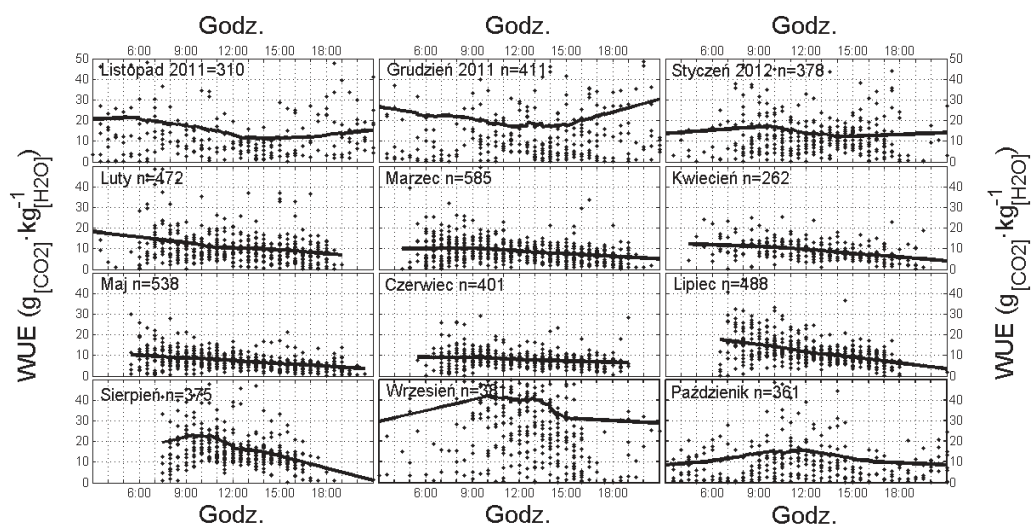
Być może wytłumaczeniem asymetrii krzywych (w miesiącach ciepłych), opisujących średni dobowy przebieg F_C , była większa intensywność procesu fotosyntezy ekosystemu w okresie popołudniowym, przy równoczesnym spadku wydajności procesu oddychania, z uwagi na wyższe temperatury (powietrza, gleby i drzew). Intensywność oddycha-

nia wzrasta proporcjonalnie do temperatury do czasu uzyskania optimum termicznego – po jego przekroczeniu, w przypadku ekosystemu leśnego, warstwa ściółki może ulec przesuszeniu a intensywność respiracji maleje. Obserwowana asymetria pokrywa się z asymetrycznym przebiegiem temperatur, w którym max temp. dobową przypadała na godzinę 14.00–16.00.

4.4. Współczynnik wykorzystania wody WUE

Współczynnik wykorzystania wody to parametr opisujący ilość wody, która jest odparowywana podczas pochłaniania CO_2 przez ekosystem. W miesiącach od lutego do sierpnia w ciągu dnia wyraźnie zaznacza się trend spadkowy wartości WUE. Sytuacja ta najprawdopodobniej wynika z opisanej wcześniej asymetrii krzywych dobowej zmienności strumieni dwutlenku węgla. Większe tempo wzrostu wartości F_C w pierwszej połowie dnia, przy występującej symetrii strumieni F_H , skutkuje uzyskaniem większej wartości WUE. Tę różnicę najlepiej zaobserwować na przykładzie lipca i sierpnia. Interpretacja niższych wartości WUE w okresie popołudniowym może wskazywać na fakt zwiększenia ilości odparowanej wody podczas pochłaniania CO_2 z powietrza, a więc zwiększonej transpiracji (rys. 7). Przypuszczenie to nie potwierdza się jednak z uwagi na symetryczny kształt krzywych dot. strumieni pary wodnej – nie widać zwiększonego ogólnego parowania w tym okresie. Znaczenie może mieć zatem fakt, że, jak już wspomniano, najprawdopodobniej w okresie popołudniowym zwiększa się udział oddychania ekosystemu w wartości netto strumienia F_C , co skutkuje obniżeniem jego wartości, a tym samym spadkiem wartości WUE. Brak wyraźnego trendu WUE w miesiącach chłodnych można wytłumaczyć pojawieniem się temperatury powietrza oscylującej wokół 0°C kiedy możliwe staje się przeprowadzenie fotosyntezy, a tym samym pochłanianie CO_2 i proces ten może być wydajniejszy od procesu parowania z racji niskich wartości niedosytu wilgotności powietrza.

Duża zmienność wartości WUE, a tym samym trudność w ich interpretacji, spowodowana jest również tym, że zarówno wartości F_C , jak i F_H , w tym okresie są niewielkie, a każda, nawet niewielka zmiana warunków atmosferycznych, gwałtownie wpływa na wielkość WUE.



Rys. 7. Dienne przebiegi średnich 30-minutowych wartości współczynnika wykorzystania wody (WUE) obliczonych dla lasu w Tucznio w roku hydrologicznym 2012. Linia trendu została wyznaczona za pomocą metody Friedmana

Fig. 7. Daily courses of half-hour average values of water-use efficiency (WUE) calculated for Tucznio forest during hydrological year of 2012. The trend line was determined with Friedman method.

4.5. Sezonowe przebiegi parametrów środowiska

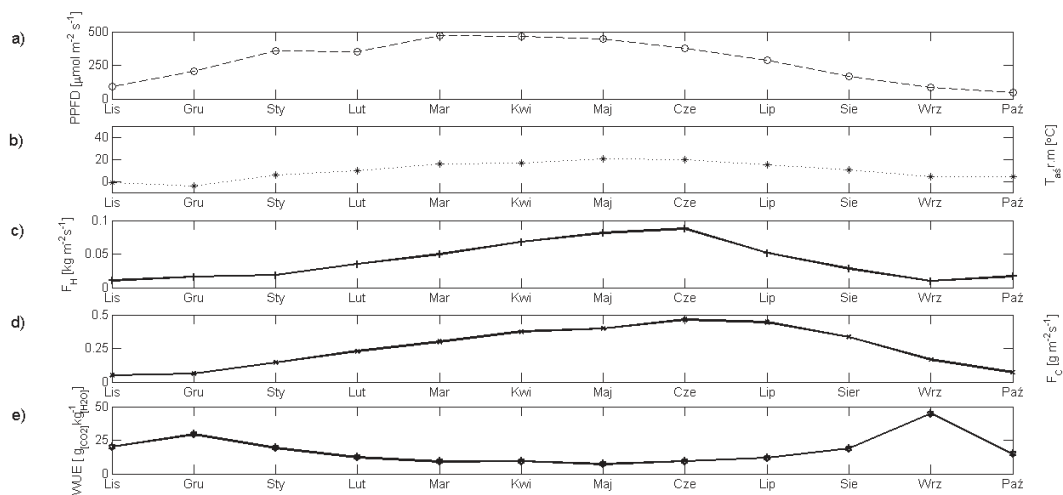
W końcowym etapie porównano sezonowe przebiegi średnich miesięcznych wartości PPFD, T_a , F_H , F_C oraz WUE. Zarówno przebiegi temperatury powietrza, jak i gęstości strumieniowania promieniowania fotosyntetycznie aktywnego, mają typowe przebiegi dla tych regionów Europy (rys. 8a i 8b). Maksymalna i minimalna średnia miesięczna wartość PPFD została zaobserwowana odpowiednio w marcu ($470 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) i październiku (ok. $50 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Najniższą wartość T_a zanotowano w grudniu, natomiast najwyższą w maju i wyniosły one odpowiednio: -4°C i 20°C . Zarówno F_C , jak i F_H , osiągnęły swoje maksymalne wartości w czerwcu ($F_C = 0,46 \text{ g m}^{-2} \text{s}^{-1}$, $F_H = 0,9 \text{ kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$), natomiast F_C osiągnęło swoją minimalną wartość w listopadzie ($0,05 \text{ g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), podczas gdy minimalna wartość F_H przypadła we wrześniu (ok. $0,01 \text{ kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) (rys. 8c i 8d). Minimalne wartości zarówno F_H , jak i F_C , przypadły na okresy, kiedy pojawił się w środowisku brak energii niezbędnej do parowania i fotosyntezy (niskie wartości promieniowania słonecznego). Dodatkowo niskie, w tym czasie, wartości niedosytu wilgotności powietrza również utrudniały proces parowania. Maksymalne wartości F_C i F_H wynikały ze

stosunkowo dużej ilości dostępnej energii promienistej oraz rozwiniętej szaty roślinnej, która w czerwcu osiąga swe apogeum rozwojowe.

Gradient wzrostu F_c jest większy w okresie od stycznia do kwietnia i maleje od kwietnia do czerwca, kiedy to wartość F_c osiąga maksimum, co zdaje się być potwierdzeniem przypuszczenia, że stan szaty roślinnej ma wpływ na wielkość obu procesów wymiany gazowej. Wolniejszy spadek średniej wartości F_c , w porównaniu z F_H , może przypuszczalnie być wywołane wysuszeniem dna lasu, które spowodować mogło redukcje intensywności oddychania ekosystemu, a tym samym zwiększyć udział asymilacji CO_2 w strumieniu netto tego gazu.

Przebieg wartości WUE odzwierciedla proporcje między opisanymi powyżej strumieniami. WUE osiągnął swoje minimum w maju (średnio ok. $7,2 \text{ g}_{[CO_2]} \text{ kg}^{-1}_{[H_2O]}$) co oznacza, że parowanie ekosystemu było najmniej efektywne z punktu widzenia pochłaniania przez las CO_2 z atmosfery (wysoka wartość strumienia okupiona dużą utratą wody). Należy zaznaczyć, że wartości współczynnika były podobnie niskie także w innych miesiącach, podczas których strumień wymiany netto CO_2 ekosystemu był większy od $0,25 \text{ g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Było to charakterystyczne dla tych miesięcy, w których aparat asymilacyjny lasu działał najintensywniej. Podwyższone wartości WUE obserwowane były w chłodniejszym okresie roku, gdy ilość dostępnej energii promienistej była ograniczona. WUE swoje maksimum osiągnął we wrześniu (prawie $45 \text{ g}_{[CO_2]} \text{ kg}^{-1}_{[H_2O]}$), ale zaznaczyć tutaj należy, że wartość ta jest wynikiem dzielenia małych wartości zarówno strumienia F_H , jak i F_c . Warto również podkreślić, że takie zachowanie WUE pokazuje, że w okresie jesiennym spadek parowania, w stosunku do spadku strumienia wymiany netto CO_2 , jest większy. Powodem tego najprawdopodobniej jest pojawienie się deficytu wodnego, który jest charakterystyczny dla końcówki roku hydrologicznego. Uwidacznia się tu również duża zdolność adaptacyjna sosny zwyczajnej (głównego gatunku porastającego badany ekosystem), do takich właśnie warunków. Pewnym argumentem przemawiającym za takim właśnie stwierdzeniem jest to, że wymiana gazowa ekosystemu pokrytego roślinnością, zarówno CO_2 , jak i H_2O , odbywa się głównie poprzez tę samą drogę (stomaty). Jasno z tego wynika, że wymiana obu gazów pomiędzy badanym ekosystemem, a atmosferą, jest ze sobą silnie powiązana. Pozwala to przypuszczać, że w idealnych warunkach, w których na przepływ obu gazów nie wpływały by inne czynniki takie jak dostępność

energii, niedosyt wilgotności powietrza, jedynym czynnikiem regulującym przepływ obu gazów byłaby aktywność stomat. Z zaprezentowanych rycin wynika jednak, że na tę wymianę wpływa wiele czynników, a w związku z tym wartość WUE silnie fluktuuje w czasie. Odnalezienie i sparametryzowanie choćby najważniejszych z tych czynników powinno być przedmiotem kolejnych studiów, które należy rozszerzyć o dodatkowe pomiary, takie jak np. promieniowanie rozproszone, temperatura drzew.



Rys. 8. Przebiegi średnich miesięcznych wartości: gęstości strumienia promieniowania fotosyntetycznie aktywnego (PPFD) (a), temperatury powietrza (T_a) (b), parowania (F_H) (c), produkcji netto CO_2 ekosystemu (F_C) (d) oraz współczynnika wykorzystania wody (WUE) (e) lasu w Tucznie w roku hydrologicznym 2012

Fig. 8. Mean monthly values of photosynthetic photon flux density (PPFD) (a), air temperature (T_a) (b), evapotranspiration (F_H) (c), net CO_2 ecosystem production (F_C) (d) and water-use efficiency (WUE) (e) of Tucznio forest for hydrological year 2012

5. Wnioski

Zastosowana technika kowariancji wirów pozwoliła na ilościowy opis (w skali ekosystemu) wymiany CO_2 i H_2O między lasem iglastym a atmosferą. Analiza uzyskanych danych pozwoliła na sformułowanie następujących wniosków:

1. Wyznaczony na podstawie zmierzonych wartości strumieni netto dwutlenku węgla oraz pary wodnej wskaźnik wykorzystania wody (WUE) stanowi parametr dobrze opisujący aktualną kondycję ekosystemu.

Dzięki znajomości jego wartości można ocenić produktywność badanego ekosystemu w odniesieniu do ilości zużytej w tym czasie wody.

2. W przedstawionej pracy zastosowano nowe podejście do opisanego przez wielu autorów WUE, zakładające wykorzystanie danych pochodzących jedynie z pomiarów bez użycia subiektywnych modeli do uzupełniania braków. Wykorzystując, przetestowane pod względem jakościowym, wartości netto obu strumieni uzyskano w wyniku wskaźnik opisujący zachowanie ekosystemu, jako całości.
3. Analiza sezonowej zmienności WUE w lesie sosnowym na przykładzie Tuczna pozwoliła wysnuć teorię o dobrym przystosowaniu występujących tam gatunków na zmieniające się warunki wodne – w okresie od lutego do lipca średnie miesięczne wartości WUE pozostają względnie stałe.
4. Wysokie wartości wskaźnika w okresie zimowym nie stanowią zaskoczenia z uwagi na rodzaj występujących w analizowanym ekosystemie gatunków iglastych, zdolnych, przy sprzyjających warunkach atmosferycznych, do przeprowadzania procesu fotosyntezy również poza okresem wegetacyjnym. W tych samych warunkach proces parowania jest znacznie ograniczony z uwagi na niewielkie wartości niedosytu pary wodnej, jak i niską temperaturę.
5. Spośród czynników wpływających na kształtowanie się wielkości strumieni F_C i F_H , a tym samym wskaźnika wykorzystania wody, kluczowym okazała się wielkość promieniowania (PPFD) oraz temperatura powietrza.
6. Wymagana jest dalsza, szczegółowa analiza wpływu parametrów meteorologicznych jak i czynników biologicznych na uzyskiwane wartości WUE. Oprócz tych, wymienionych w niniejszej pracy za szczególnie interesujący autorzy uznają niedosyt wilgotności powietrza, wielkość promieniowania rozproszonego jak i temperaturę drzew.

Literatura

1. Aubinet M., Grelle A., Ibrom A., Rannik Ü., Moncrieff J., Foken T., Kowalski A.S., Martin P.H., Berbigier P., Bernhofer Ch., Clement R., Elbers J., Granier A., Grünwald T., Morgenstern K., Pilegaard K., Rebmann C., Snijders W., Valentini R., Vesala T.: *Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: the EUROFLUX methodology*. Advances in Ecological Research 30, 113–175 (2000).

2. **Aubinet M., Vesala T., Pappale D. (eds.):** *Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurement and Data Analysis*. Springer Atmospheric Sciences, 2012.
3. **Aurela M.:** *Carbon dioxide exchange in subarctic ecosystems measured by a micrometeorological technique*. Finnish Meteorological Institute Contributions No. 51, 2005
4. **Baldocchi D.D., Verma S.B., Anderson D.E.:** *Canopy photosynthesis and water-use efficiency in a deciduous forest*. *Journal of Applied Ecology*, 24, 251–260 (1987).
5. **Baldocchi D.D.:** *Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future*. *Global Change Biology* 9, 479–492 (2003).
6. **Chen J., Falk M., Euskirchen E., Paw U K.T., Suchanek T.H., Ustin S.L., Bond B.J, Brosofske K.D., Phillips., Bi R.:** *Biophysical controls of carbon flows in three successional Douglas-fir stands based on eddy – covariance measurement*. *Tree physiology*, 22, 169–177 (2002).
7. **FAO:** *Global Forest Resources Assessment 2005, Main Report*. Progress Towards Sustainable Forest Management FAO Forestry paper 147, Rome, 2006.
8. **Foken Th., Wichura B.:** *Tools for quality assessment of surface-based flux measurement*. *Agricultural and Forest Meteorology* 78, 83–105 (1996).
9. **Friedman J.H.:** *A Variable Span Smoother*. Tech. Rep. No. 5, Laboratory for Computational Statistics, Dept. of Statistics, Stanford Univ., California, 1984.
10. **Gu L., Falge E.M., Boden T., Baldocchi D.D, Black T.A., Saleska S.R., Suni T., Verma S.B., Vesala T., Wofsy S.C., Xu L.:** *Objective threshold determination for nighttime eddy flux filtering*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 128, 179–197 (2005).
11. Informacja o stanie lasów oraz realizacji „Krajowego programu zwiększania lesistości” w 2010 r., MŚ, Warszawa, 2011.
12. **Koźmiński C., Michalska B., Czarnecka M.:** *Klimat województwa zachodnio-pomorskiego*. Akademia Rolnicza w Szczecin, Uniwersytet Szczeciński, 147 (2007).
13. **Olejnik J.:** *Modelowe badania struktury bilansu cieplnego i wodnego zlewni w obecnych i przyszłych warunkach klimatycznych*. *Rocz. AR Pozn.*, z. 266, rozprawa habilitacyjna, 1996.
14. **Olejnik J., Kędziora A.:** *A model for heat and water balance estimation and its application to land use and climate variation*. *Earth Surface Processes and Landforms*, 16, 601–617 (1991).
15. **Olejnik J. i in.:** *Oszacowanie strumieni netto dwutlenku węgla wymienianymi pomiędzy ekosystemem leśnym a atmosferą*. Raport z projektu badawczego zleconego przez DGLP za okres styczeń 2008–grudzień 2011, 2012.

16. **Rosenberg N.J., Blad B.L. Verma S.B.:** *Microclimate: the biological environment*. John Wiley, New York, 495 (1983).
17. **Urban O., Klem K., Ač A., Havránková K., Holišová P., Navráti M., Zitová M., Kozlová K., Pokorný R., Šprtová M., Tomášková I., Špund V., Grace J.:** *Impact of clear and cloudy sky conditions on the vertical distribution of photosynthetic CO₂ uptake within a spruce canopy*. *Functional Ecology* vol. 26, 46–55 (2012).
18. **Urbaniak M., Chojnicki B.H., Juszcak R., Olejnik J.:** *Seasonal water use efficiency run at Rzecin wetland*. *Acta agrophysica*, 183, 108–126 (2010).
19. **Valentini R. ed.:** *Fluxes of Carbon, Water and Energy of European Forests*. Springer-Verlag, Heidelberg, 2002.
20. **Webb E.K., Pearman G. , Leuing R.:** *Correction of flux measurement for density effect due to heat and water vapour transfer*. *Quarterly Journal of Royal Meteorological Society*, 106, 85–100 (1980).
21. **Zajac S., Kwiecień R.:** *Modyfikacja „Krajowego programu zwiększania lesistości”*. [W]: *Rola leśnictwa w ekorozwoju regionalnym* (red. A. Grzywacz). Wyd. Polskie Towarzystwo Leśne, 114–132 (2002).
22. **Zajac S., Kwiecień R.:** *Główne kierunki modyfikacji Krajowego programu zwiększania lesistości*. *Postępy Nauk Rolniczych*, 3, 51–61 (2002).

Seasonal Water Use Efficiency (WUE) Index Course in Pine Forest

Abstract

Assessment of the ecosystem productivity in relation to the amount of water used for such kind of processes have already been investigated for the different ecosystem types by many researchers. Water Use Efficiency (WUE) parameter shows seasonal variation due to changing weather conditions, which determine processes of photosynthesis, respiration and evapotranspiration, and because of biological factors variability.

The analysis of the WUE dynamics in the forest ecosystem in Tuczno research station over the hydrological year 2012 were presented in the paper. WUE was calculated based on the daily CO₂ and H₂O fluxes measured by means of the eddy covariance system (EC) installed over the forest canopy. The fluxes were quality checked in relation to the wind direction, friction velocity values and stationary. The data series used in this investigation were not gap-filled.

By using the net value of both fluxes, a good indicator which describe the behavior of the ecosystem as the whole, was obtained. Among a number of weather condition factors, that affect the value of the tested indicator (WUE),

mainly photosynthetic photon flux density (PPFD) and the air temperature were evaluated. Separate analysis has been done for daily courses of both CO₂ and H₂O fluxes, as well as for WUE for each month of the analyzed period.

The highest values of H₂O fluxes (F_H) were observed in May and June (0.25 and 0.3 kg·m⁻²·s⁻¹) and the lowest in the period from September to December (0.02–0.05 kg·m⁻²·s⁻¹). The daily courses of water vapor fluxes revealed dependence to the measured PPFD fluxes, which determines in turn the intensity of the evapotranspiration process.

The time courses of the daily 30-min average carbon dioxide fluxes (F_C) were also highly variable in each month, similarly to the variances of the F_H fluxes. The lowest values of the net F_C were measured in the period from October to December (net CO₂ fluxes did not exceed 0.55g·m⁻²·s⁻¹), while in the period from April to July the net ecosystem productivity was the biggest (1.5–2.0 g·m⁻²·s⁻¹).

WUE reached its minimum in May (7 g [CO₂]·kg⁻¹ [H₂O]), what indicates that the evapotranspiration of the ecosystem was the least effective from the point of view of CO₂ absorption from the atmosphere (the ecosystem had a high productivity but it lost a great amount of water at the same time). In contrary, higher WUE values were observed in the colder period of the year, when the amount of available radiant energy was limited. WUE reached its peak in September (nearly 45 g of [CO₂] ·kg⁻¹ [H₂O]) which reveals, that in autumn the decline of evapotranspiration rates were higher than rates of the net CO₂ exchange decrease. It also highlights the high adaptability of Scots pine (main species in studied forest ecosystem – 99%), to described conditions.

The designated water use efficiency (WUE) parameter, may be used as a good indicator of the current condition of the ecosystem.



Odpowiedzialność ekologiczna a komunikacja marketingowa

Joanna Hernik

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin

1. Wstęp

Wydaje się, że w obecnych czasach każdy rozumie znaczenie proekologicznych zachowań. Przeprowadzane badania pokazują, że coraz więcej Polaków uważa, że problemy ekologiczne stają się w ich życiu ważne, ale to co robią, aby środowisku pomóc, ogranicza się do oszczędzania wody czy energii. Są to więc działania dość symboliczne. W niniejszym artykule za cel przyjęto zweryfikowanie tezy, że aby zachęcić ludzi do bardziej odpowiedzialnych i aktywnych zachowań należałoby zmienić sposób komunikowania o organizowanych akcjach. Teza została udowodniona poprzez wyniki testu różnych komunikatów, przeprowadzonego przy udziale 151 studentów. Ograniczeniem badania jest fakt, że wzięły w nim udział osoby młode (20–24 lata).

Od wielu lat podkreśla się konieczność budowania postaw proekologicznych. Niniejszy artykuł przedstawia jeden ze sposobów, jak przekonać ludzi do bardziej aktywnego w sferze ekologii stylu życia.

2. Odpowiedzialność i ekologia

Odpowiedzialność łączona jest najczęściej z dobrowolnym przyjmowaniem na siebie obowiązków, które oceniane są jako słuszne, a więc łączy się z dojrzałością osobistą i społeczną jednostki. Wydaje się, że ludzie z zasady chcą postępować według akceptowanych zasad, i tylko bezmyślne osoby działają pod wpływem przypadkowych impulsów. Odpowiedzialność należy też łączyć z ponoszeniem konsekwencji, a więc człowiek odpowiedzialny to taki, który zgadza się przyjąć na siebie skutki swoich działań lub

ich zaniechania. Założenie to można odnieść do zachowań proekologicznych i nastawienia do problemów ochrony środowiska.

Ekologia rozumiana jest na wiele sposobów; najczęściej mówi się o ekologii jako uniwersalnej nauce obejmującej badanie relacji między organizmami i ich otoczeniem, ale też mówi się o *human ecology*, a więc ekologii pokazującej jak powinien zachowywać się człowiek, aby szeroko rozumiane zasoby natury zachować w niepogorszonym stanie dla kolejnych pokoleń [5]. Problemy ekologiczne są coraz szerzej dyskutowane z powodu nasilania się negatywnych procesów, takich jak coraz większe stężenie dwutlenku węgla w atmosferze, zakłócenia w obiegu azotu, przekształcenia obszarów zielonych w obszary zurbanizowane, ograniczanie terenów lasów deszczowych [6]. Na zjawiska globalne nakładają się problemy lokalne, takie jak nadmierna konsumpcja powodująca powstawanie odpadów, czy zanieczyszczenie wód i powietrza. I ponieważ informacje o tych problemach docierają dziś niemal do każdego, stąd rośnie społeczna świadomość o tym, co to znaczy zachowywać się proekologicznie.

Jak pokazują badania, Polacy coraz bardziej interesują się zmianami w środowisku naturalnym. W badaniu CBOS z 1992 r. znaleźć można informacje, że wówczas mieszkańcy naszego kraju najbardziej martwili się wzrostem cen; problemy zanieczyszczonego środowiska były bardzo ważne jedynie dla 35% respondentów [4]. W badaniu z roku 2011 widać, że środowiskiem w dużym stopniu martwi się już 46% respondentów [7]. Znamienne, że niepokój jest częściej odczuwany wśród mieszkańców dużych miast, a także w grupie osób wykształconych.

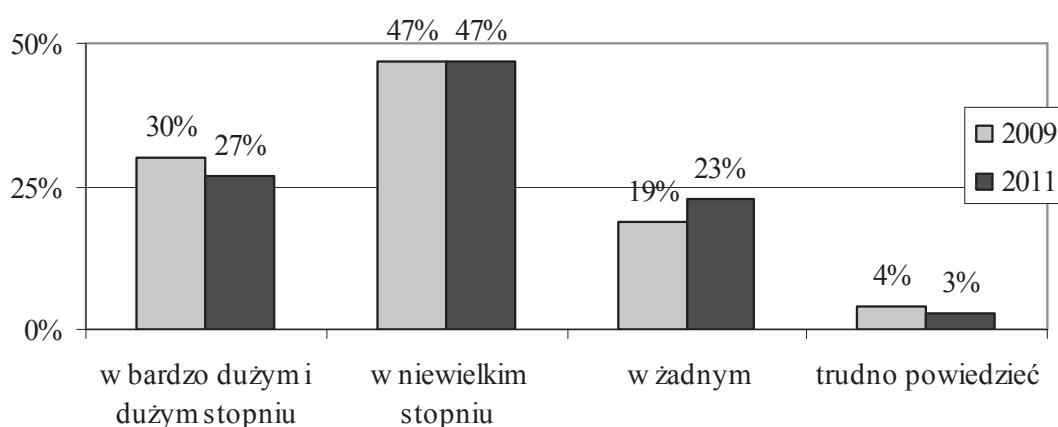
W coraz większym stopniu ludzie wierzą, że do poprawy stanu środowiska można się przyczynić indywidualnym działaniem. Takie zdanie w 2011 roku wyrażało 67% Polaków, podczas gdy w 2000 roku było to 59% [4, 7]. W jaki sposób można przyczynić się do zachowania środowiska? Zdaniem respondentów, poprzez mniejsze zużycie wody, prądu, gazu; poprzez kupowanie ekologicznych produktów; używanie energooszczędnych żarówek; segregowanie odpadów. Do tego zagadnienia odnosi się tab. 1. Tak więc ludzie coraz częściej podejmują się zachowań proekologicznych, jak i widzą nasilające się w otoczeniu problemy. Jednakże często odnoszą te problemy do Ziemi jako takiej, nie są natomiast świadomi zagrożeń pojawiających się w ich bezpośrednim sąsiedztwie (rys. 1).

Tabela 1. Działania proekologiczne w życiu codziennym Polaków**Table 1.** Pro-environmental activities in everyday life of Poles

	Przykład działania	Pozytywne odpowiedzi respondentów [w %]
1	Ograniczam zużycie wody	79
2	Ograniczam zużycie energii elektrycznej	73
3	Używam energooszczędne żarówki	62
4	Segreguję domowe odpady	55
5	Rezygnuję z jednorazowych torebek	48
6	Kupuję zdrowe, ekologiczne produkty	36

Źródło: *Zachowania proekologiczne Polaków*, raport CBOS 2011, www.cbos.p/SPISKOM.POL (dostęp: 12.11.2012).

Source: *Polish pro-environmental behavior*, the Report of CBOS 2011, www.cbos.p/SPISKOM.POL (access: 12.11.2012).



Rys. 1. Odpowiedzi na pytanie: W jakim stopniu martwi pana/panią stan środowiska w miejscu zamieszkania?

Fig. 1. Answers to the question: To what extent are you worried about environment where you live?

Źródło: Opracowanie własne na podstawie *Zachowania proekologiczne Polaków*, Raport CBOS 2011, www.cbos.pl (dostęp: 20.11.2012)

Source: Own calculations on the basis of *Polish pro-environmental behavior*, the Report of CBOS 2011, www.cbos.pl (access: 20.11.2012)

Dane na rys. 1 dowodzą, że respondenci może widzą problemy ekologii w ogóle, ale – jak wspomniano – nie odnoszą tego do bezpośredniego otoczenia. Ponadto ich zachowania często wiążą się z oceną materialnych korzyści, jakie dzięki zmianie postępowania można uzyskać, a nie z przekonaniem, że coś należy zrobić, aby dać Ziemi szansę na

przetrawianie. Tak więc mniejsze zużycie wody, kupowanie zdrowych produktów, czy nawet rezygnowanie z plastikowych torebek mają rozwiązać indywidualne problemy danej osoby. Z drugiej strony jednak nie należy takiego podejścia krytykować, bowiem każde działanie, które przyniesie oszczędność czy bardziej racjonalne wykorzystanie zasobów, jest pożądane. Badania pokazują także, że wrażliwość ekologiczna jest ważna dla mieszkańców dużych miast, ale maleje w przypadku mieszkańców wsi, osób niewykształconych, a także osób młodych, poniżej 25 roku życia [7], do czego odnosi się Tab. 2.

Tabela 2. Podejście do problemów ekologii przeciętnych respondentów i ludzi młodych

Table 2. The approach to environmental problems of average respondents and young people

	Zagadnienia ekologiczne	Ogół badanych	Osoby w wieku 18–24 lata
		[w %]	
1	Duże zaniepokojenie stanem środowiska naturalnego w Polsce	61	55
2	Duże zaniepokojenie stanem środowiska naturalnego na świecie	70	72
3	Widzą problemy środowiska w swoim otoczeniu	31	28
4	Ograniczają zużycie wody	73	62
5	Segregują domowe odpadki	55	45
6	Rezygnują z jednorazowych torebek	48	31
7	Unikają kupowania produktów szkodliwych dla środowiska	36	29

Źródło: Postawy wobec problemów związanych ze środowiskiem naturalnym, Raport CBOS 2008, www.cbos.pl (dostęp: 20.11.2012)

Source: Attitudes towards problems related to the environment, the Report of CBOS 2008, www.cbos.pl (access: 20.11.2012)

Ludzie młodzi wydają się być mniej zainteresowani codziennymi aspektami proekologicznych zachowań, i bardziej niż własnym wkładem w ekologię przejmują się problemami globalnymi. Oznacza to, że na poziomie deklaracji będą podkreślali wagę różnych zagadnień, ale najprawdopodobniej nie przełoży się to na konkretne działania. Tak więc wiele osób interesuje się ochroną środowiska, ale już znacznie mniej jest skłonnych do poświęcenia własnej wiedzy, czasu i energii.

W aspekcie powyższych uwag zastanowić się należy nad treścią i skutecznością różnych programów edukacyjnych poświęconych ekologii i zrównoważonemu rozwojowi, jednakże to zagadnienie nie jest przedmiotem rozważań w niniejszym artykule. Natomiast zauważyć tu trzeba, że konstruowanie odpowiedzialności to proces, który się nie kończy, dlatego trzeba go budować zarówno podczas edukacji szkolnej, jak i później, podczas komunikacji między podmiotami potrzebującymi wsparcia dla swoich działań a społeczeństwem (komunikacja rynkowa, marketingowa). Z drugiej strony także trzeba pamiętać, że człowiek jest istotą myślącą racjonalnie, więc odpowiednie argumenty okazują się być bardzo ważne. Tak więc w konstruowanych przesłaniach należy podkreślać wrażliwość przyrody na działalności człowieka, jak i pokazywać korzyści z proekologicznych zachowań [1].

3. Istota komunikacji

Wszelkie akcje i programy mające promować nową formę świadomego i odpowiedzialnego życia, zgodnego z otoczeniem przyrodniczym i społecznymi oczekiwaniami, muszą nieść odpowiednie informacje i argumenty. Oczywiście percepcja danego komunikatu jest zawsze procesem złożonym [8], ale można wyróżnić trzy jej etapy: przekazanie informacji (etap poznawczy), wzbudzenie stanu emocjonalnego (etap afektywny) oraz podjęcie działania (etap behawioralny). Świadome przekazanie treści między nadawcą a odbiorcą jest istotą komunikacji, zaś warunkiem koniecznym jest chęć i możliwość porozumienia. Jeśli odbiorca rozszyfruje przekaz można wówczas mówić o zrozumieniu, ale nie o akceptacji, interpretowanej jako zgoda na dany apel [2]. Oczywiście skuteczność komunikacji warunkowana jest nie tylko zrozumieniem informacji, ale także postawą danej osoby, wiedzą i kulturą, a więc zgoda uwarunkowana będzie na przykład stylem życia danej osoby. O komunikacji marketingowej będzie mowa wówczas, gdy nadawca komunikatu będzie go kierował do swoich interesariuszy (rynku) z założeniem, że w ten sposób równocześnie dążyć będzie do zaspokojenia ich potrzeb.

Komunikowaną treść odbiorcy odczytują w sferze informacji, perswazji oraz użytej symboliki. Zasadnicze informacje to „kto mówi i do kogo” oraz „o co mu chodzi”; perswazja przekonuje, dlaczego powinno się zachować się zgodnie z sugestią nadawcy komunikatu; symbole zaś przywodzą na myśl asocjacje, dzięki którym odbiorca nastawia się do przekazu pozytywnie.

Z analizy przekazów dotyczących zachowań proekologicznych wynika, że ich nadawcy popełniają kilka podstawowych błędów:

- 1) nie wiadomo, kto jest nadawcą informacji;
- 2) nie wiadomo, czego dokładnie oczekuje się od odbiorcy komunikatu;
- 3) nic nie mówi się o korzyściach, jakie odniesie odbiorca przekazu, ewentualnie podkreśla się pozytywne skutki dla innych.

Taką właśnie sytuację możemy wskazać w wielu przypadkach: Przykład 1 – plakat z hasłem „Ziemia w twoich rękach” [zob. 9] wspomina o organizatorach kampanii, ale jest to gdzieś małym drukiem, więc w pierwszej chwili nie wiadomo, kto jest nadawcą apelu. Zdecydowanie nie wiadomo natomiast czego się od odbiorcy oczekuje, i kto dzięki jego działaniu odniósłby korzyści. Przykład 2 – plakat z hasłem „Elektrośmieci? Przynieś z mieszkania do punktu zbierania” [zob. 10] jest już bardziej przemyślany – wiadomo czego oczekuje się od odbiorcy komunikatu, można odnaleźć nadawcę treści, nie ma nic natomiast o korzyściach. Jeśli wiadomo, że odbiorcy apeli mają już wiedzę na temat problemów ze środowiskiem naturalnym, to o co chodzi nadawcom komunikatów? Chodzi im głównie o nakłonienie do działania. Ale będzie im to trudno osiągnąć, ponieważ z jednej strony odbiorcy apeli są niechętni aby się angażować osobiście, a z drugiej - nadawcy nie dopracowali sfery informacji oraz sfery perswazji w swoich przekazach.

4. Reakcja na zaproszenie do działania – wyniki testu

W wielu badaniach podkreśla się, że ludzie interesują się ekologią i widzą wagę globalnych problemów, jednakże niechętnie podejmują się osobistej aktywności. Może to wynikać z nieodpowiedniego informowania o tym, czego od odbiorców komunikatów się oczekuje, i jakie z ich zaangażowania wynikną korzyści.

W celu udowodnienia tezy o konieczności innego formułowania treści komunikatów, zaplanowano test trzech różnych apeli umieszczonych na plakatach z identyczną grafiką. Test rozumiany jest tu jako sprawdzenie reakcji respondenta w zależności od zmieniającej się treści przekazu. Plakaty rozdane zostały studentom I stopnia kierunku ekonomia oraz kierunku informatyka, w sumie 153 osobom (po 51 na każdy wariant plakatu) z prośbą, aby przeczytali treść i zdecydowali, czy przyjdą na spotkanie, bo tego dotyczył apel. Odpowiedzi miały być zaznaczo-

ne w tabeli ze skalą Likerta, gdzie 1 odpowiadało opinii „Na pewno nie przyjdę na spotkanie”, 5 opinii „Zdecydowanie przyjdę na spotkanie”, a pole z liczbą 3 było neutralne („Nie wiem”). Testowane treści zawarte zostały w Tab. 3, natomiast ilustracja 1 przedstawia plakat w wersji 3.

Tabela 3. Treści umieszczone na testowanych plakatach

Table 3. Content of tested posters

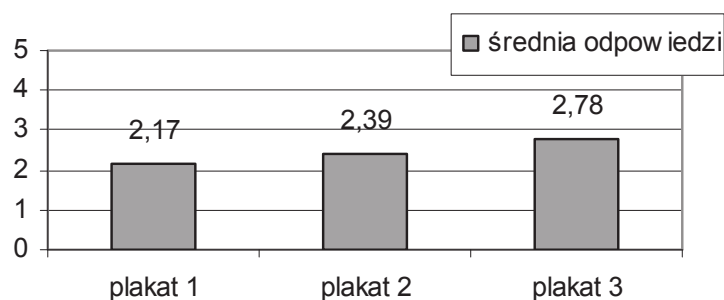
Wer	Tekst
1	<p>Ziemia jest w Twoich rękach – kampania na rzecz zrównoważonego rozwoju – nie pozwól, aby Ziemia cierpiała! www.naszaziemia.pl GreenGlobe - Zajmujemy się ekologią, potrzebujemy wolontariuszy Spotkanie w Szczecinie – 20 X 2012, godz. 16.00, Parter Galaxy - przyjdź!</p>
2	<p>Ziemia jest w Twoich rękach – kampania na rzecz zrównoważonego rozwoju - Największa organizacja w Europie potrzebuje wolontariuszy w Polsce ! www.naszaziemia.pl GreenGlobe - Zajmujemy się ekologią, potrzebujemy wolontariuszy spotkanie w Szczecinie – 20 X 2012, godz. 16.00, Parter, Galaxy - przyjdź!</p>
3	Na ilustracji 1

Źródło: Opracowanie własne

Source: Own work

Jak wspomniano, aby cel komunikacji został osiągnięty nadawca musi zadbać o odpowiedni zakres informacji, argumenty tworzące perswazję oraz symbolikę. Poszczególne warianty plakatów różnią się więc zakresem informacji i argumentów – wariant 1 jest najuboższy, wariant 2 – mówi więcej o nadawcy komunikatu, wariant 3 dodatkowo mówi o korzyściach, jakie można odnieść zastosowując się do prośby. W pierwszym wariacie użyto 30 słów; w wariacie 2 – 35 słów, w wariacie 3 natomiast 42 słowa, przy niezmienionej części graficznej.

Wyniki badania pokazują, że w przypadku wariantu 1 nikt nie zaznaczył, że na pewno pojawi się na spotkaniu; w przypadku wariantu 2 – były to 2 osoby, a w przypadku wariantu 3 – 6. Tak więc okazuje się, że na chęć ludzi do działania wpływają nie tylko podstawowe informacje, ale także odpowiednia argumentacja. Także średnia wartość odpowiedzi w przypadku plakatu nr 3 była największa (rys. 2).



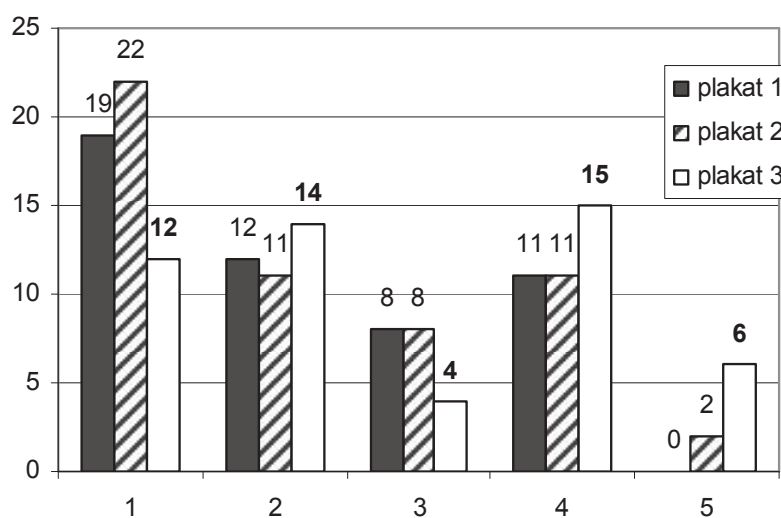
Rys. 2. Średnia wskazań odpowiedzi przy różnych wariantach plakatów (skala 1–5)

Fig. 2. Average indications for the different options of posters (1–5 scale)

Źródło: Badanie własne

Own survey

Mimo znacząco większej liczby pozytywnych deklaracji przy plakacie 3, i 6 osobach deklarujących przyjście na zebranie (11,76% w tej grupie respondentów), zastanawiająca jest ogólna niska chęć do wzięcia czynnego udziału. Potwierdza to wcześniejsze stwierdzenie, że młodzi ludzie mniej interesują się sprawami ekologii, a jeszcze mniej są skłonni coś zrobić dla lokalnej społeczności. Informacje o wszystkich wskazaniach udzielonych w badaniu przedstawia rys. 3.



Rys. 3. Wskazania udzielone przez respondentów przy poszczególnych plakatach (5-stopniowa skala Likerta)

Fig. 3. Indications given by the respondents for tested posters (5-step Likert scale)

Źródło: Badanie własne

Source: own survey

Jak wspomniano, najbardziej pozytywne reakcje wzbudził plakat 3 – wiele osób pisało, że chciałoby żeby drzewo nosiło jego imię, że to ciekawa inicjatywa, że cieszą się że mogą coś zrobić. Jednakże o wiele więcej osób pisało, że nie interesuje się ekologią, albo że w tym czasie będzie zajętych (praca, inne trudności – takie wyjaśnienie podało 15 osób). Fakt, że nie interesują się ekologią w tej grupie podkreśliły 4 osoby. Jedna z odpowiedzi była znamienna: „Nie wiem jak bardzo musiałbym się nudzić, żeby przyjść”. Przy takich postawach nawet najlepiej skonstruowane komunikaty niewiele mogą zdziałać.



Ilustracja 1. Testowany plakat – wersja 3 (plakat czarno-biały)

Illustration 1. Tested poster – version 3 (poster in black and white)

Źródło: Opracowanie własne

Source: own elaboration

W przypadku plakatu nr 1 odmowne wskazania były komentowane następująco: 16 osób stwierdziło, że nie ma czasu żeby przyjść, 6 osób podało że po prostu nie jest zainteresowanych, kolejne 3 napisały wprost „Nie chce mi się”. Wydaje się więc, że pewna część osób zawsze będzie

mówiła NIE takim inicjatywom. Za cel komunikacji przyjąć w takim razie należy zmobilizowanie tych, którzy są niezdecydowani i potrzebują dodatkowego bodźca.

5. Wnioski

Mimo tego, że Polacy uważają, że bliski kontakt z przyrodą jest ważny, że ta przyroda ma wartość samą w sobie, i interesują się ekologią, trudno ich namówić do działań innych, niż oszczędzanie wody czy segregowanie śmieci. Wynika to z faktu, że nie wiążą oni zagrożenia środowiska z najbliższym otoczeniem (70% uważa, że tu nie ma się czym martwić). A więc myślą o problemach ekologii w ujęciu globalnym. W takim razie założyć trzeba, że Polacy potrzebują dodatkowych bodźców, aby wyjść z domu i zrobić coś dla swojej społeczności. Takie bodźce mogą być umieszczone w odpowiedniej perswazji w komunikatach mówiących o proekologicznych akcjach.

W artykule stwierdzono, że dotychczasowe przekazy często nie mówią ani kto jest nadawcą wiadomości, ani czego konkretnie oczekuje, ani jakie i dla kogo pojawią się korzyści, jeśli odbiorca wiadomości zastosuje się do apelu. Dlatego należałoby zmienić sposób przekonywania na taki, który wyraźnie pokazuje pożytek z prowadzonej akcji. W artykule udowodniono, że w tym drugim przypadku o wiele więcej osób deklaruje podjęcie działań, chociaż dodać należy, że w badanej grupie ogólna chęć zrobienia czegoś osobiście jest bardzo niska. Jest to fakt dość zaskakujący, bowiem ogólnie coraz więcej Polaków uważa, że indywidualne działania mogą coś zmienić. Takie, a nie inne wnioski z badania, wynikać mogą z tego, iż respondenci tak naprawdę nie ponoszą żadnych konsekwencji swoich działań, a przy tym czują się zwolnieni z odpowiedzialności za dany problem (nie oni go spowodowali). I potwierdza to rezultaty innych badań przedstawionych w pracy, pokazujące że młodzi ludzie jednak różnią się od przeciętnych respondentów. Z drugiej strony mimo wszystko takie postawy trzeba zmieniać, może właśnie przez lepszą komunikację, bo nie da się dzisiaj zaprzeczyć faktowi, że człowiek jest częścią natury i musi rozwój cywilizacyjny dostosować do potrzeb i możliwości środowiska [3], co oznacza przewartościowanie prezentowanych dotychczas postaw.

Literatura

1. **Certomà Ch.:** *Ecology, environmentalism and system theory*. Kybernetes, Vol. 35 Iss: 6, 915–921 (2006).
2. **Hernik J., Kondratowicz-Pozorska J.:** *Idealny przekaz a skłonność ludzi do zaangażowania – studium percepcji komunikacji organizacji pozarządowych* [w]: K.A. Kłosiński, A. Biela (red.), *Człowiek i jego decyzje*, Wydawnictwo KUL, Lublin 2009.
3. **Kulik R.:** *Postawa wobec środowiska naturalnego wśród studentów Uniwersytetu Śląskiego*, artykuł on-line: <http://uranos.cti.us.edu.pl/~kulik/postawa.html> [12.11.2012].
4. *Problemy życia codziennego, Raport OBOP 1992*, www.obop-arch.tnsglobal.pl [12.11.2012].
5. **Robson B.T.:** *Human ecology, geography and marketing*. *European Journal of Marketing*, Vol. 3 Iss: 3, 164–169 (1969).
6. **Vitousek P.M.:** *Beyond Global Warming: Ecology and Global Change*. *Ecology*, 75, 1861–1876 (1994).
7. *Zachowania proekologiczne Polaków, Raport CBOS 2011*, www.cbos.pl [12.11.2012].
8. **Zięba K.:** *Skuteczność działań marketingowych*. *Zeszyty Naukowe SGGW nr 3(52)*, 278–287 (2010).
9. http://www.naszaziemia.pl/v3/nasze_akcje.php?s=111&page=3091 [12.11.2012].
10. <http://zawidawie.wroclaw.pl/aktualnosci/968> [12.11.2012].

Responsibility for the Environment and Marketing Communication

Abstract

It seems that these days everyone understands the importance of environmentally friendly behaviors. Research that has been conducted in Poland last years shows that more and more Poles believe that environmental problems are important in their lives, but what they do to help the environment is limited to saving water or energy.

The aim of this paper is to verify the thesis that in order to encourage people to more responsible and active behavior the way how messages of organized campaigns are created should be changed. The thesis has been proved by results of the test of different messages, carried out with the participation of 151 students. A limitation of the study is the fact that it has embraced young people only (20–24 years).

Despite the fact that Poles believe that the close contact with nature is important, and that this nature has intrinsic value, and they are interested in ecology, it is difficult to persuade them to other acts than water saving and waste segregation. This is due to the fact that they do not see hazards in an environment in the milieu (70% believe that there is nothing to worry about). So they think about the problems of ecology on a global basis. In that case, one may assume that Poles need extra incentive to go out and do something for their community. Such incentives can be placed in the appropriate persuasion in messages talking about environmental actions. As it is connected with people's needs it should be named marketing communication. It is stated in the article that existing messages often do not say who is the sender of the information, or what exactly is expected from a receiver, or who will get benefits if the recipient decides to comply with the request. Therefore, a way of conviction should be changed to one that clearly shows the effects and benefits of conducted actions.

In the article it is demonstrated that in the latter case, a lot more people declare action, although it should be added that in the surveyed group overall desire to do something in person is very low. This is a somewhat surprising result, because in general, more and more Poles believe that individual actions can make a difference. This may be due to the fact that respondents have not held any consequences of their actions, yet they feel relieved from the responsibility for the problem. On the other hand, in spite of all, these attitudes need to be changed, perhaps through better communication, because today the fact that a man is part of nature and civilization development must adapt to the needs and opportunities of the environment cannot be denied, that means reevaluation of attitudes presented so far.

For many years the need of building environmentally friendly attitudes among a society has been stressed. This article presents one of the ways how to convince people (especially young people) to be more active in the field of ecological lifestyle.



Wykorzystanie kompostowanego osadu ściekowego i ektopróchnicy leśnej do wzbogacania gleb w uprawie szkółkarskiej lipy drobnolistnej (*Tilia cordata* Mill.)

*Andrzej Klimek, Stanisław Rolbiecki, Roman Rolbiecki,
Jacek Długosz, Mariusz Musiał
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz*

1. Wstęp

Biorąc pod uwagę kryteria techniczne i estetyczne oraz pełnione funkcje środowiskowe, uważa się, że lipa jest gatunkiem, który idealnie nadaje się do zadrzewień na obszarach wiejskich [42]. Można ją sadzić w zadrzewieniach śródpolnych przy mniej ruchliwych drogach, gdzie tworzy ona zasłony chroniące przyległe pola uprawne przed wiatrem i zanieczyszczeniami komunikacyjnymi. Lipa jest także przydatna do zalesień gruntów porolnych i może być traktowana jako gatunek podstawowy lub cenna domieszka fitomelioracyjna, biocenotyczna i uszlachetniająca [35]. Za jej stosowaniem do zalesiania słabych gruntów porolnych przemawia dodatkowo fakt, że nie ma ona zbyt dużych wymagań glebowych i jest przy tym dość odporna na suszę, wiatr i przymrozki.

Powodzenie zalesień na gruntach słabych zależy od wielu czynników, m. in. zastosowania sadzonek odpowiedniej jakości [6, 15, 16]. Zwiększenie udatności upraw leśnych na tych obszarach można osiągnąć przez doskonalenie produkcji szkółkarskiej, aby w efekcie uzyskać materiał rozmnożeniowy odporny na niesprzyjające warunki panujące na gruntach porolnych. Szczególnie ważne jest zapewnienie w szkółce właściwego uwilgotnienia podłoża, zwłaszcza od maja do sierpnia – czyli w okresie dużej wrażliwości sadzonek drzew na niedobory wody. Prze-

sądza to o tym, że prawidłowe stosowanie nawodnień jest zabiegiem warunkującym właściwy wzrost i rozwój roślin szkółkarskich [23, 37].

Jednym z ważnych czynników, decydujących o wielkości i jakości produkcji szkółkarskiej jest systematyczne uzupełnianie zapasów materii organicznej w glebie [37]. Wydaje się, że w szkółkach leśnych mogą być przydatne komposty z osadów ściekowych z dodatkiem strukturalnym kory lub trocin [3, 4]. Tym bardziej, iż ograniczeniem zastosowania osadów w rolnictwie jest nadmierna zawartość metali ciężkich, dlatego alternatywą może być ich aplikacja w uprawie roślin nieprzeznaczonych do produkcji żywności [39].

Bardzo istotnym aspektem podjętych badań jest możliwość wykorzystania lipy drobnolistnej do wprowadzania zadrzewień na obszarach wiejskich i zalesiania gruntów porolnych. Produkcja sadzonek dobrej jakości jest niezbędna dla uzyskania wysokiej udatności planowanych nasadzeń, co – w świetle wcześniejszych badań z innymi gatunkami drzew liściastych – wydaje się być możliwe do osiągnięcia poprzez stosowanie nawożenia organicznego oraz ściółkowania świeżą ektopróchnicą leśną i nawadniania [26, 28].

Celem podjętych badań było poznanie wpływu nawożenia kompostem sporządzonym na bazie higienizowanych osadów ściekowych z dodatkiem kory sosnowej i ściółkowania świeżą ektopróchnicą leśną na warunki glebowe, wybrane parametry wzrostu dwu- i trzyletnich sadzonek lipy drobnolistnej oraz na występowanie roztoczy (Acari) glebowych, ze szczególnym uwzględnieniem mechowców (Oribatida), jako bioindykatorów aktywności biologicznej gleb. Wstępne wyniki badań – dotyczące wyłącznie jednorocznych sadzonek lipy – zostały opracowane w odrębnej publikacji [27].

2. Materiał i metody badań

2.1. Opis doświadczenia

Badania przeprowadzono w latach 2009–2010 w należącej do Nadleśnictwa Bydgoszcz szkółce leśnej Białe Błota. Doświadczenie szkółkarskie założono w roku 2008, w uprawie lipy drobnolistnej. Pokrywą glebową stanowiła gleba rdzawa typowa wg V wydania Systematyki Gleb Polski [21] wytworzona z piasku aluwialnego. Poziom powierzchniowy charakteryzował się teksturą piasku słabogliniastego drob-

noziarnistego i zawierał 6–7% frakcji ilastej (<0,002 mm). Pod względem zawartości substancji organicznej poziom powierzchniowy badanej gleby można zaliczyć do utworów mineralno-próchnicznych, gdyż zawierał on od 35,7 do 38,4 g·kg⁻¹ C-org. Gleba charakteryzowała się niską wartością kwasowości wymiennej, czego potwierdzeniem są wartości pH w 1M KCl mieszczące się w zakresie 6,9–7,0 oraz niską zawartością przyswajalnego potasu i fosforu.

Doświadczenie założono w dwuczynnikowym układzie zależnym, w czterech powtórzeniach. Pierwszym czynnikiem było nawożenie – w dwóch wariantach: M – nawożenie mineralne – zgodnie z zaleceniami dla szkółek leśnych, O – nawożenie organiczne – higienizowane osady ściekowe (60%) + kora sosnowa (40%). Drugim czynnikiem było ściółkowanie stosowane także w dwóch wariantach: C – bez ściółkowania (kontrola), S – ściółkowanie świeżą leśną próchnicą nadkładową pozyskaną z siedliska boru świeżego.

Siew nasion lipy – w systemie pasowo-4-rzędowym – wykonano 22.04.2008 r. Pełnię wschodów siewek zaobserwowano 26 maja. Powierzchnia pojedynczego poletka wynosiła 2 m². Łącznie doświadczenie obejmowało 16 poletek (2 czynniki x 2 warianty w każdym z czynników x 4 powtórzenia).

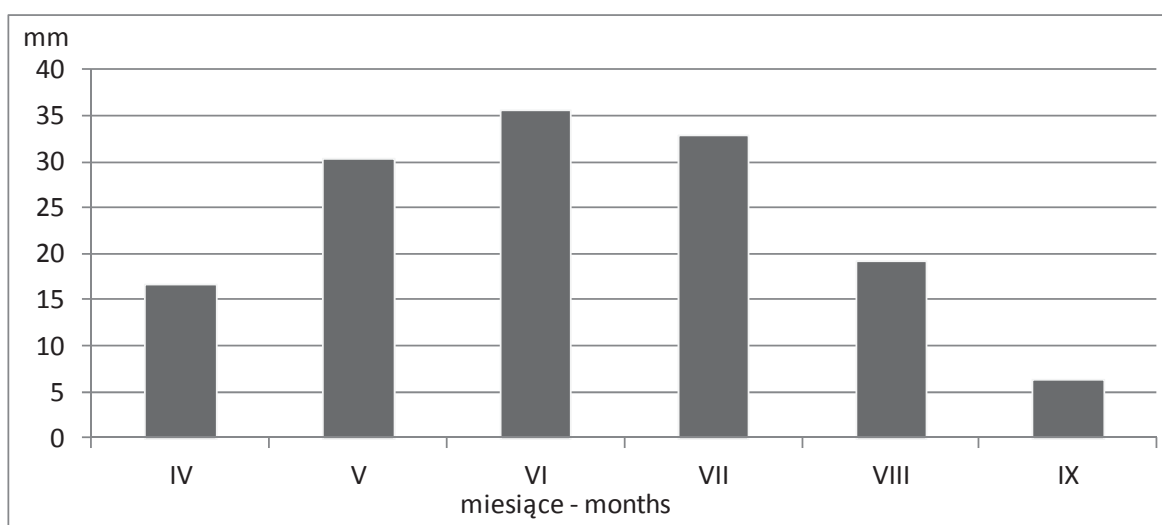
Nawóz organiczny (kompost) przygotowano na bazie higienizowanych osadów ściekowych (60%) i kory sosnowej (40%). Zastosowano go wiosną 2008 r. w dawce 100 t·ha⁻¹ i wymieszano z wierzchnią warstwą gleby (do głębokości 10 cm) przed wysiewem nasion lipy. Ściółkowanie przy użyciu świeżej ektopróchnicy przeprowadzono 15 września 2008 r. Zastosowano w tym wypadku dawkę 100 m³·ha⁻¹.

Nawadnianie przeprowadzano przy użyciu deszczowni okresowo stałej. Wielkość dawek polewowych oraz terminy nawodnień ustalano zgodnie z zaleceniami opracowanymi dla szkółek leśnych na powierzchniach otwartych [23]. Trzeba nadmienić, że w rejonie Bydgoszczy, podobnie jak w całej centralnej części Polski, istnieją duże potrzeby nawadniania roślin [38, 43, 44].

2.2. Przebieg pogody i nawadniania

Przebieg pogody i nawadniania w okresie wegetacyjnym 2008 roku przedstawiono we wcześniejszej publikacji [27].

Suma opadów naturalnych od 1 kwietnia do 30 września 2009 roku wyniosła 313 mm. Zgodnie z wytycznymi nawadniania szkótek [23], w roku tym zastosowano w uprawie dwuletniej lipy łącznie 141 mm wody, a spośród miesięcy – najwięcej (35,5 mm) deszczowano w czerwcu (rys. 1). W trzecim roku doświadczenia (2010) nawodnień nie prowadzono. Wynikało to z jednej strony z zaleceń zawartych w wytycznych nawadniania szkótek, a z drugiej z ilości i przebiegu opadów naturalnych (suma opadów w okresie 1.IV–30.IX wyniosła 477 mm tj. 166% normy).



Rys. 1. Dawki wody zastosowane w nawadnianiu lipy w roku 2009

Fig. 1. Water doses used for littleleaf linden irrigation in 2009

2.3. Metody wykonanych oznaczeń i obliczeń

Próbki gleby, pobrane z każdego wariantu doświadczenia, po wysuszeniu do stanu powietrznie suchego przesiano przez sito o średnicy oczek 2 mm. We frakcjach poniżej 2 mm wykonano następujące analizy: zawartości C-org. i N-ogółem – autoanalizatorem Vario Max CN firmy Elementar, kwasowości czynnej (pH w H₂O), kwasowości wymiennej w 1 M KCl, kwasowości hydrolytycznej – metodą Kappena w 1M octanie sodu, zawartości przyswajalnych form fosforu i potasu – metodą Egnera-Riehma.

Badając cechy biometryczne sadzonek lipy określono jesienią 2009 r. (dla sadzonek dwuletnich) i 2010 r. dla sadzonek trzyletnich następujące parametry: wysokość roślin (cm), średnicę w szyi korzeniowej (mm), liczbę liści na 1 roślinie (szt.), powierzchnię liści (cm²). Otrzymane wyniki opracowano statystycznie. Dla stwierdzenia istotności wpływu

badanych czynników wykorzystano test Fishera-Snedecora, a dla porównania otrzymanych różnic – test Tukeya.

Próbki gleby do badań akarologicznych pobierano w latach 2009–2010 czterokrotnie – w ostatnich dekadach maja i października. Z każdego wariantu doświadczenia w czterech kolejnych terminach pobrano po 10 próbek gleby (2 lub 3 z każdego poletka), co dało ogółem 160 próbek. Wycinki gleby pobierano z 17 cm² i do 3 cm głębokości. Roztocze wypłaszano w aparatach Tullgrena przez 7 dni, konserwowano w 70% alkoholu etylowym i preparowano. Do gatunku lub rodzaju oznaczono mechowce (Oribatida), łącznie ze stadiami młodocianymi, natomiast pozostałe roztocze sklasyfikowano do rzędów. Ogółem oznaczono 2186 roztoczy, w tym 1060 mechowców. Średnie zagęszczenie (N) roztoczy podano w przeliczeniu na 1 m² gleby, a zgrupowania mechowców scharakteryzowano za pomocą wskaźnika dominacji (D w %), liczby gatunków (S), średniej liczby gatunków w próbce (s) oraz wskaźnika różnorodności gatunkowej Shannona (H) [20]. Dane liczbowe przed analizą statystyczną poddano logarytmowaniu – $\ln(x+1)$ [2]. Obliczenia statystyczne przeprowadzono za pomocą programu Statistica (ANOVA) – istotność różnic weryfikowano stosując test post-hoc Tukeya HSD, a wpływ badanych czynników testem Fishera-Snedecora.

3. Wyniki i dyskusja

Dwuletnie sadzonki lipy rosnące na poletkach nawożonych kompostem były istotnie wyższe (o 55%) od uprawianych na stanowiskach z nawożeniem mineralnym (tab. 1). Drugi z analizowanych czynników – ściółkowanie – nie oddziaływał istotnie na ten parametr wzrostu, jednak zaznaczyła się tendencja do większej wysokości roślin na poletkach ściółkowanych. Chociaż nie zaistniała statystycznie udowodniona interakcja pomiędzy czynnikami doświadczenia, to jednak najwyższe sadzonki występowały na poletkach nawożonych kompostem i ściółkowanych.

Nie stwierdzono istotnego oddziaływania ze strony nawożenia kompostem oraz ściółkowania na kształtowanie się średnicy w szyjce korzeniowej.

Rośliny lipy na poletkach nawożonych kompostem cechowały się – w porównaniu do rosnących na stanowiskach z samym tylko nawożeniem mineralnym – większą liczbą i powierzchnią liści. Ściółkowanie

świeżą ektopróchnicą leśną nie wpływało w sposób udowodniony statystycznie na liczbę liści na roślinie, zmniejszało natomiast średnią powierzchnię liścia.

Nawożenie organiczne istotnie zwiększyło wysokość trzyletnich sadzonek lipy, średnio o 18% (tab. 2). Drugi z analizowanych czynników – ściółkowanie – wpłynęło w sposób udowodniony statystycznie na zwiększenie wysokości roślin o 12%. Nie stwierdzono istotnego współdziałania badanych czynników na wysokość sadzonek, ale warto jednak nadmienić, że najwyższe sadzonki rosły na poletkach nawożonych kompostem i ściółkowanych, a najniższe – na stanowiskach z samym nawożeniem mineralnym (bez ściółkowania).

Ściółkowanie istotnie zwiększyło (o 11%) średnicę w szyi korzeniowej trzylatek lipy, nawożenie organiczne powiększyło ten parametr tylko o 4% i był to wzrost nieistotny. Zaistniała udowodniona statystycznie interakcja obu czynników doświadczenia w kształtowaniu tego parametru – najwyższą średnicą cechowały się trzyletnie sadzonki lipy rosnące na poletkach nawożonych kompostem i ściółkowanych.

Zarówno nawożenie, jak i ściółkowanie istotnie zwiększało liczbę liści na roślinie. Wystąpiło także istotne współdziałanie tych czynników w kształtowaniu liczby liści – najwyższą wartość tego parametru stwierdzono na stanowiskach nawożonych kompostem i ściółkowanych.

Powierzchnia liścia wzrastała istotnie, tak pod wpływem nawożenia kompostem, jak i ściółkowania. Również w przypadku tego parametru stwierdzono istotne – łączne – oddziaływanie badanych czynników na wzrost jego wartości. Najwyższą średnią powierzchnią charakteryzowały się liście trzyletnich sadzonek lipy rosnących na poletkach nawożonych kompostem i ściółkowanych.

Zabieg ściółkowania może zapewniać mniej lub bardziej korzystne warunki wzrostu dla sadzonek różnych gatunków drzew [29]. W doświadczeniach Leskiego i in. [17] stwierdzono statystycznie udowodniony wpływ ściółki sosnowej na wysokość sadzonek sosny. Negatywny wpływ ściółkowania na wzrost i rozwój sadzonek stwierdzono natomiast w innych badaniach terenowych i szklarniowych, w których na początku eksperymentu zastosowano bardzo grubą (sięgającą 20 cm) warstwę ściółki [12].

Tabela 1. Parametry wzrostu dwuletnich sadzonek lipy drobnolistnej
Table 1. Parameters of two-year old littleleaf linden seedling growth

Nawożenie Fertilization	Ściółkowanie Mulching		Średnio Mean
	bez ściółkowania (C) without mulching	ściółkowanie (S) mulching	
Wysokość sadzonki (cm) Height of seedling (cm)			
Mineralne (M) Mineral	75,3	69,7	72,5 ^a
Organiczne (O) Organic	77,7	108,0	92,8 ^b
Średnio / Mean	76,5 ^a	88,9 ^a	82,7
Średnica (mm) Diameter (mm)			
Mineralne (M) Mineral	18,8	18,0	18,4 ^a
Organiczne (O) Organic	17,7	19,3	18,5 ^a
Średnio / Mean	18,2 ^a	18,6 ^a	18,4
Liczba liści na 1 roślinie (szt.) Number of leaves on a plant (pcs)			
Mineralne (M) Mineral	48,2	47,5	47,9 ^a
Organiczne (O) Organic	57,2	73,0	65,1 ^b
Średnio / Mean	52,7 ^a	60,2 ^a	56,5
Średnia powierzchnia liścia (cm ²) Mean area of a leaf (cm ²)			
Mineralne (M) Mineral	32,4	29,7	31,1 ^a
Organiczne (O) Organic	47,1	38,9	43,0 ^b
Średnio / Mean	39,8 ^a	34,3 ^b	37,0

Objaśnienia: ^{a,b} – te same litery – dla danego parametru – oznaczają brak istotnych różnic ($p < 0,05$)

Explanations: ^{a,b} – data with the same letter – for a particular parameter – do not differ significantly ($p < 0.05$)

Efekty ściółkowania w badaniach własnych nie były zauważalne w pierwszym roku uprawy szkółkarskiej lipy [27]. Hilszczańska i Sierota [11] – na podstawie badań autorów zagranicznych: Thomsona, Stenströma i Eka – tłumaczą to tym, iż niektóre grzyby mikoryzowe (*Hebeloma*, *Laccaria*, *Thelephora*) mogą w początkowej fazie zawiązywania mikoryzy hamować rozwój roślin.

Polowe szkółki leśne na skutek wieloletniego intensywnego użytkowania ulegają często degradacji, polegającej m.in. na obniżeniu aktywności biologicznej gleb. Wskaźnikami tej aktywności najczęściej są: aktywność enzymatyczna, oddechowa, biomasa drobnoustrojów, skład i liczebność drobnoustrojów [5, 22]. W niniejszych badaniach podjęto pró-

bę oceny aktywności biologicznej za pomocą metody bioindykacji, a jako organizmy wskaźnikowe zaproponowano bardzo liczne i różnorodne w glebach leśnych roztocze (Acari) – w szczególności saprofagiczne mechowce (Oribatida). Dotychczas roztocze te okazały się m. in. dobrymi bioindykatorami stopnia rozkładu i biologicznych właściwości próchnic leśnych [32] oraz wielu oddziaływań antropogenicznych [1, 13].

Tabela 2. Parametry wzrostu trzyletnich sadzonek lipy drobnolistnej
Table 2. Parameters of three-year old littleleaf linden seedling growth

Nawożenie Fertilization	Ściółkowanie Mulching		Średnio Mean
	bez ściółkowania (C) without mulching	ściółkowanie (S) mulching	
Wysokość sadzonki (cm) Height of seedling (cm)			
Mineralne (M) Mineral	79,5	83,7	81,6 ^a
Organiczne (O) Organic	88,5	104,0	96,2 ^b
Średnio / Mean	84,0 ^a	93,8 ^b	88,9
Średnica (mm) Diameter (mm)			
Mineralne (M) Mineral	20,0	20,8	20,4 ^a
Organiczne (O) Organic	19,5	23,1	21,3 ^a
Średnio / Mean	19,7 ^a	21,9 ^b	20,8
Liczba liści na 1 roślinie (szt.) Number of leaves on a plant (pcs)			
Mineralne (M) Mineral	74,3	76,8	75,5 ^a
Organiczne (O) Organic	85,0	99,3	92,1 ^b
Średnio / Mean	79,6 ^a	88,0 ^b	83,8
Średnia powierzchnia liścia (cm ²) Mean area of a leaf (cm ²)			
Mineralne (M) Mineral	40,5	41,6	41,0 ^a
Organiczne (O) Organic	58,5	65,1	61,8 ^b
Średnio / Mean	49,5 ^a	53,3 ^b	51,4

Objaśnienia: ^{a,b} – te same litery – dla danego parametru – oznaczają brak istotnych różnic (p<0,05)

Explanations: ^{a,b} – data with the same letter – for a particular parameter – do not differ significantly (p<0.05)

W uprawach szkółkarskich duże znaczenie ma fakt, że mechowce żerują na niektórych grzybach zaliczanych do ektomikoryzowych [30, 31] i mogą przyczyniać się do ich rozprzestrzeniania [33]. Zwierzęta glebowe żerując na grzybach stymulują ich wzrost [9, 10], mogą też za-

szczepiać glebę zarodnikami grzybów przez defekację i przenoszenie ich na nowe substraty [18].

Różnorodność biologiczną środowiska glebowego należy odpowiednio kształtować np. przez stosowanie różnych zabiegów melioracyjnych. Ściółkowanie oraz nawożenie organiczne można zaliczyć do tzw. zabiegów zoomelioracyjnych [40], które polegają na introdukcji lub reintrodukcji fauny glebowej oraz stwarzaniu dla niej odpowiednich warunków rozwoju.

W uprawie szkółkarskiej lipy drobnolistnej po przeprowadzeniu ściółkowania zagęszczenie roztoczy w latach 2009–2010 wyraźnie wzrosło i było wielokrotnie wyższe w porównaniu ze stanowiskiem nieściółkowanym i nawożonym mineralnie – MC (tab. 3) oraz z liczebnością odnotowaną wiosną 2009 r. [27]. Z przeprowadzonej analizy statystycznej wynika, iż obydwie czynniki zastosowane w doświadczeniu pozytywnie kształtowały liczebność wymienionej grupy stawonogów glebowych. W zgrupowaniach roztoczy na powierzchniach nieściółkowanych dominowały Actinedida, stanowiąc na stanowiskach MC i OC odpowiednio 91 i 53% wszystkich roztoczy. Wyraźnie mniej liczne w tych wariantach doświadczenia były Oribatida, Mesostigmata, Tarsonemida i Acaridida. Po zastosowaniu ściółkowania, na odpowiednich powierzchniach, przedstawiony układ liczebności roztoczy uległ zmianie: w zgrupowaniach tych stawonogów wyraźnie zaczęły dominować saprofagiczne mechowce (53–70%).

Interesującym wskaźnikiem biocenotycznym, świadczącym o stabilności i stopniu rozwoju ekosystemów, jest stosunek liczebny Oribatida do Actinedida [7, 41]. Wartości tego wskaźnika poniżej 1 są typowe dla pól uprawnych, a powyżej tej liczby dla środowisk bardziej stabilnych – np. półnaturalnych łąk czy lasów. Stosunek liczebny Oribatida do Actinedida na powierzchniach MC i OC był niski: odpowiednio 0,06 i 0,26. Po przeprowadzeniu ściółkowania znacznie wzrósł, a najwyższą wartość (2,52) uzyskał na stanowisku ściółkowanym i nawożonym kompostem z higienizowanych osadów ściekowych (OS). Dla przykładu wskaźnik ten w około 20-letnich młodnikach sosnowych, w strefach poza oddziaływaniem zanieczyszczeń przemysłowych, wynosił od 1,9 do 5,8 [13], a w glebie na rekultywowanym terenie popolygonowym, podobnie jak w badanej szkółce na stanowiskach nieściółkowanych, był niski – 0,04–0,52 [14].

Tabela 3. Zagęszczenie roztoczy (N w tys. osobn. \cdot m⁻²) oraz liczba gatunków (S), wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona (H), średnia liczba gatunków (s), % stadiów młodocianych (% juv) mechowców w badanych wariantach doświadczenia

Table 3. Abundance (N in 1000 individuals \cdot m⁻²) of mites, number species (S), average number of species (s), Shannon index (H), % of juvenile Oribatida forms (% juv) in studied variants

Wskaźnik – Takson Index – Taxon	Wariant doświadczenia Variant of the experiment				Wpływ nawożenia (p) Fertilization effect (p)	Wpływ ściółkowania (p) Mulching effect (p)
	MC	MS	OC	OS		
N – Acaridida	–	0,05 ^a	0,02 ^a	–	ns	ns
N – Actinedida	2,39 ^a	5,49 ^a	2,89 ^a	3,10 ^a	0,049	ns
N – Mesostigmata	0,05 ^a	0,51 ^a	1,75 ^b	0,30 ^a	ns	ns
N – Oribatida	0,15 ^a	6,97 ^b	0,74 ^a	7,80 ^c	0,002	<0,001
N – Tarsonemida	0,03 ^a	0,06 ^a	0,06 ^a	0,05 ^a	ns	ns
N – Acari (razem – total)	2,62 ^a	13,08 ^b	5,45 ^a	11,22 ^b	0,016	<0,001
S – Oribatida	2	16	5	16	–	–
s – Oribatida	0,15 ^a	1,30 ^b	0,40 ^a	1,75 ^c	0,004	<0,001
H – Oribatida	0,61	0,65	0,57	0,74	–	–
% juv – Oribatida	30	69	61	39	–	–

Objaśnienia: ^{a,b,c} – te same litery oznaczają brak istotnych różnic ($p < 0,05$)

Explanations: ^{a,b,c} – data with the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$)

Ogółem na badanym terenie odnotowano występowanie 23 gatunków mechowców (tab. 4). Na ściółkowanych stanowiskach MS i OS było ich najwięcej (16), najmniej gatunków stwierdzono na stanowisku nawożonym mineralnie (2), a w nawożonej organicznie glebie – 5 (tab. 3). Liczebność mechowców (N) oraz ich różnorodność gatunkowa (s) były korzystnie kształtowane przez ściółkowanie oraz nawożenie organiczne, co potwierdzono statystycznie. Analiza dynamiki liczebności

Oribatida w kolejnych terminach badań wyraźnie wskazuje na wzrost liczebności tego rzędu roztoczy, szczególnie w warunkach ściółkowania w połączeniu z nawożeniem organicznym – OS (rys. 2). Z kolei wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona (H) był na badanym terenie niski i stosunkowo wyrównany (0,57–0,74), niemniej jednak najwyższą wartość uzyskał w wariancie OS (tab. 3).

Najliczniejszym mechowcem w uprawie lipy na wszystkich stanowiskach był *Tectocephus velatus* (tab. 4). Wskaźnik dominacji D dla tego gatunku wahał się w przedziale od 70 do 88%. Dynamika liczebności *T. velatus* w latach 2009–2010, szczególnie na powierzchni OS, wskazuje na tendencję wzrostu liczebności jego populacji (rys. 2). Na drugim miejscu w hierarchii Oribatida była przeważnie *Oppiella nova* (stanowiska MC, OC, OS), a w wariancie MS *Oribatula tibialis* (tab. 4). Wymienione gatunki są pionierskimi, które można zaliczyć do tzw. „długodystansowców” utrzymujących się w zgrupowaniach przez dłuższy czas. *Oppiella nova* i *Tectocephus velatus* są partenogenetyczne i rozwijają się według strategii życiowej typu r [34, 36]. Ponadto wspomniane gatunki zaliczane są do grzybożerców [19, 24] i okazuje się, że mogą żerować na ektomikoryzach [25, 30], przyczyniając się do ich rozprzestrzeniania. Jest to istotne z punktu widzenia praktyki szkółkarskiej i roli mikoryz w produkcji sadzonek, szczególnie tych, które przeznaczają się na tzw. tereny trudne do zalesień, np. porolne i zdegradowane.

Uważa się, że zwierzęta glebowe mogą być wykorzystane w procesach regeneracji gleb dwojako: po pierwsze mogą przyspieszać metabolizm gleb, a po drugie mogą być wskaźnikami ich stanu biologicznego [8]. Zaproponowane w tych badaniach zabiegi wzbogacające glebę szkółek leśnych – ściółkowanie próchnicą nadkładową pochodzącą z boru świeżego oraz nawożenie kompostem wyprodukowanym na bazie higienizowanych osadów ściekowych – poza pozytywnym wpływem na wzrost sadzonek lipy drobnolistnej, wyraźnie korzystnie oddziaływały na liczebność oraz różnorodność gatunkową mechowców, co może świadczyć o wzroście ogólnej aktywności biologicznej gleb poddanych tym zabiegom oraz zainicjowaniu procesów ich rewitalizacji.

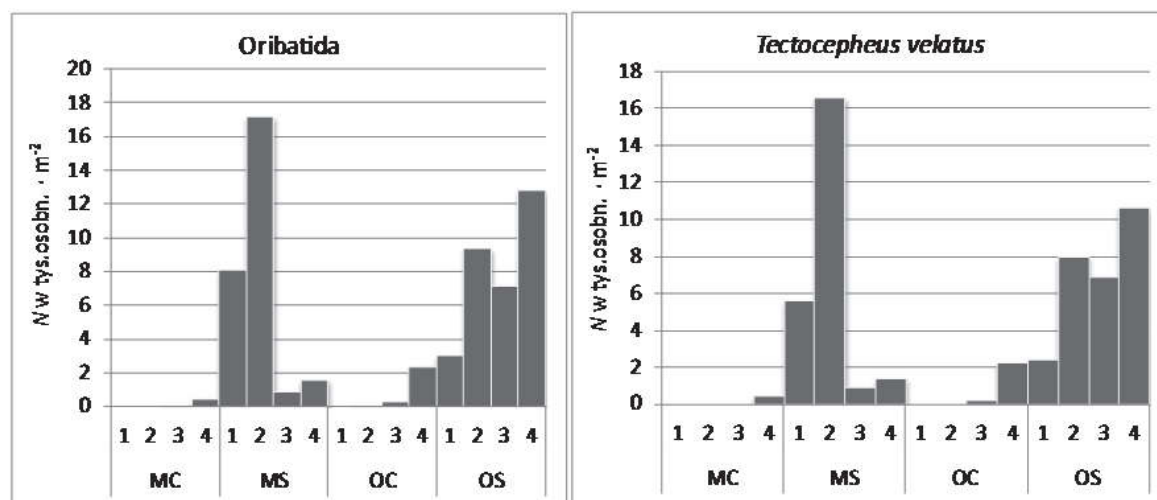
Tabela. 4. Zagęszczenie gatunków mechowców (N w tys. osobn. $\cdot m^{-2}$) w badanych wariantach doświadczenia

Table 4. Species abundance of oribatid mites (N in 1000 individuals $\cdot m^{-2}$) under different variants of the experiments

Gatunek Species	Wariant doświadczenia Variant of the experiment			
	MC	MS	OC	OS
<i>Brachychthonius</i> sp.	–	–	–	0,02
<i>Carabodes minusculus</i> Berlese	–	0,06	–	–
<i>Carabodes subarcticus</i> Trägårdh	–	0,02 ^a	–	0,09 ^a
<i>Eremaeus oblongus</i> C.L. Koch	–	0,03 ^a	–	0,06 ^a
<i>Heminonhrus peltifer</i> (C.L.Koch)	–	–	–	0,02
<i>Liochthonius</i> sp.	–	0,08	–	–
<i>Microtritia minima</i> (Berlese)	–	0,02	–	–
<i>Odontocephus elongatus</i> (Michael)	–	–	–	0,02
<i>Oppiella neerlandica</i> (Oudemans)	–	0,03	–	–
<i>Oppiella nova</i> (Oudemans)	0,05 ^a	0,15 ^a	0,06 ^a	0,51 ^b
<i>Oribatula tibialis</i> (Nicolet)	–	0,26 ^a	0,02 ^a	0,17 ^a
<i>Pergalumna nervosa</i> (Berlese)	–	0,05 ^a	–	0,08 ^a
<i>Phthiracarus longulus</i> (C.L.Koch)	–	0,02	–	–
<i>Punctoribates</i> sp.	–	0,05	–	–
<i>Quadroppia quadricarinata</i> (Michael)	–	–	–	0,02
<i>Ramusella mihelcici</i> (Perez-Íñigo)	–	–	0,02	–
<i>Rhysotritia duplicata</i> (Grandjean)	–	0,02 ^a	–	0,03 ^a
<i>Scheloribates pallidulus</i> (C.L.Koch)	–	–	–	0,02
<i>Scutovertex sculptus</i> Michael	–	0,05 ^a	0,02 ^a	0,02 ^a
<i>Suctobelba</i> sp.	–	0,05 ^a	–	0,09 ^a
<i>Tectocephus velatus</i> (Michael)	0,11 ^a	6,11 ^b	0,63 ^a	6,59 ^b
<i>Trichoribates trimaculatus</i> (C.L. Koch)	–	–	–	0,06
<i>Tropacarus carinatus</i> (C.L. Koch)	–	0,02 ^a	–	0,03 ^a

Objaśnienia: ^{a,b,c} – te same litery oznaczają brak istotnych różnic ($p < 0,05$)

Explanations: ^{a,b,c} – data with the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$)



Rys. 2. Dynamika liczebności mechowców i gatunku *Tectocepheus velatus* (N w tys. osobn. \cdot m^{-2}) w kolejnych terminach badań (1 – wiosna 2009, 2 – jesień 2009, 3 – wiosna 2010, 4 – jesień 2010)

Fig. 2. Abundance dynamics of oribatid mites and species *Tectocepheus velatus* (N in 1000 individuals \cdot m^{-2}) in successive seasons of the experiments (1 – spring 2009, 2 – autumn 2009, 3 – spring 2010, 4 – autumn 2010)

4. Wnioski

1. Dwu- i trzyletnie sadzonki lipy drobnolistnej na poletkach nawożonych kompostem były wyższe od rosnących na poletkach z nawożeniem mineralnym oraz cechowały się większą liczbą i powierzchnią liści.
2. Przeprowadzone – we wrześniu pierwszego roku uprawy – ściółkowanie nie oddziaływało istotnie (poza zmniejszeniem powierzchni liścia) na parametry wzrostu sadzonek dwuletnich, natomiast w trzecim roku uprawy szkółkarskiej – istotnie wpłynęło ono na wszystkie oznaczane parametry wzrostu sadzonek.
3. W trzecim roku uprawy szkółkarskiej stwierdzono udowodnioną statystycznie interakcję obu czynników doświadczenia w kształtowaniu wszystkich (poza wysokością roślin) parametrów wzrostu sadzonek lipy.
4. W glebie uprawy po przeprowadzeniu ściółkowania zagęszczenie roztoczy wielokrotnie wzrosło. Z przeprowadzonej analizy statystycznej wynika, iż obydwa czynniki, ściółkowanie i nawożenie kompostem przygotowanym na bazie komunalnych osadów ściekowych, pozy-

tywnie kształtowały liczebność roztoczy, w szczególności mechowców, a także ich różnorodność gatunkową.

5. Najliczniejszym mechowcem w uprawie lipy na wszystkich stanowiskach był *Tectocepheus velatus*. Dynamika liczebności tego mechowca w dwuletnim okresie badań, zwłaszcza w wariancie z łącznym zastosowaniem ściółkowania i nawożenia organicznego, wskazuje na tendencję wzrostu liczebności jego populacji.

Podziękowania

Autorzy składają podziękowania pracownikom Nadleśnictwa Bydgoszcz za umożliwienie przeprowadzenia badań i cenną pomoc w trakcie realizacji doświadczenia oraz Firmie „Agromis” – Rafał Piasecki z Łochowak/Bydgoszczy za przygotowanie kompostu.

Literatura

1. **Axelsson B., Lohm U., Lundkvist H., Persson T., Sköglund J., Wiren A.:** *Effects of nitrogen fertilisation on the abundance of soil fauna populations in a Scots pine stand, Research Notes.* Royal College of Forestry, 14, 5–10 (1973).
2. **Berthet P., Gerard G.:** *A statistical study of microdistribution of Oribatei (Acari) I. The distribution pattern.* Oikos, 16, 214–227 (1965).
3. **Boruszko D., Dąbrowski W., Magrel L.:** *Kompostowanie biomasy oraz osadów ściekowych na potrzeby produkcji leśnej.* Zesz. Nauk. Politechniki Białostockiej, Nauki Techniczne – Inżynieria Środowiska, 16(II), 288–293 (2003).
4. **Boruszko D.:** *Badania i ocena wartości nawozowej kompostów i wermikompostów.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 13, 1417–1428 (2011).
5. **Brzezińska M.:** *Aktywność biologiczna oraz procesy jej towarzyszące w glebach organicznych nawadnianych oczyszczonymi ściekami miejskimi (badania polowe i modelowe).* Acta Agrophysica 131, Rozprawy i Monografie 2006 (2), 2006.
6. **Gawroński K.:** *Problematyka zalesiania gruntów marginalnych terenów górskich.* Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 2, 153–166 (2004).
7. **Gulvik M.E.:** *Mites (Acari) as indicators of soil biodiversity and land use monitoring: a review.* Pol. J. Ecol., 55 (3), 415–440 (2007).
8. **Haimi J.:** *Decomposer animals and bioremediation of soils.* Environmental Pollution, 107, 233–238 (2000).

9. **Hanlon R.D., Anderson J.M.:** *The effects of Collembola grazing on microbial activity in decomposing leaf litter.* Oecologia, 38, 93–99 (1979).
10. **Hanlon R.D., Anderson J.M.:** *The influence of macroarthropod feeding activities on microflora in decomposing leaf litter.* Soil Biology & Biochemistry, 12, 255–261 (1980).
11. **Hilszczańska D., Sierota Z.:** *Wpływ inokulum mikoryzowego grzyba *Thelephora terrestris* na wzrost sadzonek sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* L. II. Badania polowe.* Sylwan, 2, 20–28 (2006).
12. **Ibanez I., Schupp E.W.:** *Effects of litter, soil surface condition and microhabitat on *Cercocarpus ledifolius* Nutt. seedling emergence and establishment.* Journal of Arid Environment, 52, 209–221 (2002).
13. **Klimek A.:** *Wpływ zanieczyszczeń emitowanych przez wybrane zakłady przemysłowe na roztocze (Acari) glebowe młodników sosnowych, ze szczególnym uwzględnieniem mechowców (Oribatida).* Wydawnictwa Uczelniane ATR, Rozprawy, 99, Bydgoszcz 2000.
14. **Klimek A., Rolbiecki S.:** *Wzrost sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) i występowanie roztoczy (Acari) glebowych na rekultywowanym terenie popolygonowym w Nadleśnictwie Żołędowo.* Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 1, 249–262 (2011).
15. **Koreleski K.:** *Systematyka zabiegów sanacji gruntów ze szczególnym uwzględnieniem rekultywacji.* Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 3/1, 5–15 (2006).
16. **Koreleski K.:** *Wstępna ocena wpływu lasów i zadrzewień na wartość gruntów ornych.* Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 2/1, 5–14 (2006).
17. **Leski T., Rudawska M., Aučina A., Skridaila A., Riepišas E., Pietras M.:** *Wpływ ściółki sosnowej i dębowej na wzrost sadzonek sosny i zbiorowiska grzybów mikoryzowych w warunkach szkółki leśnej.* Sylwan, 153(10), 675–683 (2009).
18. **Lussenhop J.:** *Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil.* Advances in Ecological Research, 23, 1–33 (1992).
19. **Luxton M.:** *Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. I. Nutritional biology.* Pedobiologia, 12, 434–463 (1972).
20. **Magurran A.E.:** *Ecological diversity and its measurement.* Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey 1988.
21. **Marcinek J., Komisarek J.:** *Systematyka Gleb Polski, wydanie piąte.* Roczn. Glebozn., 62, 3, 144–150 (2011).
22. **Olszowska G., Zwoliński J., Matuszczyk I., Syrek D., Zwolińska B., Pawlak U., Kwapis Z., Dudzińska M.:** *Wykorzystanie badań aktywności biologicznej do wyznaczenia wskaźnika żyzności gleb w drzewostanach sosnowych na siedliskach boru świeżego i boru mieszanego świeżego.* Leśne Prace Badawcze, 3, 17–37 (2005).

23. **Pierzgalski E., Tyszka J., Boczoń A., Wiśniewski S., Jeznach J., Żakowicz S.:** *Wytyczne nawadniania szkólek leśnych na powierzchniach otwartych*. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa 2002.
24. **Ponge I.F.:** *Succession of fungi and fauna during decomposition of needles in a small area of Scots pine litter*. *Plant Soil*, 138, 99–113 (1991).
25. **Remén C., Fransson P., Persson T.:** *Population responses of oribatids and enchytraeids to ectomycorrhizal and saprotrophic fungi in plant-soil microcosms*. *Soil Biol. Biochem.* 42, 978–985 (2010).
26. **Rolbiecki S., Klimek A., Rolbiecki R., Długosz J., Musiał M.:** *Wstępne badania nad wykorzystaniem kompostowanego osadu ściekowego i ekto-próchnicy leśnej do wzbogacania gleb w rocznym cyklu produkcji sadzonek buka zwyczajnego*. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 10, 219–243 (2011).
27. **Rolbiecki S., Klimek A., Rolbiecki R., Długosz J., Musiał M.:** *Wstępne badania nad wykorzystaniem kompostowanego osadu ściekowego i ekto-próchnicy do wzbogacania gleb w rocznym cyklu produkcji sadzonek lipy drobnolistnej (*Tilia cordata* Mill.)*. *Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus* (w druku).
28. **Rolbiecki S., Rolbiecki R., Klimek A.:** *Wpływ mikronawodnień i nawożenia organicznego na produkcję jednorocznych sadzonek brzozy brodawkowatej (*Betula verrucosa* Ehrh) z udziałem zabiegu zoomielioracji*. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 506, 345–353 (2005).
29. **Sayer E. J.:** *Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems*. *Biol. Rev.*, 81, 1–31 (2006).
30. **Schneider K., Renker C., Maraun M.:** *Oribatid mite (*Acari, Oribatida*) feeding on ectomycorrhizal fungi*. *Mycorrhiza*, 16, 67–72 (2005).
31. **Schneider K., Renker C., Scheu S., Maraun M.:** *Feeding biology of oribatid mites: a minireview*. *Phytophaga*, XIV, 247–256 (2004).
32. **Seniczak S.:** *Fauna mechowców (*Acari, Oribatei*) jako indyktor biologicznych właściwości próchnic leśnych*. *Prace Komisji Naukowej Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego*, V/37, 157–166 (1979).
33. **Setälä H.:** *Growth of birch and pine seedlings in relation to grazing by soil fauna on ectomycorrhizal fungi*. *Ecology*, 76, 6, 1844–1851 (1995).
34. **Siepel H.:** *Life – history tactics of soil microarthropods*. *Biol. Fertil. Soils*, 18, 263–278 (1994).
35. **Skolud P.:** *Zalesianie gruntów rolnych i nieużytków – poradnik właściciela*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, DGLP, Warszawa 2006.
36. **Skubała P., Gulvik M.:** *Pioneer oribatid mite communities (*Acari: Oribatida*) in natural (glacier foreland) and anthropogenic (post-industrial dumps) habitats*. *Pol. J. Ecol.*, 53, 105–111 (2005).

37. **Sobczak R. (red.):** *Szkołkarstwo leśne, ozdobne i zadrzewieniowe*. Wydawnictwo Świat, Warszawa 1999.
38. **Stachowski P., Markiewicz J.:** *Potrzeba nawodnień w centralnej Polsce na przykładzie powiatu kutnowskiego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 13, 1453–1472 (2011).
39. **Stańczyk E.:** *Przydatność kompostów osadowych do sporządzania podłoży ogrodniczych*. W: *Kompostowanie i użytkowanie kompostu* (pod red. J. Siuty i G. Wasiak). I Konferencja Naukowo-Techniczna, Wydawnictwo Ekoinżynieria, Lublin, 139–146 (1999).
40. **Szujecki A.:** *Ekologiczne aspekty odtwarzania ekosystemów leśnych na gruntach porolnych*. Sylwan, 3/12, 23–40 (1990).
41. **Werner M.R., Dindal D.L.:** *Effects of conversion to organic practices agricultural on soil biota*. Am. J. Altern. Agric., 5, 24–32 (1990).
42. **Zajączkowski K.:** *Dobór drzew i krzewów do zadrzewień na obszarach wiejskich*. IBL, Warszawa 2001.
43. **Żarski J., Dudek S.:** *Zmienność czasowa potrzeb nawadniania wybranych roślin w regionie Bydgoszczy*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 3, 141–149 (2009).
44. **Żarski J.:** *Tendencje zmian klimatycznych wskaźników potrzeb nawadniania roślin w rejonie Bydgoszczy*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 5, 29–37 (2011).

The Use of Compost from Sewage Sludge and Forest Ectohumus for Enrichment of Soils in the Nursery Cultivation of Littleleaf Linden (*Tilia cordata* Mill.)

Abstract

The influence of fertilization with the compost prepared from treated sewage sludge with bark additive and mulching with the fresh forest ectohumus on the soil conditions, chosen parameters of two- and three-year old littleleaf linden seedlings growth as well as the occurrence of soil mites (Acari) was investigated in the paper. The experiments were carried out in 2009–2010 at forest nursery Białe Błota (Forest District Bydgoszcz) on the rusty soil. The whole area of the experiment was irrigated with the use of stationary sprinkling machine. The soil was characterized by the alkaline reaction (pH in H₂O was in the range 7.2–7.4), the low content of available potassium and available phosphorus as well as the content of C-org from 35.7 to 38.4 g·kg⁻¹. The C:N ratio ranged from 14.3 to 14.9. Two- and three-year old seedlings of littleleaf linden grown

on plots fertilized with the compost were higher than those cultivated on plots with mineral fertilizer and they were also characterized by the higher number of leaves and the higher leaf area. Mulching – which was carried out in September of the first growing season – did not influence significantly on the growth parameters of two-year old seedlings (with the exception of the decrease in a leaf area). In the third growing season the mulching significantly influenced on all the seedling growth parameters tested, and – furthermore – there was also a significant interaction between the both studied treatments in shaping of the all growth parameters (with the exception of the plant height) of littleleaf linden seedlings. The density of mites in the soil was distinctly increased after the mulching treatment, and it was many fold higher as compared to the control plot MC. On the base of the analysis it was found that the mulching and the fertilization with compost prepared from municipal sewage sludge influenced positively on the abundance of mites, especially oribatid mites as well as on their species diversity. *Tectocepheus velatus* was the most abundant species among the oribatid mites on all the stands of littleleaf linden cultivation. Abundance dynamics of this oribatid species in the two-years period of the study, especially on the variant with mulching and organic fertilization, indicates the upward trend in the number of its population.



Efektywność i skuteczność działań ekologicznych w marketingu: problem decyzyjny i badania empiryczne

Ryszard Kłeczek

Uniwersytet Ekonomiczny, Wrocław

1. Wstęp

Celem niniejszego artykułu jest próba odpowiedzi na pytanie: jak badać skuteczność działań ekologicznych w marketingu? Punktem wyjściowym rozważań jest przedstawienie działań ekologicznych, jako jednego z instrumentów marketingowych mających na celu, za pośrednictwem poprawy ocen i zachowań nabywców wobec produktów, na wzrost wartości przedsiębiorstwa. Następnie autor przedstawił dwa typowe schematy eksperymentów badaniach skuteczności komunikowania treści ekologicznych w marketingu. Wynikiem rozważań są wskazówki metodologiczne do badań skuteczności działań ekologicznych w marketingu. Autor niniejszego artykułu ma nadzieję, że niniejszy tekst zachęci badaczy do podejmowania badań efektywności i skuteczności działań ekologicznych w kontekście czynników wzrostu wartości businessu.

2. Efektywność i skuteczność działań ekologicznych w marketingu – problem decyzyjny (menedżerski)

Jeśli przyjmiemy, za A. Rappaportem [1], że celem businessu jest wzrost jego wartości (wzrost zdolności do generowania przepływów pieniężnych), to podstawowy problem w zarządzaniu brzmi: jakie decyzje/działania (oraz związane z nimi wydatki) można podjąć, żeby uzyskać wzrost wartości przez wpływ na któryś (któreś) z siedmiu czynników wartości w poszczególnych przedsięwzięciach (rys. 1)? Jednym

z takich działań są działania ekologiczne i odpowiadająca im komunikacja treści ekologicznych adresowana do nabywców.

Decyzje, działania		Czynniki wzrostu wartości
Działania ekologiczne i odpowiadające im: komunikacja treści ekologicznych adresowana do nabywców oraz wydatki	→	Wydłużenie okresu tworzenia wartości
Alternatywne (nieekologiczne) działania i odpowiadające im: komunikacja adresowana do nabywców oraz wydatki		Zwiększenie tempa wzrostu sprzedaży
		Wzrost marży zysku operacyjnego
		Redukcja stopy podatku dochodowego
		Zwiększenie efektywności inwestycji w majątek trwały
		Zwiększenie efektywności inwestycji w aktywa obrotowe
	Redukcja kosztu kapitału	

Rys. 1. Efektywność i skuteczności działań ekologicznych w zarządzaniu wartością – problem decyzyjny

Fig. 1. Effectiveness and efficiency of ecological activities in value based management – the managerial problem

Źródło: opracowanie własne

W marketingu, działania ekologiczne i odpowiadająca im komunikacja treści ekologicznych mają wpływać na percepcje i zachowania docelowych grup nabywców w taki sposób, żeby za ich pośrednictwem wpływać na czynniki wzrostu wartości businessu i tym samym na jego wartość. Wzrost wartości (przez poprawę percepcji i zmiany zachowań nabywców wobec produktów) można osiągnąć także za pomocą innych, alternatywnych (nieekologicznych) działań (patrz: rys. 1).

3. Efektywność i skuteczność działań ekologicznych w marketingu – badania empiryczne w marketingu

3.1. Formułowanie problemu badawczego i hipotez w badaniach skuteczności działań ekologicznych w marketingu

Jeśli uznamy problem decyzyjny przedstawiony na rysunku 1 za istotny, to problemy i hipotezy dotyczące skuteczności działań ekologicznych w marketingu powinny być tak skonstruowane, żeby w oparciu o wyniki badań empirycznych można było sformułować implikacje menedżerskie, tj. wskazówki, jak rozwiązywać problem decyzyjny.

W badaniach empirycznych w marketingu, problemy efektywności działań ekologicznych są zwykle formułowane jako problemy sku-

teczności komunikowania treści ekologicznych adresowanych do nabywców produktów. Można powiedzieć, że są to problemy pozycjonowania lub tworzenia wizerunku produktu z wykorzystaniem elementów ekologicznych. Ogólne schematy konstruowania problemów badawczych i hipotez są następujące:

Problem: Czy i w jakim stopniu komunikacja treści ekologicznych wpływa na zachowania docelowych nabywców, które są związane z czynnikami wzrostu wartości businessu.

Hipoteza: Treści ekologiczne X w komunikacji adresowanej do nabywców, wpływają pozytywnie na zachowania (związanych z czynnikami wzrostu wartości) nabywców docelowych

Tak skonstruowany problem i hipoteza opierają się na założeniu, że komunikowanie treści ekologicznych jest związane z realnymi działaniami ekologicznymi (i odpowiadającymi im wydatkami) podejmowanymi w celu uzyskania przewagi konkurencyjnej, wpływu na zachowania nabywców i w końcu na czynniki wzrostu wartości.

3.2. Zmienne niezależne i zależne w empirycznych badaniach skuteczności treści ekologicznych w marketingu

W marketingu, badania skuteczności działań ekologicznych są realizowane w formie badania wpływu komunikatów ekologicznych, na oceny i zachowania nabywców wobec produktów, przy czym komunikaty ekologiczne są zwykle badane jako elementy składowe większych komunikatów (reklama, opakowanie) opisujących produkty.

Zmienne niezależne (wyjaśniające) w takich badaniach, to zwykle zmienne opisujące obecność lub nieobecność treści ekologicznych w komunikatach (reklamach, opakowaniach) adresowanych do nabywców produktów. Takie zmienne mają zwykle dwie wartości: „1” – treść ekologiczna X obecna w komunikacie marketingowym oraz „0” – treść ekologiczna X nieobecna w komunikacie marketingowym.

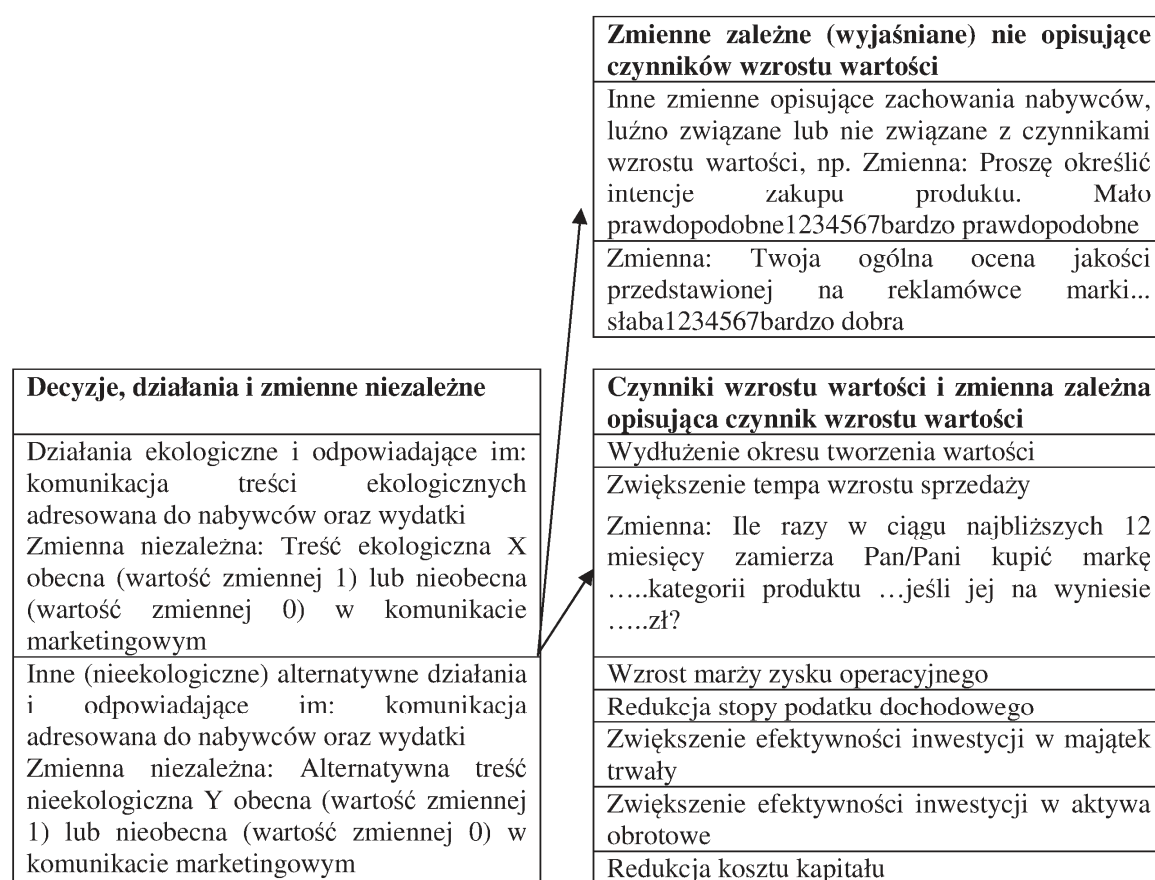
Zmienne zależne (wyjaśniane) w takich badaniach, to zwykle:

1. zmienne opisujące percepcje (oceny) produktu, np. ogólna ocena jakości: Jaka jest Twoja ogólna ocena jakości przedstawionej na reklamówce marki Słaba 1234567 Bardzo dobra
- oraz
2. zmienne opisujące zachowania nabywców wobec produktu, np. intencje zakupu produktu o różnych możliwych konstrukcjach, np. Ile razy

w ciągu najbliższych 12 miesięcy zamierza Pan/Pani kupić markękategorii produktu ...jeśli jej na wyniesiezł? lub np. Proszę określić intencje zakupu produktu marki Mało prawdopodobne1234567bardzo prawdopodobne.

Rysunek 2 przedstawia różnicę zakresów problemu decyzyjnego i badawczego odnośnie efektywności i skuteczności działań ekologicznych w marketingu. Istotą tej różnicy jest to, że problem badawczy obejmuje tylko część problemu decyzyjnego. Wynika to z następujących przyczyn:

1. W badaniach empirycznych, zmienne niezależne opisują tylko obecność lub nieobecność komunikatów ekologicznych jako elementów składowych komunikacji marketingowej produktów. Nie opisują realnych działań (ani związanych z nimi i wydatków), które są opisywane przez te komunikaty.
2. Zmienna zależna „Ile razy w ciągu najbliższych 12 miesięcy zamierza Pan/Pani kupić markękategorii produktu ...jeśli jej na wyniesiezł?” opisuje intencje zakupu w taki sposób, że na podstawie wyników pomiaru wartości tej zmiennej, można oszacować przyszłą wielkość sprzedaży przy danej cenie, tj. oszacować tylko jeden z siedmiu czynników wzrostu wartości. Jeśli, dodatkowo, założymy jakąś marżę operacyjną, np. 15% ceny detalicznej widocznej w pytaniu dotyczącym intencji zakupu, to na podstawie badania możemy oszacować także wpływ treści ekologicznej X na marżę operacyjną (drugi, z siedmiu, czynnik wzrostu wartości). Pozostałe czynniki wzrostu wartości nie są opisane przez żadną zmienną zależną. Poza tym, jeśli zamiast zmiennej „Ile razy w ciągu najbliższych 12 miesięcy zamierza Pan/Pani kupić markękategorii produktu ...jeśli jej na wyniesiezł?” zastosowalibyśmy zmienną opisującą intencje zakupu w inny sposób, np. „Proszę określić intencje zakupu produktu. Mało prawdopodobne1234567bardzo prawdopodobne”, to tak skonstruowane pytanie o intencję zakupu nie opisywałoby żadnego czynnika wzrostu wartości, tj na podstawie wyników pomiarów wartości takiej zmiennej nie można oszacować nawet wielkości sprzedaży produktu.
3. Wykorzystywana często w badaniach empirycznych zmienna opisująca percepcję produktu („Twoja ogólna ocena jakości przedstawionej na reklamówce marki ... słaba 1234567 bardzo dobra”) nie opisuje żadnego czynnika wzrostu wartości (patrz: rysunek 2).



Rys. 2. Efektywność i skuteczność działań ekologicznych w zarządzaniu wartością – porównanie problemu decyzyjnego i problemu badawczego w marketingu

Fig. 2. Effectiveness and efficiency of ecological activities in value based management – the comparison between the managerial and research problem in marketing

Źródło: opracowanie własne

Podsumowując treść rysunku 2 można powiedzieć, że konstrukcja zmiennych niezależnych i zależnych w badaniach empirycznych skuteczności działań ekologicznych powoduje, że badany jest relatywnie niewielki zakres problemu decyzyjnego dotyczącego efektywności i skuteczności działań ekologicznych w marketingu.

Zmniejszanie rozbieżności między problemem decyzyjnym i badawczym mogłoby polegać na konstruowaniu i wykorzystaniu w badaniach empirycznych zmiennych opisujących zachowania nabywców związane z pozostałymi czynnikami wzrostu wartości.

3.3. Eksperyment, jako sposób generowania danych do sprawdzania hipotez dotyczących skuteczności działań ekologicznych (pozycjonowania ekologicznego) w marketingu

Eksperyment jest jednym ze sposobów badania wpływu komunikatów ekologicznych na percepcje i zachowania nabywców (grup docelowych). W eksperymentalnych badaniach empirycznych dotyczących skuteczności komunikatów ekologicznych w marketingu występują dwa główne schematy eksperymentów.

3.3.1. Badanie skutków dodania komunikatu o działaniu ekologicznym X do bazowego komunikatu przedstawiającego (pozycjonującego) produkt

Tabela 1 przedstawia schemat (treści generujące reakcje respondentów i pytania do respondentów) badania eksperymentalnego, w którym badacz pyta respondentów o percepcje i intencje zakupu produktu opisanego przez dwa komunikaty, z których jeden zawiera element ekologiczny (modyfikację, zmianę kontrolowaną).


Pomiar reakcji respondentów polega na zadaniu tych samych pytań dotyczących percepcji i zachowań (intencji zakupu) w odniesieniu do dwóch komunikatów różniących się tylko jednym elementem: obecnością komunikatu ekologicznego.

Za pomocą schematu przedstawionego a tabeli 1 można rozstrzygnąć hipotezy o ogólnej formule: komunikat ekologiczny X wpływa pozytywnie na percepcje i intencje zakupu nabywców. W takim schemacie badacz oczekuje, że jeśli działania ekologiczne są oceniane pozytywnie, to dołączanie komunikatów ekologicznych do (bazowych) komunikatów przedstawiających produkty, wpłynie pozytywnie na percepcje produktów i na zachowania nabywców wobec tych produktów (na intencje zakupu) i zwykle wyniki badań według tego schematu właśnie takie są [2]. Wynikiem, który może zaskoczyć badacza realizującego taki schemat badawczy jest brak wpływu lub negatywny wpływ dodanego elementu ekologicznych na percepcje i zachowania nabywców wobec oferty do której taki element został dołączony. Jak wyjaśnić taki wynik? Tutaj przychodzi z pomocą teoria marketingu a konkretnie teoria dopasowania („fit”), która stwierdza, że nawet, jeśli treści ekologiczne są oceniane pozytywnie, to nie oznacza to, że muszą automatycznie wpływać na poprawę ocen i zachowań wobec produktów, do opisów których są dołączane. Wpływają pozytywnie tylko wtedy, gdy nabywcy (grupy docelo-

we) postrzegają jakieś dopasowanie („fit”) między wizerunkiem danego produktu a komunikowaną treścią ekologiczną. Jeśli postrzegane dopasowanie między treścią komunikaty ekologicznego i wizerunkiem produktu jest słabe lub nie istnieje, to pozytywnie oceniany komunikat ekologiczny może negatywnie wpływać na oceny i zachowania nabywców wobec produktu [1].

Tabela 1. Schemat eksperymentu, w którym treści ekologiczne są jedyną zmienną wyjaśniającą

Table 1. Experimental scheme containing the ecological content which is the only one explanatory variable

Treści generujące reakcje (percepcje i intencje zakupu) nabywców	
Komunikat bazowy	Komunikat zmodyfikowany o treść ekologiczną
Akumulator o pojemności 500 mAh pozwala na maksymalnie 9 dni pracy bez ładowania albo 3 godzin prowadzenia rozmów non-stop. E jest ma tylko 15 mm grubości.”	 Akumulator o pojemności 500 mAh pozwala na maksymalnie 9 dni pracy bez ładowania albo 3 godzin prowadzenia rozmów non-stop. E jest ma tylko 15 mm grubości.”
Pytania do respondentów (pomiar reakcji respondentów)	
Twoja ogólna ocena jakości przedstawionej na reklamówce marki Słaba 1234567 Bardzo dobra	Twoja ogólna ocena jakości przedstawionej na reklamówce marki Słaba 1234567 Bardzo dobra
Ile razy w ciągu najbliższych 12 miesięcy zamierza Pan/Pani kupić markękategorii produktu ...jeśli jej na wyniesiezł?	Ile razy w ciągu najbliższych 12 miesięcy zamierza Pan/Pani kupić markękategorii produktugdyby wprowadzono taką zmianę a cena wyniosłabyzł?.
	Czy, przedstawione w opisie produktu działanie ekologiczne X pasuje do produktu, do którego się odnosi? Nie 1234567 tak, Dlaczego?....

Źródło: opracowanie własne

W związku z tym, że postrzegane dopasowania („fit”) może wyjaśniać pozytywny lub negatywny wpływ komunikatów ekologicznych na percepcje i zachowania nabywców wobec produktów, badacze powinni wziąć pod uwagę dwa dodatkowe problemy metodologiczne w badaniach empirycznych skuteczności komunikowania treści ekologicznych jako elementu pozycjonowania produktów: (1) uwzględniać kategorię dopasowania w badaniach empirycznych przez formułowanie dodatkowej

hipotezy w badaniach empirycznych: postrzegane przez grupę docelową dopasowanie („fit”) między wizerunkiem produktu i dołączonym do niego komunikatem ekologicznym wpływ na postrzeganie produktu i zachowania wobec niego oraz (2) poszukiwać zmiennych opisujących kategorię dopasowania („fit”) w danej sytuacji badawczej. Można to zrealizować zadając respondentom dodatkowe pytanie: Czy, przedstawione w opisie produktu działanie ekologiczne X pasuje do produktu, do którego się odnosi? Nie 1234567 Tak, Dlaczego?...W odpowiedziach na pytanie „dlaczego” badacz szuka wyrażonych w języku respondentów zmiennych opisujących kategorię dopasowania, z których może skonstruować szczegółowe zmienne opisujące dopasowanie w danej sytuacji badawczej. Wyższe (niższe) wartości dopasowania lub jego szczegółowych wymiarów, mogą wpływać pozytywnie (negatywnie) na percepcje i intencje zakupu wobec produktów. Podsumowując schemat eksperymentu przedstawiony w tabeli 1 można powiedzieć, że za jego pomocą: (1) można zbadać wpływ treści ekologicznych na percepcje i intencje zakupu, (2) nie można zbadać czy wpływ treści ekologicznych na percepcje i intencje zakupu jest skuteczniejszy od jakichś innych, alternatywnych komunikatów. Do tego ostatniego służy inny schemat eksperymentu (tabela 2).

3.3.2. Badanie skutków dodania komunikatu o działaniu ekologicznym X do bazowego komunikatu dotyczącego produktu w porównaniu ze skutkami dodania innego komunikatu


Tabela 2 przedstawia schemat badania eksperymentalnego, w którym badacz pyta respondentów o percepcje i intencje zakupu produktu opisanego przez dwa alternatywne komunikaty dodawane do komunikatu bazowego: jeden zawiera element ekologiczny a drugi zawiera alternatywny element nieekologiczny: „pojemność 1000 mAh, 18 dni pracy” (dwie alternatywne zmiany kontrolowane).

Za pomocą schematu przedstawionego a tabeli 2 można rozstrzygać hipotezy o ogólnej formule: komunikat ekologiczny X wpływa silniej (słabiej), w porównaniu z komunikatem alternatywnym, na percepcje i intencje zakupu nabywców. W takim schemacie badacz oczekuje, że nie tylko działania ekologiczne ale także inne, nieekologiczne komunikaty mogą oceniane pozytywnie, i ich alternatywne dołączanie komunikatów przedstawiających produkty, może wpłynąć pozytywnie na percepcje produktów i na zachowania nabywców wobec tych produktów(intencje

zakupu). Wyniki takich badań mogą potwierdzać, że inne, nieekologiczne komunikaty mogą wpływać silniej, niż ekologiczne na percepcje i zachowania nabywców wobec produktów [3]. W takim badaniu komunikaty ekologiczne poddawane są surowszym testom, niż w schemacie przedstawionym w tabeli 1.

Tabela 2. Schemat eksperymentu, w którym komunikacji treści ekologicznych jest jedną z dwóch zmiennych wyjaśniających

Table 2. Experimental scheme containing the ecological content which is the one of two explanatory variables

Treści generujące reakcje (percepcje i intencje zakupu) nabywców		
Komunikat bazowy	Komunikat zmodyfikowany i alternatywna treść nieekologiczną, za pomocą której można uzyskać wpływ na percepcje i zachowania nabywców (grup docelowych)	Komunikat zmodyfikowany o treść ekologiczną
Akumulator o pojemności 500 mAh pozwala na maksymalnie 9 dni pracy bez ładowania albo 3 godzin prowadzenia rozmów non-stop. Produkt ma tylko 15 mm grubości.”	Akumulator o pojemności 1000 mAh pozwala na maksymalnie 18 dni pracy bez ładowania albo 6 godzin prowadzenia rozmów non-stop. Produkt ma tylko 15 mm grubości.”	 Akumulator o pojemności 500 mAh pozwala na maksymalnie 9 dni pracy bez ładowania albo 3 godzin prowadzenia rozmów non-stop. Produkt ma tylko 15 mm grubości.”
Pytania do respondentów (pomiar reakcji respondentów)		
Twoja ogólna ocena jakości przedstawionej na reklamówce marki Słaba 1234567 Bardzo dobra	Twoja ogólna ocena jakości przedstawionej na reklamówce marki Słaba 1234567 Bardzo dobra	Twoja ogólna ocena jakości przedstawionej na reklamówce marki Słaba 1234567 Bardzo dobra
Ile razy w ciągu najbliższych 12 miesięcy zamierza Pan/Pani kupić markękategorii produktu ...jeśli jej na wyniesiezł?	Ile razy w ciągu najbliższych 12 miesięcy zamierza Pan/Pani kupić markękategorii produktugdyby wprowadzono taką zmianę a cena wyniosłabyzł?	Ile razy w ciągu najbliższych 12 miesięcy zamierza Pan/Pani kupić markękategorii produktugdyby wprowadzono taką zmianę a cena wyniosłabyzł?.
		Czy przedstawione w opisie produktu działanie ekologiczne X pasuje do produktu, do którego się odnosi? Nie 1234567 tak, Dlaczego?....

Źródło: opracowanie własne

4. Podsumowanie

Poprawa jakości badań empirycznych wyjaśniających skuteczność wpływu komunikatów marketingowych na percepcje i zachowania nabywców produktów może być osiągnięta przez wykorzystanie w badaniach zmiennych wyjaśnianych (zależnych) opisujących zachowania nabywców, które mają związek z czynnikami wzrostu wartości (poprawa jakości zmiennych wyjaśnianych).

Stosowanie schematu eksperymentu przedstawionego w tabeli 2 zapewnia surowszy test skuteczności treści ekologicznych i zapewnia lepszą jakość implikacji menedżerskich (wskazówek decyzyjnych dla praktyków), niż schemat 1.

Literatura:

1. **Aaker D., Keller K.L.:** *Consumer Evaluations of Brand Extensions*. Journal of Marketing, 27–41 (1990).
2. **Behrend T.S., Baker B.C., Thompson L.F.:** *Effects of pro-environmental recruiting messages: The role of organizational reputation*. Journal of Business Psychology, 24, 341–350 (2009).
3. **Brown P.A., Dacin T.J.:** *The Company and the product. Company Associations and Consumer Product Responses*. Journal of Marketing, 61, 1, 68–84 (1997).
4. **Rappaport A.:** *Wartość dla akcjonariuszy. Poradnik menedżera i inwestora*. WIG-Press, Warszawa. 1999.

Effectiveness and Efficiency of Ecological Activities in Marketing: Decision Making and Empirical Investigations

Abstract

The goal of this article is to answer to the question: how to investigate the effectiveness and efficiency of ecological activities in marketing perspective? The starting point of the considerations is a definition of the ecological activities as one of possible instruments that aims to increase the business value.

The question of investigations of the effectiveness and efficiency of ecological activities in marketing takes the following form: how the ecological content of marketing communication influence the buyer perception and behavior? The ecological messages are usually investigated as elements of larger

communication units (advertisements, and packaging) describing the offers (for instance products or employment offers).

It is supposed in the investigations that ecological content influence positively both perception and behavior. An experimental method can be used to check the suppositions.

The author of the article presents two typical schemes of experiments used in investigations of communication of ecologic content in marketing. In the first scheme, researchers use the ecological content as the only one modification that is supposed to influence the consumers perceptions and behavior. The possible results of hypotheses checking in this kind of research are as follows: (1) yes, it does or (2) no it doesn't.

In the second scheme, researchers use the ecological messages together with others, non-ecological ones that are supposed to influence the consumers perceptions and behavior. The possible results of hypotheses' checking in this kind of research are different: (1) the ecological content influence stronger than the other messages on the perceptions and behavior or (2) the ecological content influence weaker than the other messages on the perceptions and behavior.

Methodological hints for the further research of effectiveness and efficiency of ecological content communication create the result of the considerations. When researchers use the second scheme of experiment, they reach better quality of explanation research (they take into consideration on more condition of explanatory research) and better quality of managerial implications.

The author of the article hopes that presented analyses and hints will encourage other researchers to make new investigations of ecological activities in marketing perspective.



Wpływ wybranych czynników ekologicznego aspektu CSR na przewagę konkurencyjną przedsiębiorstw działających na terenie województwa śląskiego

Katarzyna Olejniczak
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

W dynamicznie rozwijającej się gospodarce rynkowej a także stale zwiększającej się konkurencji zaobserwować można wzrost społecznych oczekiwań wobec sektora przedsiębiorstw. Jeszcze do niedawna wiele przedsiębiorstw prowadziło swoją działalność zgodnie z maksymą M. Friedmana, według której podstawowym celem działalności przedsiębiorstwa jest zysk [4]. W praktyce oznaczało to podejmowanie decyzji, które przyczyniają się do generowania zysków i wzrostu wartości przedsiębiorstwa, a zatem działań związanych z realizacją podstawowych celów biznesowych. Jednakże wzrost oczekiwań społecznych zmienił dotychczasowy model myślenia biznesowego. Coraz więcej przedsiębiorstw obok dążenia do sukcesu ekonomicznego, dostrzega konieczność realizacji działań społecznych i ekologicznych. Wynika to z faktu, iż sektor gospodarczy w największym stopniu oskarżany jest o degradację środowiska naturalnego, afery gospodarcze i ukierunkowanie działalności wyłącznie na maksymalizację swoich dochodów bez ponoszenia odpowiedzialności za skutki swoich działań. W odpowiedzi na wzrastające oczekiwania otoczenia przedsiębiorstwa dobrowolnie uwzględniają aspekty społeczne i ekologiczne w swoich działaniach biznesowych, a zatem realizują koncepcję społecznej odpowiedzialności (CSR). Ponadto przedsiębiorcy w dobie kryzysu zdają sobie sprawę, iż osiągnięcie

przewagi konkurencyjnej, jak i korzyści ekonomicznych jest łatwiejsze, jeśli zdobędzie się zaufanie otoczenia.

Celem artykułu jest przedstawienie działań z zakresu ekologicznego aspektu CSR (odpowiedzialności ekologicznej) w działalności przedsiębiorstw, a następnie określenie zależności pomiędzy tymi działaniami a konkurencyjnością przedsiębiorstw.

Teza artykułu zakłada, iż odpowiednio prowadzone działania proekologiczne oparte na idei CSR przyczyniają się do wzrostu konkurencyjności przedsiębiorstw na rynku. Artykuł został oparty na wynikach badań przeprowadzonych przez Autorkę w 2010 roku wśród 82 przedsiębiorców prowadzących swoją działalność na terenie województwa śląskiego. Materiał statystyczny zgromadzony został przy zastosowaniu odpowiednio dobranych metod (analiza zależności statystyki chi-kwadrat χ^2 , współczynnik zbieżności *T*-Czuprowa).

2. Odpowiedzialność ekologiczna jako element uzyskania przewagi konkurencyjnej

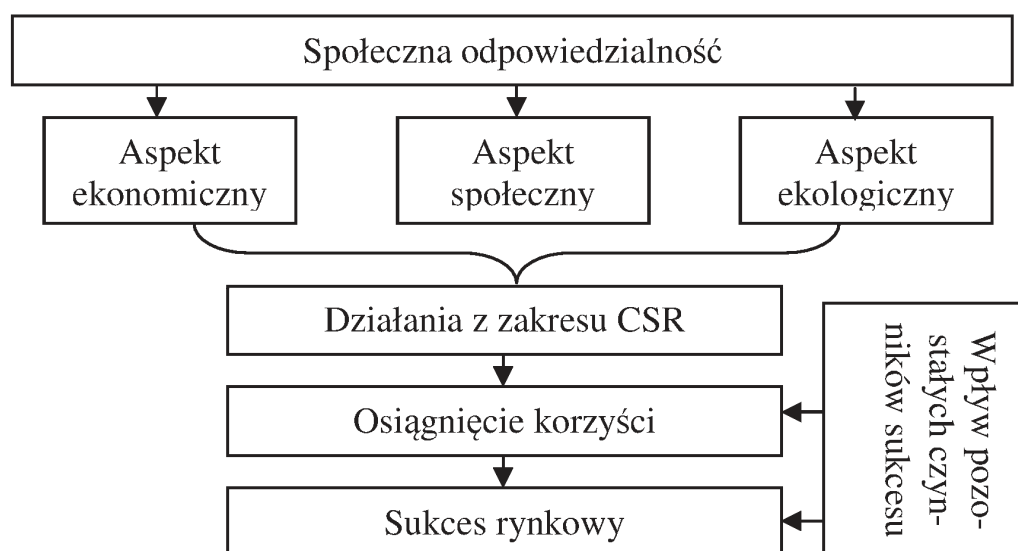
Narastająca zmienność otoczenia powoduje, iż przedsiębiorstwa zmuszone są do elastycznego reagowania na zmieniające się warunki rynkowe. Zasadniczym wyzwaniem dzisiejszych przedsiębiorstw staje się zdobycie, oraz, co istotne, utrzymanie przewagi konkurencyjnej na rynku. Jednym z współczesnych podejść do określenia źródeł konkurencyjności przedsiębiorstw, wydaje się zyskująca na popularności koncepcja społecznej odpowiedzialności.

Najbardziej precyzyjną definicję CSR przedstawia standard ISO 26000. Zawarta w nim definicja traktuje odpowiedzialność społeczną jako odpowiedzialność organizacji za wpływ jej decyzji i działań na społeczeństwo i środowisko, poprzez przejrzyste i etyczne zachowania, które: przyczynia się do zrównoważonego rozwoju, zdrowia i dobrobytu społeczeństwa, uwzględnia oczekiwania interesariuszy, jest zgodne z mającym zastosowanie prawem i spójne z międzynarodowymi zachowaniami, jest wprowadzane w całej organizacji i praktykowane w jej działaniach w obrębie jej strefy wpływu [5].

Można powiedzieć, iż społeczna odpowiedzialność stanowi strategię biznesową, dzięki której przedsiębiorstwo proaktywnie zarządza relacjami ze wszystkimi interesariuszami. Przy spadającej tolerancji opi-

nii publicznej dla błędów popełnianych przez korporacje, niestosowanie koncepcji CSR grozi ryzykiem i jego poważnymi konsekwencjami min. dyskryminacją, korupcją, degradacją środowiska naturalnego.

Częścią składową koncepcji społecznej odpowiedzialności stanowi obok aspektu ekonomicznego i społecznego (etycznego), aspekt ekologiczny, związany z podejmowaniem dobrowolnych działań w odniesieniu do środowiska naturalnego (rys. 1). Wynika to z faktu, iż coraz częściej pojawiają się poglądy, iż przedsiębiorstwo prócz odpowiedzialności za produkt i pracowników zobowiązane jest ponosić odpowiedzialność za skutki swoich działań wobec środowiska.



Rys. 1. Model CSR

Fig. 1. Model of CSR

Źródło: opracowanie własne

W ramach wdrażania koncepcji CSR odpowiedzialność ekologiczna odnosi się przede wszystkim do ograniczenia negatywnych skutków działalności dla środowiska, w szczególności do wykonania produktu z materiałów nieszkodliwych dla środowiska, oszczędności energii, wody, materiałów w procesie produkcji, stosowanie recyklingu surowców oraz produktu, wprowadzanie ocen środowiskowych czy raportów z działalności środowiskowe.

Ze względu na fakt, iż każda działalność przedsiębiorstw zasadniczo powoduje zanieczyszczenie środowiska naturalnego, odpowiedzialność ekologiczna nabrała szczególnego znaczenia. Znaczące zainteresowanie odpowiedzialnością ekologiczną wynika z kilku przesłanek, mianowicie [1]:

- aspekt ekologiczny stanowi czynnik rozwoju przedsiębiorstwa,
- problem ochrony środowiska ma wymiar globalny,
- aspekt ekologiczny stanowić może kluczowy czynnik sukcesu rynkowego,
- czynnik ekologiczny odgrywa rolę w procesach internacjonalizacji przedsiębiorstw,
- czynnik ekologiczny ma wpływ na realizację przez przedsiębiorstwo strategii lokalnych,
- czynnik ekologiczny może mieć wpływ na zjawiska dywersyfikacji, także wewnętrznej, korporacji.

Ponadto ważnym wymiarem odpowiedzialności ekologicznej stanowi innowacyjność, a w szczególności ekoinnowacje, które przyczyniają się do poprawy pozycji na rynku i uzyskania przewagi konkurencyjnej, co jest efektem polepszenia warunków środowiska naturalnego.

Ekoinnowacje inaczej innowacje ekologiczne to szczególny rodzaj innowacji, definiowany jako procesy lub produkty, które mają na celu zapewnienie właściwej wartości dla odbiorców i biznesu, przy równoczesnym ograniczeniu lub zmniejszeniu negatywnego wpływu na środowisko naturalne [3]. Można powiedzieć, iż ekoinnowacje poprawiają efektywność wykorzystania zasobów naturalnych przy jednoczesnym niwelowaniu negatywnego wpływu na środowisko naturalne. Przedsiębiorstwa stosujące innowacje ekologiczne zdobywają uznanie w oczach odbiorców, co z kolei wpływa na pozytywny wizerunek organizacji. Niestety wiele ekoinnowacji, pomimo olbrzymiego potencjału, z racji dużych nakładów finansowych nie jest wystarczającą przesłanką do zwiększenia konkurencyjności, co jest wynikiem zbyt małej znajomości rynku lub zbyt niskiej świadomości społeczeństwa odnośnie produktów przyjaznych środowisku.

3. Ocena ekologicznego aspektu CSR w działalności śląskich przedsiębiorstw

Celem oceny ekologicznego aspektu CSR przeprowadzono sondaż opinii wśród 82 przedsiębiorstw prowadzących swoją działalność na terenie województwa śląskiego. Jako narzędzie badawcze wybrano kwestionariusz ankietowy, zawierający 10 pytań odnoszących się do ekologicznego aspektu, które najlepiej odzwierciedlają koncepcję CSR.

Biorąc pod uwagę sedno koncepcji tj. branie odpowiedzialności za skutki swoich działań, a także zobowiązanie do etycznego prowadzenia działalności, zgodnie z prawem i normami zachowań, wyłoniono dziesięć czynników, tj.: poziom wiedzy dotyczącej wynikających skutków na środowisko podczas opracowywania nowych produktów i usług, stosowanie przyjaznych metod produkcji, posiadanie certyfikowanego systemu ochrony środowiska, dostarczanie jasnej i ścisłej informacji nt. wpływu działalności przedsiębiorstwa na środowisko naturalne, rozważanie sposobów wykorzystania trwałości produktów i usług, zmniejszanie negatywnego wpływu na środowisko poprzez oszczędność energii, zmniejszanie negatywnego wpływu na środowisko poprzez minimalizację odpadów, zapobieganie zanieczyszczeniom środowiska, ochrona środowiska naturalnego, stosowanie zrównoważonych środków transportu.

Na podstawie zebranego materiału badawczego została dokonana charakterystyka przedsiębiorstw, ze względu na zajmowaną pozycję rynkową. Osoby biorące udział w badaniu miały do wyboru cztery odpowiedzi, tj.: pozycja lidera, pozycja stabilna, pozycja rozwijająca się oraz pozycja słabnąca. 44% przedsiębiorstw uznało swoją pozycję na rynku jako stabilną, 37% oceniło ją jako rozwijającą się, 12% – jako pozycję lidera. Tylko sześć badanych podmiotów gospodarczych stwierdziło, że ich pozycja na rynku z roku na rok słabnie. W badaniu udział wzięły przede wszystkim przedsiębiorstwa z sektora MŚP, o różnicowanej działalności. Wśród badanych przedsiębiorstw największą grupę stanowią przedsiębiorstwa o charakterze usługowym – 38%. Liczną grupę stanowią przedsiębiorstwa o charakterze produkcyjnym – 33%, następnie produkcyjno-handlowym – 9%, usługowo-produkcyjnym – 6%. Po 5% przypadło podmiotom o profilu: usługowo-handlowym oraz usługowo-handlowo-produkcyjnym, 4% badanej zbiorowości to przedsiębiorstwa handlowe.

Analiza otrzymanych wyników badań, pochodzących z 82 śląskich przedsiębiorstw wykazała, iż:

- 48 przedsiębiorstw zdaje sobie sprawę z negatywnego wpływu ich działalności na środowisko naturalne,
- 57 badanych przedsiębiorstw stosuje przyjazne metody produkcji,
- 28 śląskich przedsiębiorców zadeklarowało, iż ich przedsiębiorstwo posiada certyfikowany system ochrony środowiska,
- 41 przedsiębiorstw dostarcza jasnej i precyzyjnej informacji dotyczących wpływu działalności na środowisko naturalne,
- 45 śląskich przedsiębiorców zastanawia się w jaki sposób mogą wykorzystać trwałość produktów i usług do zdobycia przewagi konkurencyjnej poprzez możliwość przetwarzania produktów,
- 62 przedsiębiorstwa w swoich działaniach dąży do oszczędności energii, a także minimalizowania odpadów,
- 54 przedsiębiorstwa zapobiegania zanieczyszczeniom środowiska poprzez np. minimalizowanie emisji zanieczyszczeń powietrza i wody, emisji ścieków itp.,
- 51 badanych przedsiębiorstw efektywnie dąży do ochrony środowiska naturalnego,
- 58 przedsiębiorstw zmniejsza negatywny wpływ działalności poprzez stosowanie zrównoważonych środków transportu, minimalizując w ten sposób emisję dwutlenku węgla i innych substancji zanieczyszczających środowisko.

Województwo śląskie należy do jednego z bardziej zdegradowanych terenów w Polsce. Mimo obserwowanej w tym zakresie poprawy, województwo śląskie nadal zmaga się z problemami ekologicznymi, wśród których za najbardziej istotne uznaje się liczbę wytwarzanych odpadów przemysłowych, a także emisję do atmosfery pyłów i gazów. I tak np.: do wód powierzchniowych w województwie śląskim odprowadza się ok. 17% nieoczyszczonych ścieków komunalnych i przemysłowych. Co więcej w całym województwie śląskim rocznie wytwarza się prawie 59 mln. ton odpadów, stanowi to prawie 50% wszystkich odpadów w Polsce [2]. Przeprowadzone badania dowiodły, iż zdecydowana większość przedsiębiorstw prowadzących swoją działalność na terenie województwa śląskiego nie tylko bierze odpowiedzialność za skutki swoich działań wobec środowiska naturalnego, ale także przyczyniają się do jego poprawy.

4. Analiza zależności ekologicznego aspektu CSR a konkurencyjnością przedsiębiorstw

Badanie statystycznej istotności miało na celu wskazanie: czy istnieje zależność pomiędzy konkurencyjnością przedsiębiorstw, a poszczególnymi działaniami z ekologicznego aspektu CSR.

Jako zmienną y_i przyjęto przewagę konkurencyjną przedsiębiorstw określoną jako odpowiedni stopień konkurencyjności organizacji na rynku, w oparciu o charakterystykę badanej grupy przedsiębiorstw, tj. liderzy, stabilni, rozwijający się, słabnący. Jako drugą zmienną x_i , $i = 1, \dots, 10$ ¹ przyjęto poszczególne pytania kwestionariusza, celem zbadania wzajemnych powiązań pomiędzy poszczególnymi czynnikami ekologicznego aspektu CSR a przewagą konkurencyjną przedsiębiorstw.

Z uwagi na fakt, iż we wszystkich przypadkach $\chi^2 \neq 0$ można wysunąć wniosek, że wartość statystyki χ^2 wskazuje na istnienie zależności pomiędzy analizowanymi zmiennymi a stopniem konkurencyjności badanych przedsiębiorstw (tab. 1).

Analizując aspekt ekologiczny można powiedzieć, że badane cechy wykazały występowanie słabej zależności korelacyjnej. Największą wartość współczynnika *T*-Czuprowa wystąpiła pomiędzy konkurencyjnością a zmienną x_1 tj. poziomem wiedzy dotyczącej wynikających skutków na środowisko podczas opracowywania nowych produktów i usług. Najniższą z kolei wartość współczynnika *T*-Czuprowa osiągnęły trzy cechy, mianowicie: x_2 (stosowanie przyjaznych metod produkcji) $T = 0,07$, x_6 (zmniejszanie negatywnego wpływu na środowisko poprzez oszczędność energii) $T = 0,05$ oraz x_{10} (stosowanie zrównoważonych środków transportu) $T = 0,04$. Pozostałe wartości współczynnika *T*-Czuprowa, oscylującą na poziomie od $T = 0,18$ do $T = 0,11$ (tab. 1). Należy podkreślić, iż na przewagę konkurencyjną wpływa wiele czynników

¹ x_1 – poziom wiedzy dotyczącej wynikających skutków na środowisko podczas opracowywania nowych produktów i usług, x_2 – stosowanie przyjaznych metod produkcji, x_3 – posiadanie certyfikowanego systemu ochrony środowiska, x_4 – dostarczanie jasnej i ścisłej informacji nt. wpływu działalności przedsiębiorstwa na środowisko naturalne, x_5 – rozważanie sposobów wykorzystania trwałości produktów i usług, x_6 – zmniejszanie negatywnego wpływu na środowisko poprzez oszczędność energii, x_7 – zmniejszanie negatywnego wpływu na środowisko poprzez minimalizację odpadów, x_8 – zapobieganie zanieczyszczeniom środowiska, x_9 – ochrona środowiska naturalnego, x_{10} – stosowanie zrównoważonych środków transportu.

o charakterze zarówno wewnętrznym, jak i zewnętrznym. Dlatego też, na podstawie przeprowadzonych badań można wnioskować, iż zmienne (działania) odnoszące się do ekologicznego aspektu CSR wpływają na wzrost przewagi konkurencyjnej przedsiębiorstw na rynku.

Tabela 1. Wartość statystyki χ^2 oraz współczynnika *T*-Czuprowa dla zmiennych charakteryzujących ekologiczny aspekt CSR

Table 1. The value of statistics and the Czuprow's coefficient for variables characteristic of the ecological aspect of CSR

Zmienna	Wartości statystyki χ^2	Współczynnik zbieżności <i>T</i> -Czuprowa
x_1	3,08	0,26
x_2	0,68	0,07
x_3	2,43	0,13
x_4	4,24	0,17
x_5	1,61	0,11
x_6	0,39	0,05
x_7	4,27	0,18
x_8	3,63	0,16
x_9	2,69	0,14
x_{10}	0,18	0,04

Źródło: Obliczenia własne

5. Zakończenie

Problematyka środowiska naturalnego coraz częściej akcentowana jest zarówno w teorii jak i praktyce zarządzania. Wynika to z faktu, iż dynamicznie zachodzące zmiany w otoczeniu naturalnym, a także nasilające się procesy globalizacji, wpłynęły na zmianę świadomości co do wpływu przedsiębiorstwa na środowisko naturalne. W odpowiedzi na rosnące wymagania społeczne i ekologiczne przedsiębiorstwa coraz częściej angażują się w działalność na proekologiczną. Społeczna odpowiedzialność, a w raz z nią odpowiedzialność ekologiczna opiera się w dużej mierze na symbiozie przedsiębiorstwo-społeczeństwo-środowisko. Oznacza to, że przedsiębiorstwa nie tylko dążą do uzyskania korzyści ekonomicznych ale przede wszystkim do zwiększenia jego pozytywnego wkładu w społeczeństwo, przy jednoczesnym zminimalizowaniu negatywnych wpływów jakie może mieć na ludzi i środowisko.

Na podstawie badań sondażowych przeprowadzonych, wśród 82 śląskich przedsiębiorstw można stwierdzić, iż podmioty te wykazały dużą wrażliwość etyczną odnoszącą się do środowiska naturalnego, o czym świadczą otrzymane wyniki badań. Ponadto można stwierdzić, iż przedsiębiorstwa te zdają sobie sprawę ze skutków swoich działań, oraz co istotne biorą za nie odpowiedzialność. Wynikiem takiego podejścia jest osiągnięcie szeregu korzyści. Z punktu widzenia uzyskania przewagi konkurencyjnej największe znaczenie ma: polepszenie warunków otaczającej przyrody, zwiększenie wartości organizacji, wzrost poczucia identyfikacji pracowników z przedsiębiorstwem, wzrost zaangażowania pracowników w działalność społeczną i ekologiczną, oszczędności kosztów, wzrost efektywności finansowej, poprawa reputacji a co z tym związane kreowanie pozytywnego wizerunku.

Jednocześnie należy wnioskować, iż przeprowadzona analiza wpływu wyłonionych działań ekologicznych na wzrost przewagi konkurencyjnej w przedsiębiorstwach o pozycji lidera, stabilnej, rozwijającej się oraz słabnącej wykazała zachodzącą zależność. Zatem realizacja wyodrębnionych działań tj. poziom wiedzy dotyczącej wynikających skutków na środowisko podczas opracowywania nowych produktów i usług, stosowanie przyjaznych metod produkcji, posiadanie certyfikowanego systemu ochrony środowiska, dostarczanie jasnej i ścisłej informacji nt. wpływu działalności przedsiębiorstwa na środowisko naturalne, rozważanie sposobów wykorzystania trwałości produktów i usług, zmniejszanie negatywnego wpływu na środowisko poprzez oszczędność energii, zmniejszanie negatywnego wpływu na środowisko poprzez minimalizację odpadów, zapobieganie zanieczyszczeniom środowiska, ochrona środowiska naturalnego, stosowanie zrównoważonych środków transportu, wpływa na wzrost przewagi konkurencyjnej.

Literatura

1. **Chodyński A.:** *Odpowiedzialność ekologiczna przedsiębiorstwa wobec interesariuszy*. Przegląd Organizacyjny. Nr 5, 36–40 (2010).
2. **Chudy K., Łukasik K.:** *Wpływ działań proekologicznych na konkurencyjność przedsiębiorstw w turbulentnym otoczeniu* W: *Zasoby niematerialne jako narzędzie doskonalenia organizacji*, red. nauk. E. Skrzypek, Wydawnictwo Katedry Zarządzania Jakością i Wiedzą Wydziału Ekonomicznego UMCS, Lublin, 2011.

3. **Dąbrowska M.:** *Ekoinnowacje*, PARP, Warszawa, 2008.
4. **Friedman M.:** *The Social Responsibility of Business Is to Increase ITS Profits*, New York Magazine. 13 września, 1980.
5. *Jak uczyć o społecznej odpowiedzialności i zrównoważonym rozwoju*, Forum Odpowiedzialnego Biznesu, Warszawa, 2011.

The Influence of the Selected Factors of the Ecological Aspect of CSR on Competitive Advantage of the Enterprises Operating in the Area of the Silesian Voivodeship

Abstract

Changes taking place in the environment of modern enterprises affect the evolution of the main success factors on the market. Nowadays, one of more important issues which concern building permanent competitive advantage is the application of more and more sophisticated strategies and methods of management. Technological progress and also the globalization processes, product development, fast innovation flow are only some of the factors influencing the competitiveness of enterprises. Apart from the necessity of competing in the area of prices, technical and organizational fields, there is a need to present an enterprise as a credible, reliable and honest business partner. With regard to such expectations the idea of Corporate Social Responsibility came into being. Corporate Social Responsibility (CSR) is the philosophy of running a business activity which involves creating permanent clear relationships with all interested parts. CSR is a new direction of changes used in management which affects creating useful conditions for economic, social and ecological development. There are three domains of an enterprise activity in the field of interest of CSR and they refer to: the economic aspect referring not only to generating maximum profit but also creating innovations or increasing competitiveness of an enterprise, the ecological aspect, referring to the protection of the natural environment against the activity of an enterprise, the social aspect, on the one hand, referring to employees as the most important resource of an enterprise, and on the other, to the society in which an enterprise functions.



Marketing jako narzędzie realizacji ścieżek strategicznych ekonomii zrównoważonego rozwoju

Sabina Zaremba-Warnke
Uniwersytet Ekonomiczny, Wrocław

1. Wstęp

Jednym z najpoważniejszych wyzwań współczesnej cywilizacji jest ochrona środowiska przyrodniczego, które stanowi naturalną podstawę życia, a tym samym wszelkich działań człowieka. W drugiej połowie XX w. stało się oczywiste, że kontynuowanie dotychczasowego, wąsko rozumianego rozwoju gospodarczego nie zapewni stałej poprawy warunków ekonomicznych, ekologicznych i społecznych zarówno obecnym, jak i przyszłym pokoleniom. Takie problemy jak m.in. szczypanie się zasobów nieodnawialnych (por. [9, 14, 17]), zagrożenie zasobów odnawialnych, np. intensywne połowy ryb prowadzące do wyginięcia gatunków (por. [5, 12]), przeludnienie, zanieczyszczenie środowiska na skalę globalną i związany z tym faktem negatywny wpływ na zdrowie człowieka (por. [10, 19]), różnorodność gatunkową oraz krajobraz naturalny, ocieplenie klimatu, zmiana modeli konsumpcji z zasobooszczędnych i skoncentrowanych na wartościach duchowych oraz długookresowych na rozrzutne i ukierunkowane na wartości materialne i doraźne, wzrastające ryzyko kontroli większości rynków światowych przez międzynarodowe korporacje prowadzą do pogarszania się jakości życia.

Alternatywną koncepcją rozwoju jest rozwój zrównoważony, definiowany w dokumentach Konferencji Narodów Zjednoczonych „Środowisko i Rozwój” (nazywanej też „Szczytem Ziemi” w Rio de Janeiro), jako: „*rozwój, który zapewnia równoległy rozwój gospodarki, społeczeństwa i środowiska, umożliwiający zaspokojenie potrzeb współczesnego społeczeństwa bez ograniczania możliwości rozwojowych przy-*

szłych pokoleń” [6 s. 13–15]. Na „Szczycie Ziemi” w Rio de Janeiro ideę zrównoważonego rozwoju przyjęto za nowy cel globalny. Realizacja zrównoważonego rozwoju wymaga zmiany podejścia do procesu gospodarowania i dlatego wielu ekonomistów postuluje zastąpienie założeń ekonomii neoklasycznej, ekonomią zrównoważonego rozwoju (por. np.: [3, 11, 23, 27, 28, 29]).

Ekonomia neoklasyczna traktuje zasoby naturalne jako jeden z czynników produkcji, a jej celem jest optymalne ich zużycie. Natomiast celem ekonomii zrównoważonego rozwoju jest tzw. zrównoważone gospodarowanie, którego efektem jest zagwarantowanie wysokich standardów ekonomicznych, ekologicznych i społeczno-kulturowych obecnym i przyszłym pokoleniom w granicach naturalnej wytrzymałości przyrody. Oznacza to, że kapitał przyrodniczy w warunkach upływającego czasu i następstwa pokoleń powinien pozostać stały lub też wzrastać [24, s. 85–86].

Zrównoważone gospodarowanie wymaga zastosowania wielu różnych środków i instrumentów, które można przyporządkować do trzech ścieżek strategicznych ekonomii zrównoważonego rozwoju tj.: efektywności, spójności oraz wystarczalności [23, s. 168].

Celem artykułu jest analiza możliwości wykorzystania koncepcji marketingu do realizacji ścieżek strategicznych ekonomii zrównoważonego rozwoju.

2. Główne założenia ekonomii zrównoważonego rozwoju

Ekonomia zrównoważonego rozwoju (EZR) jest nową dyscypliną nauki, która dopiero się kształtuje jako odrębny nurt badawczy w dziedzinie nauk ekonomicznych. Jej podstawy uformowane zostały na gruncie ekonomii środowiska i ekonomii ekologicznej i związanych z nimi badań nad zrównoważonym rozwojem. W Polsce aspekty teoretyczne oraz implementacyjne koncepcji zrównoważonego rozwoju zostały rozpropagowane m.in. przez F. Piontka, a następnie B. Piontek i W. Piontka oraz A. Pawłowskiego (por. np. [20, 21, 22, 23 s. 19–26, 29, s. 27–32]).

EZR precyzuje definicję zrównoważonego rozwoju przyjętą podczas „Szczytu Ziemi” w 1992 r., podkreślając, że *„zrównoważony rozwój zmierza do zapewnienia wszystkim żyjącym dzisiaj ludziom i przyszłym pokoleniom dostatecznie wysokich standardów ekologicznych, ekonomicznych i społeczno-kulturowych w granicach naturalnej wytrzymałości*

Ziemi, stosując zasadę sprawiedliwości wewnątrzpokoleniowej i między-pokoleniowej [23 s. 44].

Realizacja powyższego celu jest niezbędna, aby zapobiec niebezpieczeństwu, że zrównoważony rozwój stanie się swoistym dobrem klubowym (por. [26 s. 15–25]).

Podstawowe założenia EZR są następujące [24 s. 77–79]:

- dotychczasowy model rozwoju, który zakłada brak absolutnych środowiskowych granic rozwoju zostaje odrzucony, a w jego miejsce przyjmuje się istnienie absolutnych granic naturalnych; konieczne jest nowe podejście eksponujące trwałość gospodarowania, opartą na długotrwałym zachowaniu zasobów naturalnych;
- obecny paradygmat wzrostu musi zostać zastąpiony paradygmatem zrównoważonego rozwoju (tzw. wzrostu selektywnego), ponieważ szybki wzrost, przy równoczesnym spełnieniu żądania możliwości użytkowania zasobów naturalnych przez tysiące lat, nie jest możliwy;
- EZR opiera się na zasadach etycznych i podkreśla konieczność podejmowania osobistych działań na rzecz zrównoważonego rozwoju. Zasadniczymi wartościami są odpowiedzialność oraz wewnątrz- i międzypokoleniowa sprawiedliwość;
- w analizie procesów ekonomicznych należy przyjąć podejście interdyscyplinarne uwzględniając zależności społeczno-ekologiczne. Ważną rolę odgrywa wzajemne wykorzystanie wyników badań oraz ścisła kooperacja ekonomii z naukami politycznymi i prawnymi, przyrodniczymi, a także inżynierskimi;
- istnieje konieczność zmian ramowych warunków gospodarowania przy pomocy instrumentów polityczno-prawnych, w taki sposób aby poprawić perspektywy długotrwałego zachowania surowców dla konsumentów i producentów;
- inaczej niż w ekonomii tradycyjnej jakość życia i dobrobyt materialny nie powinny być ze sobą utożsamiane i liczone jako produkt narodowy brutto *per capita*;
- przedstawiciele EZR odrzucają zarówno ortodoksyjną gospodarkę wolnorynkową, jak i gospodarki centralnie sterowane na rzecz systemu gospodarki rynkowej posiadającego społeczno-ekologiczny porządek ramowy – aby zmniejszyć skutki wywołane zawodnością me-

chanizmów rynkowych potrzebna jest aktywna interwencja ze strony polityki państwa;

- konieczne jest określenie kluczowych globalnych uwarunkowań zrównoważonego rozwoju, w tym przede wszystkim wprowadzenie globalnego porządku ramowego tzw. ładu instytucjonalnego, spadek zużycia zasobów przez kraje przemysłowe o 80–90% w przeliczeniu na mieszkańca oraz zmniejszenie przyrostu naturalnego. Szczególna odpowiedzialność spoczywa tutaj na krajach wysoko rozwiniętych.

EZR wyraźnie wykracza poza cele ekologiczne, uwzględniając również wymiar ekonomiczny i społeczno-kulturowy społeczeństwa przyszłości. EZR nie ignoruje jednak granic naturalnej wytrzymałości Ziemi i to odróżnia ją od większości działań podejmowanych po „Szczyście Ziemi” (por. [23 s. 49–50]).

3. Ścieżki strategiczne ekonomii zrównoważonego rozwoju

Przedstawiciele EZR zdają sobie sprawę, że aby jej założenia nie stały się utopią należy do ich realizacji podejść systemowo i ewolucyjnie. Paradygmat równoważenia wzrostu oznacza wzrost niektórych sektorów (np. energia odnawialna, badania naukowe) i stopniowe kurczenie się innych (np. zużywanie energii i zasobów), aby zapewnić sprzężenie dobrobytu z wykorzystaniem zasobów przy jednoczesnym stałym spadku ich zużycia. Ze względu na nacisk sytemu i problemy ekonomiczne nie da się w najbliższym czasie osiągnąć ogólnego zahamowania gospodarki, szczególnie, że jednym z warunków jest zmiana kulturowa celów i wartości w społeczeństwie przemysłowym [23 s. 167].

Przekształcenie społeczeństwa przemysłowego w społeczeństwo zrównoważone wymaga zastosowania wielu strategii i instrumentów.

H. Rogall wyróżnił trzy główne długoterminowe ścieżki strategiczne EZR [23, s.168]:

1. **Strategia efektywności** – zakłada dziesięciokrotne zwiększenie wydajności zasobów; istniejące produkty kształtuje się w sposób umożliwiający wydajniejsze wykorzystanie zasobów (w tym zmniejszenie emisji zanieczyszczeń).
2. **Strategia spójności** – polega na opracowaniu nowych produktów, spełniających wymogi zrównoważonego rozwoju.

3. **Strategia wystarczalności** – oznacza dobrowolne decydowanie się ludzi na stopniowe zmienianie własnego życia w sposób społecznie odpowiedzialny, tzn. kształtowanie go według zasady sprawiedliwości wewnątrzpokoleniowej i międzypokoleniowej. Chodzi głównie o ograniczanie wykorzystania zasobów naturalnych, ponieważ granice tolerancji natury już zostały przekroczone.

4. Możliwości wykorzystania marketingu w realizacji ścieżek strategicznych ekonomii zrównoważonego rozwoju

Jednym z kluczowych zagadnień nurtującym obecnie przedstawicieli konstytuującej się EZR jest poszukiwanie narzędzi realizacji poszczególnych ścieżek strategicznych.

Uniwersalnym narzędziem, które może być wykorzystane we wszystkich trzech strategiach jest marketing zrównoważony, definiowany jako *proces zaspokajania potrzeb konsumentów i społeczeństwa poprzez planowanie i urzeczywistnianie koncepcji, cen, promocji oraz dystrybucji idei, dóbr i usług, w sposób satysfakcjonujący strony wymiany i równocześnie zrównoważony* [30 s. 105]. Użyte w definicji pojęcie *ceny* odnosi się do kwestii *kosztów dla klienta*, co oznacza, że nie musi mieć charakteru finansowego, np. w kampaniach zrównoważonej konsumpcji ceną dla odbiorcy jest wysiłek związany ze zmianą zachowania na proekologiczne.

Tak rozumiany marketing uwzględnia równocześnie punkt widzenia konsumenta, oferenta i społeczeństwa, mając na celu zintegrowane korzyści ekonomiczne, ekologiczne i społeczno-kulturowe. Dlatego też w literaturze przedmiotu można spotkać się również z określeniem: zintegrowany marketing ekologiczny (por. [1]).

Realizacja strategii efektywności wymaga przede wszystkim odpowiedniego przeprojektowania obecnych produktów i zadbania o to, aby odniosły sukces na rynku.

Z kolei strategia spójności opiera się na tzw. ekoprojektowaniu (por. [8]) nowych produktów, szukaniu niekonwencjonalnych rozwiązań i zapewnieniu dla nich odbiorców.

Obie strategie stają się coraz bardziej popularne, ponieważ w małym stopniu kolidują z istniejącym systemem społeczno-gospodarczym. Pozwalają również na wprowadzanie zmian w sposób ewolucyjny i dają

zaangażowanym stronom czas na przystosowanie się do nowych wymagań, przyczyniają się do edukacji społeczeństwa na rzecz zrównoważonego rozwoju. Dają również – oby nie złudną – nadzieję, że oto ludzkość czyni wystarczająco wiele, aby zapobiec niebezpieczeństwom globalnego niezrównoważenia.

Natomiast strategia wystarczalności pozostaje wciąż niepopularna. To właśnie w ramach tej strategii wymaga się od wszystkich podmiotów życia społeczno-gospodarczego ograniczeń, rezygnacji, odpowiedzialności społecznej, etycznego działania, wyrzeczeń, zmiany postaw, nawyków, zachowań – często o charakterze rewolucyjnym.

Koncepcję marketingu zrównoważonego mogą wykorzystywać wszystkie podmioty życia społeczno-gospodarczego. Podmioty te można ogólnie podzielić na dwie grupy: organizacje *for-profit* i *non-profit*.

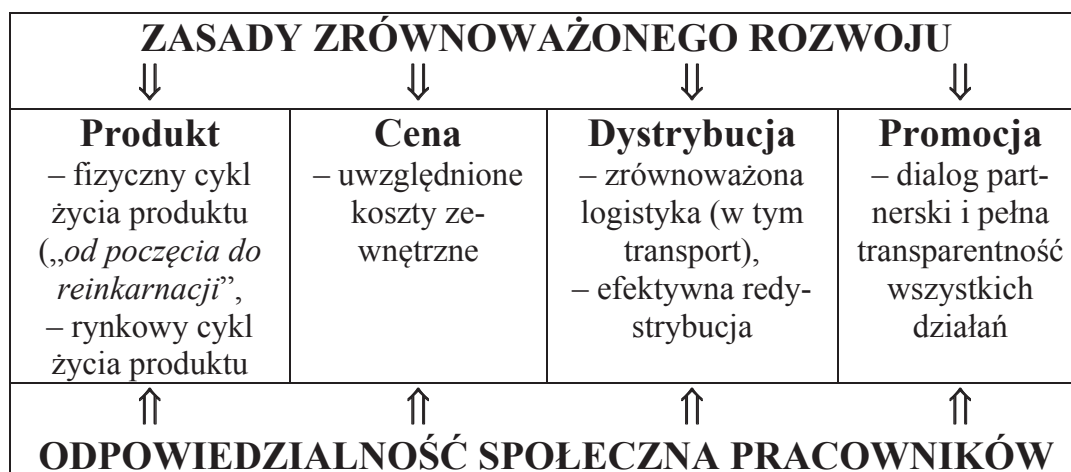
Strategie efektywności oraz spójności są obecnie realizowane głównie przez organizacje *for-profit* – przedsiębiorstwa odpowiedzialne społecznie. Ich efektem jest nagłaśnianie – poprzez instrumenty promocji – problemów odpowiedzialności społecznej oraz wprowadzenie na rynek takich dóbr i usług jak m.in.: energia odnawialna, turystyka zrównoważona, proekologiczne środki czyszczące, wodoszczędna końcówka prysznicowa, pralka lub umywalka, której odpływ podłączony jest do rezerwuaru muszli klozetowej, kosmetyki nie testowane na zwierzętach, domy pasywne, żywność ekologiczna, drewno z lasów hodowlanych itp.

Do realizacji obu strategii w znacznym stopniu przyczynia się wykorzystanie instrumentów marketingu zrównoważonego. W krajach wysoko rozwiniętych już od kilkadziesiąt lat wiele przedsiębiorstw bada potrzeby konsumentów odpowiedzialnych społecznie i zaspokaja je zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju poprzez odpowiednią politykę produktu, dystrybucji, kształtowania cen oraz zintegrowaną komunikację marketingową (por. np.[4, 7, 15, 18].

W firmach takich jak np. *The Body Shop* zasady zrównoważonego rozwoju oraz poziom odpowiedzialności społecznej pracowników stanowią nadrzędne czynniki integrujące instrumenty marketingowe (por. rys. 1).

Działania marketingowe przedsiębiorstw w ramach strategii efektywności i spójności nie wystarczą jednak do realizacji zrównoważonego rozwoju ze względu na wyczerpujące się zasoby Ziemi i rosnącą wykładniczo liczbę ludności. Są też ograniczone istniejącym systemem społeczno-gospodarczym i dlatego często dotyczą jedynie nisz rynkowych.

Warunkiem koniecznym zmian systemowych w skali globalnej jest zaangażowanie się w realizację zrównoważonego rozwoju szeroko rozumianych organizacji *non-profit*.



Rys. 1. Nadrzędne czynniki integracji instrumentów marketingu zrównoważonego

Źródło: opracowanie własne

Fig. 1. Primary integration factors of sustainable marketing instruments

Source: Author's research

Kluczowe znaczenie dla realizacji zrównoważonego rozwoju ma fakt, że działania organizacji *non-profit* ukierunkowane są najczęściej na strategię wystarczalności, co odróżnia je od działań organizacji *for-profit*. W ramach strategii wystarczalności przewidziane jest kształtowanie świadomości społecznej konsumentów, producentów, decydentów i innych aktorów systemu społeczno-gospodarczego. Dopiero kiedy większość społeczeństwa będzie gotowa na wprowadzenie zmian instytucjonalno-prawnych, zmiany te będą mogły zostać przeprowadzone. Aktualnym przykładem są Niemcy, gdzie na skutek nacisków wyborców rząd zdecydował się na stopniową rezygnację z wykorzystywania energii atomowej. Organizacje *non-profit* pozwalają na zaspokajanie potrzeb społecznych i długookresowych. Dzięki nim obywatele mogą współpracować, chronić prawa grup i jednostek, wspierać określoną politykę.

Do głównych działań podejmowanych na rzecz zrównoważonego rozwoju przez organizacje *non-profit* można zaliczyć:

- programy zmiany stylu życia (np. Program Ekospółów);

- edukację na rzecz zrównoważonej konsumpcji – dostarczanie konsumentom wiarygodnych i jasnych informacji np. publikacja testów produktów, znakowanie i ekoznakowanie produktów, zmiana zachowań konsumenckich, m.in. poprzez kampanie odpowiedzialnej konsumpcji (np. na stronie internetowej: www.ekonsument.pl), zachęcanie do udziału w bojkotach, obrona praw konsumentów;
- unifikację sposobów znakowania, certyfikowania, testowania produktów i firm odpowiedzialnych społecznie;
- rozbudzanie odpowiedzialności społecznej producentów (w tym promocja firm odpowiedzialnych społecznie), np. programy dla producentów realizowane przez Fundację Partnerstwo dla Środowiska, działania Forum Odpowiedzialnego Biznesu;
- rozwój rynków produktów zrównoważonych – np. poprzez programy wspierające współpracę rolników ekologicznych z danego regionu; prowadzenie działalności gospodarczej przez fundacje;
- lobbing na rzecz zmian systemowych (m.in. prawodawstwa).

Jak wskazują badania organizacji *non-profit* podejście marketingowe, tj. m.in. segmentacja odbiorców, analiza potrzeb grup docelowych, uwzględnienie działań konkurencji, dobór odpowiednich instrumentów marketingu-mix np. kampanie społeczne, demarketing produktów lub zachowań, promocja produktów zrównoważonych kształtowanie wizerunku organizacji, pozyskiwanie środków na działalność marketingową – znacznie zwiększa ich skuteczność (por. np. [2 s. 273–283, 13, 16 s. 105–112, 25 s. 16–45]). Przykładem podejścia marketingowego jest również prowadzenie działalności gospodarczej przez organizacje *non-profit*, co umożliwia pozyskanie środków na działalność społeczną, uniezależnienie się od sponsorów oraz rozwój produktów zrównoważonych.

W marketingu zrównoważonym organizacji *non-profit* dużą wagę przykładają się do transformacji 4P w 4C, przy czym kluczowy czynnik sukcesu planowanych działań stanowi analiza kosztów i korzyści grupy docelowej, ściśle związana z kolizją i fuzją tzw. potrzeb zrównoważonego rozwoju zarówno między sobą, jak i z pozostałymi potrzebami. Przykładowo, kombinacja wysokich kosztów (wiele kolizji potrzeb) i niskich korzyści (mało fuzji) może być zaoferowana entuzjastom idei zrównoważonego rozwoju. Grupa ta jest jednak grupą niszową. Najlepszą kombinacją, z punktu widzenia realizacji przemian na skalę masową jest szu-

kanie i wdrażanie takich rozwiązań, które zapewniają odbiorcom połączenie dużych korzyści i niskich kosztów.

5. Zakończenie

Konstytuująca się obecnie ekonomia zrównoważonego rozwoju zakłada zrównoważone gospodarowanie, które wymaga zaangażowania wszystkich podmiotów życia społeczno-gospodarczego. Podstawą takiego zaangażowania jest przede wszystkim znajomość, akceptacja i gotowość do realizacji idei zrównoważonego rozwoju oraz identyfikacja i niwelowanie barier jakie się z tym wiążą. Wyżej wymienione warunki mogą być spełnione dzięki wykorzystaniu koncepcji marketingu zrównoważonego, która opiera się na badaniu potrzeb związanych ze zrównoważonym rozwojem oraz analizie fuzji i kolizji tych potrzeb.

Koncepcja marketingu zrównoważonego może być wykorzystana przez każdy podmiot społeczno-gospodarczy zarówno w realizacji dwóch coraz bardziej akceptowanych strategii ekonomii zrównoważonego rozwoju, tj. efektywności i spójności, jak i w niepopularnej strategii wystarczalności, która – w miarę kurczenia się naturalnych podstaw gospodarowania – będzie stawała się strategią dominującą.

Literatura

1. **Belz F.M.:** *Integratives Öko-Marketing*. Deutscher Universitäts-Verlag, 2001.
2. **Belz F.M., Peattie K.:** *Sustainability Marketing. A Global Perspective*. Willey, 2009.
3. **Borys T.:** *Wskaźniki zrównoważonego rozwoju*. Ekonomia i Środowisko, 2005.
4. **Coddington W.:** *Environmental Marketing. Positive strategies for Reaching the Green Consumer*. McGraw-Hill, 1993.
5. **Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M., Krepski T.:** *Wpływ małej zapory na zmiany układu ichtiofauny w cieku Sitna w ciągu 9 lat (otulina Drawskiego Parku Narodowego)*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 12, 235–247 (2010).
6. *Dokumenty końcowe Konferencji Narodów Zjednoczonych „Środowisko i Rozwój” w Rio de Janeiro w 1992 r.* Instytut Ochrony Środowiska, 1993.
7. **Hopfenbeck W.:** *Umweltorientiertes Management und Marketing*. Verl: Moderne Industrie, 1994.
8. **Hopfenbeck W., Jasch C.:** *Öko-Design*. Verlag Moderne Industrie, 1995.

9. **Gawłowski St., Listowska-Gawłowska R., Piecuch T.:** *Uwarunkowania i prognoza bezpieczeństwa energetycznego Polski na lata 2010–2110.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 12, 127–176 (2010).
10. **Górska I.:** *Odporność psychiczna a choroby przewlekłe na tle nerwowym uwarunkowane jakością środowiska życia człowieka.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 11, 799–822 (2009).
11. **Kielczewski D. (red.):** *Od koncepcji ekorozwoju do ekonomii zrównoważonego rozwoju.* Wyd. WSE w Białymstoku, 2009.
12. **Kirczuk L., Domagała J.:** *Hybrydyzacja wśród ryb – przyczyny i jej znaczenie.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 12, 325–336 (2010).
13. **Kotler Ph., Lee N.:** *Marketing w sektorze publicznym. Mapa drogowa wyższej efektywności.* Wydawnictwa Akademickie i Profesjonalne oraz Wyższa Szkoła Przedsiębiorczości im. Leona Koźmińskiego, 2008.
14. **Lorenz U., Grudziński Z.:** *Współspalanie węgla i biomasy w energetyce – ceny, koszty; na przykładzie węgla brunatnego.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 11, 1245–1256 (2009).
15. **Meffert H., Kirchgeorg M.:** *Marktorientiertes Umweltmanagement.* Poeschel Verlag, 1992
16. **Mikłaszewski A.:** *Główne problemy edukacji ekologicznej.* [w:] *Edukacja dla zrównoważonego rozwoju.* Tom IV, red. B. Bartniczak, S. Zaremba-Warnke. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 2010.
17. **Mokrzycki E., Uliasz-Bocheńczyk A.:** *Gospodarka pierwotnymi nośnikami energii w Polsce a ochrona środowiska przyrodniczego.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 11, 103–132 (2009).
18. **Peattie K.:** *Environmental Marketing Management.* Pitman Publishing, 1995.
19. **Piecuch I., Piecuch T.:** *Nauczanie o środowisku – nigdy nie jest za wcześnie nigdy nie jest za późno.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 13, 711–722 (2011).
20. **Piontek B.:** *Teoretyczny model rozwoju zrównoważonego i trwałego.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 2, 343–364 (2000).
21. **Piontek F.:** *Metodyka oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 1, 215–228 (1999).
22. **Piontek F.:** *Znaczenie narzędzi ekonomiczno-prawnych i rozwiązań organizacyjnych dla wdrażania rozwoju zrównoważonego.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 2, 237–26 (2000).
23. **Rogall H.:** *Ekonomia zrównoważonego rozwoju.* ZYSK i S-KA, 2010

24. **Rogall H.:** *Podstawowe założenia ekonomii zrównoważonej*. [w:] *Od koncepcji ekorozwoju do ekonomii zrównoważonego rozwoju*. Red. D. Kiełczewski. Wyd. WSE w Białymstoku, 2009.
25. **Sargeant A.:** *Marketing w organizacjach non-profit*. Oficyna Ekonomiczna, 2004.
26. **Platje J.:** *Sustainable Development as a club good*. [w:] *Problemy koncepcyjne i implementacyjne zrównoważonego rozwoju*. Red. A. Graczyk. Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu Nr 229. Wyd. UE we Wrocławiu, 2011.
27. **Poskrobko B. (red.):** *Ekonomia zrównoważonego rozwoju w świetle kanońów nauki*. Wyd. WSE w Białymstoku, 2011.
28. **Poskrobko B. (red.):** *Teoretyczne aspekty ekonomii zrównoważonego rozwoju*. Wyd. WSE w Białymstoku, 2011.
29. **Poskrobko B. (red.):** *Kształtowanie teorii i wdrożeniowe aspekty zrównoważonego rozwoju*. Wyd. WSE w Białymstoku. 2011.
30. **Zaremba-Warnke S. (red.):** *Marketing ekologiczny*. Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, 2009.

Marketing as a Tool in the Accomplishment of Strategic Paths of the Economics of Sustainable Development

Abstract

One of the most crucial challenges in a modern civilization, is environment protection, which constitutes natural life fundament, including all human activities. In the second half of the twentieth century, it became certain, that continuing current, narrowly understood economic development will not ensure a stable improvement of economic, ecological and social conditions, both for present and future generations. Problems such as depletion of non-renewable resources, an endangerment of renewable resources (e.g. intensive fishing leading to species extinction), overpopulation, environment pollution on a global scale and connected with this fact, an impact on human health, species diversity and natural landscapes, global warming, the change of consumption models from resource-efficient and concentrated on spiritual values, and long periods ones into wasteful ones, and the ones which are directed into material values and extemporary, an increasing risk of control of most world markets through international corporations, all these lead to life quality deterioration.

An alternative development conception is sustainable development. The accomplishment of sustainable development requires a change towards managing process and that is why, many economists postulate for a replacement of neoclassical assumptions of economics by the economics of sustainable development.

Neoclassical economics treats natural resources as one of the production factor, and its aim is their optimal usage. However, the aim of sustainable development is so called sustainable managing, which effect is a guarantee of economic, ecological and socio-cultural standard of current and future generations on a natural level of nature resistance. It means that natural capital in the conditions of passing time and generations' succession should remain stable or increase.

Sustainable managing requires applying many various means and instruments, which can be aligned to three strategic paths of the economics of sustainable development:

1. **Effectiveness strategy** – assumes tenfold increase of resources efficiency; already existing products are formed in a way, which makes the use of resources to be a more efficient one (including the reduction of pollution emission);
2. **Cohesion strategy** – new products are worked out, the products, which satisfy sustainable development requirements;
3. **Sufficiency strategy** – means voluntary deciding on a gradual change of people's own life in a socially responsible way i.e. developing, according to inter-generational and intra-generational principle of justice. It is mainly about limiting the consumption of natural resources, because the tolerance borders of nature have already been exceeded.

The aim of this article is the analysis of the usability of marketing concept to the accomplishment of strategic paths of the economics of sustainable development.

One of the key issues, which pervades current representatives of the economics of sustainable development, is looking for the tools for the accomplishment of strategic paths.

A universal tool, which can be used in those three strategies is sustainable marketing, defined as *a process of satisfying consumers and society's needs through planning and making conceptions, prices, promotions and distributions of ideas, good and services real, in such a way that satisfies the exchange of counterparties and which is sustainable at the same time*. Such an understanding of marketing includes both view point of recipient and society, whose aim is to integrate economic, ecological and socio-cultural benefits. The conception of sustainable marketing can be used by each socio-economic entity, both *for-profit* and *non-profit*.

The accomplishment of the effectiveness strategy, first of all, requires a proper redesigning of current products and then the products should bring success on the market.

However, the cohesion strategy is based on so called *eco-design* of new products, forming unconventional solutions and providing recipients for them.

Both strategies are becoming more popular, because they interfere only a little bit with the existing socio-economic system. They also allow to implement changes in an evolutionary way and give the engaged counterparties time for preparation to new requirements. That is why, they are accomplished within marketing organizations *for-profit* activities.

Whereas, the efficiency strategy is still unpopular. Within this strategy, sacrifices, social responsibility, ethical actions, attitudes and behaviours' changes – often of revolutionary character, are required from all socio-economic entities. This strategy is often accomplished by *non-profit* organizations, and its effectiveness mostly depends on the level of sustainable marketing conception usage.



Ekologia jako wartość korporacyjna

Monika Hajdas

Uniwersytet Ekonomiczny, Wrocław

1. Wstęp

Ekologia cieszy się rosnącym zainteresowaniem zarówno wśród konsumentów, jak i przedsiębiorstw. Konsumentów w swoich decyzjach coraz częściej zwracają uwagę na ekologiczne aspekty produktów. Przedsiębiorstwa zaś na różne sposoby starają się uwzględnić ekologię w swoich działaniach. Należy jednak mieć świadomość, że rosnąca popularność ekologii powoduje, że niektóre przedsiębiorstwa wykorzystują ową ideę (np. stosując charakterystyczną symbolikę związaną z ekologią) w swoich działaniach marketingowych, choć w rzeczywistości mają niewiele wspólnego z ekologią. Działają to na niekorzyść tych przedsiębiorstw, które rzeczywiście wdrażają ideę ekologii, gdyż utrudnia to konsumentom odróżnienie produktów prawdziwie ekologicznych od tych pozornie ekologicznych. Praktyki takie określane są jako „greewashing” i w zachodnich społeczeństwach stają się obiektem publicznego napiętnowania.

Ekologia, jak każda inna wartość korporacyjna, ma sens jedynie wtedy, gdy jest autentyczna i wdrażana na różnych poziomach organizacji, w różnych obszarach jej funkcjonowania. Celem artykułu jest prezentacja narzędzi, służących wdrażaniu wartości korporacyjnych, na przykładzie ekologii. Artykuł oparty jest o studia literaturowe i analizę danych wtórnych.

2. Wartości korporacyjne jako narzędzie zarządcze

2.1. Istota i rola wartości korporacyjnych

Wartości korporacyjne są często wymieniane obok misji firmy. Misja wskazuje dokąd zmierza organizacja, wartości zaś definiują za-

chowania, które pozwolą firmie osiągnąć zamierzone cele. Wartości firmy są nie tylko składnikiem kultury organizacyjnej, ale stanowią istotny element aktywów niematerialnych przedsiębiorstwa. Wiele badań wskazuje, że stanowią one aż 80% wyceny rynkowej przedsiębiorstwa [12].

Warto mieć świadomość, że odpowiedzialność za wdrożenie wartości korporacyjnych powinna być usytuowana wysoko w organizacji – w rękach dyrektora zarządzającego, gdyż owo wdrożenie powinno obejmować całe przedsiębiorstwo [1].

2.2. Aplikacja wartości korporacyjnych w przedsiębiorstwach

Z badań Corporate Value Index wynika, że w skali międzynarodowej aż 77,5% firm definiuje własny system wartości. Najczęściej spotykany (54% przypadków) zestaw obejmuje 3–5 pozycji. Dużo rzadziej spotykana jest mniejsza (9% przypadków) lub większa (29%) liczba określanych wartości firmowych. Odsetek firm definiujących własny zestaw wartości w Polsce jest dużo niższy niż w innych krajach świata i wynosi zaledwie 29,5% firm. Wskaźnik ten jest ponad 2-krotnie niższy niż średnia światowa (77,5%). Należy jednak zwrócić uwagę, że w stosunku do badań przeprowadzonych dwa lata wcześniej liczba firm definiujących wartości wzrosła. W 2006 roku odsetek firm definiujących wartości wynosił 21,7%. Firmy na całym świecie preferują różne wartości – od jakości (40% firm), innowacyjności (39%), przez satysfakcję klienta (26%), czy przejrzystość (19%) [4].

2.3. Narzędzia wyrażania wartości korporacyjnych

Wartości korporacyjne mogą być wyrażane za pomocą trzech narzędzi (tzw. Corporate Identity Mix) [6, 7]:

- symboli,
- komunikacji,
- zachowań.

Symbole korporacyjne stanowią wizualną i werbalną ekspresję tożsamości firmy i mogą być silnym wyróżnikiem przedsiębiorstwa na tle konkurencji. Na symbole korporacyjne składa się:

- system identyfikacji werbalnej (nazwa, slogan, charakterystyczny język i ton marki);
- system identyfikacji wizualnej organizacji (logo, kolor, typografia);

- estetyka przedsiębiorstwa (architektura, wystrój wnętrz, wygląd dokumentów firmowych, wygląd punktów sprzedaży);
- wygląd personelu.

Na **komunikację korporacyjną** składają się zarówno działania promocyjne związane z produktami lub usługami oferowanymi przez firmę ale także działania promujące samą organizację. Jednym z narzędzi komunikacji są kampanie korporacyjne, którym mogą przyświecać różne cele [8]:

- zbudowanie świadomości firmy i natury jej biznesu,
- wykreowanie pozytywnych postaw i percepcji dotyczących wiarygodności firmy,
- zbudowanie skojarzeń, z których będą czerpać przyszłe kampanie produktowe,
- wywarcie wrażenia na społeczności finansowej,
- motywacja obecnych pracowników i pozyskanie lepszych aplikantów,
- wywarcie wpływu na opinię publiczną.

Cele kampanii korporacyjnej są skorelowane z grupą docelową (grupą interesariuszy). Kampanie skierowane do różnych grup interesariuszy mogą odbywać się w różnym czasie, przy użyciu różnych narzędzi komunikacji i różnych przekazów. Mogą także różnić się stopniem formalności komunikacji. Poza klasycznymi kampaniami, komunikacja korporacyjna odbywa się poprzez różne formy raportów, formy te zależne są od grupy interesariuszy, do których są kierowane (raporty giełdowe, raportowanie społeczne). Komunikacja korporacyjna ma charakter zewnętrzny (ukierunkowana na zewnętrznych interesariuszy) oraz wewnętrzny (ukierunkowana na wewnętrznych interesariuszy).

Trzecie narzędzie służące wyrażaniu wartości korporacyjnych to **zachowania korporacyjne**. Obejmują one zachowania organizacji jako całości, począwszy od strategii rynkowo-produktowych, przez politykę firmy względem pracowników, partnerów biznesowych, relacje inwestorskie, relacje z mediami, po działania odpowiedzialne społecznie (w tym na rzecz środowiska) czy etykę w biznesie. Zachowania korporacyjne to także zachowania członków zarządu i reprezentantów firmy oraz zachowania pracowników.

3. Ekologia w zestawie wartości korporacyjnych

3.1. Zapotrzebowanie na ekologię – perspektywa konsumentów i przedsiębiorstw

Badania PBS DGA wskazują, iż 81% Polaków uważa, że ma wpływ na poprawę stanu środowiska w swojej okolicy [11]. 80% Polaków deklaruje, że ma energooszczędny sprzęt AGD. 75% używa w swoim gospodarstwie domowym energooszczędnych żarówek. 83% zabiera na zakupy torby wielorazowego użytku, unikając w ten sposób plastikowych, jednorazowych. W ciągu ostatnich trzech lat znacząco wzrósł odsetek osób, które unikają kupowania produktów szkodliwych dla środowiska. Badania CBOS wskazują, iż obecnie blisko trzy czwarte respondentów (72%) twierdzi, że wystrzega się tego rodzaju zakupów, podczas gdy trzy lata temu odsetek ten nie sięgał nawet dwóch piątych (36%) [2]. Rozwija się także konsumpcja żywności ekologicznej – rynek ten w Polsce wart jest obecnie 50 mln EUR i rośnie w tempie 20–30% rocznie [5].

Dla coraz większej liczby konsumentów ekologia staje się elementem stylu życia. Nie jest to już wąska nisza, o czym świadczyć może fakt, że idee ekologiczne przenikają już nie tylko do firm, po których ekologii można się spodziewać (np. producentów energooszczędnych czy ekologicznych produktów), ale także do tych firm, które do niedawna nie były kojarzone z ekologią. Na Zachodzie zaczyna dziś brakować branż czy kategorii produktowych, w których nie ma ofert ekologicznych. Przyjmują one różną postać: produktów w istocie ekologicznych, produktów bez ekologicznych konotacji, ale starających się tych kwestii dotknąć [np. tampony bez plastikowego aplikatora], czy wręcz produkty nie ekologiczne [np. woda butelkowana] podejmujące starania, by uciec od tej percepcji. Dziś najbardziej popularne marki świata, takie jak Coca-Cola czy McDonald's, zaczynają uwzględniać aspekty ekologiczne w swoich działaniach (Coca-Cola wprowadza organiczną colę, McDonald's zaś rozpoczyna raportowanie społeczne w zakresie ekologii). Zainteresowanie ekologią ze strony tak znanych koncernów należy uznać za dobry omen – to raczej takie marki (a nie niszowe) są w stanie wprowadzić ekologię do głównego nurtu, zarówno życia konsumentów, jak i świata biznesu.

3.2. Ekologia – wartość standardowa czy dodana?

Firmy, które zamierzają wdrażać „zielone” inicjatywy powinny rozpocząć od uwzględnienia ich w misji i zestawie wartości korporacyjnych. Konstytuuje to obrany kierunek działania i tworzy mandat do działań pracowników na rzecz takich inicjatyw. Badania Corporate Value Index wskazują, że w skali świata 18% firm wśród zestawu wartości korporacyjnych wymienia środowisko. W polskich przedsiębiorstwach odsetek ten jest nieco wyższy i wynosi 21%. [4]. Ciągłe zatem jest to mniejszość przedsiębiorstw. Co ciekawe, współczesne pokolenie jest pierwszym, które uważa biznes odpowiedzialny społecznie za standard, czynnik higieniczny, a nie wyróżnik, czy wartość dodaną. W wielu krajach, w tym w Polsce, firmy, które obierają ekologię za jedną z wartości korporacyjnych, niejednokrotnie za swoje ekologiczne wysiłki żądają od konsumentów wyższej ceny. Tymczasem badania konsumentów przeprowadzone w USA przez GfK wskazują, że spada odsetek tych, którzy za „zielone” produkty gotowi są płacić więcej. Szczegółowe wyniki prezentuje tabela 1.

Tabela 1. Skłonność zapłacenia wyższej ceny za „zielone” produkty

Table 1. Willingness to pay premium for green products

Produkty	2008	2012
Produkty ze składników organicznych	45%	40%
Papierowe produkty wykonane z recydingu	53%	47%
Opakowania zużywające mniej plastiku	52%	47%
Elektryczność z odnawianych źródeł	56%	48%
Auta, które mniej zanieczyszczają środowisko	62%	49%
Biodegradowalne opakowania plastikowe	58%	49%
Żywność pozbawiona hormonów / antybiotyków	57%	51%
Energooszczędne żarówki	70%	60%

Źródło: [9]

Ujemna dynamika skłonności konsumentów do płacenia więcej za „zielone” produkty może mieć kilka przyczyn. Pierwszą może być zmiana fazy cyklu życia „zielonych” kategorii produktów. O ile kilka lat temu ekologia stanowiła innowację, o tyle dziś konsumenci przyzwyczajają się do niej i zaczynają traktować jak standard. Drugą przyczyną może być brak zaufania konsumentów do „zielonych” produktów. Ze względu na praktyki określane jako *greenwashing*, wielu konsumentów traci orientację, za które produkty rzeczywiście warto zapłacić więcej. Trzecia przyczyna ma charakter makroekonomiczny – sytuacja materialna wielu konsumentów mogła ulec pogorszeniu na skutek kryzysu gospodarczego. Kryzys spowodował, że konsumenci uważniej wybierali produkty, zwracając się niejednokrotnie ku produktom tańszym.

3.3. Interesariusze firmy i ich ocena ekologii

Każda firma powinna starać się uwzględniać w swoich działaniach punkty widzenia i potrzeby różnych interesariuszy. Utopijna i trudna do zrealizowania idea CSR (biznesu odpowiedzialnego społecznie) oznacza zapewnienie końcowego klienta, że żadna osoba i żadne miejsce nie ucierpiało w procesie wytwarzania i oferowania produktu na rynku. Organizacje, które działają dla zysku muszą balansować między potrzebą generowania tego zysku i pozostania konkurencyjnym, a wdrażaniem praktyk przyjaznych środowisku. Organizacje muszą zapewniać zwrot z inwestycji udziałowcom, być dobrymi „sąsiadami” dla społeczności, dobrymi pracodawcami. Wielu firmom trudno osiągnąć taką równowagę [13].

Głównym interesariuszem w przypadku wdrażania inicjatyw ekologicznych jest społeczeństwo, które chce dziś i w przyszłości żyć w czystym i przyjaznym świecie, obfitującym w zdrowe zasoby naturalne. Nie są tylko wartości samoistne, ale także kluczowe z punktu widzenia biznesu. Rentowność firm zależy od zasobów zdrowych ekosystemów – wody pitnej, czystego powietrza, bogatej bioróżnorodności, urodzajnych gruntów [3].

Obecnie prawie co ósmy inwestowany dolar trafia do przedsiębiorstwa kwalifikującego się jako „inwestycja społecznie odpowiedzialna”. Inwestorzy widzą coraz więcej przykładów, które przeczą tezom o wyższych kosztach takich przedsięwzięć. Dostrzegają, że istotny wpływ na wartość firmy ma jej zużycie wody, czy poziom emisji dwutlenku węgla. Nawet jeśli te kwestie trudno zmierzyć ilościowo, to mają one wymierne skutki. Zarządzanie uwzględniające kwestie środowiska

może przynieść oszczędności w kosztach, jak również ułatwić identyfikację i eliminację zagrożeń, tworzenie pozytywnych skojarzeń z marką, czy budowanie reputacji, która pomaga firmie przyciągać utalentowanych pracowników [3].

3.4. Narzędzia i metody wdrażania ekologii jako wartości korporacyjnej

Firmy, które poprzez **symbolikę** chcą przekazać wartość korporacyjną, jaką jest ekologia mogą skorzystać z dość uniwersalnego i czytelnego kodu (kanonu) wizualnego. Na kod ten składają się określone kolory, materiały, ikony i infografika. Typowymi kolorami są zieleń w połączeniu z bielą, czy kolor brązowy – generalnie kolory występujące w naturze, nie sztuczne, nie jaskrawe. Materiały, które wpisują się w ekologiczny kod wizualny to np. papier z odzysku, organiczna bawełna, czy juta. Ekologiczny kod wizualny szczególnie obfituje w charakterystyczne ikony i infografikę, określane jako ekooznaczenia. Problemem jest jednak nadmiar standardów przy opracowywaniu ekoetykiet. Obecnie w użyciu jest około 400 certyfikatów i oznaczeń ekologicznych, a nowe powstają w coraz szybszym tempie [3]. Utrudnia to klientom orientację, ocenę i wybór produktu. Drugim problemem wynikającym z symboliki charakterystycznej dla firm / marek o ekologicznych wartościach jest praktyka określana jako *greewashing* – stosowanie kodów wizualnych sugerujących ekologiczne wartości czy atrybuty produktu (np. umieszczanie zielonych listków na opakowaniu), podczas gdy w rzeczywistości tych wartości nie ma. Obniża to nie tylko wiarygodność firmy stosującej takie praktyki, ale także wiarygodność firm, które istotnie wdrażają ekologię w swoich działaniach. W badaniach Cone Green Cap 71% Amerykanów przyznało, że przestanie kupować produkty, jeśli producenci będą wprowadzali ich w błąd w zakresie przyjaznych środowisku wartości, a 37% respondentów zamierzało bojkotować produkty takich firm [12].

Zachowania korporacyjne obejmują m.in. strategię produktową i charakter oferowanych produktów. Różne rodzaje produktów mogą zostać uznane za „zielone”, z różnych powodów [13]:

- produkty organiczne – jedyne jasno zdefiniowane i uregulowane prawnie „zielone” produkty,
- produkty naturalne – zawierające składniki organiczne i nietoksyczne,

- produkty lokalne – pochodzące od małych przedsiębiorców, stosujących naturalne metody wytwarzania; lokalność to także krótszy i tańszy transport i mniejszy negatywny wpływ na środowisko,
- produkty zrównoważone – jest to określenie nie do końca klarowne, stąd często nadużywane przez firmy i kontestowane przez aktywistów ekologicznych,
- produkty pochodzące z etycznych źródeł,
- produkty przyjazne środowisku – w których zredukowano opakowanie lub umożliwiono jego recycling.

Zachowania korporacyjne to także marketing. W przypadku ekologii, mowa tu o marketingu zaangażowanym społecznie (ang. Cause related marketing, CRM), definiowanym jako proces formułowania i wdrażania działań marketingowych charakteryzujących się gotowością firmy do przekazania określonych środków na określony cel społeczny przy zaangażowaniu konsumentów w generowanie przychodu, satysfakcjonujące zarówno dla organizacji, jak i konsumenta [15]. Badania przeprowadzone na amerykańskim rynku wskazują, że aż 77% tamtejszych konsumentów oczekuje, że firmy będą dedykować swoje programy CRM kwestiom środowiska [14]. Ten rodzaj marketingu zaangażowanego społecznie określany jest często jako marketing ekologiczny czy eko-marketing.

Firmy, które poprzez **komunikację korporacyjną** chcą przekazać konsumentom ekologiczne walory oferowanych produktów powinny zadać sobie pytanie czy sam komunikat o ekologii będzie dla konsumentów na tyle atrakcyjny, iż sprzeda produkt. Wydaje się, że komunikowanie samej ekologii nie jest w stanie sprzedać produktu poza grupą bardzo świadomych i zorientowanych na ekologię konsumentów. Ekologia jest korzyścią (nagrodą) odroczoną w czasie, a ponadto, by owa korzyść się ujawniła – wymaga kolektywnego wysiłku wielu osób, organizacji i instytucji. By dotrzeć do szerszej grupy docelowej, konieczne jest wzbogacenie komunikatu o ekologii o komunikat związany z korzyściami, które nabywca może odnieść już w krótkim czasie. Studia przypadków „zielonych” produktów, które odniosły sukces rynkowy, wskazują, że w produktach tych komunikowano – poza ekologią – jedną z pięciu dodatkowych korzyści: wydajność i oszczędność kosztów, zdrowie i bezpieczeństwo, lepsze działanie produktu, status użytkownika i akceptację społeczną oraz wygodę [10].

Poza konsumentami, komunikacja korporacyjna powinna obejmować inne grupy interesariuszy, w tym pracowników, czy inwestorów. Komunikacja w tych grupach odbywa się przy użyciu innych narzędzi niż klasyczna reklama. Firmy mają do dyspozycji szereg narzędzi public relations oraz coraz popularniejsze raporty społeczne. W kwietniu 2011 Puma – producent obuwia i odzieży sportowej ogłosiła, że zacznie publikować rachunek środowiskowych zysków i strat, który będzie obejmował pełny ekonomiczny zakres wpływu tej marki na ekosystem. Firmy mogą także używać do opisywania swoich postępów ekologicznych protokołu Global Reporting Initiative. Kiedy firmy używają do tego celu standardowych protokołów, takich GRI, inwestorzy mogą lepiej oceniać ich relatywne osiągnięcia [3].

Przedstawione w referacie treści wskazują na rosnące znaczenie ekologii jako wartości korporacyjnej obejmującej cały system działań przedsiębiorstwa, wielość obszarów jej wdrażania oraz podmiotów, które są adresatami tych działań. Przedsiębiorstwa chcące poważnie traktować ekologię powinny wdrażać ją poprzez trzy kluczowe narzędzia wdrażania wartości korporacyjnych: symbole korporacyjne, komunikację korporacyjną i zachowania korporacyjne. Tylko kompleksowe postrzeganie ekologii przez przedsiębiorstwa oraz wdrażanie jej na wszystkich poziomach organizacji i przy użyciu różnych narzędzi, może przynieść firmie liczne korzyści wizerunkowe i finansowe. Poza samymi firmami, beneficjentami ekologicznych działań przedsiębiorstw jest każdy człowiek z osobna oraz cała ludzkość.

Literatura

- 1 **Balmer J. M. T., Gray E. R.:** *Corporate brands: what are they? What of them?* European Journal of Marketing; 2003; 37, 7/8; ABI/INFORM Global.
- 2 **CBOS:** „Zachowania proekologiczne Polaków”, komunikat z badań nr BS/23/2011; [online]; http://www.cbos.pl/SPISKOM.POL/2011/K_023_11.PDF
- 3 **Chouinard Y., Ellison J., Ridgeway R.:** *Gospodarka zrównoważonego rozwoju*, Harvard Business Review Polska, wrzesień 2012, 127–139.
- 4 **Corporate Value Index 2009.**
- 5 Eksperti: rynek żywności ekologicznej w Polsce wart 50 mln euro; Gazeta Prawna 18 maj 2011; [online]; http://biznes.gazetaprawna.pl/artykuly/515102,eksperti_rynek_zywnosci_ekologicznej_w_polsce_wart_50_mln_euro.html

- 6 **Hajdas M.:** *Istota i znaczenie marki korporacyjnej*. W: Zarządzanie produktem – teoria, praktyka, perspektywy, red. Jacek Kall, Bogdan Sojkin, Wydawnictwo AE Poznań, 2008.
- 7 **Karaosmanoglu E., Melewar T.C.:** *Corporate communications, identity and image: a research agenda*; Brand Management vol. 14, wrzesień–listopad 2006.
- 8 **Keller K. L.:** *Managing Corporate Brand Equity*. W: M. Schultz, M. J. Hatch, M. H. Larsen: *The Expressive Organization: Linking Identity, Reputation and the Corporate Brand*. Oxford University Press, 132 (2000).
- 9 **Neff J.:** *As more marketers go green, fewer consumers willing to pay for it*. Advertising Age, 24.08.2012; badania GfK Green Gauge Survey, 6.
- 10 **Ottman J. A., Stafford E. R., Hartman C. L.:** *Avoiding green marketing myopia*. Environment. Volume 48, Number 5, June 2006 22–36. Heldref Publications, 2006 <http://www.heldref.org/env.php>.
- 11 PBS DGA „Coraz lepiej z ekologią”, [online]; <http://www.pbsdga.pl/x.php?x=973/Coraz-lepiej-z-ekologia.html>
- 12 **Stafiej-Bartosik A., Makuch Ł.:** *Koncentracja na wartościach*, dodatek do Harvard Business Review, CSR; 18, 21 (2011).
- 13 **Stern N. Z., Ander W. N.:** *Greentailing and other revolutions in retail*. Wiley 49 (2008).
- 14 The 2008 Cone Cause Evolution Study; www.coneinc.com
- 15 **Varandarajan P., Menon A.** *Cause related marketing : a coalignment of marketing strategy and corporate philanthropy*. Journal of Marketing, 52 (1989).

Ecology as a Corporate Value

Abstract

Ecology has a growing interest among both consumers and businesses. Consumers in their decisions more often pay attention to the environmental aspects of products. Companies try to take into account the ecology in their actions. A growing popularity of ecology causes some companies use this idea (for example, by using the characteristic symbolism associated with ecology) in their marketing activities, but in reality are not-much to do with ecology. This works to the detriment of those companies that actually implement the idea of ecology, because it makes it more difficult to consumers to distinguish truly green products from those seemingly green. Such practices are referred to as "greenwashing".

Ecology, like any other corporate value, it makes sense only if it is authentic and implemented at different levels of organization, in different areas of

operation. The purpose of the article is to present the tools for the implementation of corporate values, using ecology as the example. The article is based on literature studies and analysis of secondary data.

Corporate values define the behaviors that will help the company achieve its objectives. Values are not just a component of organizational culture, but an important part of enterprise intangible assets. Many studies have shown that they are valued as much as 80% of company's assets. Companies that intend to implement "green" initiatives should begin with implementing ecology in their mission and set of corporate values. Globally, 18% of companies listed environmental issues among the set of corporate values. Among Polish companies this percentage is slightly higher (21%).

Corporate Values can be expressed by three tools (Corporate Identity Mix):

- Corporate symbols,
- Corporate behavior,
- Corporate communication.

Companies that want to express ecology through the corporate symbols should use versatile and readable visual code (visual canon). The visual code consists of specific colors, materials, icons, and infographics. In case of ecology, typical colors are green in combination with white or brown – generally the colors found in nature, not artificial, not bright. Materials that are part of the eco-friendly visual code include recycled paper, organic cotton, and jute. Green visual code is particularly rich in iconographics and signs, known as ecolabels.

Companies that want to communicate ecology values through corporate communications should consider whether the message about the environmental issues will be attractive enough for consumers to buy the product. It seems that communication of ecology itself is not able to sell the product outside the group of very consciously and ecology-oriented consumers. Ecology is the promise (reward) deferred in time, and it requires the collective efforts of many individuals, organizations and institutions in order to be fulfilled. To reach a wider audience, it is necessary to enrich the ecology message with benefits that can be achieved within a short period of time. Various case studies of "green" products that have been successful in the market, indicate that the products communication – except ecology – consisted of one of the five additional benefits: efficiency and cost savings, health and safety, improved product performance, user status and the social acceptance and comfort.



Wartość środowiska a gotowość społeczeństwa do zapłacenia za to dobro

Adam Zydroń, Krzysztof Szoszkiewicz
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Środowisko naturalne: powietrze, wody, lasy lub unikatowe krajobrazy mają swoją wartość. Bezsporna jest ich niewymierna wartość pozamaterialna. Jednak w wielu przypadkach wartość „bezcennych” zasobów można określić przy pomocy rynkowo ustalonych miar wartości – czyli ceny [3].

Wycena środowiska przyrodniczego jest bardzo ważnym zagadnieniem zarówno w ekonomii (gospodarce) jak i w ochronie środowiska (zrównoważonym rozwoju). Stosuje się ją z konieczności określenia wartości środowiska naturalnego w projektach inwestycyjnych, określenia korzyści płynących z inwestycji proekologicznych, szacowania kosztów zewnętrznych działalności zarówno produkcyjnej jak i konsumpcyjnej, dążeniu do zrównoważonego rozwoju, uwarunkowań prawnych związanych z obowiązkiem wyceny skutków oddziaływania planowanych inwestycji na środowisko [4].

Zaletą określenia jaką wartość pieniężną mają dla ludzi dobra środowiskowe jest przede wszystkim jasne i bezpośrednie wyrażenie stopnia społecznego zaangażowania w problemy środowiska a także gotowość ludzi do płacenia za dane dobro oraz ich preferencji dotyczących zasobów naturalnych. Przełożenie wartości środowiska na pieniądze jest dodatkowym argumentem przemawiającym na rzecz środowiska w życiu politycznym a także wśród opinii publicznej, ludzie bowiem są przyzwyczajeni do wyrażania korzyści a także strat w jednostkach pieniężnych.

Na wartość środowiska (pierwsze wzmianki dotyczyły pozaprodukcyjnych funkcji lasu) zaczęto zwracać uwagę podczas rewolucji przemysłowej w XIX w., wprowadzając do dokumentów prawnych wzmianki o socjalnym, ekologicznym i ochronnym znaczeniu lasu. W Polsce pierwszym dokumentem regulującym zagadnienia publicznych funkcji lasu była Ustawa Rosyjska z 1888 r. dotycząca lasów Królestwa Polskiego, która weszła w życie w 1898 roku. Już wtedy doceniano i chroniono las jako dobro publiczne, jednak nie brano pod uwagę jaką wartość pieniężną ma on dla społeczeństwa [6].

Według Mburu [9], rozwój wyceny ekonomicznej środowiska swój początek miał w USA ponad 70 lat temu. Ogólne ramy dla oceny wartości nierynkowych metodą wyceny warunkowej zostały opracowane przez Ciriacy-Wantrupa w roku 1947 a udoskonalone przez Davisa w 1963 roku. Davis jako pierwszy w praktyce zastosował tę metodę do oszacowania walorów rekreacyjnych obszaru w Maine [4].

W Polsce pierwsze publikacje, w których zwrócono uwagę na wartość ekonomiczną środowiska przyrodniczego dotyczyły terenów leśnych. Były to opracowania pracowników Instytutu Badawczego Leśnictwa w Warszawie, które dotyczyły wyceny pozagospodarczej funkcji lasów. Wśród autorów zajmujących się tą problematyką można wymienić Marszałka [7, 8], Klocka [6], Płotkowskiego [10], Gołosa i Zająca [5, 12].

Szersze próby wyceny wartości środowiska miały miejsce w latach dziewięćdziesiątych i prowadzone były przez Warszawski Ośrodek Ekonomii Ekologicznej [13]. Opierały się one głównie na technice wyceny warunkowej oraz kosztów podróży. Do tej pory nie przeprowadzono ich zbyt wiele. Niestety nie wszystkie próby zakończyły się sukcesem. Powodem tego stawały się nie jasno sformułowane pytania, mała próba badawcza, brak odpowiedzi lub niejasność odpowiedzi dotyczących kosztów utraconego czasu lub akceptacji kwoty jaką byliby wstanie przyjąć za utratę środowiska.

Niniejsza praca zrealizowana została w ramach badań nad ekonomiczną wartością przyrody i obszarów chronionych dla społeczeństwa. Badania dotyczyły obszaru Wielkopolskiego Parku Narodowego (WPN). Przeprowadzone badania miały na celu poznanie gotowości różnych grup społeczeństwa do ponoszenia kosztów na rzecz ochrony przyrody.

2. Zakres badań i metodyka

Zakres pracy obejmował analizę materiału ankietowego przeprowadzanego w roku 2012 na terenie badania WPN, na obszarze różnych miejscowości położonych w gminach w obrębie, których znajduje się terytorium WPN oraz w mieście Poznaniu. W ramach prowadzonych badań zgromadzono łącznie 1002 ankiety.

Ankieta składała się z trzech części. W pierwszej części pytania dotyczyły ogólnych informacji o WPN (stan wiedzy, częstotliwość odwiedzin, znaczenie WPN dla odwiedzających, preferowany typ lasu...). Druga część zawierała pytania dotyczące skłonności respondentów do ponoszenia kosztów na rzecz środowiska (dobrowolne przeznaczenie środków pieniężnych za możliwość korzystania z walorów WPN lub ewentualna rekompensata za uniemożliwienie korzystania z Parku, alternatywnie jeżeli respondent nie zadeklarował żadnej kwoty to czy byłby skłonny pracować na rzecz WPN w formie wolontariatu).

Trzecia część obejmowała charakterystykę socjoekonomiczną ankietowanych (płeć, wiek, zawód, dochód netto na osobę w rodzinie, wykształcenie, miejsce zamieszkania...).

Zebrałe wyniki poddane zostały weryfikacji, w wyniku której wyeliminowano ankiety, na których ankietowani nie udzielili odpowiedzi na kluczowe pytania. Ostatecznie przygotowano uporządkowaną, zweryfikowaną macierz z odpowiedziami ankietowanych, w skład której weszły 1002 stanowiska.

Uzyskane wyniki badań ankietowych zostały poddane analizom statystyczno-matematycznym przy pomocy programu Statistica oraz CANOCO [1]. Wykorzystano następujące techniki statystyczne:

- analiza składowych głównych (PCA),
- kanoniczna analiza korespondencji (CCA), nazywana kanoniczną analizą zgodności.

Celem analizy PCA było określenie głównych kierunków zmienności w macierzy odpowiedzi udzielonych przez ankietowanych. Do określenia liczby istotnych składowych głównych, wyjaśniających procent całkowitej zmienności macierzy, wykonano test osypiska. W procesie analizy zastosowano rotację varimax znormalizowaną.

Kanoniczną analizę korespondencji (CCA) przeprowadzono dla wszystkich odpowiedzi uzyskanych wśród ankietowanych względem wykonywanych zawodów ankietowanych. Analiza CCA pozwoliła na skonstruowanie modelu, w którym zależności pomiędzy parametrami środowiskowymi, a cechami socjologicznymi mierzone w postaci sumy kwadratów odchyleń od średniej. Analiza wybiera liniową kombinację parametrów środowiskowych w taki sposób, aby suma kwadratów odchyleń od średniej była najmniejsza.

3. Charakterystyka obszaru badań

Przeprowadzone badania ankietowe odnosiły się do wartości obszaru Wielkopolskiego Parku Narodowego. Utworzony on został w 1957 roku i jego obecna powierzchnia wynosi 7584 ha (łącznie z tzw. otuliną jest to 14 840 ha). Park leży ok. 15 km na południe od Poznania. W Parku utworzono 18 obszarów ochrony ścisłej o łącznej powierzchni 260 ha (rys. 1). Park chroni rozmaite formy krajobrazu południowego oraz najbardziej naturalne zbiorowiska roślinne, a także związane z nimi zwierzęta. Na terenie Parku znajdują się też liczne zabytki.



Rys. 1. Położenie obiektu badawczego Wielkopolskiego Parku Narodowego
Źródło: Wielkopolski Park Narodowy 2013

Fig. 1. Location of the experimental object – the Wielkopolski National Park
Source: the Wielkopolski National Park 2013

Wielkopolski Park Narodowy jest odwiedzany przez ponad milion turystów rocznie. Przez Park biegną znakowane szlaki turystyki pieszej (o łącznej długości 85 km), rowerowej (ponad 100 km) oraz do jazdy konnej (30 km).

4. Wyniki badań i dyskusja

Badania ankietowe przeprowadzono na reprezentatywnej grupie osób mieszkających w otoczeniu lub w pewnej odległości od Wielkopolskiego Parku Narodowego. Ogółem zgromadzono 1002 ankiety, które poddano analizie statystycznej i sformułowano na ich podstawie wnioski.

W analizowanej grupie ankietowanych 61% stanowiły kobiety natomiast pozostałe 39% mężczyźni (tab. 1). Wiek ankietowanych mieścił się w przedziale od poniżej 18 lat do ponad 60 lat. Najwięcej osób znajdowało się w przedziale wieku 18–25 lat (37,1%) oraz 26–40 i 41–60 lat (23,1%, 20,1%).

Spośród ankietowanych najwięcej osób zamieszkiwało miasta powyżej 100 tys. mieszkańców (35,6%), pozostałe grupy osób reprezentowały miasta od 21 do 100 tys. (23,9%), miasta do 20 tys. (23,5%), oraz wsie (17%).

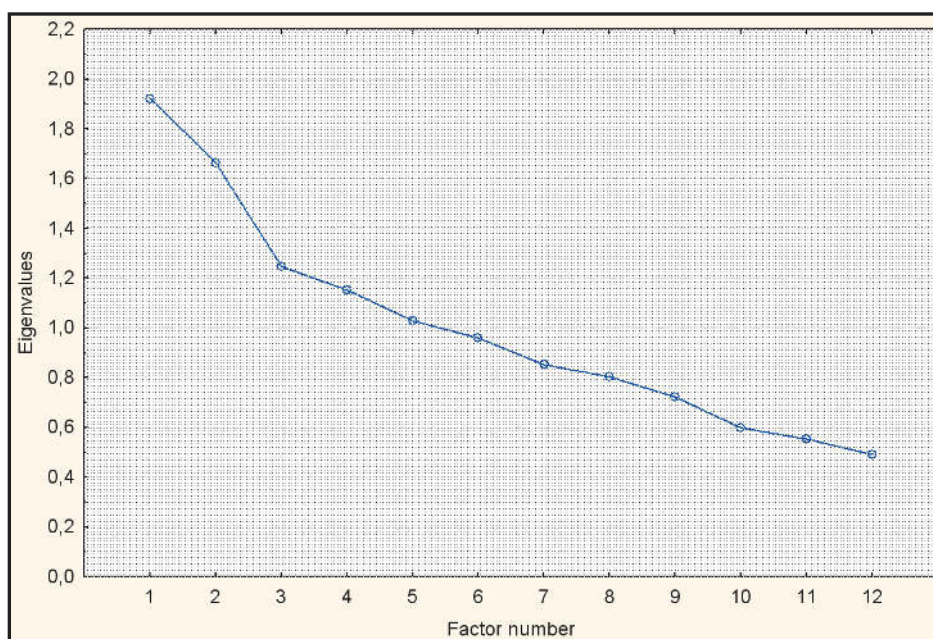
Średnim miesięcznym dochodem od 1000 do 2500 zł netto charakteryzowało się najwięcej ankietowanych (43,4%). Najwięcej osób było z wykształceniem średnim i wyższym (odpowiednio 41,8%, 36,8%), natomiast jeżeli chodzi o wykonywany zawód to najliczniejszą grupę stanowili studenci (34%) i pracownicy biurowi (16,6%).

Analiza PCA pozwoliła na wyodrębnienie głównych kierunków zmienności macierzy odpowiedzi udzielonych przez ankietowanych. Przeprowadzony wykres osypiska (rys. 2) wykazał zasadność wyodrębnienia trzech składowych głównych. Ładunki czynnikowe dla pierwszych trzech czynników przedstawiono w tabeli 1. Analizę wykonano z zastosowaniem rotacji varimax znormalizowanej.

Analiza PCA wykazała, że pierwszy kierunek zmienności, reprezentowany przez pierwszy czynnik związany był z wiedzą ankietowanych o WPN. Należy zwrócić uwagę, że czynnik ten był silnie związany także z częstością odwiedzania WPN. Czynnik pierwszy wyjaśniał 14% wariacji.

Tabeta 1. Charakterystyka socjologiczna ankietowanych osób**Table 1.** Sociological characteristics of respondents

Cecha socjologiczna	Kategoria cechy socjologicznej	Procentowy udział w %
Płeć	Kobieta	61,0
	Mężczyzna	39,0
Wiek	Poniżej 18 lat	15,1
	18–25 lat	37,1
	26–40 lat	23,1
	41–60 lat	20,1
	Powyżej 60 lat	4,6
Miesięczny dochód netto na osobę	Do 100 zł	0,6
	Od 100 do 200 zł	2,0
	Od 200 do 500 zł	9,0
	Od 500 do 1000 zł	26,1
	Od 1000 do 2 500 zł	43,4
	Powyżej 2 500 zł	18,9
Wykształcenie	Podstawowe	15,8
	Zasadnicze zawodowe	5,6
	Średnie	41,8
	Wyższe	36,8
Wykonywany zawód	Student	38,5
	Pracownik biurowy	16,6
	Pracownik fizyczny	5,1
	Pracownik naukowy	5,3
	Pracownik usług i handlu	8,0
	Rolnik	2,0
	Leśnik	1,0
	Właściciel firmy	6,5
	Uczeń	8,4
	Wolny zawód	4,4
	Niepracujący	4,4



Rys. 2. Wykres osypiska dla pierwszych 11 składowych głównych wyróżnionych w analizie PCA

Fig. 2. A graph of the scree for the first 11 principal components identified in PCA

Tabela 2. Ładunki czynnikowe dla pierwszych trzech składowych głównych wyróżnionych w analizie PCA dla ankietowanych (rotacja varimax znormalizowana). Pogrubieniemznaczonoładunkiczynnikowe > 0,7

Table 2. Factor loadings for the first three principal components identified in PCA for respondents (normalized varimax rotation). Factor loadings > 0.7 are remarked in bold

Zmienna	Czynnik 1	Czynnik 2	Czynnik 3
Gotowość dni pracy na rzecz WPN	0,127	0,020	-0,292
Wielkość deklarowanej opłaty rocznej	0,084	-0,173	0,702
Częstość odwiedzania WPN	0,676	-0,097	0,002
Odległość w km	-0,328	0,065	0,119
Wiek	0,128	0,792	-0,023
Wielkość miejscowości	-0,550	0,326	0,128
Dochód na osobę	-0,206	0,354	0,412
Wykształcenie	-0,097	0,820	-0,025
Poparcie wydatków ekologicznych	0,110	0,072	0,714
Przynależność do przyrodniczych NGO	0,304	0,025	0,304
Ocena zarządu WPN	0,425	0,032	0,109
Wiedza o WPN	0,737	0,168	0,203
Wariancja wyjaśniona	0,127	0,020	-0,292
Udział	0,143	0,131	0,129

Drugi kierunek zmienności, który wyjaśniał 13% wariacji, odnosił się do wykształcenia i wieku ankietowanych. Najstarsi ankietowani byli jednocześnie najlepiej wykształceni. Czynniki drugi wyjaśniał 13% wariacji.

Trzeci z wyodrębnionych czynników wyjaśniał blisko 13% wariacji i odnosił się do skłonności ankietowanych do ponoszenia kosztów na ochronę przyrody. Wyodrębniony czynnik bezpośrednio odnosił się do następujących dwóch pytań w ankiecie:

- Wielkość deklarowanej opłaty rocznej,
- Poparcie wydatków ekologicznych.

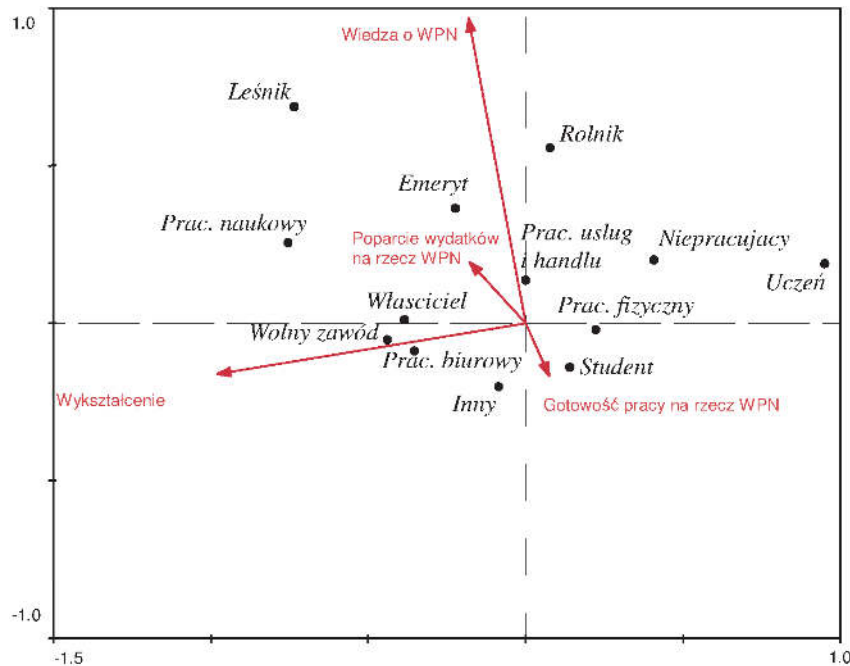
Wykonana kanoniczna analiza korespondencji (CCA) wykazała preferencje wykonujących różne zawody w stosunku do zmiennych, których istotność była wykazana w analizie PCA. Wyniki analizy CCA dla pierwszej i drugiej osi przedstawiono na rys. 3. Na rys. 4 przedstawiona została pierwsza i trzecia oś CCA.

Na rys. 3 pierwszy kierunek zmienności (oś x) wyjaśnia 56,1% zależności, natomiast druga oś wykresu wyjaśnia 26,5% wariacji. Analiza wykazała pierwszy czynnik PCA, który jest silnie związany z wiedzą ankietowanych o WPN silnie różnicuje profesje osób, które wypełniały ankietę. Istotny był też drugi czynnik PCA, który z kolei najsilniej powiązany był z wykształceniem.

Na rys. 4 przedstawiono obok pierwszego kierunku zmienności (oś x) trzeci kierunek zmienności (oś y) która wyjaśnia 13,9% wariacji. Analiza wykazała że wśród grup zawodowych najchętniej deklarujących ponoszenie kosztów na rzecz środowiska są prowadzący własne przedsiębiorstwa, leśnicy i emeryci. Najbardziej niechętna grupa ponoszenia kosztów na rzecz środowiska to rolnicy, przy czym oni najchętniej deklarują wnoszenie wkładu pracy na rzecz WPN. Poddani ankiecie rolnicy wykazywali wrażliwość na sprawy ochrony przyrody, ale ze względu na niższy status materialny, byli raczej skłonni poświęcać własną pracę, aniżeli pieniądze.

Przeprowadzone badania ankietowe objęły grupę przeszło tysiąca respondentów co można przyjąć jako dużą próbę (liczba ankietowanych) odzwierciedlającą preferencje ogółu społeczeństwa. Liczba osób przebadanych w stosunku do powierzchni obiektu badawczego jest stosunkowo duża i wynosi 13 osób na 100ha powierzchni badawczej. Porównując

nieliczne wyniki badań polskich np. Gołosa [5]. gdzie wielkość próby wyniosła 1,6 osoby na 100 ha, czy wyniki badań zagranicznych gdzie wartość ta wahała się od 16 do 0,24 na 100 ha badanych obiektów[11] można przyjąć, że analizowana próba jest wystarczająca



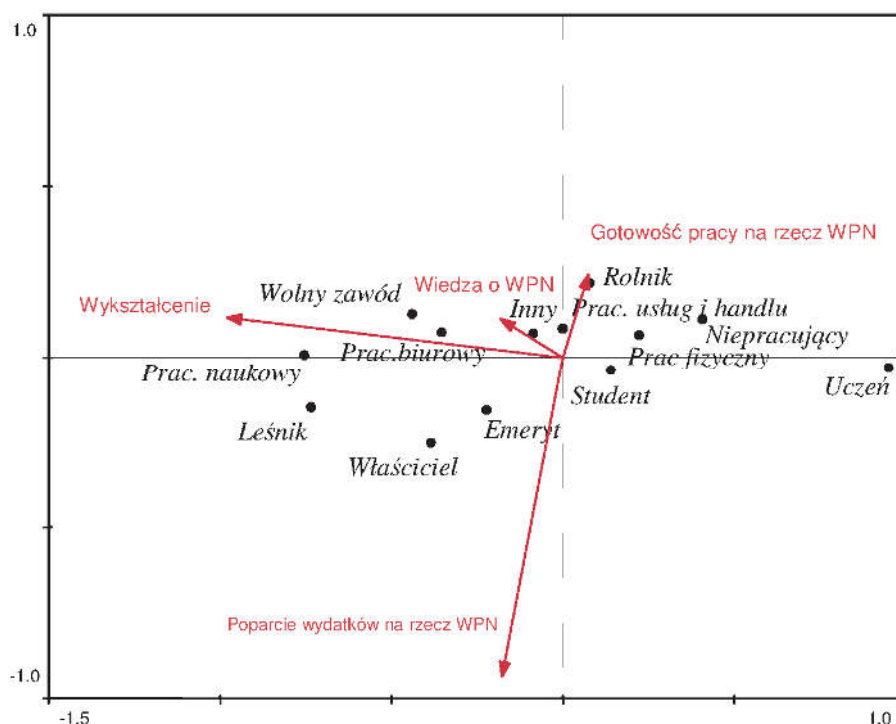
Rys. 3. Diagram ordynacji CCA dla zmiennych reprezentujących główne kierunki zmienności wyodrębnione w analizie PCA w odniesieniu do wykonywanych zawodów przez ankietowanych. Na rysunku przedstawiono pierwszy (oś x) i drugi (oś y) kierunek zmienności

Fig. 3. A diagram of ordinal CCA for variables representing principal directions of variation identified in PCA in relation to occupations of the respondents. The figure presents the first (the x axis) and the second (the y axis) directions of variation

Badania wykazały, że poparcie dla ponoszenia kosztów na rzecz środowiska nie jest związane ani z wykształceniem ankietowanych ani z ich wiedzą o WPN i częstotliwością odwiedzania WPN. Te trzy elementy związane były z całkowicie różnymi kierunkami zmienności wykazanej w analizie PCA.

Badania nie dowiodły zależności między dochodem ankietowanych a ponoszeniem kosztów na rzecz środowiska co można uznać za niezgodne z teoretyczną elastycznością dochodową, która określa relację pomiędzy dochodem a skłonnością do zapłaty za środowisko [2]. Analiza

PCA wykazała, że *Dochód na osobę w rodzinie ankietowanego* był jedynie w małym zakresie powiązany z czynnikiem, który określony był zarówno przez *Poparcie wydatków ekologicznych* jak i *Wielkość deklarowanej opłaty rocznej*. Wśród grup zawodowych najchętniej deklarujących ponoszenie kosztów na rzecz środowiska byli prowadzący własne przedsiębiorstwa, leśnicy i emeryci. Najbardziej niechętna grupa do ponoszenia kosztów na rzecz środowiska to rolnicy, przy czym oni najchętniej deklarują wnoszenie wkładu pracy na rzecz WPN.



Rys. 4. Diagram ordynacji CCA dla zmiennych reprezentujących główne kierunki zmienności wyodrębnione w analizie PCA w odniesieniu do wykonywanych zawodów przez ankietowanych. Na rysunku przedstawiono pierwszy (oś x) i trzeci (oś y) kierunek zmienności

Fig. 4. A diagram of ordinal CCA for variables representing principal directions of variation identified in PCA in relation to occupations of the respondents. The figure presents the first (the x axis) and the second (the y axis) directions of variation

Można wnioskować, że pomimo ograniczonych środków finansowych rolnicy doceniają wartość pieniężną Parku i posiadają oni świadomość współodpowiedzialności za jego utrzymanie poprzez deklarację gotowości pracy na jego rzecz.

5. Wnioski

1. Poparcie dla ponoszenia kosztów na rzecz środowiska nie jest związane ani z wykształceniem ankietowanych ani z ich wiedzą o WPN i częstotliwością odwiedzin WPN.
2. Gotowość finansowego wspierania ochrony środowiska nie jest istotnie związana z zasobnością materialną społeczeństwa.
3. Wśród grup zawodowych najchętniej deklarujących ponoszenie kosztów na rzecz środowiska są prowadzący własne przedsiębiorstwa, leśnicy i emeryci. Najbardziej niechętna grupa do ponoszenia kosztów na rzecz środowiska to rolnicy.
4. Rolnicy najchętniej deklarują wnoszenie wkładu pracy na rzecz ochrony przyrody w WPN.
5. Przeprowadzone badania dowiodły, że część społeczeństwa docenia istnienie Wielkopolskiego Parku Narodowego i skłonni jest ponosić koszty związane z ochroną przyrody.

*Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2012–2015
jako projekt badawczy nr UMO-2011/03/B/HS4/06031*

Literatura

1. **Braak Teri Šmilauer** 1998, StatSoft, INC. 2009.
2. **Carson R.T., Flores N.E., Meade N.F.:** *Contingent Valuation: controversies and evidence*. Department of Economics. University of California, San Diego, 2000.
3. **Folmer H., Gabel., Opschoor H.:** *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*. Wyd. Krupski i S-ka. Warszawa, 193–195 (1996).
4. **Georgiou S.:** *Metoda wyceny warunkowej*. W: *Ekonomiczna wycena środowiska przyrodniczego*, pod red. Andersen G., Śleszyński J., Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, 1996.
5. **Gołos P.:** *Wycena wartości ekonomicznej rekreacyjnej funkcji lasu na przykładzie Leśnego Kompleksu Promocyjnego Gostynińsko-Włocławskiego*. Rozprawa doktorska. IBL, Warszawa, 1998.
6. **Kłoczek A.:** *Pozaprodukcyjne funkcje lasu – dobra publiczne gospodarki leśnej*. Sylwan 11, 5–20 (1999).
7. **Marszałek T.:** *Szacowanie pozagospodarczej wartości lasów, parków narodowych i rezerwatów przyrody*. Sylwan 3, 33–45 (1976).

8. **Marszałek T.:** *Metody pieniężnej oceny socjalnych funkcji lasu*. Las Polski 15/16, 8–9 (1985).
9. **Mburu J.:** *Economic Valuation and Environmental Assessment*. 5, 40–45 (2000).
10. **Płotkowski L.:** *Las jako majątek, miejsce pracy i źródło utrzymania*. Sylwan 3, 41–56 (1998).
11. **Willis K.G., Benson J.F.:** *Recreational values of forests*. Forestry 62, 93–110 (1989).
12. **Zajac S., Gołos P.:** *Funkcje publiczne lasu i gospodarstwa leśnego*. Biblioteczka Leśniczego, 150, 3–20 (2001).
13. **Żylicz T.:** *Costing nature in a transition economy. Case studies in Poland*. Edward Edgar Publishing. Cheltenham, 2000.
14. Wielkopolski Park Narodowy, Mapa interaktywna <http://www.wielkopolskipn.pl/index.php/park/kategoria/pl/Mapa-Interaktywna/5> 2013.

Value of the Natural Environment and Willingness of the Society to Pay for this Good

Abstract

The aim of this study was to determine the willingness of different social groups to incur expenses for the benefit of the environment. The scope of the study comprised an analysis of materials from a survey conducted in 2012 in the study area of the Wielkopolski National Park in different locations in the communes within the Park and in the city of Poznań. A total of 1002 questionnaires were collected in the course of the study.

The questionnaire is composed of three parts. In the first part questions concerned general information on the Wielkopolski National Park (the state of knowledge, frequency of visits, importance of the Park to the visitors, preferred forest type, etc.). The second part contained questions concerning willingness of the respondents to incur expenses for the environment (donations for the possibility to use the value of the Wielkopolski National Park or a possible compensation for the inability to use the Park, as an alternative in case the respondents did not declare any amount of money would they be willing to do volunteer work for the Park). The third part comprised a socio-economic characteristic of respondents (sex, age, profession, net income per person in the family, education, place of residence). In the analysed group of respondents 61% were women, while the other 39% were men. Age of respondents ranged from below 18 years to over 60 years. The greatest number of people were from the age group of 18–25 years (37.1%), as well as 26–40 and 41–60 years (23.1%, 20.1%).

Among respondents the greatest number lived in cities over 100 thousand inhabitants (35.6%), the other groups represented towns of 21 to 100 thousand (23.9%), towns up to 20 thousand inhabitants (23.5%), and villages (17%). The mean net monthly revenue from 1000 to 2500 PLN was declared by the greatest number of respondents (43.4%, 36.8%), while in terms of profession the most numerous group comprised students (34%) and office workers (16.6%).

Recorded survey results were subjected to statistical and mathematical analyses using the Statistica and CANOCO programmes. The following statistical methods were applied: principal component analysis (PCA) and canonical correspondence analysis (CCA), called the canonical compatibility analysis.

The aim of PCA was to determine the principal directions of variation in the matrix of responses given by the respondents. The Cattell's scree test was performed to determine the number of significant principal components explaining the percentage of total variation of the matrix. In the process of analysis the normalised Varimax rotation was applied.

Canonical correspondence analyses (CCA) were performed for all responses obtained from respondents concerning their professions. CCA made it possible to construct a model, in which dependencies between environmental parameters and sociological traits were measured in the form of the sum of squares of deviations from the mean. The analysis selects a linear combination of environmental parameters so that the sum of squares of deviations from the mean is smallest.

Analyses showed that support for the incurrence of costs for the environment is not connected either with the education of respondents or their knowledge on the Wielkopolski National Park and the frequency of visits to the Park. These three elements were connected with completely different directions of variation shown in PCA.

Studies showed no dependence between income levels of respondents and the incurrence of costs for environmental purposes, which may be considered inconsistent with the theoretical income elasticity, which determines the relationship between income and willingness to pay environmental costs. PCA showed that income per person in the family of the respondent was only to a limited degree connected with the factor, which was determined both by the support for pro-environmental expenses and the amount of the declared annual fee. Professional groups most willing to incur costs for the environment were businessmen, foresters and old age pensioners. The least willing group to cover costs for the environment comprised farmers, who at the same time were most willing to offer volunteer work for the Park. It may be concluded that despite the limited financial means farmers appreciate the financial value of the Park and are aware of their shared responsibility for its maintenance by declaring willingness to work for its benefit.



Koncepcja wdrożenia produktu regionalnego „Wołowina Sudecka” w kontekście ochrony środowiska

Stanisław Minta, Bożena Tańska-Hus, Marek Nowak
Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław

1. Wstęp

We współczesnych społeczeństwach, szczególnie w krajach o najwyższym stopniu rozwoju gospodarczego, można zauważyć powiększanie się grupy osób dla których ważne są działania związane z dbałością o zrównoważony rozwój, ochronę środowiska oraz pielęgnowanie tego co tradycyjne i lokalne. Przejawia się to także w rosnącym zapotrzebowaniu na produkty, które będą powstawały według zasad i technologii spełniających kryteria ekologiczne, regionalne i tradycyjne, a także przyczyniające się do zmniejszania nadmiernych różnic ekonomiczno-społecznych pomiędzy poszczególnymi grupami społecznymi czy regionami. Tendencje te są wynikiem wielu czynników mających różnorakie podłoże. Wśród najważniejszych przyczyn takiego stanu rzeczy można wymienić zauważanie negatywnych skutków wynikających z zanieczyszczenia środowiska naturalnego i procesu globalizacji, wzrost świadomości ekologicznej społeczeństwa, podnoszenie się zamożności, oraz chęć powrotu do tego co tradycyjne i specyficzne dla danego regionu. W przypadku rynku żywnościowego dodatkowo dochodzi do tego narastająca niechęć do produktów wysoko przetworzonych, powstających przy użyciu dużej ilości środków chemicznych o niezadowalających walorach odżywczych i smakowych, a nawet powodujących różnego rodzaju schorzenia (np. alergie pokarmowe, nowotwory, choroby krążenia). Czynniki te powodują, że coraz większe uznanie na rynku żywnościowym zdobywają produkty określane jako regionalne i tradycyjne. W przedstawionej pracy podjęto próbę określenia,

jakie są powiązania pomiędzy produktami regionalnymi a ochroną środowiska, zrównoważonym rozwojem i marketingiem żywności. Zaprezentowano także założenia wprowadzenia na rynek nowego produktu regionalnego „Wołowina Sudecka”. Zagadnienia te wydają się być ważne, zarówno ze względu na wskazanie korzyści dla środowiska, jak też mogą się stać punktem wyjścia do organizacji kampanii promującej produkty regionalne wśród potencjalnych nabywców.

2. Rynek produktów regionalnych a ochrona środowiska

Za produkty regionalne uznaje się wyroby, które powstają na określonym obszarze geograficznym oraz posiadają wyjątkowe cechy odróżniające je od produktów spotykanych w innych miejscach. Wśród nich najliczniej reprezentowane są artykuły żywnościowe, które są przedmiotem szczególnego zainteresowania w przedstawionej pracy. Nie jest to jednak reguła i można spotkać w tej grupie także różne wyroby rzemieślnicze czy będące wynikiem rękodzieła artystycznego. Unikatowość produktów regionalnych jest wypadkową lokalnej tradycji, kultury, specyfiki przyrodniczej, swoistej naturalności, sposobu wytwarzania oraz użytych do ich wytworzenia komponentów. Z jednej strony mogą one być wizytówką danego regionu i kształtować lokalny wizerunek, a z drugiej strony to sam obszar decyduje o ich charakterze. Zależności są tutaj bardzo silne i nadają tego typu produktom wyrazistość i odrębność, które wyróżniają je na tle innych wyrobów. Powiązanie z lokalną specyfiką pewnego obszaru geograficznego lub historycznego oraz tradycjami kulturowymi od wielu dziesiątek czy setek lat, powoduje, że produkty regionalne są też inaczej określane jako lokalne lub tradycyjne [2, 11].

W przypadku branży żywnościowej, wzrastające zainteresowanie produktami regionalnymi i tradycyjnymi, najczęściej rozpatruje się w kontekście regionalizmu jako zjawiska przeciwstawnego globalizacji, będącego także odpowiedzią na negatywne aspekty wynikające z przeważającej pozycji przemysłowego wytwarzania żywności [1, 12], albo jako tendencję do zmiany preferencji konsumenckich wynikających z chęci zachowywania i pokazywania bogactwa dziedzictwa kulturowego [14]. Można jednak zwrócić uwagę na to, jakie jest znaczenie żywnościowych produktów regionalnych dla środowiska naturalnego. Wytwarzanie tego typu dóbr bardzo często odbywa się według starych receptur, pochodzących z czasów, gdy nie było konserwantów i wysokiej chemi-

zacji procesu technologicznego, a zatem sam proces technologiczny nie jest zagrożeniem dla środowiska. Następną sprawą to często ekologiczny charakter produktów regionalnych (same są w pełni ekologiczne lub powstają z surowców produkowanych w taki sposób). Korzystanie z zasad rolnictwa ekologicznego lub biodynamicznego, jest równoznaczne ze znacznie mniejszym poziomem chemizacji, albo wręcz jej wyeliminowaniem w trakcie pielęgnowania upraw rolniczych i chowu zwierząt gospodarskich. Dzięki temu znika problem zanieczyszczenia przyrody przez pestycydy lub nadmiar stosowanych nawozów sztucznych, co w przypadku rolnictwa konwencjonalnego często sprawia duże problemy. Ostatnim elementem, który należy poruszyć, jest fakt, że bardzo często te produkty można spotkać tylko na wybranym obszarze. Są one wytwarzane lokalnie i sprzedawane na miejscu, co powoduje, że nie ma potrzeby wykonywania długich tras transportowych. W związku z tym spala się mniej paliw napędowych w całym łańcuchu dystrybucyjnym od producenta do konsumenta. To z kolei powoduje ograniczanie emisji gazów cieplarnianych i zmniejsza zanieczyszczenie powietrza. Jest to zupełne przeciwieństwo do współczesnego masowego wytwarzania żywności, gdzie płody rolne i produkty spożywcze są przewożone nie tylko w obrębie jednego kraju, ale często również wiele tysięcy kilometrów pomiędzy różnymi kontynentami, co wymaga bardzo dużego zużycia paliw napędowych i wzmaga zanieczyszczenie środowiska.

Produkty regionalne mogą też wspomagać kształtowanie lokalnego krajobrazu i sprzyjać utrzymaniu równowagi w przyrodzie. Ze względu na to, że temat pracy dotyczy wdrożenia produktu regionalnego „Wołowina Sudecka”, kwestie te zostały szczególnie odniesione do obszarów górskich i chowu bydła. Coraz częściej prowadzenie działalności rolniczej postrzega się jako działalność, która przyczynia się do zachowania wysokich walorów przyrodniczych i zwiększa bioróżnorodność gatunków. Jednakże niedobór zwierząt gospodarskich trawożernych w połączeniu z porzuceniem uprawy płużnej na rzecz rozszerzania trwałych użytków zielonych sprawił, że coraz większym problemem staje się utrzymanie terenów rolniczych w zadowalającej kulturze rolnej. Podejmowane przez parki narodowe zabiegi wykaszania łąk (i hal) ze względów ekologicznych są kosztowne i nie spełniają większości celów ekologicznych. Najlepszym obecnie rozwiązaniem, dającym szanse spełniania wymogów rozwoju zrównoważonego jest promowanie wypasu zwierząt trawożernych, a tam gdzie to możliwe także wypasu zbiorowego. To

właśnie wypas zwierząt jest na obszarach górskich najtańszym i najlepszym ekologicznie działaniem rolno-środowiskowym [9]. Tereny górskie i podgórskie zajmują w Polsce około 8% powierzchni. Góry w Polsce występują w trzech głównych jednostkach: Karpaty, Sudety i Góry Świętokrzyskie. W przypadku Sudetów wykorzystanie gospodarcze wynosi średnio 54% powierzchni ogólnej. W wyżej położonych partiach Sudetów, ze względu na znaczne arealy użytków zielonych, dominować powinna produkcja zwierzęca. Szczególnie produkcja bydła mięsnego jest uznawana za perspektywiczną i wskazaną ze względu na naturalne predyspozycje Sudetów [6]. Z tych względów produkcja żywca wołowego powinna być rozwijana, bo naturalny wypas sprzyja zachowaniu bioróżnorodności i podnosi walory przyrodnicze [5].

Produkty regionalne mogą odgrywać ważną rolę w zrównoważonym rozwoju, szczególnie obszarów uznawanych za peryferyjne. Dotyczy to nie tylko aspektów środowiskowych, ale także typowo gospodarczych. Choć pojęcie zrównoważonego rozwoju można definiować w różny sposób [10], to w tym opracowaniu przyjęto założenie, że chodzi w nim o takie prowadzenie działalności gospodarczej, które z jednej strony da pozytywne efekty ekonomiczne, a jednocześnie będzie w możliwie dużym stopniu dbać o środowisko naturalne i nie spowoduje nadmiernego eksploataowania zasobów, tak by następne pokolenia mogły z nich również korzystać. Poza tym zrównoważony rozwój oznacza także wyrównywanie szans pomiędzy regionami o wysokim potencjale rozwoju (najczęściej o charakterze dużych aglomeracji miejskich) a obszarami o mniejszym potencjale rozwojowym (w warunkach polskich dotyczy to szczególnie obszarów wiejskich oddalonych od dużych miast). Zgodnie z takimi założeniami, rozwój rynku produktów regionalnych sprzyjać może zrównoważonemu rozwojowi gospodarczemu obszarów wiejskich, ponieważ daje szansę na utworzenie na miejscu nowych stanowisk pracy, podniesienie dochodów i zaktywizowanie części lokalnej społeczności.

3. Produkt regionalny „Wołowina Sudecka” – przesłanki rozpoczęcia badań i wybrane wyniki

Projekt wprowadzenia na rynek produktu regionalnego „Wołowina Sudecka” jest przykładem oddolnej inicjatywy grupy rolników zrzeszonych w Związku Producentów Produkcji Roślinnej i Zwierzęcej z Międzylesia (powiat kłodzki, woj. dolnośląskie). Osoby te zaobserwo-

wały, że oferują na sprzedaż żywiec rzeźny wysokiej jakości za dość niskie ceny, natomiast wołowina wracająca na lokalny rynek jest droga, ale mizernej jakości i najczęściej pochodzi z odległych miejsc. Wołowina jest uznawana za jeden z najlepszych gatunków mięsa pod względem walorów dietetycznych i smakowych. Niestety chów bydła mięsnego w naszym kraju jest mało popularny, a wołowina w handlu detalicznym pochodzi głównie z bydła mlecznego, co sprawia, że wartościowa wołowina kulinarna nie jest zbyt dostępna [8]. Kwestie te poddano dyskusji w maju 2008 w trakcie sesji Komisji Rolnictwa Sejmiku Dolnośląskiego we Wrocławiu, w której uczestniczyli dr inż. Stanisław Minta i dr Marek Nowak z Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Przedstawiciele rolników zaproponowali wtedy wprowadzenie nowego produktu mogącego podnieść dochody zainteresowanych gospodarstw, a jednocześnie wzmacniającego atrakcyjność Sudetów i Przedgórze Sudeckiego jako obszaru do mieszkania i wypoczynku. Wynikiem tego spotkania było przygotowanie projektu badawczego przez autorów niniejszego opracowania dotyczącego wprowadzenia na rynek produktu regionalnego „Wołowina Sudecka”.

Wybór wołowiny jako produktu regionalnego wynikał z faktu, że na obszarach górskich i podgórszych Dolnego Śląska jest dużo trwałych użytków zielonych, a warunki naturalne sprzyjają mięsnemu kierunkowi hodowli bydła przy relatywnie niewysokich kosztach [4]. Mikroklimat i przyroda Sudetów szczególnie nadają się do utrzymywania bydła w ekstensywny czy ekologiczny sposób, co powoduje, że możliwe jest pozyskiwanie cennego żywca wołowego. Tereny górskie i podgórskie w paśmie Sudetów, będące docelowym miejscem produkcji „Wołowiny Sudeckiej”, od lat stanowią miejsce wypoczynku i leczenia zarówno Polaków, jak i turystów zagranicznych mieszkających w dużych zurbanizowanych ośrodkach przemysłowych, chętnie odwiedzających popularne uzdrowiska i gminy turystyczne. Obserwacja trendów występujących w krajach UE wskazuje, iż właśnie osoby uprawiające turystykę oraz dbające o zdrowie, mogą być zainteresowane spożywaniem regionalnych produktów żywnościowych o gwarantowanej wysokiej jakości.

Według danych GUS [3] obszar badawczy wyniósł 5229 km², a dokładnie były to tereny następujących powiatów: lubański, lwówecki, jeleniogórski, miasto Jelenia Góra, kamiennogórski, wałbrzyski, ząbkowicki i kłodzki. W trakcie badań określono i zbilansowano szacunkowe

rozmiary popytu i podaży na „Wołowinę Sudecką”, a także wskazano potencjalne grupy odbiorców pośrednich i ostatecznych. Wykorzystano do tego celu źródła pierwotne (terenowe wywiady bezpośrednie i obserwacje w ponad 430 obiektach hotelarskich, agroturystycznych, sanatoryjnych i innych, które oferowały usługi gastronomiczne) i wtórne (baza zwierząt ARiMR, literatura przedmiotu).

W ramach badań strony popytowej wykorzystano kwestionariusze zawierające pytania otwarte, które służyły przede wszystkim do zdobycia informacji o ilości miejsc noclegowych, długości sezonu turystycznego oraz rocznej ilości serwowanych głównych posiłków (tj. obiadów lub obiadokolacji, których częścią mogą być dania z wołowiny). Uzupełnieniem badań stanowiły kwestie dotyczące sposobu zaopatrywania się w mięso (zwłaszcza wołowinę), przeznaczonego do sporządzania dań kulinarnych w badanych obiektach, oraz uzyskanie deklaracji, czy dany podmiot byłby zainteresowany zakupem wysokiej jakości wołowiny pochodzącej od lokalnych producentów bydła. Obserwacje służyły do stwierdzenia, czy dany obiekt znajdujący się na liście faktycznie funkcjonuje, lub ewentualnie czy nie należy poszerzyć bazy o podmioty, które w analizowanym terenie prowadziły działalność, a nie widniały w pierwotnym spisie wytypowanych miejsc do przeprowadzenia badań. Ostatecznie na podstawie uzyskanych informacji od specjalistów i analizie jadłospisów w wybranych obiektach, do wyliczenia potencjalnego popytu przyjęto zawartość 100 gramów kulinarnej wołowiny sudeckiej w jednym posiłku głównym konsumowanym raz w tygodniu. Obliczony w ten sposób popyt wyniósł na obszarze wybranym do analizy w tym opracowaniu 82,1 tony/rok (tabela 1).

W przypadku badania strony podażowej powstał problem z uzyskaniem oficjalnych danych statystycznych określających poziom ubojów i wielkości produkcji mięsa wołowego na poziomie poszczególnych powiatów. Odmowę udzielenia takich informacji otrzymano zarówno ze strony nadzoru weterynaryjnego, jak i urzędów statystycznych. W uzasadnieniu decyzji odpowiednich urzędów znajdowało się stwierdzenie, że tego typu informacje są ogłaszane publicznie tylko na poziomie kraju lub województw, natomiast dla mniejszych jednostek terytorialnych jest to zabronione. W związku z tym konieczne było przygotowanie specjalnej autorskiej metodyki szacowania produkcji wołowiny o najwyższych parametrach kulinarnych na obszarze wytypowanych powiatów w oparciu

o dane wtórne. Wzór do obliczenia potencjalnej podaży wołowiny kulinarnej składał się z iloczynu sztuk bydła przeznaczonego na rzeź, średniej wagi poubojowej ciepłej i współczynnika udziału wołowiny kulinarnej w wadze poubojowej ciepłej. Brano tutaj pod uwagę tylko bydło z ras w typach użytkowych mięsnym lub kombinowanym (mięsno-mlecznym), ponieważ dają one gwarancję uzyskiwania najwyższej jakości mięsa wołowego, które ma stanowić cechę wyróżniającą „wołowiny sudeckiej”. Dane dotyczące wielkość pogłowia bydła w typie użytkowym mięsnym i kombinowanym oraz jego podział na grupy wiekowe uzyskano z Agencji Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa – Oddział Terenowy we Wrocławiu. Ilość bydła przeznaczonego na rzeź oszacowano na 4975 sztuk (była to suma sztuk przeznaczonych na wybrakowanie ze stada podstawowego z klasy wiekowej powyżej 30 miesięcy oraz sztuk młodego bydła opasowego z klasy wiekowej 12–30 miesięcy życia, które nie są przeznaczone na odnowienie stada podstawowego i trafiają do uboju). Średnią wagę tuszy poubojowej ciepłej określono na podstawie danych Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi z grudnia 2010 roku [7] (wyniosła ona 0,296 t/szt. dla makroregionu południowego, gdzie zalicza się województwo dolnośląskie). Wartość współczynnika udziału wołowiny kulinarnej w wadze poubojowej ciepłej określono na poziomie 0,4 (na podstawie informacji zawartych w ekspertyzie przygotowanej na potrzeby realizowanego grantu badawczego [13]). W efekcie mnożąc przedstawione wartości otrzymano wielkość potencjalnej podaży wołowiny kulinarnej na poziomie 589,0 ton/rok (przy założeniu, że wszystkie uboje wytypowanych sztuk bydła przeznaczone byłyby na „wołowinę sudecką”). Na podstawie przyjętych założeń i wykonanych obliczeń, po zbilansowaniu popytu i podaży na proponowany produkt regionalny, określono znaczną nadwyżkę podaży nad popytem wynoszącą 506,9 ton/rok (tabela 1).

Na podstawie przeprowadzonych badań zaproponowano też najlepszy, zdaniem naukowców, sposób dystrybucji analizowanego produktu, który miałby polegać na ścisłej współpracy rolników – producentów „Wołowiny Sudeckiej” z właścicielami obiektów gastronomicznych, w których będą przyrządzane potrawy z tego produktu. Zdaniem autorów opracowania, jest to ważny, ale trudny warunek przybliżający do sukcesu rynkowego analizowanego projektu, z zastrzeżeniem, że będzie oparty o wzajemne zaufanie i widoczne obopólne korzyści ekonomiczne. Op-

cyjonalnie ogniwem pośrednim mogą być obiekty handlu detalicznego mięsem, które będą oferować „Wołowinę Sudecką” dla konsumentów ostatecznych chcących przyrządzać samodzielnie dania z wysokiej jakości kulinarnego mięsa wołowego. Jednakże jako główny segment konsumentów docelowych uznano turystów, kuracjuszy i mieszkańców regionu o co najmniej średnich dochodach, którzy korzystają z usług gastronomicznych i są potencjalnie zainteresowani zdrową, dobrze przyrządzoną przez zawodowego kucharza i smaczną wołowiną (tabela 1).

Tabela 1. Wybrane założenia dotyczące koncepcji wdrożenia produktu regionalnego „Wołowina Sudecka”

Table 1. Selected assumptions of the implementation concept of regional product “Sudeten Beef”

Założenia	Szczegółowa charakterystyka
Rdzeń produktu	Wołowina o wysokich walorach kulinarnych z bydła w typie mięsnym i kombinowanym, które jest utrzymywane na terenach sudeckich.
Sposób produkcji żywca	Wypas ekstensywny na użytkach zielonych. Produkcja ekologiczna lub integrowana.
Wiek uboju bydła	Powyżej 12 miesięcy (młode bydło rzeźne i opasy z brakowania stada podstawowego).
Producenci	Członkowie Grupy Producentkiej „Wołowina Sudecka Sp. z o. o.” oraz inni rolnicy sudeccy.
Nabywcy pośredni	1) Obiekty gastronomiczne zlokalizowane na analizowanym obszarze (preferowany typ). 2) Obiekty handlu detalicznego mięsem wołowym na Dolnym Śląsku (typ opcjonalny).
Grupa docelowa konsumentów ostatecznych	1) Osoby korzystające z usług gastronomicznych (turyści, kuracjusze, mieszkańcy regionu) o średnich i wyższych dochodach (typ preferowany). 2) Osoby o dobrych umiejętnościach kulinarnych i co najmniej średnich dochodach, szukające wysokiej jakości wołowiny w celu samodzielnego przyrządzenia (typ opcjonalny).
Bilans podaży i popytu	Potencjalna podaż: 589,0 t/rok. Potencjalny popyt: 82,1 t/rok. Saldo: 506,9 t/rok (nadwyżka podaży).

Dodatkowo zalecono producentom opracowanie profesjonalnego sposobu promocji oraz kontroli produkcji i dystrybucji (akcje promocyjne, procedury produkcyjne i system zapewnienia jakości, certyfikat oryginalnego pochodzenia produktu). Ważne jest, aby w przypadku akcji promocyjnych uwypuklać atrybuty związane z naturalnością, ekologicznością i sudeckim pochodzeniem, co wpłynie na pozytywne skojarzenia u potencjalnych konsumentów i powinno przełożyć się w przyszłości na zwiększenie ilości zakupów „Wołowiny Sudeckiej”.

4. Podsumowanie

Podsumowując można stwierdzić, że żywnościowe produkty regionalne mogą przyczyniać się do utrzymania środowiska naturalnego w bardzo dobrym stanie, a także praktycznie wspomagać wprowadzanie zasad zrównoważonego rozwoju. Są także ważne pod względem marketingowym, ponieważ stają się elementem oferty turystycznej danego obszaru, co zwiększa atrakcyjność wypoczynku dla potencjalnych przyjezdnych poszukujących oryginalności i unikatowości w trakcie swoich wojaży. Poza tym, ze względu na specyfikę pochodzenia i wytwarzania, produkty regionalne sprzyjają rozwojowi gospodarczemu i mogą być źródłem realnych korzyści dla lokalnych społeczności. Będący szczególnym przedmiotem zainteresowania w tej pracy produkt regionalny „Wołowina Sudecka” ma duże szanse powodzenia. Wprowadzenie na rynek „Wołowiny Sudeckiej” powinno umożliwić rozwój kierunków produkcji rolniczej do których region jest naturalnie predysponowany; dostarczyć konsumentom oryginalny produkt regionalny; uruchomić pozarolnicze działalności na obszarach wiejskich objętych projektem; zintegrować lokalne środowiska związane z rolnictwem, produkcją żywności oraz usługami gastronomicznymi i turystycznymi; a także wspomóc działania na rzecz zachowania naturalnych walorów przyrodniczych Sudetów.

*Opracowanie w ramach projektu badawczego MNiSW
pt. „Koncepcja zaprojektowania i wdrożenia produktu regionalnego
„wołowina sudecka” na obszarach ONW* Sudety”;
numer rejestracyjny projektu badawczego NN 112 317638.
ONW – Obszary o Niekorzystnych Warunkach

Literatura

1. **Alvensleben R., Schrader S.K.:** *Consumer attitudes towards regional food products – A case study for northern Germany*. Materials from AIR-CAT workshop “Consumer Attitudes towards Typical Foods”, 22 October 1998 in Dijon, France, 1998.
2. **Gąsiorowski M.:** *Produkty lokalne, tradycyjne, regionalne*. Biuletyn FAOW. Nr 3/2007, str. 5 (2007).
3. **GUS:** *Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2012 r*. Informacje i opracowania statystyczne. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 17–18 (2012).
4. **Jankowska-Huflejt H., Domański P.J.:** *Aktualne i możliwe kierunki wykorzystania trwałych użytków zielonych w Polsce*. Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie. Tom 8, Zeszyt 2b (24), 31–49 (2008).
5. **Kucharska A.:** *Programy rolnośrodowiskowe z udziałem zwierząt trawożernych szansą na utrzymanie naturalnych i półnaturalnych łąk i pastwisk oraz ich bioróżnorodności*. Chemia – Dydaktyka – Ekologia – Metrologia. R. 10, NR 1–2, 29–32 (2005).
6. **Kutkowska B.:** *Wdrażanie koncepcji zrównoważonego rozwoju rolnictwa i obszarów wiejskich w Sudetach*. Studia i monografie nr 2/2007. Wyd. Instytut Rozwoju Wsi i Rolnictwa Polskiej Akademii Nauk, 2007.
7. **MRiRW:** *Rynek wołowiny i cielęciny*. Biuletyn nr 51/2010. Wyd. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Departament Rynków Rolnych, Warszawa, str. 4 (2010).
8. **Minta S., Tańska-Hus B.:** *Produkcja wołowiny oraz cielęciny w Polsce i na Dolnym Śląsku w latach 2000–2010*. Roczniki Naukowe SERiA. Tom XIV, Zeszyt 1, 322–326 (2012).
9. **Musiał W.:** *Korzyści ekonomiczne działań rolnośrodowiskowych na obszarach górskich – wybrane aspekty*. Roczniki Naukowe SERiA. Tom VII, Zeszyt 4, 305–310 (2005).
10. **Piontek F.:** *Znaczenie narzędzi ekonomiczno – prawnych i rozwiązań organizacyjnych dla wdrażania rozwoju zrównoważonego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environmental Protection) 2, 237–261 (2000).
11. **Tańska-Hus B., Minta S.:** *Miejsce produktów regionalnych i tradycyjnych w kształtowaniu wizerunku regionu*. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego nr 709. Problemy Zarządzania, Finansów i Marketingu nr 23, 217–230 (2012).
12. **Venn L., Kneafsey M., Holloway L., Cox R., Dowler E., Tuomainen H.:** *Researching European ‘alternative’ food networks: some methodological considerations*. Area. Royal Geographical Society (with The Institute of British Geographers). Nr 38 (3), str. 248 (2006).

13. **Król Z.:** *Dane technologiczne i potencjał przetwórczy wołowiny oraz cielęciny na Dolnym Śląsku.* Niepublikowane materiały wewnętrzne Instytutu Nauk Ekonomicznych i Społecznych, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, str. 6 (2012).
14. **Żakowska-Biemans S.:** *Żywność tradycyjna z perspektywy konsumentów.* Żywność. Nauka. Technologia. Jakość. Nr 3 (82), 5–18 (2012).

The Implementation of Concept of a Regional Product „Sudeten Beef” in the Context of Environment Protection

Abstract

This paper presents the issues related to the specific of market of regional and traditional products and shows how important may be the development of this market in the context of environmental protection. This is due to the fact that the idea of food production and consumption in the same region reduces the need for long-distance transport (this reduces fuel consumption and also helps reduce the greenhouse effect). Another issue is that the regional products are made from components having a common ecological character (this helps to reduce chemical treatments that may harm nature). Besides, in some cases, regional products can contribute to maintaining natural ecosystems and enhance natural values of a specific area. An example of this is described in detail in this study regional product “Sudeten Beef”, which is produced in the Polish part of the Sudetes Mountains in the voivodeship of Lower Silesia (south-western Poland). Regional products can play an important role in sustainable development, particularly in relations to the peripheral areas. This applies to environmental aspects as well as the typical economic. In this article defines sustainable development as a way of doing business, which on the one hand give a positive economic results, and at the same time will as far as possible to care for the environmental and does not cause over-exploitation of resources, so that future generations can also use them. In addition, sustainable development also means equalizing opportunities between regions with high growth potential (usually of a large urban areas) and areas with less growth potential (in Polish condition this is particularly true of rural areas far from big cities). According to such assumptions, the development of regional product’s market can contribute to sustainable economic development of rural areas, because it gives opportunities to create new jobs, increasing incomes and the stimulation of the local community.

Regional product „Sudeten Beef”, which is the main focus in this article, has a good chance to market success. This product comes from meat obtained from cattle in meat and combined type, which is kept in Sudeten districts. This is due to both the natural character of the Sudetenland, and the potential of demand and supply in the study area. Placing on the market “Sudeten Beef” should enable the development of agricultural production in direction to which the region is especially predisposed because of natural conditions. This product may also be a source of additional income for local farmers and entrepreneurs. The benefits reach also the consumers who receive high quality and unique food product that will enrich the catering and tourist offer in the study area. Placing such type of product on the market can run non-agricultural activities in rural areas covered by the project. This type of activity can help in the integration of local communities related to agricultural, food production, catering and tourism. Finally it can help to preserve valuable environmental assets Sudeten Mountains (grazing cattle will help to maintain a balance in areas of high natural value, due to the act as “natural lawn”).



Marketing ekologicznych produktów żywnościowych – wyniki badania wśród polskich przetwórców

Paweł Bryła
Uniwersytet Łódzki

1. Wzrost znaczenia produktów ekologicznych w marketingu żywności

Obserwujemy istotny wzrost znaczenia pewnych typów produktów w marketingu żywności. Ten wieloletni trend, aczkolwiek o zróżnicowanym stopniu zaawansowania w zależności od rynku, dotyczy m.in. produktów funkcjonalnych, zdrowotnych, regionalnych, tradycyjnych i ekologicznych. W niniejszym opracowaniu skupimy się na tej ostatniej kategorii, prezentując wyniki własnego badania empirycznego na ogólnopolskiej próbie wyspecjalizowanych przetwórców.

Zgodnie z wynikami badań na próbie 44 tys. amerykańskich gospodarstw domowych wykształcenie ma duży wpływ na prawdopodobieństwo zakupu produktów ekologicznych na rynku żywności [3]. Konsumentów żywności ekologicznej są heterogeniczną grupą pod względem demograficznym i behawioralnym [7]. Istotne są także czynniki związane ze świadomością i osobowością [5]. Badania przeprowadzone w Wielkiej Brytanii dowiodły, iż troska o bezpieczeństwo żywności jest najistotniejszą determinantą stosunku do produktów ekologicznych, jak również potwierdziły znaczenie postawy etycznej konsumentów w tym kontekście [8]. Duże sieci handlowe odpowiedziały na zapotrzebowanie konsumentów wprowadzając ekologiczne produkty żywnościowe do swoich placówek [4, 11]. Specyfikę marketingu mix dla produktów ekologicznych można analizować na poziomie globalnym [9]. Do sukcesu na ryn-

ku produktów ekologicznych przyczynia się uzyskanie certyfikatu jakości [1]. Według A. Graczyka i K. Mazurek-Łopacińskiej rozwój rynków produktów ekologicznych w Europie jest pobudzany przez przyjęcie strategii zrównoważonego rozwoju UE, której realizacja zależy od czynników kulturowych [6]. B. Pilarczyk i R. Nestorowicz wskazują, iż rynek żywności ekologicznej w Polsce znajduje się w początkowej fazie rozwoju, a podmioty działające na tym rynku w niewielkim stopniu korzystają z doświadczeń przedsiębiorstw zorientowanych marketingowo [10]. Wyniki badań S. Żakowskiej-Biemans wskazują na znaczenie orientacji konsumentów w procesie zakupu żywności ekologicznej w Polsce. Osoby otwarte na nowości są bardziej skłonne do wyboru tego typów produktów. Polscy konsumenci definiują żywność ekologiczną w oparciu o czynnik zdrowotności i bezpieczeństwa [12].

2. Charakterystyka próby badanej

W celu przeanalizowania strategii marketingowych w zakresie oferowania produktów ekologicznych na rynku żywności skierowano ankietę internetową do polskich producentów żywności ekologicznej. Populacja badana objęła wszystkie 282 podmioty, które uzyskały status przetwórcy¹ żywności ekologicznej w wykazie Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi i posiadały adres e-mailowy. Efektywna stopa zwrotu wyniosła 7–10% w zależności od pytania, co można uznać za satysfakcjonujący wynik dla tego rodzaju badań.

W badanej próbie polskich producentów żywności ekologicznej dominują firmy działające w formie spółki z ograniczoną odpowiedzialnością (30%) i osoby fizyczne prowadzące działalność gospodarczą (25%). Na trzeciej pozycji znalazły się gospodarstwa rolne (15%), następnie organizacje producentów (10%) i spółki cywilne (10%). W próbie jest także spółdzielnia i spółka jawna. Tylko jeden badany podmiot jest powiązany kapitałowo z partnerem zagranicznym.

Badana próba producentów żywności ekologicznej ma ogólnopolski charakter. Jest w niej reprezentowanych 11 województw. Najwięcej jednostek badania pochodzi z województw: mazowieckiego, wielkopolskiego i dolnośląskiego.

¹ W niniejszym opracowaniu używamy zamiennie sformułowań „producent” i „przetwórca” żywności ekologicznej, gdyż interesują nas strategie marketingowe firm oferujących produkty ekologiczne dla gospodarstw domowych.

Badane podmioty powstawały najczęściej w latach dziewięćdziesiątych. Połowa organizacji objętych badaniem została utworzona do 1993 r., przeważnie w okresie tworzenia się zrębów współczesnej gospodarki wolnorynkowej w Polsce. $\frac{1}{4}$ podmiotów znajdujących się w próbie badanej utworzono po 1999 r., Najstarsza jednostka badania powstała w 1908 r., a najmłodsza – w 2010 r. Polscy producenci żywności ekologicznej, którzy uzyskali wpis do rejestru Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi, posiadają zatem z reguły kilkunastoletnie doświadczenie w prowadzeniu działalności gospodarczej. Są to często firmy, które powołano do życia w okresie transformacji systemowej w Polsce i które zdołały wypracować sobie stabilną pozycję na rynku.

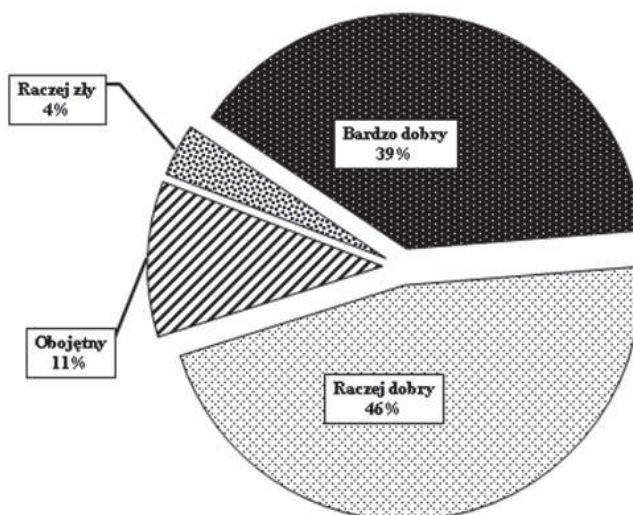
Badane podmioty były bardzo zróżnicowane pod względem wielkości zatrudnienia. Ich wielkość znajdowała się w przedziale od 1 do 500 osób. Średnia wyniosła 81 osób, a mediana 13,5. $\frac{1}{4}$ badanych organizacji liczyła do 8 członków/pracowników (w zależności od formy instytucjonalno-prawnej), a $\frac{1}{4}$ – powyżej 75. W badanej próbie dominowały zatem mikro- i małe przedsiębiorstwa. Interpretacja tych danych wymaga jedna zastrzeżenia, iż czasem podana liczba dotyczy członkostwa w organizacji producentów.

W badanej próbie polskich producentów żywności ekologicznej dominują przedsiębiorstwa zajmujące się przetwórstwem surowców pochodzenia roślinnego. Firmy z branży owocowo-warzywnej stanowią ponad $\frac{1}{3}$ badanych, na drugiej pozycji są przedsiębiorstwa przetwórstwa zbożowego, a następnie przedstawiciele piekarnictwa. Firmy mleczarskie stanowią 11% próby badanej. Ponadto w próbie znalazły się przedsiębiorstwa z następujących branż: mięsnej, olejarskiej i cukierniczej. Taka struktura producentów żywności ekologicznej według branży odzwierciedla z jednej strony preferencje konsumentów, a z drugiej strony – ograniczenia wynikające z dystrybucji świeżych, niekonserwowanych chemicznie produktów pochodzenia zwierzęcego.

3. Wpływ uzyskania statusu producenta żywności ekologicznej na rozwój firmy

Badane firmy uzyskały status producenta żywności ekologicznej najczęściej w okresie po przystąpieniu Polski do Unii Europejskiej. Najwcześniej zdobyła taką rejestrację jedna z badanych organizacji w 1990

roku, lecz $\frac{3}{4}$ uzyskało ten status po 2004 r., a $\frac{1}{4}$ – po 2008 r. Najpóźniej było to w 2010 r. 6–7-letnie doświadczenie w zakresie oferowania produktów ekologicznych pozwala na rzetelną ocenę uwarunkowań i konsekwencji tego typu strategii marketingowych.



Rys. 1. Ocena wpływu uzyskania statusu producenta żywności ekologicznej na rozwój firmy (%)

Fig. 1. Evaluation of the impact of acquiring the status of organic food producer on company development (%)

Według ankietowanych uzyskanie statusu producenta żywności ekologicznej miało na rozwój ich organizacji bardzo pozytywny lub umiarkowanie pozytywny wpływ (rys. 1). Nieliczne osoby podały brak wpływu lub negatywne efekty. W żadnym przypadku uzyskanie statusu producenta żywności ekologicznej nie miało bardzo negatywnego skutku.

Zdaniem badanych przedstawicieli firm oferujących produkty ekologiczne uzyskanie statusu producenta żywności ekologicznej spowodowało poprawę wielu parametrów działalności ich przedsiębiorstw. W szczególności ponad $\frac{2}{3}$ ankietowanych zwróciło uwagę na efekt w postaci wzrostu liczby odbiorców. Ponad połowa badanych zauważyła efekt polegający na zwiększeniu wydatków marketingowych, zatem uzyskanie statusu żywności ekologicznej sprzyja realizacji bardziej intensywnych i/lub zaawansowanych działań marketingowych, które generują wyższe koszty. Większość respondentów potwierdziła także wpływ uzyskania statusu żywności ekologicznej na wzrost wielkości produkcji i zysku netto.

W opinii przedstawicieli badanych podmiotów proces uzyskiwania statusu producenta żywności ekologicznej nie jest zbyt trudny. Prawie połowa badanych oceniła jego poziom trudności jako średni, a ponad 1/3 stwierdziła, że był dla nich raczej łatwy. Żaden badany nie skorzystał z opcji odpowiedzi: „bardzo trudny”.

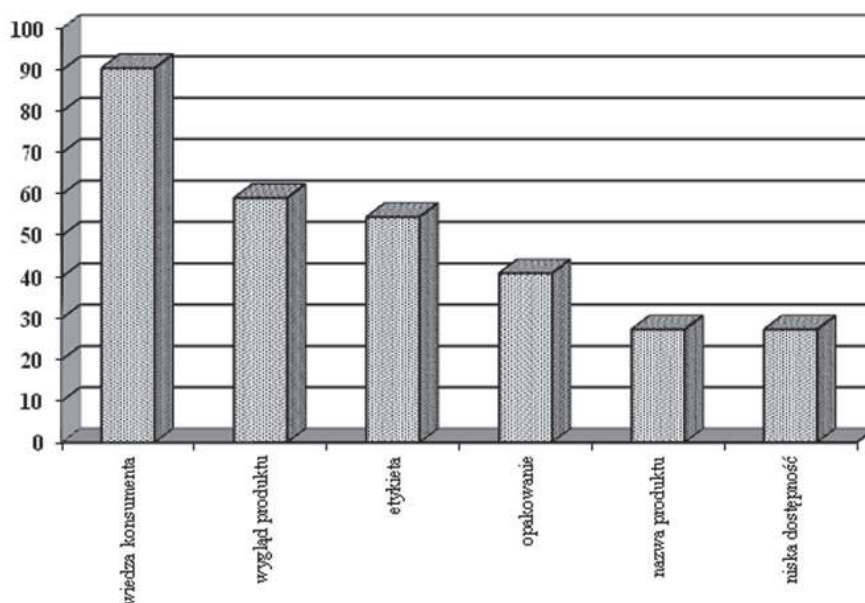
Uzyskanie statusu producenta żywności ekologicznej przyniosło w opinii badanych szereg korzyści w obszarze marketingu. 86% badanych zwróciło uwagę na pozytywny efekt w postaci poprawy wizerunku rynkowego danego podmiotu. Prawie $\frac{3}{4}$ potwierdziło wpływ tego zdarzenia na wejście do nowych kanałów dystrybucji, a prawie $\frac{2}{3}$ stwierdziło, że uzyskanie statusu producenta żywności ekologicznej umożliwiło reprezentowanym przez nich firmom zastosowanie polityki wyższych cen. Ponad połowa badanych uważa, że uzyskanie statusu producenta żywności ekologicznej przyczyniło się do opracowania nowych strategii marketingowych ich przedsiębiorstw. Tyle samo odpowiedzi dotyczyło efektu w postaci poprawy wizerunku regionu pochodzenia, zatem miał miejsce transfer wizerunku między firmą a jej obszarem pochodzenia. Ponad 1/3 ankietowanych uznała, że uzyskanie statusu producenta żywności ekologicznej miało znaczenie dla podniesienia entuzjazmu i motywacji pracowników, a 1/5 podała, że efektem była ekspansja na rynkach zagranicznych. Zatem najistotniejsze zmiany nastąpiły w dziedzinie kreowania wizerunku firmy, polityki dystrybucji i cen.

4. Wybrane elementy strategii oferowania produktów ekologicznych

Respondenci zostali poproszeni o dokonanie oceny znaczenia poszczególnych aspektów produktów ekologicznych. Za najważniejszą cechę żywności ekologicznej uznali typowość, polegającą na specyfice procesu produkcji i produktu finalnego. Jest to zrozumiałe, biorąc pod uwagę rygorystyczne wymogi w zakresie produkcji żywności ekologicznej, jak również znaczenie dostrzeżenia specyfiki tych produktów przez konsumentów. Na drugim i trzecim miejscu znalazły się czynniki dotyczące integracji pionowej kanału rynku (współpraca przetwórcy z dostawcami i współpraca przetwórcy z dystrybutorami). Zatem w przypadku żywności ekologicznej jej konstytutywną cechą jest wypracowanie reguł systematycznej i ścisłej współpracy w kanale rynku, gdyż tylko

rozwinięta integracja pionowa może zapewnić sukces rynkowy. Na czwartej pozycji znalazła się terytorialność, czyli związek z obszarem pochodzenia. Wytwórcy ekologicznych produktów żywnościowych opierają swój sukces marketingowy nie tylko na specyficznych metodach produkcji i współpracy w kanale dystrybucji, ale także na odwoływaniu się do obszaru pochodzenia produktów. Następnie badani wskazywali na znaczenie współpracy między producentami na danym obszarze (integracja pozioma kanału rynku) i współpracy między producentami a instytucjami ich wspierającymi. Mniejszą rolę zdaniem ankietowanych odgrywają takie elementy, jak: tradycyjność – zakorzenienie w historii obszaru pochodzenia i w lokalnej diecie, wspólnotowość – dzielenie się wiedzą i doświadczeniem przez producentów, związek z krajobrazem i współpraca między producentami a podmiotami odpowiedzialnymi za rozwój turystyki. Wszystkie zaproponowane cechy produktów ekologicznych uzyskały znaczną przewagę odpowiedzi w kategoriach „bardzo ważne” i „raczej ważne” (łącznie) w stosunku do sumy odpowiedzi „raczej nieważne” i „bez znaczenia”.

W opinii polskich producentów żywności ekologicznej największe znaczenie wśród determinantów postrzeganej autentyczności ich produktów ma wiedza konsumentów (rys. 2). Ponadto istotne są takie czynniki, jak: wygląd produktu, etykieta i opakowanie. Ponad ¼ badanych zwróciła uwagę na bardzo dużą rolę nazwy produktu i niskiej dostępności tego typu wyrobów. Mniejsze znaczenie w opinii badanych mają następujące determinanty postrzeganej autentyczności: typ punktu sprzedaży detalicznej, jego usytuowanie w obszarze pochodzenia danego produktu, posiadane oznaczenia jakości i adresowanie oferty dla turystów. Najistotniejszym czynnikiem wpływającym na postrzeganą autentyczność produktów ekologicznych jest zatem ukształtowanie odpowiedniego poziomu wiedzy pośród konsumentów i odpowiednie zaprojektowanie produktu, aby swoim wyglądem, etykietą, opakowaniem i nazwą kreował spójny i pożądany wizerunek. Wśród niewymienionych w katalogu opcji odpowiedzi jeden z respondentów zwrócił uwagę na rolę pozycjonowania cenowego w kształtowaniu percepcji autentyczności ekologicznych produktów żywnościowych.



Rys. 2. Najważniejsze determinanty postrzeganej autentyczności produktów ekologicznych (%)

Fig. 2. The principal determinants of perceived authenticity of organic products (%)

W opinii ankietowanych przedstawicieli producentów żywności ekologicznej przewaga konkurencyjna ich oferty zależy najbardziej od walorów zdrowotnych, marki, reputacji i smaku, podczas gdy wcześniejsze badanie autora, przeprowadzone wśród producentów żywności konwencjonalnej, wskazywało na największe znaczenie smaku, ceny i gwarancji jakości [2]. Bardzo duże znaczenie ma także bezpieczeństwo spożycia, ekologiczny charakter produktu i gwarancja jakości w postaci znaku lub certyfikatu (co najmniej 70% wskazań w kategorii „bardzo ważne”). O przewadze konkurencyjnej decydują także takie elementy, jak: zapach, bogactwo składników mineralnych i/lub witamin, niepowtarzalność produktu, tradycyjna receptura, cena, przyjemność konsumpcji i ciekawość konsumentów. Mniej istotne zdaniem badanych są następujące determinanty przewagi konkurencyjnej: lojalność konsumentów, identyfikacja produktów z regionem pochodzenia, możliwość śledzenia źródeł pochodzenia surowców, termin przydatności do spożycia, troska o dobrostan zwierząt gospodarskich i moda na konsumpcję żywności ekologicznej. Najmniejsze znaczenie ankietowani przypisywali w tym kontekście trosce klientów o lokalnych producentów, dostawie do klienta i nostalgii konsumentów. Tylko jeden respondent skorzystał z możliwości uzupełnienia

opcji odpowiedzi o inną determinantę konkurencyjności produktów ekologicznych. Podał on posiadanie certyfikatu jakości Demeter. Podsumowując, według ankietowanych przedstawicieli firm wytwarzających produkty ekologiczne ich przewaga konkurencyjna zależy przede wszystkim od umiejętności akcentowania walorów zdrowotnych tego typu wyrobów, wykreowania rozpoznawalnej marki i zbudowania własnej reputacji na rynku oraz od lepszych właściwości smakowych żywności ekologicznej w porównaniu z produktami konwencjonalnymi. Wszystkie wskazane w opcjach odpowiedzi cechy oferty zostały ocenione jako istotne z punktu widzenia budowania i utrzymywania przewagi konkurencyjnej, o czym świadczy większa liczba odpowiedzi w kategoriach „bardzo ważne” i „raczej ważne” (łącznie) w porównaniu ze zsumowanymi kategoriami „raczej nieważne” i „bez znaczenia”. Wyjątkiem była tylko troska klientów o lokalnych producentów, gdzie te proporcje odpowiedzi się zrównoważyły, zatem altruistyczny motyw konsumpcji żywności ekologicznej został oceniony jako raczej ambiwalentny czynnik.

Do najważniejszych kanałów dystrybucji żywności ekologicznej należą naturalnie sklepy z taką żywnością (prawie 2/3 wskazań) i duże sieci handlowe (ponad 2/5). Mniejsze znaczenie ma sprzedaż bezpośrednia w gospodarstwie rolnym producenta, dostawa do domu klienta i własna sieć dystrybucji, zaś sprzedaż targowiskowa prawie nie odgrywa żadnej roli. Wśród spontanicznie wymienionych, dodatkowych kanałów dystrybucji produktów ekologicznych znalazły się: hurtownie, w tym specjalistyczne hurtownie ekologiczne, sprzedaż do firm przetwórczych i sprzedaż do sieci restauracji. 3 lata temu najważniejszym kanałem dystrybucji były także sklepy z żywnością ekologiczną. Warto zauważyć, iż żaden badany podmiot nie posiadał własnej sieci dystrybucji 3 lata przed ankietą. Natomiast w perspektywie następnych 3 lat badane firmy planują rozwinąć sprzedaż swoich produktów w dużych sieciach handlowych i własnych sieciach dystrybucji.

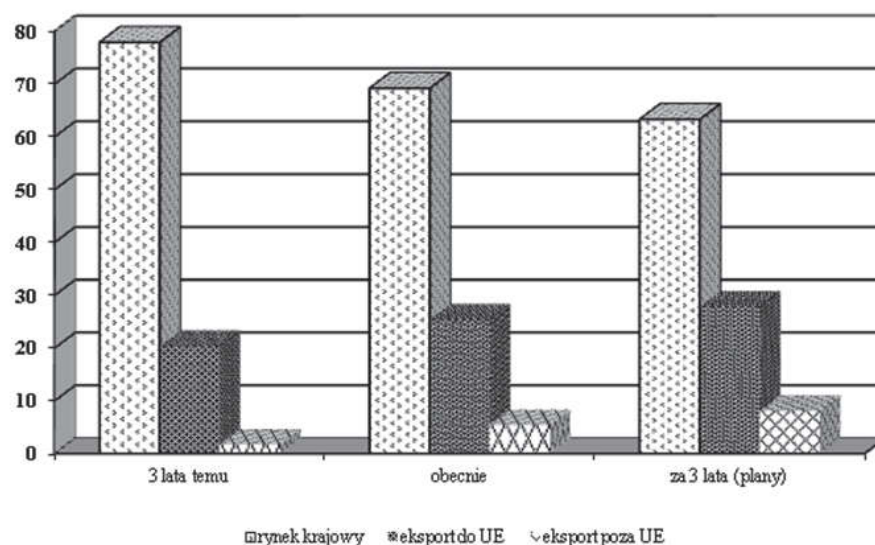
5. Internacjonalizacja sprzedaży polskiej żywności ekologicznej

Przedstawiciele badanych podmiotów zostali poproszeni o ocenę znaczenia wybranych barier rozwoju rynku produktów ekologicznych w Polsce. Najistotniejszym ograniczeniem ich zdaniem są zbyt wysokie

ceny żywności ekologicznej. Jest to czynnik tylko częściowo zależny od badanych firm. Kształtowanie cen produktów ekologicznych zależy także od pozostałych uczestników kanału rynku, w szczególności dystrybutorów i dostawców surowców. Ponadto należy pamiętać o relatywnie niskim poziomie zamożności polskiego społeczeństwa w porównaniu z innymi krajami członkowskimi Unii Europejskiej. Na drugim miejscu wśród barier rozwoju rynku żywności ekologicznej wymieniono niską widoczność tego typu produktów w punktach sprzedaży detalicznej (słaby merchandising). Kolejne pod względem ważności bariery dotyczą słabej dostępności produktów ekologicznych (niewielka liczba sklepów specjalistycznych i brak w licznych sklepach z żywnością konwencjonalną) i niedostatecznie intensywnych działań marketingowych. Mniejsze znaczenia mają: niekorzystny wygląd produktów ekologicznych i ich gorszy smak. Jeden z respondentów spontanicznie dodał niewielką skalę produkcji jako barierę rozwoju analizowanego rynku.

Polscy producenci żywności ekologicznej charakteryzują się wysokim stopniem uczestnictwa w imprezach targowych. Ponad 4/5 badanych podmiotów bierze udział w targach o zasięgu lokalnym i krajowym, a co najmniej $\frac{3}{4}$ – w imprezach o zasięgu regionalnym i międzynarodowym. W szczególności należy podkreślić dużą skłonność do uczestnictwa w targach międzynarodowych, co może stanowić odzwierciedlenie ambitnych zamierzeń strategicznych dotyczących internacjonalizacji działalności badanych przedsiębiorstw.

Wśród polskich producentów żywności ekologicznej obserwujemy wyraźną tendencję wzrostu znaczenia rynków eksportowych (rys. 3). Obecnie 69% wartości sprzedaży lokowane jest na rynku krajowym, podczas gdy 3 lata wcześniej było to prawie 78%, a plany na następne 3 lata zakładają dalszy spadek udziału rynku krajowego w wartości sprzedaży (do 63%). Wśród rynków eksportowych dominują kraje członkowskie Unii Europejskiej, gdzie polscy producenci żywności ekologicznej sprzedają ponad $\frac{1}{4}$ wartości swoich wyrobów, natomiast pozostałe rynki eksportowe absorbują ok. 5% wartości sprzedaży. W analizowanym przedziale czasowym obserwujemy znaczący wzrost udziału rynków zagranicznych w wartości sprzedaży polskich produktów ekologicznych, zarówno w Unii Europejskiej, jak i poza tym ugrupowaniem integracyjnym.



Rys. 3. Internacjonalizacja sprzedaży polskich produktów ekologicznych (% udział poszczególnych rynków w wartości sprzedaży)

Fig. 3. Internationalisation of sales of Polish organic products (% share of particular markets in total sales)

Obecnie połowa badanych firm sprzedaje co najmniej 90% swoich wyrobów na rynku krajowym, zaś w perspektywie następnych 3 lat wskaźnik ten ma spaść do 65% w opinii badanych. Internacjonalizacja sprzedaży polskiej żywności ekologicznej wymaga zastosowania bardziej zaawansowanych narzędzi marketingowych. Proces ten wpływa na kształtowanie strategii badanych firm, w szczególności w obszarze marketingu.

Niniejsza praca została wykonana w ramach projektów badawczych MNiSW nr N N114 301938 i Iuventus Plus nr IP2011004371

Literatura

1. **Achilleas K., Anastasios S.:** *Marketing aspects of quality assurance systems. The organic food sector case.* British Food Journal, nr 8, tom 110, 829–839 (2008).
2. **Bryła P.:** *The impact of EU accession on the marketing strategies of Polish food companies.* British Food Journal, nr 8, tom 114, 1196–1209 (2012).
3. **Dimitri C., Dettmann R.:** *Organic food consumer: what do we really know about them?* British Food Journal, nr 8, tom 114, 1157–1183 (2012).
4. **Doležalová H., Pícha K., Navrátil J.:** *Analysis of the organic food marketing – chain store companies (South Bohemia).* Agricultural Economics – Czech, nr 9, tom 55, 446–58 (2009).

5. **Fotopoulos C., Krystallis A.:** *Organic product avoidance. Reasons for rejection and potential buyers' identification in a countrywide survey.* British Food Journal, nr 3/4/5, tom 104, 233–260 (2002).
6. **Graczyk A., Mazurek-Łopacińska K. (red.):** *Badanie rozwoju rynków produktów rolnictwa ekologicznego i żywności ekologicznej w Polsce.* Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Wrocław 2009.
7. **Hughner R., McDonagh P., Prothero A., Shultz C., Stanton J.:** *Who are organic food consumers? A compilation and review of why people purchase organic food.* Journal of Consumer Behaviour, tom 6, 94–110 (2007).
8. **Michaelidou N., Hassan L.:** *The role of health consciousness, food safety concern and ethical identity on attitudes and intentions towards organic food.* International Journal of Consumer Studies, tom 32, 163–170 (2008).
9. **Pearson D., Henryks J.:** *Marketing organic products: exploring some of the pervasive issues.* Journal of Food Products Marketing, nr 4, tom 14, 95–108 (2008).
10. **Pilarczyk B., Nestorowicz R.:** *Marketing ekologicznych produktów żywnościowych.* Wolters Kluwer Polska, Warszawa 2010.
11. **Seyfang G.:** *Avoiding Asda? Exploring consumer motivations in local organic food networks.* Local Environment, nr 3, tom 13, 187–201 (2008).
12. **Żakowska-Biemans S.:** *Polish consumer food choices and beliefs about organic food.* British Food Journal, nr 1, tom 113, 122–137 (2011).

Marketing of Ecological Food Products – Results of a Research Study Among Polish Processors

Abstract

We observe an increasing importance of certain product types in food marketing, including organic products. In order to analyse the marketing strategies of offering organic food, we conducted an Internet survey among 282 entities, which had obtained the status of organic food processor awarded by the Polish Ministry of Agriculture and Rural Development. The effective response rate amounted to 7–10% depending on the question. According to our respondents, acquiring the status of organic food producer had a very positive (39%) or moderately positive (46%) impact on the development of their organization. Multiple parameters of their enterprises improved, including an increase in the number of customers, output and net profit as well as marketing outlays, which led to more intense and/or sophisticated marketing actions. 86% of the survey participants indicated a positive influence in the field of market image of their firm, almost $\frac{3}{4}$ confirmed entering new distribution channels, and $\frac{2}{3}$ men-

tioned that this status enabled them to implement a policy of premium pricing. According to over half of the study subjects, there was an improvement in the image of their region of origin, which means a transfer of image between the firm and its area of origin. We asked the study participants to assess the importance of selected aspects of organic products. They considered typicality as the main characteristic, followed by vertical market channel integration (cooperation of the processor with its suppliers and distributors). The next position was taken by territoriality, i.e. the link with the area of origin. As far as the perceived authenticity of organic food is concerned, our respondents listed the following determinants as the most important: consumer knowledge, product image, label, and packaging. The representatives of organic food processors believe that their competitive advantage depends on the following factors to the largest extent: healthiness, brand, reputation, and taste. Additional determinants include safety concerns, ecological character of the product and quality guarantee confirmed by a sign or certificate (more than 70% of answers in the category 'very important'). The altruistic motive of supporting local producers was less pronounced. The principal distribution channels of organic food include specialized shops and large distribution networks. Direct sales has a lower significance. We asked our respondents to assess the importance of selected barriers to the development of the organic food market in Poland. They indicated too high prices as the main constraint. This factor is dependent on the processor only to a certain extent, as it is also shaped by suppliers and distributors. We should also bear in mind that the Polish society is relatively less well off than in most EU member states. The second most important barrier was low visibility of organic food in points of sale (weak merchandising), followed by: low accessibility (shortage of specialised shops and poor availability in conventional food stores) as well as insufficient intensity of marketing activities. We observe a distinctive trend concerning the increasing role of export markets for Polish organic food. European Union markets are particularly attractive for Polish organic food producers. The internationalization process requires adopting more advanced marketing strategies.



Analiza atrybutów wpływających na wartość nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych na cele budowlane w gminie Mosina

Adam Zydrón, Ryszard Walkowiak
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Podjęcie porównawcze jest najczęściej stosowanym podejściem do wyceny nieruchomości, w tym nieruchomości przeznaczonych na cele budowlane. Zasady wykorzystania podejścia porównawczego w wycenach nieruchomości reguluje:

- Ustawa o gospodarce nieruchomościami,
- Rozporządzenie w sprawie wyceny nieruchomości,
- Standard III.7. – Wycena nieruchomości przy wykorzystaniu podejścia porównawczego.

Podjęcie porównawcze polega na ustaleniu wartości rynkowej wycenianej nieruchomości na podstawie cen obiektów podobnych. W podejściu porównawczym dokonuje się określenia wartości rynkowej nieruchomości, przez którą rozumie się jej przewidywaną cenę, możliwą do uzyskania na rynku, określoną z uwzględnieniem cen transakcyjnych.

Zgodnie z art. 153 ust. 1 Ustawy o gospodarce nieruchomościami przyjmuje się, że wartość nieruchomości określonej w podejściu porównawczym odpowiada cenom, jakie uzyskano za nieruchomości podobne, które były przedmiotem obrotu rynkowego, skorygowanym ze względu na cechy (atrybuty) różniące te nieruchomości i zmiany poziomu cen wskutek upływu czasu.

Szczegółowe zasady określające m.in. procedury postępowania przy stosowaniu metod i technik używanych w podejściu porównawczym określa Standard III.7.

Zgodnie z wytycznymi Standardu III.7 podejście porównawcze stosuje się do określenia wartości rynkowej nieruchomości wtedy, gdy nieruchomości podobne do nieruchomości będącej przedmiotem wyceny były w obrocie na określonym rynku w okresie dwóch lat poprzedzających wycenę, a także, gdy ich ceny i cechy wpływające na te ceny oraz warunki dokonania transakcji są znane.

Podejście porównawcze wymaga określenia wag cech wpływających na wartość nieruchomości, co wiąże się z istotnymi problemami w przypadku dużej liczby cech. Problem dotyczy wyodrębnienia wagi cechy spośród wielu cech wpływających na wartość nieruchomości ujętych w jednej cenie transakcyjnej.

Cechy nieruchomości należy dobierać zgodnie z przepisami prawnymi i badaniami rynkowymi. Uwzględnianie w wycenach cech rynkowych wskazanych przez przepisy jest obligatoryjne.

W Ustawie o gospodarce nieruchomościami możemy spotkać się z odwołaniem do cech rynkowych, które należy wziąć pod uwagę wyceniając nieruchomości:

- W rozdziale 1 działu IV pod tytułem „Określanie wartości nieruchomości” art. 154 mówi, że rzeczoznawca majątkowy uwzględnia w szczególności (...) rodzaj i położenie nieruchomości, jej przeznaczenie w planie miejscowym, stopień wyposażenia w urządzenia infrastruktury technicznej, stan jej zagospodarowania (...);
- W rozdziale 5 działu III zatytułowanym „Odszkodowanie za wywłaszczenie nieruchomości” art. 134 ust. 2 stanowi, że przy określaniu wartości rynkowej nieruchomości uwzględnia się w szczególności jej rodzaj, położenie, sposób użytkowania, przeznaczenie, stopień wyposażenia w urządzenia infrastruktury technicznej, stan nieruchomości.

Zalecenia ogólne dotyczące wyboru cech rynkowych podaje Standard III.7, zgodnie z którym, cechami tymi są w szczególności: właściwości lokalizacyjne, fizyczne i użytkowe wpływające w sposób istotny na wartość nieruchomości.

Wśród cech wpływających na wartość nieruchomości przeznaczonych pod budownictwo możemy wymienić: położenie, przeznaczenie ustalone w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego lub w studium uwarunkowań i kierunków przestrzennego zagospodarowania gminy lub w przypadku braku tego planu faktyczny sposób użytkowania, stan wyposażenia w urządzenia infrastruktury technicznej, stan zagospodarowania, klasę gleboznawczą.

Ustalanie wag cech

Przypisanie wag poszczególnym cechom jest zadaniem bardzo trudnym. Według Standardu III.7 wagi cech rynkowych można ustalać na trzy sposoby:

- na podstawie analizy bazy danych o cenach i cechach nieruchomości będących wcześniej przedmiotem obrotu rynkowego w okresie badania cen,
- przez analogię do podobnych rodzajowo i obszarowo rynków lokalnych,
- na podstawie badań – obserwacji preferencji potencjalnych nabywców nieruchomości (dane z agencji nieruchomości).

Pierwszy sposób dotyczy sytuacji, gdy dysponujemy dużą bazą danych o transakcjach sprzedaży nieruchomości podobnych do nieruchomości wycenianych, uzupełnioną informacjami o cechach tych nieruchomości. Jeśli liczebność jest duża (rzędu kilkaset) a dane wiarygodne, to dla ustalenia wag cech rynkowych posłużyć się możemy metodami statystycznymi [3, 5]. W Polsce próby zastosowania metod statystycznych do oceny wpływu cech na wartość nieruchomości prowadzili Bitner [1], Gawroński [4], Parzych [6].

Drugi sposób ustalania wag cech rynkowych opiera się na analogii do podobnych rodzajowo i obszarowo rynków lokalnych.

Trzeci sposób ustalania wag ma charakter oceny eksperckiej. Wiąże się z prowadzeniem wywiadów rynkowych u pośredników w obrocie nieruchomościami i u doświadczonych rzeczoznawców majątkowych. Celem pracy jest zastosowanie metody statystycznej (analiza regresji wielorakiej) do określenia wag cech wpływających na wartość nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych na cele budowlane.

2. Zakres przestrzenny, czasowy i przedmiotowy badań

Zakres przestrzenny pracy obejmował 21 obrębów znajdujących się na terenie gminy Mosina z wyłączeniem miasta Mosina.

Gmina Mosina to obszar położony 18 km na południe od Poznania, na styku Pradoliny Warszawsko-Berlińskiej oraz Doliny Przełomowej Warty. Gmina zajmuje powierzchnię 171 km². Z południowej strony gmina Mosina graniczy z gminą Czempień oraz gminą Brodnica. Od zachodu graniczy z gminą Kórnik, od wschodu z gminą Stęszew, a od północy – z gminą Komorniki oraz miastami Poznań, Luboń, Puszczykowo.

Jest to jedna z największych gmin w aglomeracji poznańskiej. Ze względu na walory turystyczne, doskonałą lokalizację, zorganizowane połączenia komunikacyjne z Poznaniem, bardzo dobrze rozwiniętą infrastrukturę techniczną i mieszkających tu ludzi, Mosina jest najbardziej atrakcyjną propozycją dla wszystkich, którzy szukają miejsca do zamieszkania i pod nowe inwestycje.

Wydaje się zatem, że obiekt przyjęty do badań dobrze nadaje się do tego typu analiz, zarówno ze względu na zmienność warunków przyrodniczych, jak i zróżnicowanie uwarunkowań społeczno-gospodarczych.

Zakres czasowy pracy obejmował lata 2004–2007 (przyjęcie takiego zakresu czasowego podyktowane było prześledzeniem zjawiska tuż po wejściu Polski do Unii Europejskiej). Zakres przedmiotowy pracy obejmował dane z aktów notarialnych (729 transakcji) dotyczące kupna sprzedaży nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych na cele budowlane.

3. Metodyka badań

Celem pracy było modelowanie zależności ceny 1 m² nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych na cele budowlane w obrębach leżących na terenie gminy Mosina od cech takich, jak występowanie lasów, wód i obszarów chronionych w odległości do 1000 m, dostęp do dróg, infrastruktura energetyczna wysokiego napięcia, kanalizacyjna, wodociągowa, odległość od Poznania, liczba mieszkańców obrębu i powierzchnia działki, przeznaczenie gruntu. Do jego realizacji zastosowano metodykę badań statystycznych przedstawioną w pracy Walkowiaka i Zydronia [7], wykorzystującą metodę regresji krokowej wstecznej.

Wprowadźmy następujące oznaczenia:

y – cena 1 m ² gruntu,	x_7 – infrastruktura energetyczna wysokiego napięcia,
x_1 – lasy w odległości do 1000 m,	x_8 – infrastruktura kanalizacyjna,
x_2 – wody w odległości do 1000 m,	x_9 – magistrala wodociągowa,
x_3 – obszary chronione w odległości do 1000 m,	x_{10} – odległość od miasta Poznania [km],
x_4 – dostęp do dróg lokalnych,	x_{11} – liczba mieszkańców,
x_5 – dostęp do dróg, zbiorczych	x_{12} – powierzchnia działki.
x_6 – dostęp do dróg głównych,	

Niektóre wyniki analizy eksploratywnej danych przedstawione są w tabelach 1 i 2.

Tabela 1. Wyniki analizy korelacji cech nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych na cele budowlane w latach 2004–2007 w gminie Mosina

Table 1. Results of correlation analyses for characteristics of undeveloped plots allocated to building development in the years 2004–2007 in the Mosina commune

	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	X ₆	X ₇	X ₈	X ₉	X ₁₀	X ₁₁	X ₁₂
X ₁	0,119888*	-0,32980*	0,077121	-0,029070	-0,093681	-0,027943	0,118520*	0,197981*	0,331846*	-0,30465*	0,224704*	-0,11989*
X ₂		-0,19041*	0,279180*	0,007283	-0,30036*	0,191494*	0,200375*	0,167969*	0,069208	0,073695	-0,012792	0,022908
X ₃			0,059802	0,051896	0,376091*	0,207612*	-0,057009	-0,37316*	-0,14234*	0,144848*	-0,080826	-0,025712
X ₄				0,119378*	-0,52209*	0,065840	-0,16836*	-0,057789	0,161684*	0,068033	-0,33531*	0,110242*
X ₅					-0,095320	-0,17947*	-0,077911	-0,10984*	-0,034415	-0,096647	-0,025002	0,010635
X ₆						-0,071605	0,219647*	0,007913	-0,077280	-0,039513	0,217805*	-0,086269
X ₇							0,362619*	0,142454*	0,169291*	0,028729	0,049615	-0,004495
X ₈								0,660769*	0,317944*	0,021886	0,383692*	-0,062382
X ₉									-0,092757	0,061629	0,457506*	0,025243
X ₁₀										-0,44154*	0,153318*	-0,030443
X ₁₁											-0,43201*	-0,022880
X ₁₂												-0,006182

*oznacza istotność korelacji na poziomie istotności 0,05.

Źródło: opracowanie własne

Tabela 2. Wartości 1 m² nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych na cele budowlane w gminie Mosina w latach 2004–2007

Table 2. Value of 1 m² of undeveloped plots allocated to building development in the Mosina commune in the years 2004–2007

Lata	Cena 1 m ² gruntu				Współczynnik zmienności
	Średnia	Odchylenie standardowe	Minimum	Maksimum	
2004	48,60720	81,78091	0,416680	353,2526	168,2485
2005	30,64068	41,94960	0,062743	299,3528	136,9082
2006	39,52560	62,10621	0,756539	515,8730	157,1291
2007	52,97594	40,99230	0,007331	180,9026	77,37909

Źródło: opracowanie własne

W tabeli 2 widzimy znaczne zróżnicowanie średnich cen w różnych latach i bardzo duże współczynniki zmienności. Z analizy przeprowadzonej dla poszczególnych lat wynikało, że w różnych latach na cenę gruntu istotny wpływ miały różne jego cechy. Wykryto także obserwacje odstające.

4. Wyniki badań

Po odrzuceniu obserwacji odstających można było zbudować dla poszczególnych lat modele liniowe pozwalające szacować cenę 1 m² nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych na cele budowlane.

Rok 2004

Wyniki regresji krokowej wstecznej dla danych z roku 2004 przedstawione są w tabeli 3.

Tabela 3. Wyniki regresji krokowej wstecznej dla danych z roku 2004

Table 3. Results of backward stepwise regression for data from 2004

	b*	Błąd std. b*	b	Błąd std. b	t	p
W. wolny			16,0180	5,209758	3,07462	0,004290
x ₂	0,697624	0,151560	-30,5691	6,641164	-4,60297	0,000063
x ₃	0,687346	0,160982	30,1187	7,054045	4,26971	0,000163
x ₇	0,542361	0,132371	23,7656	5,800366	4,09727	0,000266

Źródło: opracowanie własne

Za pomocą regresji krokowej wstecznej, po odrzuceniu wszystkich zmiennych nieistotnych, otrzymano następujący model matematyczny:

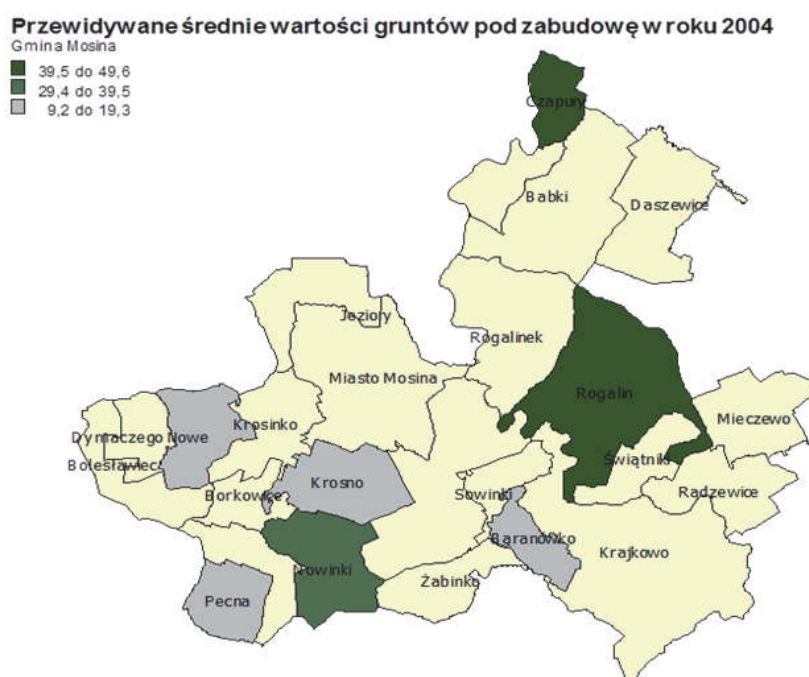
$$y = 16,0180 - 30,5691 x_2 + 30,1187 x_3 + 23,7656 x_7.$$

Błąd standardowy estymacji wynosił 16,06 zł, co stanowi 33% średniej ceny w roku 2004.

Wartości zapisane w kolumnie **t**, będące ilorazami wartości współczynników przez błędy standardowe ich estymacji, są znacznie większe od 1 co oznacza, że błędy standardowe estymacji współczynników modelu są niewielkie.

Skorygowany współczynnik determinacji jest równy $R^2 = 0,471$, zatem model wyjaśnia około 47% zmienności ceny gruntów.

Z wartości współczynników **b*** wnioskujemy, że największy, choć przeciwny wpływ na wartość gruntów miały obecność wody w odległości do 1000 m (obniżała średnią cenę 1 m² o około 30 zł) i obecność obszarów chronionych (podwyższała średnią cenę 1 m² o około 30 zł). Nieco tylko mniejszy wpływ miała obecność infrastruktury wysokiego napięcia. Rozkład przestrzenny estymowanych wartości pokazuje rys. 1.



Rys. 1. Przewidywana wartość gruntów pod zabudowę w roku 2004 w gminie Mosina

Fig. 1. Forecasted value of land allocated to development in 2004 in Mosina

Źródło: opracowanie własne

Rok 2005

Wyniki regresji krokowej wstecznej dla danych z roku 2005 zawarte są w tabeli 4.

Tabela 4. Wyniki regresji krokowej wstecznej dla danych z roku 2005**Table 4.** Results of backward stepwise regression for data from 2005

	b*	Błąd std. b*	b	Błąd std. b	t	p
W. wolny			73,63364	6,295462	11,69630	000000
x₁₀	0,672482	0,091209	2,19031	0,297075	7,37294	000000
x₁₁	0,315429	0,091209	0,00057	0,000164	3,45829	001200

Źródło: opracowanie własne

Za pomocą regresji krokowej wstecznej, po odrzuceniu wszystkich zmiennych nieistotnych, otrzymano następujący model matematyczny:

$$y = 73,63364 - 2,19031 x_{10} - 0,00057 x_{11}.$$

Błąd standardowy estymacji zmiennej y wynosi 9,66 zł, co stanowi 31,5% średniej ceny w roku 2005, zatem błąd jest niewielki.

Wartości t są duże, znacznie większe niż 1, zatem błędy standardowe estymacji parametrów modelu są małe.

Skorygowany współczynnik determinacji jest równy $R^2 = 0,627$. Oznacza to, że model wyjaśnia ponad 60% zmienności zmiennej objaśnianej.

Z wartości parametrów b^* wnioskujemy, że obie zmienne wpływają ujemnie na cenę gruntu, oraz, że wpływ powierzchni działki jest prawie dwukrotnie mniejszy niż wpływ odległości od Poznania. Rozkład przestrzenny estymowanych wartości pokazuje mapka zamieszczona na rys. 2.

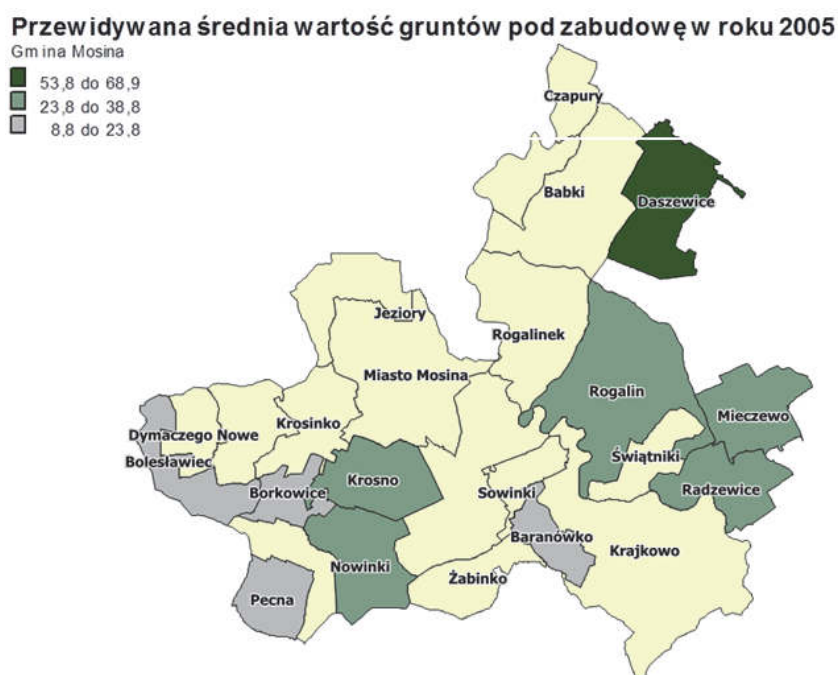
Rok 2006

Dla danych z roku 2006 otrzymano następujące wyniki regresji krokowej wstecznej (tabela 5).

Tabela 5. Wyniki regresji krokowej wstecznej dla danych z roku 2006**Table 5.** Results of backward stepwise regression for data from 2006

	b*	Błąd std. b*	b	Błąd std. b	t	p
W. wolny			69,4544	4,380919	15,85384	0,000000
x₂	-0,241116	0,064166	-10,5593	2,810058	-3,75767	0,000270
x₇	-0,912915	0,131769	-47,9598	6,922473	-6,92813	0,000000
x₈	0,899990	0,133970	45,2964	6,742706	6,71784	0,000000
x₁₀	-0,549168	0,062052	-1,5976	0,180513	-8,85009	0,000000

Źródło: opracowanie własne



Rys. 2. Przewidywana wartość gruntów pod zabudowę w roku 2005 w gminie Mosina

Fig. 2. Forecasted value of land allocated to development in 2005 in Mosina

Źródło: opracowanie własne

Otrzymano zatem model następujący:

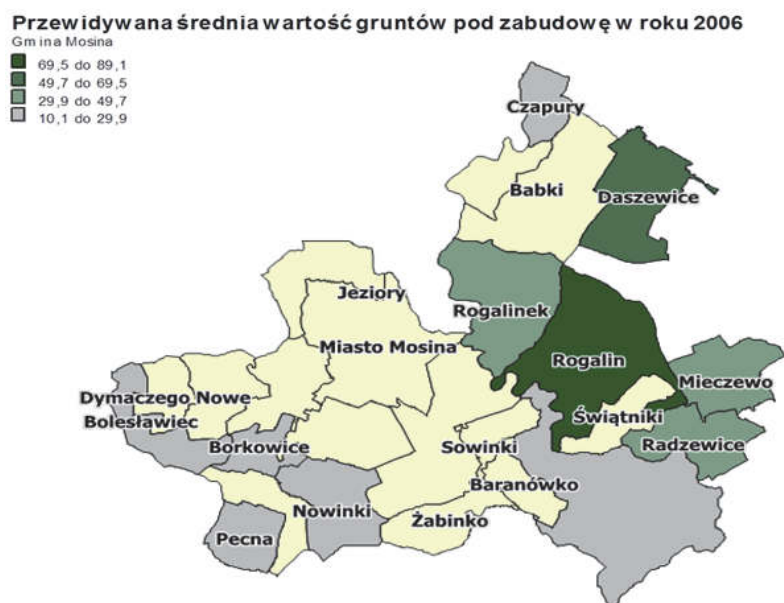
$$y = 69,4544 - 10,5593 x_2 - 47,9598 x_7 + 45,2964 x_8 - 1,5976 x_{10}$$

Błąd standardowy estymacji był równy 12,65 zł, co stanowi około 32% średniej ceny w roku 2006. Duże wartości t , znacznie przekraczające 1, świadczą o dobrej estymacji parametrów modelu.

Skorygowany współczynnik determinacji modelu wynosi $R^2 = 0,55$, zatem model wyjaśnia 55% zmienności ceny 1 m² gruntu pod zabudowę.

Największy, choć przeciwny wpływ na wartość ocenianych gruntów mają infrastruktura energetyczna wysokiego napięcia (obniża średnio wartość 1 m² gruntu o około 48 zł) i infrastruktura kanalizacyjna (podwyższa średnio wartość 1 m² gruntu o około 45 zł).

Rozkład przestrzenny estymowanych wartości pokazuje mapka zamieszczona na rys. 3.



Rys. 3. Przewidywana wartość gruntów pod zabudowę w roku 2006 w gminie Mosina

Fig. 3. Forecasted value of land allocated to development in 2006 in the Mosina
Źródło: opracowanie własne

Rok 2007

W wyniku zastosowania regresji krokowej wstecznej (tabela 6) otrzymano następujący model:

$$y = 116,7865 + 73,28 x_8 - 3,1235 x_{10} - 0,0408 x_{11}.$$

Tabela 6. Wyniki regresji krokowej wstecznej dla danych z roku 2007

Table 6. Results of backward stepwise regression for data from 2007

	b*	Błąd std. b'	b	Błąd std. b	t	p
W. wolny			116,7865	9,991613	11,68845	0,000000
x₈	0,799152	0,063370	73,2800	5,810839	12,61091	0,000000
x₁₀	-0,514202	0,065868	-3,1235	0,400111	-7,80650	0,000000
x₁₁	-0,494178	0,075120	-0,0408	0,006207	-6,57851	0,000000

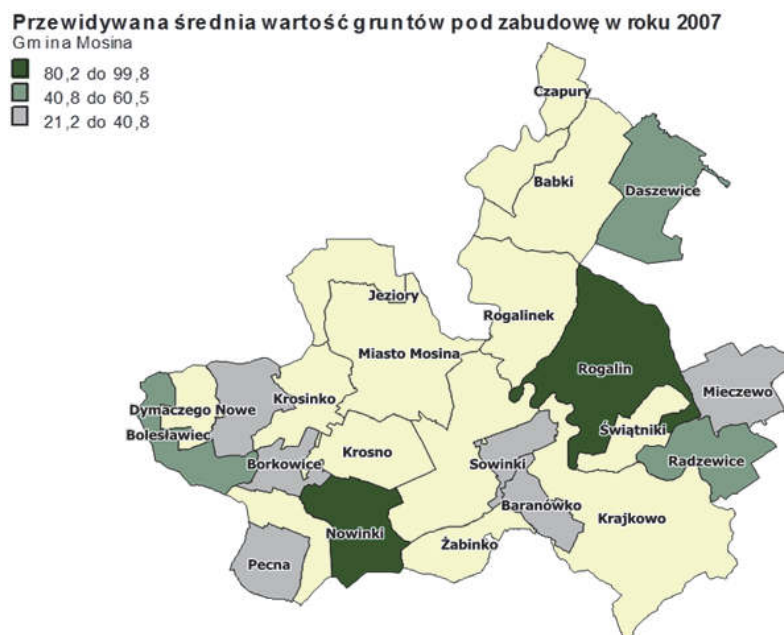
Źródło: opracowanie własne

Błąd standardowy estymacji wynosi 27,77 zł, co oznacza, że cena estymowana (przewidywana) różni się od obserwowanej średnio o 27,77 zł. Stanowi on około 52 % średniej ceny i jest dość duży, można powiedzieć że na granicy dopuszczalności. Sytuacja byłaby krytyczna gdyby błąd standardowy zbliżał się do 90–100% średniej.

Skorygowany współczynnik determinacji jest równy $R^2 = 0,541$, zatem model objaśnia około 54% zmienności ceny 1 m² gruntu pod zabudowę. Z zawartości kolumny **t** wnioskujemy, że błędy standardowe estymacji współczynników modelu są wielokrotnie mniejsze od wartości współczynników, co świadczy o dobrej dokładności estymacji tych współczynników. Z wartości współczynników modelu regresji możemy wyciągnąć wnioski następujące. Obecność infrastruktury kanalizacyjnej powoduje wzrost ceny 1 m² gruntu średnio o 73,28 zł, wzrost odległości od Poznania o 1 km powoduje spadek ceny gruntu średnio o około 3,12 zł, wzrost liczby mieszkańców o jedną jednostkę powoduje średnio spadek ceny o 0,04 zł.

Z analizy zawartości kolumny **b*** w tabeli 6 wnioskujemy, że największy, dodatni wpływ na cenę 1 m² gruntu pod zabudowę w roku 2007 miała obecność infrastruktury kanalizacyjnej. Mniejszy i prawie jednako-owy ujemny wpływ miały odległość od Poznania i liczba mieszkańców.

Rozkład przestrzenny przewidywanej wartości 1 m² gruntu pod zabudowę gminie Mosina w roku 2007 przedstawiony jest na rys. 4.



Rys. 4. Przewidywana wartość gruntów pod zabudowę w roku 2007 w gminie Mosina

Fig. 4. Forecasted value of land allocated to development in 2007 in the Mosina

Źródło: opracowanie własne

5. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych, za pomocą regresji wielorakiej badań można stwierdzić, że na ceny nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych pod budownictwo miały wpływ różne czynniki w analizowanych latach. W 2004 roku obniżało wartość nieruchomości występowanie w pobliżu wód powierzchniowych (w odległości do 1000 m), a wzrost wartości następował w wyniku sąsiedztwa obszarów chronionych. W 2005 roku ujemnie na wartość nieruchomości wpływała odległość od Poznania (im dalej od Poznania tym wartość mniejsza) oraz wielkość działki (im większa działka tym wartość 1m^2 mniejsza). W 2006 roku infrastruktura energetyczna wysokiego napięcia obniżała wartość nieruchomości natomiast infrastruktura kanalizacyjna podwyższała wartość nieruchomości. W 2007 roku odległość od Poznania obniżała wartość nieruchomości (im dalej od Poznania tym ceny niższe) oraz liczba mieszkańców (wzrost liczby mieszkańców obniżał wartość nieruchomości).

Przeprowadzona analiza dowiodła, że w analizowanym okresie wpływ atrybutów na wartość nieruchomości zmieniał się, co świadczy o zmieniających się preferencjach nabywców nieruchomości. Na podstawie badań można wnioskować, że konieczne jest okresowe (przynajmniej raz do roku) badanie cech wpływających na wartość nieruchomości a przyjęcie dłuższego okresu nie będzie w pełni odzwierciedlało wag tych cech.

Rozkład przestrzenny przewidywanych wartości gruntów przeznaczonych pod budownictwo wykazał, że najwyższe wartości w analizowanych latach (oprócz 2005) odnotowano w obrębie Rogalin, który bezpośrednio graniczy z ośrodkiem gminnym Mosina i jest atrakcyjnym pod względem przyrodniczo-kulturowym miejscem (w pobliżu znajduje się Pałac Raczyńskich, Rogaliński Park Krajobrazowy).

*Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2008-2011
jako projekt badawczy nr NN 309 134 735*

Literatura

Akty prawne

1. Ustawa z dnia 21 sierpnia 1997 r. o gospodarce nieruchomościami (tekst jedn. Dz.U. z 2004 r. Nr 261, poz. 2603 z późn. zm.).
2. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 21 września 2004 r. w sprawie wyceny nieruchomości i sporządzania operatu szacunkowego (Dz. U. Nr 207, poz. 2109 z późn. zm.).

3. Standard III.7. (2004) – Wycena nieruchomości przy wykorzystaniu podejścia porównawczego. Polska Federacja Stowarzyszeń Rzeczników Majątkowych, Warszawa.

Książki i artykuły

1. **Bitner A.:** *Konstrukcja modelu regresji wielorakiej przy wycenie nieruchomości*. Acta Sci. Po., Administratio Locorum, 6(4), 59–66 (2007).
2. **Bitner A.:** *O użyteczności metod statystycznych w wycenie nieruchomości*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 145–158 (2010).
3. **Dydenko J.:** *Podejście porównawcze w szacowaniu nieruchomości*. Szacowanie nieruchomości, Dom Wydawniczy ABC, 310-311 (2006).
4. **Gawroński K., Prus B.:** *Lokalny rynek nieruchomości oraz wybrane czynniki kształtujące ceny nieruchomości rolnych i działek budowlanych na przykładzie miasta Niepołomice*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 4, 7–18 (2005).
5. **Jennrich R.I., Sampson P.F.:** *Applications on stepwise regression to non-linear estimation*. Technometrix 10, 63–72 (1968).
6. **Parzych P.:** *Modelowanie wartości nieruchomości zurbanizowanych*. Studia i materiały Towarzystwa Naukowego Nieruchomości, vol. 15, nr 3-4, (2007).
7. **Walkowiak R., Zydroń A.:** *Zastosowanie regresji krokowej do określenia atrybutów wpływających na wartość nieruchomości rolnych na przykładzie gminy Mosina*. Acta Sci. Po., Administratio Locorum, 11(3), 239–253 (2012).

Analysis of Factors Affecting Value of Undeveloped Plots Allocated for Building Development in Mosina Municipality

Abstract

The aim of the study was to model the dependence between the price for 1m² undeveloped property allocated to building purposes in areas located in the Mosina commune on such characteristics as forests, waters and protected areas at a distance of max. 1000 m, access to roads, power supply infrastructure, the sewer and water supply systems, distance from Poznań, the number of residents in the area and the plot area as well as the allocated use of the plot. To realise this aim the statistical analyses were performed using reverse step-wise regression.

Analyses covered the Mosina commune, one of the biggest communes located in the Poznań county in terms of its area.

Mosina is a municipal and rural commune located in the central part of the Wielkopolskie province. In its immediate vicinity there are such communes belong-

ing to the Poznań county as Luboń, Komorniki, Kórnik, Stęszew and Puszczykowo, as well as the Brodnica commune located in the Śrem county and Czempin located in the Kościan county. The vicinity of the city of Poznań is decisive for the development of investments in Mosina. Areas belonging to the Mosina commune are particularly attractive in terms of their nature and tourist value.

Thus it seems that the object selected for analyses is well adapted to such analyses, both in terms of the variation in natural conditions and the variation of socio-economic conditions.

The time frame for the study covered the years 2004 - 2007 (adoption of such a time frame was connected with the phenomena occurring immediately after Poland's accession to the European Union). The scope of the study covered data from notarial deeds (729 transactions) concerning sale and purchase of undeveloped plots allocated to building purposes.

Based on studies using multiple regression it may be stated that prices for undeveloped plots allocated for building purposes were affected by different factors in the analysed years. In 2004 the value of plots was reduced by the occurrence of surface waters in their vicinity (at a distance up to 100 m), while an increase in value was observed in relation to neighbouring protected areas. In 2005 a negative effect on property value was found for the distance from Poznań (the farther from Poznań, the lower the value). In 2006 high voltage power supply infrastructure reduced property value, while sewer infrastructure increased property value. In 2007 the distance from Poznań reduced property value (the farther from Poznań, the lower the prices) and the number of residents (an increase in the number of residents reduced property value).

Analysis showed that in the study period the effect of attributes on property value changed, which indicates changing preferences of property buyers. Based on the investigations it may be concluded that it is necessary to study periodically (at least once a year) characteristics influencing property value, while adoption of a longer period would not fully reflect the weight of these characteristics.

Spatial distribution of expected value of land allocated to building development showed that the greatest value in the analysed years (except for 2005) was found in Rogalin, directly neighbouring with the Mosina commune centre and it is an attractive location in terms of its nature and cultural value (with the Raczyński Palace, the Rogaliński Landscape Park located in the vicinity).



Operacjonalizacja modelu Presja-Stan-Reakcja w badaniu cenności ekologicznej gmin wiejskich na przykładzie województwa lubelskiego

Danuta Guzal-Dec
Państwowa Szkoła Wyższa
im. Papieża Jana Pawła II, Biała Podlaska

1. Wstęp

Samorządy gminne zobligowane są poprzez wyznaczone im ustawowo zadania własne podejmować wiele działań proekologicznych. Działania władz powinny być wpisane w długookresową strategię rozwoju gminy razem z działaniami na rzecz ochrony środowiska, podejmowanymi przez inne podmioty lokalne.

Skuteczność tych działań zależy od właściwego rozpoznania potrzeb w zakresie ochrony środowiska. Reakcja samorządu i innych lokalnych podmiotów powinna odpowiadać zaistniałej presji na środowisko naturalne i służyć utrzymaniu go przynajmniej w niezmiennym stanie. Skuteczna polityka ochrony środowiska, prowadzona przez władze lokalne, zależy w dużej mierze od systematycznego monitoringu jego stanu i stopnia antropopresji. Konieczne jest zatem odpowiednie instrumentarium monitoringu w postaci wskaźników oceny presji, stanu i reakcji na zmiany w środowisku naturalnym. Celem opracowania jest przedstawienie propozycji wskaźników możliwych do wykorzystania zgodnie z modelem Presja-Stan-Reakcja w badaniu cenności ekologicznej gmin wiejskich.

2. Model Presja-Stan-Reakcja w badaniu środowiska naturalnego

Obszar przyrodniczo cenny to teren, na którym występuje organizm, gatunek lub zespół organizmów czy też nieożywiony twór, całe siedlisko, ekosystem, jak i krajobraz, wyróżnione ze względu na ich rzadkość, typowość, użyteczność, symboliczność, walor estetyczny itd. [26] Obszary przyrodniczo cenne można utożsamiać z obszarami ekologicznie cennymi.

Potrzeba zrozumienia podstawowych prawidłowości określających wzajemne związki między człowiekiem a środowiskiem naturalnym spowodowała, że konieczne stało się badanie całokształtu środowiska przyrodniczego, przy jednoczesnym uwzględnianiu powiązań, jakie występują między jego elementami składowymi [13]. Po Szczycie Ziemi w Rio de Janeiro w 1992 roku organizacje międzynarodowe podjęły prace nad wyznaczeniem systemów wskaźnikowych, które odzwierciedlałyby związki między stanem środowiska przyrodniczego, procesami oddziaływania na środowisko i skutecznością jego ochrony. W wykonanych przez OECD (1994), EEA (1996), UN CSD (1998) opracowaniach stwierdzono, że przedstawienie takich wskaźników wymaga [6, 10, 11, 32]: dysponowania bardzo dużą ilością danych dotyczących środowiska z systemów monitoringowych, dokonania ocen efektywności przyjętych strategii i planów działań oraz stosowanych systemów zarządzania środowiskiem, opracowania metod szybkiego informowania o zachodzących w środowisku zjawiskach i trendach.

W UE badania dotyczące opracowania wskaźników prezentujących stan i ochronę środowiska w powiązaniu z rozwojem gospodarczym wykonywane są przez (EEA). Opracowywane przez Agencję raporty oparte są na metodzie **D-P-S-I-R** [**D**Driving Forces (czynniki sprawcze) – **P**Pressures (presje)– **S**tate (stan) – **I**mpact (wpływ) – **R**esponce (środki przeciwdziałania)]. Jest to ewaluacja sekwencji przyczynowo-skutkowej wskaźników w stosunku do metody P-S-R, gdzie dodatkowo określa się czynniki sprawcze presji [4, 14].

W przyjętej przez EEA metodzie wykorzystywane jest 14 zagadnień problemowych [11]: rozwój społeczno–gospodarczy, zmiany klimatu, zanikanie warstwy ozonu stratosferycznego, zakwaszenie, troposferyczny ozon i inne fotochemiczne utleniacze, substancje chemiczne, od-

pady, przyroda i różnorodność biologiczna, woda, środowisko przybrzeżne i morskie, degradacja gleby, środowisko miejskie, główne przypadki nadzwyczajnych zagrożeń środowiska, sektory społeczne.

W Polsce również podjęto próby opracowania wskaźników w układzie P-S-R oraz analiz oceny środowiska w takim układzie. Zespół T. Bajerowskiego wyodrębnia obszary ekologicznie cenne w oparciu o trzy następujące parametry: „moc ekologiczna” formy użytkowania uzależniona od rodzaju użytku gruntowego i mierzona procentowym udziałem poszczególnych użytków gruntowych – określa stan środowiska; zanieczyszczenie środowiska i stopień zdegradowania poszczególnych elementów środowiska; stopień zachowania naturalnych elementów środowiska mierzony ilością bądź wielkością elementów środowiska prawnie chronionych – określa działania z zakresu ochrony – reakcji [31].

Do wyżej opisanej metody T. Bajerowskiego i współautorów na potrzeby wyceny nieruchomości, ale i cenneści ekologicznej obszaru gminy nawiązywała M. Witkowska-Dąbrowska, dokonując kilkakrotnie zmian lub korekt przyjmowanego zestawu wskaźników [17, 38, 39]. Autorka stosuje tę metodę do oceny cenneści ekologicznej gmin powiatu olsztyńskiego. Posiłkując się danymi statystyki masowej i Instytucji, ale i wieloma danymi terenowymi. Do metody PSR odnosi się również IOŚ. W 2000 roku zastosowano tę metodę do analizy zanieczyszczeń powietrza [16]. Pierwszy Raport wskaźnikowy odnoszący się do analizy i oceny stanu środowiska w układzie P-S-R opracowano w roku 2000. W 2006 roku przyjęto dokument „Stan środowiska w Polsce na tle celów i priorytetów Unii Europejskiej, raport wskaźnikowy 2004” [28]. Od 2009 roku także dla województwa lubelskiego zaczęto opracowywać Raporty o stanie środowiska w układzie P-S-R [19].

3. Pomiar cenneści ekologicznej na przykładzie gmin wiejskich – propozycja wskaźników

W niniejszym opracowaniu w sensie koncepcyjnym ramy dla skonstruowania zestawu wskaźników cenneści ekologicznej wyznacza model P-S-R. Za T. Bajerowskim [31] ocenę cenneści ekologicznej gmin wiejskich uzależniono od: „mocy ekologicznej” formy użytkowania, stopnia zanieczyszczenia i zdegradowania poszczególnych elementów środowiska oraz stopnia zachowania naturalnych elementów środowiska.

Źródło danych stanowił Bank Danych Lokalnych Głównego Urzędu Statystycznego (BDL GUS), Agencja Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa (ARiMR) – Oddział w Lublinie, Wojewódzka Inspekcja Ochrony Środowiska (WIOŚ), dane z Powszechnego Spisu Rolnego PSR 2010, Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska (RDOŚ).

W procesie definiowania wskaźników cenności ekologicznej przyjęto następujące kryteria: dostępność danych dla wszystkich badanych jednostek terytorialnych na poziomie NUTS 5; wartość analityczna (wskaźniki niosące istotne informacje); niepowtarzalność zmiennych w trzech obszarach; unikanie wskaźników o ambiwalentnym ładunku informacyjnym; unikanie informacji zero-jedynkowych; kwantyfikacja cech jakościowych; przydatność dla celów kształtowania polityki zwłaszcza lokalnej i regionalnej wobec badanych jednostek; łatwość zrozumienia i powszechna akceptacja.

Tabela 1. Wskaźniki cenności ekologicznej gmin wiejskich/wiejsko-miejskich
Table 1. Determining „the green power” of the form of land use

Lp.	Wskaźniki presji (P), stanu (S) i ochrony(O);(źródło danych)
(P1)	liczba dużych emitorów (instalacje wymagające pozwolenia zintegrowanego) – wskaźnik zanieczyszczenia powietrza (WIOŚ)
(P2)	ludność korzystająca z sieci gazowej/ludność wg faktycznego miejsca zamieszkania – wskaźnik zanieczyszczenia powietrza (BDL GUS)
(P3)	udział długości czynnej sieci kanalizacyjnej w czynnej sieci rozdzielczej wodociągowej – wskaźnik zanieczyszczenia wód (BDL GUS)
(P4)	obsada zwierząt w sztukach dużych (SD) na 100 ha użytków rolnych – wskaźnik zanieczyszczenia wód i gleb (PSR 2010, GUS)
(P5)	odsetek gospodarstw objętych zorganizowaną gospodarką odpadami – presja z tytułu wytwarzania i składowania odpadów (BDL GUS)
(P6)	obecność i stan składowiska odpadów – presja spowodowana wytwarzaniem i składowaniem odpadów, przy czym brak lub spełnianie norm przez wysypisko uznawano za stan pozytywny (WIOŚ)

Tabela 1. cd.

Table 1. cont.

(P7)	udział długości dróg krajowych i wojewódzkich w powierzchni gminy – wskaźnik zanieczyszczenia gleb i hałasu (BDL GUS)
(P8)	występowanie przekroczeń dopuszczalnych poziomów hałasu pochodzącego z instalacji w porze dnia i nocy – wskaźnik hałasu (WIOŚ)
(P9)	zgodność z obowiązującymi normami dopuszczalnej wartości składowej elektrycznej pola elektromagnetycznego – wskaźnik PEM (WIOŚ)
(S1)	średnia ważona udziałów poszczególnych użytków gruntowych w powierzchni gminy patrz wzór 1 (GUS)
(O1)	udział powierzchni rezerwatów przyrody, parków narodowych i krajobrazowych w powierzchni gminy (BDL GUS)
(O2)	udział obszarów Natura 2000 w powierzchni gminy (RDOŚ; [22])
(O3)	udział powierzchni działek, na których realizowane są pakiety rolno-środowiskowe w powierzchni użytków rolnych (ARiMR)
(O4)	nakłady na środki trwałe służące ochronie środowiska według kierunków inwestowania (BDL GUS)
(O5)	wydatki budżetu gminy na ochronę środowiska (BDL GUS)

Źródło: opracowanie własne

4. Presja na środowisko-wskaźniki presji

Bezpośrednie przyczyny zanieczyszczenia i degradacji, będące przejawami antropogennej obciążenia środowiska to [9]: nieracjonalne użytkowanie zasobów naturalnych i niewłaściwe zagospodarowanie środowiska, przekształcanie powierzchni, zmiany krajobrazu i towarzyszące im zmiany istniejących ekosystemów, degradacja gleb, wytwarzanie i składowanie odpadów przemysłowych i komunalnych oraz zużytych przedmiotów trwałych, zanieczyszczenie cieków i zbiorników wód powierzchniowych oraz wód podziemnych, zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego pyłami i gazami, pozamaterialne zanieczyszczenie przestrzeni (termiczne, radioaktywne, elektromagnetyczne) oraz emitowanie uciążliwego hałasu i wibracji, niszczenie roślin, zwierząt oraz unikatowych ekosystemów i układów przyrodniczych.

Największymi antropogenicznymi źródłami emisji zanieczyszczeń do powietrza są [21]: zorganizowane źródła emitujące zanieczyszczenia w czasie procesów energetycznego spalania paliw oraz przemysłowych procesów technologicznych, środki transportu samochodowego, wodnego, lotniczego, paleniska i kotłownie indywidualnych systemów grzewczych, budynków oraz niezorganizowana emisja powierzchniowa z procesów technologicznych oraz hałd i składowisk odpadów. Według danych GUS za 2010 rok z funkcjonujących na terenie województwa lubelskiego 94 zakładów szczególnie uciążliwych dla czystości powietrza, 77,6% posiadało urządzenia do redukcji zanieczyszczeń pyłowych, a do redukcji gazowych tylko 9,6%.

Mając na uwadze specyfikę problemu w ramach presji przejawiającej się zanieczyszczeniem powietrza atmosferycznego pyłami i gazami przyjęto zatem następujące wskaźniki:

dla zanieczyszczeń przemysłowych – (P1)

- liczba dużych emitorów (instalacje wymagające pozwolenia zintegrowanego [24]) – destymulanta, gdzie przyjęto następującą punktację przy zamianie na stymulantę cenności ekologicznej – powyżej 2 emitorów – 0 pkt, 2 emitory – 1 pkt, brak emitorów – 3 pkt [39],

dla zanieczyszczeń z gospodarstw domowych – (P2)

- procent ludności korzystającej z gazowych źródeł energii – wskaźnik ludność korzystająca z sieci gazowej/ludność wg faktycznego miejsca zamieszkania – stymulanta.

W ostatnich latach w województwie lubelskim odnotowano wzrost długości sieci wodociągowej i kanalizacyjnej, ale nadal istnieją dysproporcje pomiędzy ilością przyłączy sieci wodociągowych, a dostępnością do kanalizacji, z której korzysta zaledwie 53,7% ludności województwa, a na obszarach wiejskich tylko 13,6% mieszkańców (poniżej średniej krajowej wynoszącej 65,2% ludności ogółem).

Ścieki komunalne, nie odprowadzone do kanalizacji, są potencjalnym źródłem zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych. Pozytywny jest jednakże fakt, że systematycznie maleje ilość ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych do wód i do ziemi [21].

Mając na uwadze specyfikę problemu i fakt, że klasy czystości wód nie mogą być przyjęte jako wskaźnik oceny stopnia zanieczyszczenia (nie jest możliwa ewidencja na poziomie gmin wiejskich, a jedynie miejscowości przy analizach dla mniejszych obszarów – brak niezbęd-

nych danych) w ramach presji przejawiającej się zanieczyszczeniem wód przyjęto zatem wskaźnik (P3) stosunku długości czynnej sieci kanalizacyjnej do czynnej sieci rozdzielczej wodociągowej – jako stymulantę cenności ekologicznej.

Zanieczyszczenia pochodzące z sektora rolniczego stanowią duże źródło presji, co wynika głównie z niewłaściwego wykonywania zabiegów agrotechnicznych, czy też składowania nawozów naturalnych. Na przestrzeni lat 2000–2010 w województwie zużycie nawozów wzrosło o 14% jednak z uwagi na zmniejszenie się powierzchni UR, realnie wzrosło o około 36% na 1 ha UR [21]. Ciągłe dość duży problem stanowi odprowadzanie z gospodarstw wiejskich surowych ścieków bezpośrednio do odbiorników wodnych, wynikający z niedostatecznej sanitacji obszarów wiejskich [20]. Istotnym źródłem zanieczyszczenia wód są spływy powierzchniowe zanieczyszczeń z terenów rolniczych, głównie związków azotu i fosforu. Dodatkowo nieprawidłowe składowanie pasz soczystych, nawozów naturalnych czy środków ochrony roślin przyczynia się do dużego obciążenia gleb związkami biogennymi. Ilość tych zanieczyszczeń można ograniczyć stosując dobre praktyki rolnicze, m.in. właściwy dobór dawek nawozów, nawożenie w odpowiednich porach roku, budowanie płyt obornikowych czy też zbiorników na gnojovicę. W województwie lubelskim stosowanie dobrych praktyk rolniczych skutkuje pozytywnie, ponieważ w ostatnich latach nie odnotowano przekroczeń stężenia azotanów w wodach powierzchniowych (40–50 mg NO₃/l) i w kontekście Dyrektywy Azotanowej [5] nie uznaje się tych wód jako wrażliwych na zanieczyszczenia ze źródeł rolniczych [21].

Uwzględniając specyfikę badanych gmin – gminy wiejskie jako wskaźnik presji – oddziaływania na zanieczyszczenie gleb i wód w badaniu cenności ekologicznej gmin województwa lubelskiego przyjęto wskaźnik (P4) obsady zwierząt w sztukach dużych (SD) na 100 ha użytków rolnych w 2010 roku – destymulanta cenności ekologicznej gmin. Wskaźnik ten obrazuje siłę oddziaływania gospodarki rolnej na przyrodę.

W 2010 roku zorganizowanym systemem zbierania odpadów komunalnych zostało objętych ok. 80% ludności w województwie lubelskim, ale w przeliczeniu na mieszkańca w województwie w 2010 roku zebrano 157 kg odpadów komunalnych, a w kraju 263 kg. Z roku na rok rozwija się system selektywnej zbiórki odpadów, który funkcjonuje w większości gmin województwa. Od roku 2003 widać niewielki, ale

systematyczny wzrost odpadów zebranych selektywnie. Wskaźnik ten w 2010 roku wyniósł 9,2% ogółu zebranych odpadów. Gospodarka selektywna ma bardzo zróżnicowany charakter w poszczególnych gminach wiejskich i realizowana jest ze sporadyczną częstotliwością i w różnych formach – tylko w podziale tylko na frakcję suchą i moką (czyli segregacja nie u źródła) albo w układzie szkło/makulatura/plastyk – segregacja u źródła.

Źródłem zanieczyszczenia środowiska mogą też być składowiska odpadów. Oczyszczania wymagają bowiem odcieki ze składowisk odpadów, zarówno w trakcie eksploatacji składowiska, jak też w okresie poeksploatacyjnym. W nowych składowiskach odcieki zbierane są systemem drenażowym i kolektorem zbiorczym odprowadzane do oczyszczalni ścieków [21].

W ramach analizy gospodarki odpadami w województwie lubelskim, ze względu na ograniczoną informację/dane odnośnie rodzaju i częstotliwości selektywnej zbiórki odpadów, przyjęto tylko dwa wskaźniki: (P5) odsetek gospodarstw objętych zorganizowaną gospodarką odpadami – stymulanta cenności ekologicznej, (P6) obecność i stan składowiska odpadów – przy czym przyjęto, że za brak wysypiska oraz w przypadku wysypiska eksploatowanego, spełniające wymogi ochrony środowiska przyznawano 1 punkt – stan taki traktowano jako stymulantę cenności ekologicznej, a w przypadku składowisk eksploatowanych, niespełniających wymogów, nieeksploatowanych przed rekultywacją, w trakcie rekultywacji i po rekultywacji – 0 punktów – stan taki traktowano jako destymulantę cenności ekologicznej.

Następnym czynnikiem determinującym jakość środowiska jest hałas. Głównymi źródłami emisji hałasu do środowiska w województwie lubelskim są ruch drogowy, a w niewielkim stopniu kolejowy oraz obiekty przemysłowe. Największa uciążliwość z powodu hałasu dotyczy w szczególności gmin, przez teren których przebiegają drogi o randze krajowej i wojewódzkiej. Mniejszą uciążliwość stanowi obciążenie hałasem spowodowane ruchem kolejowym [21]. Jednakże w przypadku gmin wiejskich wykonywane są tylko krótkoterminowe pomiary hałasu (dla ruchu drogowego i kolejowego). Pomiary długookresowe dla ruchu samochodowego prowadzi się dla wybranych ośrodków miejskich.

Pomiarami hałasu przemysłowego objęto w 2011 roku 35 zakładów przemysłowych zlokalizowanych na terenie województwa lubel-

skiego. Źródłami hałasu w tych obiektach były urządzenia wentylacyjne, chłodnicze i urządzenia produkcyjne wykorzystywane do produkcji materiałów budowlanych.

Jako wskaźnik hałasu komunikacyjnego (P7) przyjęto zatem wskaźnik udziału długości dróg krajowych i wojewódzkich w powierzchni geodezyjnej liczonej w km² – destymulanta cenności ekologicznej (wskaźnik ten jest jednocześnie wskaźnikiem zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi). Jako wskaźnik hałasu przemysłowego – instalacyjnego (P8) przyjęto natomiast występowanie przekroczeń dopuszczalnych poziomów hałasu pochodzącego z instalacji w porze dnia i nocy. Przy czym przyjęto następującą punktację:

- przekroczenia norm hałasu przemysłowego w porze dziennej i nocnej przez więcej niż jeden obiekt – 0 pkt,
- przekroczenia norm hałasu przemysłowego w porze dziennej lub nocnej przez więcej niż jeden obiekt lub w porze dziennej i nocnej przez jeden obiekt – 1 pkt,
- przekroczenia norm hałasu przemysłowego w porze dziennej lub nocnej przez jeden obiekt – 2 pkt,
- w normie hałas przemysłowy w porze dziennej i nocnej – 3 pkt.

Głównymi źródłami promieniowania elektromagnetycznego są elektroenergetyczne linie wysokiego napięcia i instalacje radiokomunikacyjne, takie jak: stacje bazowe radiokomunikacji ruchomej (w tym telefonii komórkowej) i stacje nadające programy radiowe i telewizyjne. Stacje elektroenergetyczne nie są źródłami pól o poziomach istotnych ze względów ochrony środowiska, ponieważ natężenia pól – elektrycznego i magnetycznego, maleją szybko wraz ze wzrostem odległości od linii elektroenergetycznych [21].

Prowadzenie okresowych badań poziomów pól elektromagnetycznych (PEM) w środowisku jest zadaniem ustawowym wojewódzkiego inspektora ochrony środowiska [23]. Zakres prowadzenia badań poziomów pól elektromagnetycznych w środowisku obejmuje pomiary natężenia składowej PEM w przedziale częstotliwości co najmniej od 3 MHz do 3 000 MHz. Analiza wyników badań przeprowadzonych na obszarze województwa nie wykazała przekroczeń dopuszczalnej wartości składowej PEM wynoszącej 7 V/m [25].

W badaniu oceny oddziaływania elektromagnetycznego promieniowania niejonizującego na środowisko i ludność można przyjąć wskaźnik (P9) zgodności z obowiązującymi normami przypisując im stopnie oceny [39, s. 115]: norma przekroczona powyżej 50% – 0 pkt; norma przekroczona o 26–50% – 1 pkt; norma przekroczona o 1–25% – 1 pkt; w normie – 3 pkt.

5. Stan środowiska – wskaźnik mocy ekologicznej

Równowaga ekologiczna jest wynikiem wewnętrznej dynamiki układów przyrodniczych. Wiąże się to z nieprzerwanymi i nieustannymi procesami adaptacyjnymi i ewolucyjnymi ekosystemów [31].

Moc ekologiczna formy użytkowania świadczy o jej zdolności do samoregulacji ekologicznej i uzależniona jest od rodzaju użytku gruntowego. Mierzyć ją można udziałem poszczególnych użytków gruntowych w powierzchni gminy (S1) według wzoru 1:

$$W = \frac{P_1 m_1 + P_2 m_2 + \dots}{\Sigma P} \quad (1)$$

gdzie:

W – „moc ekologiczna” formy użytkowania,

P – powierzchnia użytku gruntowego,

m – Liczba punktów „mocy ekologicznej” (m) danego użytku gruntowego w przypadku lasów – 10 pkt, gruntów zadrzewionych i zakrzewionych – 7, wód powierzchniowych oraz trwałych użytków zielonych – 5, gruntów orných i sadów – 1, gruntów pozostałych – 0 pkt.

Największą „moc ekologiczną” nadano lasom oraz gruntom zadrzewianym, użytkami pod wodą oraz trwałym użytkowem zielonym. Lasy w naszej strefie klimatyczno-geograficznej są najmniej zniekształconą formacją przyrodniczą, niezbędnym czynnikiem równowagi ekologicznej, a jednocześnie formą użytkowania, która zapewnia produkcję biologiczną, przedstawiającą wartość rynkową [18].

Wody zarówno te płynące, jak i stojące również zaliczamy do obszarów ekologicznie cennych. Woda zgromadzona w zbiornikach retencyjnych, szczególnie w miejscach odznaczających się niewielkimi jej zasobami, jest wyjątkowo cennym dobrem. Stanowi ona niezmiernie cenny zasób na terenach wiejskich [15].

Trwałe użytki zielone spełniają wiele funkcji pozaprodukcyjnych takich jak [1]: klimatyczną, hydrologiczną, ochronną wobec gleb i wód (przed erozją, ubytkiem substancji organicznej, przeciwdziałają eutrofizacji wód), fitosanitarną, zdrowotną, krajobrazową, estetyczną i przyrodniczą (zachowanie cennych siedlisk oraz terenów stanowiących ostoję roślin i zwierząt).

6. Ochrona środowiska – wskaźniki ochrony środowiska

Pod pojęciem ochrony środowiska [37] rozumie się podjęcie lub zaniechanie działań, umożliwiających zachowanie lub przywracanie równowagi przyrodniczej; ochrona ta polega na: racjonalnym kształtowaniu środowiska i gospodarowaniu zasobami środowiska zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju, przeciwdziałaniu zanieczyszczeniom, przywracaniu elementów przyrodniczych do stanu właściwego.

Funkcjonującymi w Polsce formami ochrony przyrody są: parki narodowe, rezerwaty przyrody, parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu, obszary Natura 2000, pomniki przyrody, stanowiska dokumentacyjne, użytki ekologiczne, zespoły przyrodniczo-krajobrazowe, ochrona gatunkowa roślin, zwierząt i grzybów [34, art. 6]

Kategoria obszarów chronionych w prowadzonym badaniu cenneści ekologicznej gmin wiejskich i miejsko-wiejskich województwa lubelskiego obejmuje trzy ich najważniejsze formy powierzchniowe: rezerwaty przyrody, parki narodowe i krajobrazowe. Jako wskaźnik (O1) przyjęto udział tych form w powierzchni gminy. Za wyborem tych form spośród wielu innych przemawiały następujące kwestie: stopień ochrony (restrykcyjność w stosunku do podejmowania działalności gospodarczej), wielkość obszaru objętego ochroną, nadzór administracyjny nad daną formą, konieczność sporządzania planów ochrony.

Te trzy wyżej wspomniane formy: parki narodowe, parki krajobrazowe oraz rezerwaty przyrody powszechnie zalicza się też do obszarów szczególnie cennych przyrodniczo [7, 29] i wartościowych z punktu widzenia rozwoju turystyki [27]. Najwyższą ocenę przypisuje się im także w opracowanych propozycjach waloryzacji przyrodniczych [2, 8, 30, 33]. Ponadto utworzenie lub powiększenie parku narodowego lub rezerwatu przyrody traktowane jest jako cel publiczny [35].

Kolejna zmienna (O2 – udział obszarów Natura 2000 w powierzchni gminy) opisująca jeden z efektów reakcji na postępujące zagrożenia dla środowiska przyrodniczego uwzględnia relatywnie nową

powierzchniową formę ochrony – sieć Natura 2000. Obszar Natura 2000 – to obszar specjalnej ochrony ptaków, specjalny obszar ochrony siedlisk lub obszar mający znaczenie dla Wspólnoty, utworzony w celu ochrony populacji dziko występujących ptaków lub siedlisk przyrodniczych lub gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty. [34, art. 25]. Obszary Natura 2000 podobnie jak parki narodowe i krajobrazowe oraz rezerваты są formą, której funkcjonowanie opiera się o plan ochrony/zadań ochronnych [34, art. 28–30]. O ile parki narodowe, krajobrazowe i rezerваты są przejawem troski społeczeństwa kraju, a ich tworzenie wyrazem krajowej polityki ochrony środowiska, tak obszary Natura 2000 są wyrazem polityki UE w zakresie ochrony środowiska.

Działania rolników w zakresie ochrony środowiska obrazuje przyjęta zmienna (O3) – udziału powierzchni działek, na których realizowane są pakiety rolnośrodowiskowe w powierzchni użytków rolnych. Wskaźnik ten dostarcza dwójakiego rodzaju informacji: o powierzchni ziemi rolniczej, na której realizowane są prośrodowiskowe działania, pośrednio wskazuje na aktywność rolników w działalności ochronnej – jest miarą zainteresowania rolników świadczeniem usług na rzecz środowiska przyrodniczego w ramach PROW 2007–2013.

Należy ponadto zauważyć, że zanim powstała w 2008 roku wyspecjalizowana instytucja, zajmująca się w sposób administracyjny ochroną środowiska przyrodniczego, czyli Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska (GDOŚ), właśnie programy rolnośrodowiskowe były w Polsce pierwszą próbą gospodarowania zasobami przyrodniczymi. Bogate zasoby przyrodnicze, chronionych obecnie siedlisk znajdują się przede wszystkim na terenach rolniczych[12].

Kolejne zmienne (O4) – nakłady na środki trwałe służące ochronie środowiska według kierunków inwestowania i (O5) – wydatki z budżetu gminy na ochronę środowiska świadczą o znaczeniu przypisywanym ochronie środowiska przez przedsiębiorców i władze lokalne, ich aktywności inwestycyjnej w tym zakresie.

7. Podsumowanie i wnioski

W niniejszym opracowaniu przedstawiono propozycję wskaźników oceny presji, stanu i reakcji na zmiany środowiska naturalnego gminy wiejskiej. Wskaźniki te mogą i powinny służyć do: oceny skuteczności polityki ochrony środowiska poszczególnych gmin, oceny cenności

ekologicznej gmin wiejskich, wyznaczania obszarów strategicznych ze względu na cenneść ekologiczną, prowadzenia skutecznej polityki interregionalnej w zakresie ochrony środowiska i dystrybucji środków służących bardziej optymalnej ochronie środowiska, wskazania gmin problemowych odnośnie stanu ekologicznego, informowania społeczności lokalnej o środowisku naturalnym.

Podczas operacjonalizacji modelu P-S-R dostrzeżono dwa główne problemy jego implementacji, takie jak: ograniczona dostępność danych dla poziomu gmin utrudniająca analizy w układzie P-S-R dla poszczególnych elementów środowiska, na przykład presja na gleby – stan gleb – ochrona gleb; ograniczony zakres monitoringu stanu środowiska naturalnego dla gmin wiejskich/miejsko-wiejskich (badania krótkookresowe; ograniczenia finansowe przeprowadzania monitoringu oraz brak aktualnych reprezentatywnych badań, na przykład stanu gleb).

Przeprowadzone analizy oraz podjęte działania projektowe w zakresie wyznaczenia wskaźników presji, stanu i reakcji na środowisko dla gmin pozwalają na sformułowanie następujących zaleceń:

- konieczność dostosowania BDL GUS do potrzeb monitoringu lokalnej polityki zrównoważonego rozwoju
- zaproponowanie preferencji finansowych dla wsparcia w województwie lubelskim gospodarki ściekowej gmin wiejskich (pominąwszy kwestie zakłóceń informacyjnych wskaźnika długości sieci kanalizacyjnej, na przykład w postaci powszechnie pojawiających się rozwiązań typu przydomowe oczyszczalnie ścieków przez co sam wskaźnik nie w pełni obrazuje stan dostępności do oczyszczania ścieków), nadal występuje zbyt niski poziom skanalizowania gmin wiejskich w porównaniu do gmin miejskich województwa i do gmin wiejskich kraju,
- konieczność zwrócenia uwagi władz centralnych na potrzeby zwiększania, a nie ograniczania możliwości prowadzenia monitoringu stanu środowiska przez powołane do tego instytucje na potrzeby oceny lokalnego środowiska naturalnego,
- stosowania ram koncepcji metody P-S-R do oceny cenneści ekologicznej gmin.

Opracowanie przygotowano w ramach projektu badawczego nr 2011/01/D/HS4/03927 pt. „Ekologiczne uwarunkowania i czynniki rozwoju funkcji gospodarczych na obszarach przyrodniczo cennych województwa lubelskiego” finansowanego ze środków Narodowego Centrum Nauki.

Literatura

- 1 **Barszczewski J., Twardy S., Liziński T., Wasilewski Z.:** *Trwałe użytki zielone jako przedmiot interdyscyplinarnych badań naukowych.* <http://www.imuz.edu.pl>
- 2 **Bezkowska G.:** *Problemy oceny walorów przyrodniczych dla turystyki rekreacji na obszarze Nizin Środkowopolskich.* Turystyka i Hotelarstwo, 4, WSTiH, Łódź 2003.
- 3 **Boltramiuk A.:** *Ekonomiczne aspekty funkcjonowania obszarów funkcjonowania obszarów chronionych.* Wyd. UwB, Białystok 2003.
- 4 **Borys T.:** *Wskaźniki zrównoważonego rozwoju.* Wyd. Ekonomia i Środowisko, 82, Białystok 2005.
- 5 *Dyrektywa azotanowa (Dyrektywa Rady 91/676/EEC, z gr.1991 r).*
- 6 *Environmental Indicators – OECD Core set, OECD, Paris, 1994.*
- 7 **Fijałkowski D.:** *Ochrona przyrody i środowiska na Lubelszczyźnie.* Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin 2003.
- 8 **Fijałkowski D.:** *Waloryzacja przyrodnicza gmin, makroregionów środkowo-wschodniej Polski.* UMCS, Lublin 1993.
- 9 **Górka K., Poskrobko B.:** *Ekonomika ochrony środowiska,* PWE, 63, Warszawa 1991.
- 10 *Guidelines for Data Collection for The Dobrie + 3 Raport, EEA, Copenhagen 1996.*
- 11 **Józwiak M.:** *Zintegrowane wskaźniki stanu środowiska przyrodniczego.* <http://www.ujk.edu.pl>
- 12 **Jurzyk-Nordlow S., Kielsznia M.:** *Ochrona środowiska przyrodniczego a rozwój obszarów wiejskich.* [w] Kryk B. (red.): *Zrównoważony rozwój obszarów wiejskich aspekty ekologiczne.* Economicus, 127–128, Szczecin 2010.
- 13 **Kostrowicki A.S.:** *System człowiek – środowisko w teorii ocen,* PG IGiPN PAN, 156, 1992.
- 14 **Majewski E.:** *Trwały rozwój i trwałe rolnictwo – teoria i praktyka gospodarstw rolniczych,* SGGW, 86–87. Warszawa 2008.
- 15 **Michalczyk Z.:** *Rola obszarów wiejskich w tworzeniu i wykorzystaniu zasobów wodnych w Polsce.* *Woda-Środ.-Obsz. Wiej.* 4, 2a (11): 13–24 (2004).
- 16 *Podstawowe problemy środowiska w Polsce – Raport wskaźnikowy,* IOŚ 2000 Warszawa.
- 17 **Poskrobko T. (red.):** *Zrównoważony rozwój obszarów cennych przyrodniczo.* Tom 1 *Planistyczne i implementacyjne aspekty rozwoju obszarów przyrodniczo cennych.* WSE, 96–116, Białystok 2011.
- 18 *Raport o stanie lasów w Polsce 2011.* Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa czerwiec, 7, 2012.

- 19 *Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2008 roku*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Lublin 2009.
- 20 *Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2010 roku*. Biblioteka monitoringu Środowiska, Lublin 2011.
- 21 *Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2011 roku*. Biblioteka monitoringu Środowiska, Lublin 2012.
- 22 Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 12.01. 11 w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków (Dz.U. Nr 25, poz. 1330).
- 23 Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 listopada 2007 r. w sprawie zakresu i sposobu prowadzenia okresowych badań poziomów PEM w środowisku (Dz. U. z 2007 r. Nr 221, poz. 1645).
- 24 Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2002 r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości (Dz. U. Nr 122, poz. 1055)
- 25 Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 października 2003 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów PEM w środowisku oraz sposobów sprawdzania dotrzymania tych poziomów (Dz. U. Nr 192, poz. 1883).
- 26 **Ryszkowski L.:** Idea rolnictwa ekologicznego– postawienie zagadnienia Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 286: 17–44 (1984).
- 27 **Sikorska-Wolak T.:** *Możliwości rozwoju i specyficzne formy turystyki na obszarach prawnie chronionych w Polsce*. [w]: Jalinik M. (red.): *Regionalne aspekty rozwoju turystyki*. EkoPress, Białystok 2009.
- 28 *Stan środowiska w Polsce na tle celów i priorytetów Unii Europejskiej, raport wskaźnikowy 2004*, IOŚ, BMŚ, Warszawa 2006.
- 29 **Stanny M., Czarnecki A.:** *Zrównoważony rozwój obszarów wiejskich Zielonych Płuc Polski Próba analizy empirycznej*, IRWiR PAN, 166, Warszawa 2011.
- 30 **Stręć M., Lipka K.:** *Metoda oceny wartości przyrodniczej obszaru gminy ze szczególnym uwzględnieniem roli mokradł*, Inżynieria Ekologiczna Nr 29, 2012.
- 31 **Suchta J. (red.):** *Wycena i gospodarowanie nieruchomościami na obszarach cennych ekologicznie ZCO*, 75–90. Olsztyn-Zielona Góra 1997.
- 32 *Towards Sustainable Development Environmental Indicators*, UN CSD, New York 1998.
- 33 **Tucki A.:** *Formy ochrony przyrody jako element atrakcyjności turystycznej na przykładzie regionu lubelskiego Krajobrazy rekreacyjne – kształtowanie, wykorzystanie, transformacja*. Problemy Ekologii Krajobrazu t. XXVII. red. A. Richling, PSW im. Papieża Jana Pawła II w Białej Podlaskiej, PAEK, 363–370. Biała Podlaska 2010.

- 34 Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. *o ochronie przyrody*. Dz.U. 2004 Nr 92 poz. 880.
- 35 Ustawa z dnia 21 sierpnia 1997 r. o gospodarce nieruchomościami (Dz. U. z 2004 r. Nr 261, poz. 2603, z późn. zm.).
- 36 Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. *o odpadach* (Dz.U. 2001 Nr 62 poz. 628, z późn. zm.).
- 37 Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. *Prawo ochrony środowiska*. Dz.U. z 2008 nr 25 poz. 150.
- 38 **Witkowska-Dąbrowska M., Łąguna T. M. red.:** *Zarządzanie zasobami środowisk*. FEŚiZN, 66–76, Białystok 2010.
- 39 **Witkowska-Dąbrowska M.:** *Wyznaczanie strategicznych obszarów ekologicznie cennych*. [w] Łąguna T. M., Ilisio Manuel de Jesus (red.): *Analiza uwarunkowań wielofunkcyjnego rozwoju obszarów wiejskich na przykładzie powiatu olsztyńskiego ziemskiego z wykorzystaniem doświadczeń Portugalii*. Wyd. UWM. 110–126, Olsztyn 2010.

Operationalization of the Pressure-State-Response Model in the Study of Ecological Value of Rural Communes Illustrated on the Example of Lublin Voivodeship

Abstract

Local governments are obliged by law tasks assigned to them to take a lot of pro-ecology actions. Authorities' activities should be included in the long-term development strategy of a municipality together with measures for the protection of environment taken by other local actors. The effectiveness of these measures depends on proper recognition of the need to protect environment. The reaction of local government should correspond to the identified pressures on environment and serve keeping it in at least unchanged state. Effective environmental policy pursued by local authorities depends largely on systematic monitoring of its condition and the degree of human pressure. Therefore, appropriate monitoring instruments in the form of indicators measuring the pressure, state and response to changes in environment are essential.

The following paper presents a proposal of indicators assessing pressure, state and response to environmental changes in a rural municipality. The indicators can and should be used to:

- evaluate the effectiveness of environmental policies of individual municipalities,
- evaluate environmental values of rural municipalities,
- determine strategic areas due to environmental values,

- conduct effective interregional policy of environmental protection and distribution of measures allowing more optimal protection of environment,
- indicate problem municipalities as far as environment is concerned, facing particular difficulties in the implementation of sustainable development policies,
- inform local community about environmental issues in the municipality.

During the operationalization of the P-S-R model two major problems of its full implementation were recognised: limited availability of mass statistics data for the level of municipalities hinders detailed analysis of the PSR model for individual elements of environment: for example, pressure on soil- soil condition-soil protection, limited scope of the monitoring of environment for rural/urban-rural municipalities (short-term study, financial constraints of monitoring and lack of current representative research of the state of soils for example).

Conducted analysis and undertaken project activities in the designation of the indicators of P-S-R for municipalities allow to formulate the following recommendations:

- the need to adapt CSO LDB to the needs of monitoring local sustainable development policy,
- propose financial preferences for supporting wastewater management in rural municipalities in Lublin Voivodeship (apart from the matters of information noise in the case of the indicator of the length of the sewerage system, e.g. in the form of commonly occurring solutions like home wastewater treatment plants because of which the indicator itself does not fully illustrate the state of access to wastewater treatment), there is still a very low level of rural municipal sewerage as compared to the urban municipalities of the voivodeship and rural municipalities of the country,
- the need to draw the central government's attention to the need to increase rather than reduce the possibility of monitoring the state of environment by institutions set up to assess the needs of local environment,
- universal application of the framework of PSR method to assess ecological values of municipalities.



Opracowanie koncepcji zalesień dla gminy Tarnowo Podgórne

Adam Zydroń, Łukasz Bober
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Obecny poziom rozwoju infrastrukturalnego oraz społeczno-gospodarczego, a także jego dynamika sprawiają, że racjonalne zagospodarowanie przestrzeni staje się konieczne, nie tyle ze względów estetycznych, lecz przede wszystkim dla zapewnienia prawidłowego funkcjonowania i rozwoju przenikających się wzajemnie aspektów dotyczących życia człowieka, gospodarki ekonomicznej oraz środowiska naturalnego. Wykorzystanie przestrzeni powinno być dostosowane, poza innymi funkcjami, do optymalnego wykorzystania przez naturalny ekosystem. Obecnie bardziej racjonalne dla rozwoju korzystnych zależności między człowiekiem a środowiskiem jest przeznaczenie gruntów o niskiej przydatności rolniczej oraz o specyficznych i ważnych z punktu widzenia środowiska uwarunkowaniach ekofizjograficznych na cele niezwiązane z urbanizacją, rozwojem infrastruktury technicznej, czy aktywizacją gospodarczą, a przede wszystkim pod zalesienia. Potrzeba zwiększania lesistości kraju do około 30% w roku 2020, według założeń Krajowego Programu Zwiększania Lesistości oznacza w praktyce zalesienie ponad 600 tys. ha. Realizacja tego celu wymaga podjęcia licznych działań zmierzających do określenia potrzeb i możliwości zalesiania poszczególnych województw, a dalej powiatów i gmin. Istotną kwestią jest tworzenie dokumentów planistycznych wskazujących przestrzenne rozmieszczenie obszarów preferowanych pod zalesienia, wytypowanych na podstawie racjonalnych zasad określonych w dokumentach dotyczących ustalania nowych kompleksów leśnych, pozwalających na prawidłowe sterowanie

procesem zalesień w gminach [A9]. Na przykładzie gminy Tarnowo Podgórne zaprojektowano koncepcję zalesień, prezentującą przestrzenny układ nowych kompleksów leśnych, które zostały wytypowane na podstawie weryfikacji uwarunkowań ekofizjograficznych, kluczowych dla określenia zmian w użytkowaniu przestrzeni w kierunku zalesień dla badanego obszaru.

Zasady dotyczące kwalifikowania gruntów do zalesienia określono w Ustawach: o lasach z 28 września 1991 r., [A6] o przeznaczeniu gruntów rolnych do zalesienia z 8 czerwca 2001 r. [A7] oraz w Krajowym Programie Zwiększania Lesistości [A1] i aktualizacji wytycznych dotyczących ustalenia granicy rolno-leśnej z 2003 r [A9].

2. Cel i zakres pracy

Celem pracy było opracowanie przestrzennej koncepcji zalesień dla obszaru gminy Tarnowo Podgórne na podstawie wytycznych dotyczących projektowania nowych kompleksów leśnych zawartych w Krajowym Programie Zwiększania Lesistości [A1], Programie Zwiększania Lesistości Powiatu Poznańskiego [A4] oraz Wytycznych dotyczących ustalania granicy rolno leśnej [A9]. Ponadto celem pracy jest również porównanie powierzchni opracowanej koncepcji ze Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego [A5] oraz Programem Zwiększania Lesistości Powiatu Poznańskiego [A4].

Zakres podmiotowy pracy obejmował rozpoznanie uwarunkowań środowiskowych w gminie Tarnowo Podgórne na podstawie których zaprojektowano układ zalesień.

Zakres przestrzenny pracy obejmował obszar administracyjny gminy Tarnowo Podgórne, z uwzględnieniem kompleksów leśnych występujących w gminach okalających, leżących bezpośrednio przy granicy z badanym obszarem.

3. Metodyka i materiał badawczy

W pracy wykorzystano materiały źródłowe pozyskane z Wydziału Zagospodarowania Przestrzennego gminy Tarnowo Podgórne oraz regionalnej dyrekcji Lasów Państwowych w Poznaniu (rdLP).

Dla potrzeb przeprowadzenia analiz badanego obszaru, których wynikiem było nakreślenie koncepcji zalesień wraz z jej szczegółową

analizą stworzony został za pomocą programu ArcGIS (pakiet ArcView SU 9.3, nr lic. 418533504) system informacji przestrzennej (GIS), do którego wprowadzono pozyskane z różnych źródeł informacje odnoszące się do obszaru gminy Tarnowo Podgórne wykorzystane w przygotowaniu opracowania.

Poszczególne warstwy informacyjne utworzone w bazie danych systemu GIS pozwoliły na analizę materiałów źródłowych: Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego gminy (SU-iKZP)[A5] w skali 1:25 000 oraz Programu Zwiększania Lesistości Powiatu Poznańskiego (PZLPP) [A4] w skali 1:50 000. Na podstawie analizy mapy glebowej, mapy walorów przyrodniczych, mapy warunków wodnych oraz mapy środowiska kulturowego w skali 1:10 000, stanowiących element opracowania ekofizjograficznego [A2] badanego obszaru z roku 2004, pozyskanych z Urzędu gminy Tarnowo Podgórne określono walory przyrody ożywionej, uwarunkowania hydrograficzne, uwarunkowania glebowe oraz wybrane uwarunkowania antropogeniczne gminy, najistotniejsze dla potrzeb zaprojektowania koncepcji zalesień. Analiza ortofotomapy zdjęcia satelitarnego gminy Tarnowo Podgórne z września 2011 roku pozwoliła na wprowadzenie do systemu informacji przestrzennej danych weryfikujących wybrane uwarunkowania środowiskowe oraz zmiany określone w dokumentach planistycznych według aktualnej sytuacji zagospodarowania przestrzennego gminy, a także na określeniu aktualnej struktury osadniczej i komunikacyjnej badanego obszaru.

Wszystkie wymienione uwarunkowania przestrzeni gminy zostały przedstawione graficznie w postaci map (rys. 2–6) opracowanych za pomocą programu ArcGIS.

Na podstawie zgromadzonych informacji dotyczących obszaru gminy wygenerowano w ramach GIS warstwy obszarów rekomendowanych do zalesienia z punktu widzenia zasad ogólnych oraz przesłanek ekologicznych i funkcjonalnych stawianych projektowanym zalesieniom zawartych w Wytycznych dotyczących ustalania granicy rolno-leśnej z roku 2003 [A9] takich jak: zalesienia gruntów leśnych i rolnych klas V i VI, zalesienia nieużytków, zalesienia brzegów cieków, zbiorników wodnych, granic wododziałowych, stref ochronnych ujęć wód podziemnych, zalesienia tworzące korytarze ekologiczne, zalesienia stref buforowych. Warstwy uzyskane w systemie GIS zostały przedstawione graficznie (rys. 2–6) za pomocą map, wygenerowanych w programie ArcGIS.

Opracowana koncepcja zalesień została przeanalizowana pod kątem powierzchniowym według obliczeń w programie Excell na podstawie wielkości uzyskanych z bazy danych GIS wykonanego projektu.

Analiza wyników obliczeń powierzchniowych, pozwoliła na określenie procentowego udziału poszczególnych zalesień według wytycznych, a także procentowych zmian w lesistości gminy Tarnowo Podgórne, jakie miałyby miejsce w wyniku implementacji opracowanej koncepcji.

4. Charakterystyka obszaru badań

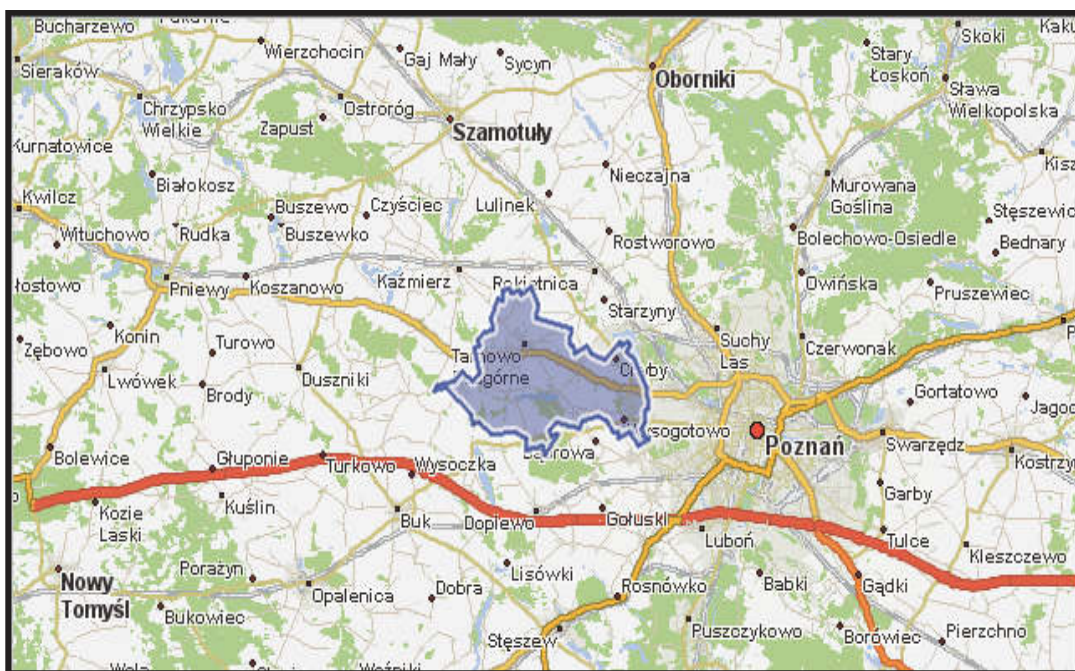
Gmina wiejska Tarnowo Podgórne zlokalizowana jest w środkowej części województwa wielkopolskiego (rys 1). Obszar gminy zajmuje powierzchnię 101,4 km². Gmina graniczy z miastem Poznań od wschodu, z gminą Rokietnica od północy, z gminami Dopiewo i Buk od południa oraz z gminą Kaźmierz od zachodu. Wieś Tarnowo Podgórne położona w centralnej części gminy jest jej siedzibą oraz największą jednostką osadniczą. Gmina tworzy wraz z innymi gminami powiatu obszar metropolitarny miasta Poznań, co widać wyraźnie w postaci związków funkcjonalno przestrzennych między ośrodkiem gminnym a aglomeracją poznańską, co przejawia się między innymi w kierunkach zmian zagospodarowania przestrzennego w gminie [A10].

Gminę zamieszkuje 18 690 mieszkańców, gęstość zaludnienia 186 os/km². Struktura użytkowania gruntów przedstawia się następująco: użytki rolne 73,2%, grunty zabudowane i zurbanizowane 15,6%, grunty pod wodami 2,1%, nieużytki 1,3%, grunty leśne 7,8% [A11].

Wszystkie lasy znajdujące się na terenie gminy, niezależnie od stosunków własnościowych, mają status lasów wodochronnych lub otuliny leśnej wokół miast (w stosunku do miasta Poznań) nadany im przez regionalną dyrekcję Lasów Państwowych w Poznaniu [A3].

Według Programu Zwiększania Lesistości Powiatu Poznańskiego (PZLPP) [A4] w granicach gminy do zalesienia rekomenduje się obszary o łącznej powierzchni 829,1 ha. Charakteryzują się one bardzo zróżnicowaną wielkością od kilkunastu arów do kilkuset hektarów. Największe proponowane zalesienia występują w południowej części gminy i stanowią uzupełnienie istniejących kompleksów leśnych usytuowanych na południe oraz zachód od Jeziora Lusowskiego. Zalesienia proponowane przez PZLPP stanowią 8,2% powierzchni gminy i odbiegają nieznacznie

od terenów proponowanych przez SUIKZP [A5] pod względem powierzchniowym (różnica 84,6 ha) oraz rozmieszczenia w przestrzeni (największe różnice występują w kompleksach po wschodniej i zachodniej części gminy).



Rys. 1. Położenie gminy Tarnowo Podgórne; źródło : Serwis internetowy Targeo.pl

Fig. 1. Location Tarnowo Podgórne; Source: Website Targeo.pl

Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego [A5] gminy Tarnowo Podgórne określa dominujące funkcje poszczególnych obszarów gminy oraz określa możliwości i kierunki zmian w dotychczasowym użytkowaniu terenu. Działania rozwojowe gminy będą się koncentrować między innymi na zwiększaniu lesistości, innymi działaniami stwarzającymi przesłanki do propagowania zalesień są kierunki określone jako ochrona gruntów przed erozją oraz zmniejszenie stopnia zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego, szczególnie wód powierzchniowych.

Na podstawie studium oraz opracowania ekofizjograficznego gminy wyodrębnić możemy dwanaście stref o konkretnych właściwościach funkcjonalno-krajobrazowych (tab. 1).

Tabela 1. Obszary przewidziane do zalesienia według SUIKZP gminy Tarnowo Podgórne**Table 1.** Areas provided for afforestation by SUIKZP Tarnowo Podgórne

Symbol	Lokalizacja	Funkcja	Tereny wskazane pod zalesienie
A	Obszary w bezpośrednim sąsiedztwie infrastruktury drogowej – drogi krajowej nr 92 oraz zachodniej obwodnicy Poznania	Komunikacyjno-gospodarcza	Na podstawie studium można wyodrębnić 6 zasadniczych obszarów postulowanych do zalesienia o łącznej powierzchni 126,7 ha, które według założeń spełniać będą funkcje głównie ochronną i izolacyjną, tworząc barierę między obszarami uciążliwego oddziaływania szlaków komunikacyjnych a innymi obszarami
B	Tarnowo Podgórne	Gospodarcza	Studium nie przewiduje zmian w przeznaczeniu terenu w kierunku zalesień w tej strefie
C	Jankowice, Lusowo, Lusówko	Mieszkaniowo-rolnicza	Studium przewiduje założenie jednego kompleksu leśnego na zachodzie przy granicy ze strefą chronionego krajobrazu o powierzchni około 7,5 ha
D	Ceradź Kościelny	Rolnicza	Studium wskazuje jeden obszar jako teren przewidziany pod zalesienie znajdujący się bezpośrednio przy granicy strefy chronionego krajobrazu o powierzchni około 11,5 ha
E	Sierosław, Lusówko	Rekreacyjno-mieszkaniowa	Studium wskazuje w tej strefie największy z spośród wszystkich stref areal przeznaczony pod zalesienie. Wyznaczono zasadniczo 2 duże kompleksy leśne i jeden mniejszy o łącznej powierzchni 520,4 ha
F	Baranowo, Przeźmierowo, Wysogotowo	Mieszkaniowo-gospodarcza	Studium nie przewiduje zmian w przeznaczeniu terenu w kierunku zalesień w tej strefie
G	Batorowo, Wysogotowo	Rolniczo-mieszkaniowa	Studium wskazuje jeden obszar jako teren przewidziany pod zalesienie znajdujący się na południu przy granicy gminy oraz niewielki obszar stanowiący przedłużenie planowanego kompleksu leśnego strefy A, o łącznej powierzchni około 35,3 ha

Tabela 1. cd
Table 1. cont

Symbol	Lokalizacja	Funkcja	Tereny wskazane pod zalesienie
H	Chyby, rejon J. Kierskiego	Rekreacyjno-biocenotyczna	Studium nie przewiduje zmian w przeznaczeniu terenu w kierunku zalesień w tej strefie
I	Baranowo, Chyby	Mieszkaniowa	Studium wskazuje tereny pod zalesienie w formie kompleksu leśnego oddzielającego funkcje mieszkaniową od funkcji mieszkaniowo-usługowej, oraz pasa zalesień wzdłuż granicy ze strefą J, o łącznej powierzchni około 95,9 ha
J	Swadzim	Gospodarcza	Studium wskazuje tereny pod zalesienie od strony zachodniej wzdłuż granicy ze strefą mieszkaniową I, o powierzchni 24,8 ha
K	Tarnowo Podgórne, Sady, Góra, Koszczyn	Mieszkaniowo-rolnicza	Studium nie przewiduje zmian w przeznaczeniu terenu w kierunku zalesień w tej strefie
L	Strefa Chronionego Krajobrazu Jeziora Lusowskiego	Biocenotyczno-rekreacyjna	Studium wskazuje zalesienie czterech obszarów, które będą stanowić głównie przedłużenie istniejących kompleksów leśnych w strefie, o powierzchni 91,6 ha

Źródło: opracowanie własne
Source: Authors' own study

Największy spośród wszystkich stref obszar przewidziany do zalesienia występuje w strefie E – ze względu na występowanie obszarów gleb najsłabszych oraz rekreacyjny charakter strefy. Uzupełnieniem zalesień strefy E oraz istniejących kompleksów leśnych są obszary rekomendowane do zalesienia w strefie chronionego krajobrazu Jeziora Lusowskiego (L) (najcenniejszego przyrodniczo obszaru gminy). Kolejnym większym obszarem proponowanym do zalesień są kompleksy w strefie mieszkaniowej I oraz gospodarczej J (stanowiłyby naturalną granicę oddzielającą strefy o różnych funkcjach). Pozostałe proponowane zalesienia mają charakter uzupełniający względem stref i wynikają z dominacji innych funkcji takich jak funkcja: mieszkaniowa, rolnicza czy gospodarcza nad potrzebami zalesieniowymi. W części dotyczącej kierunków zagospodarowania prze-

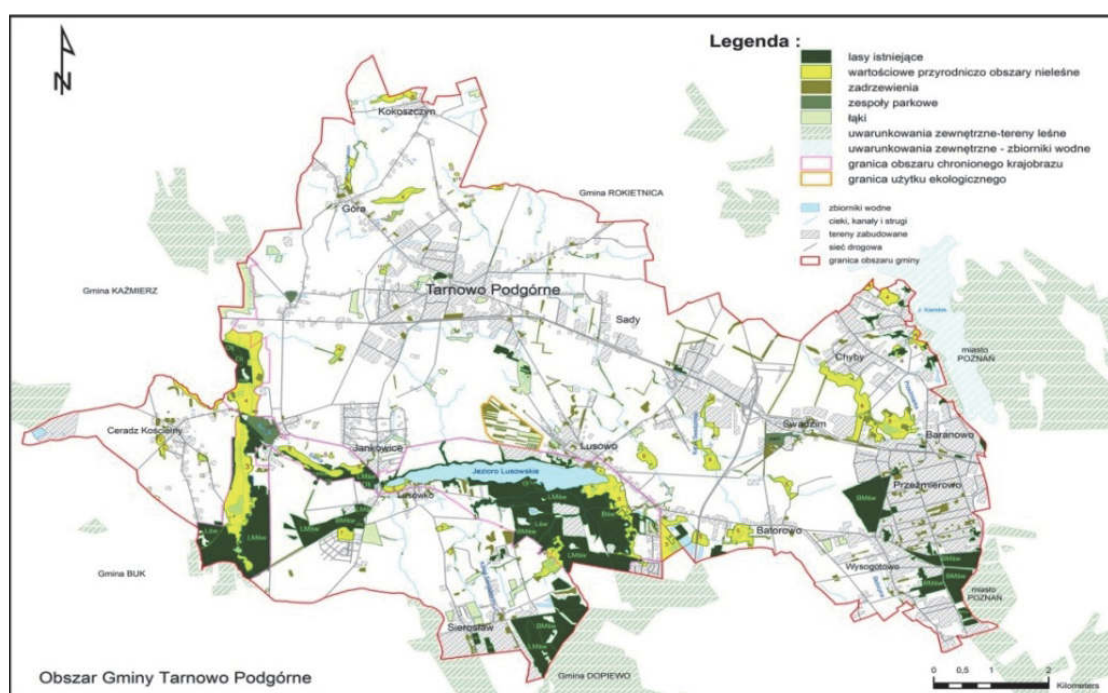
strzennego studium wskazuje do zalesienia na terenie całej gminy 913,7 ha, co skutkowałoby wzrostem lesistości gminy o 9,01%.

5. Wyniki badań

5.1. Analiza walorów przyrody ożywionej oraz przyrodniczych uwarunkowań zewnętrznych gminy

Lasy na terenie gminy Tarnowo Podgórne, zajmują powierzchnię około 792,2 ha, co oznacza 7,8% powierzchni gminy (rys. 2). Największe skupiska leśne znajdują się w południowej części gminy, na południe i zachód od niecki Jeziora Lusowskiego (około 630,5 ha) oraz w części południowo-wschodniej w obrębie Przeźmierowa i Batorowa (około 126,6 ha). Pozostałe lasy skupiają się w małych i rozrzuconych po całej powierzchni gminy kompleksach o sumarycznej powierzchni około 34,9 ha. Centralny oraz północny obszar gminy wykazuje praktycznie zerową lesistość. W obszarze gminy występują liczne arealy nieleśne, cenne pod względem przyrodniczym, które reprezentują niemal wszystkie typy zbiorowisk roślinnych nieleśnych, charakterystycznych dla dolin krainy Wielkopolsko-Kujawskiej. Zbiorowiska te występują najczęściej w postaci izolowanych enklaw, rozrzuconych w przestrzeni z ich największym natężeniem w pasie od południowego wschodu do południowego zachodu, które zajmują powierzchnię około 425,1 ha a ich wielkość waha się od 0,9 ha do prawie 64 ha. Większość obiektów odznacza się dużą wartością przyrodniczą i ważnymi funkcjami ekologicznymi i krajobrazowymi (ostoje, śródpolne wyspy jako miejsce azylu migrujących zwierząt) dlatego postuluje się ich zachowanie w obecnej formie. Wysoki stopień separacji enklaw prowadzi do ich dużej wrażliwości na antropopresję. Kolejnymi formacjami przestrzennymi przyrody ożywionej są wartościowe elementy antropogeniczne takie jak łąki, które zajmują powierzchnię ponad 154 ha oraz zespoły parkowe o powierzchni około 32,5 ha. Zadrzewienia śródpolne pełniące funkcję ochronne, estetyczne i ekologiczne występujące pod postacią remiz śródpolnych (ponad 300 arealów o pow. około 154 ha). Najcenniejszym arealem przyrodniczym jest Obszar Chronionego Krajobrazu Jeziora Lusowskiego i Doliny Samy o powierzchni około 1243,3 ha. Strefa stanowi mozaikę różnego rodzaju zbiorowisk roślinnych, związanych z obszarami podmokłymi gdzie stwierdzono występowanie wielu rzadkich gatunków fauny i flory. Uży-

tek Ekologiczny w Lusowie jest kolejną przestrzenną formą obiektu przyrodniczego postulowaną do ochrony. W obszarze użytku stwierdzono stanowiska licznych gatunków roślin i zwierząt objętych ochroną gatunkową, a struktura użytku stanowiąca mozaikę pasów zadrzewień, łąk i pól uprawnych stanowią ważne ogniwo na trasach migracyjnych zwierząt. Istniejące powierzchniowe formy ochrony przyrody oraz pozostałe elementy przyrody ożywionej nie pozostają w żadnym formalnym związku (Natura 2000, sieć ECONET) z elementami przyrodniczymi sąsiadujących gmin w obszarze metropolitalnym.



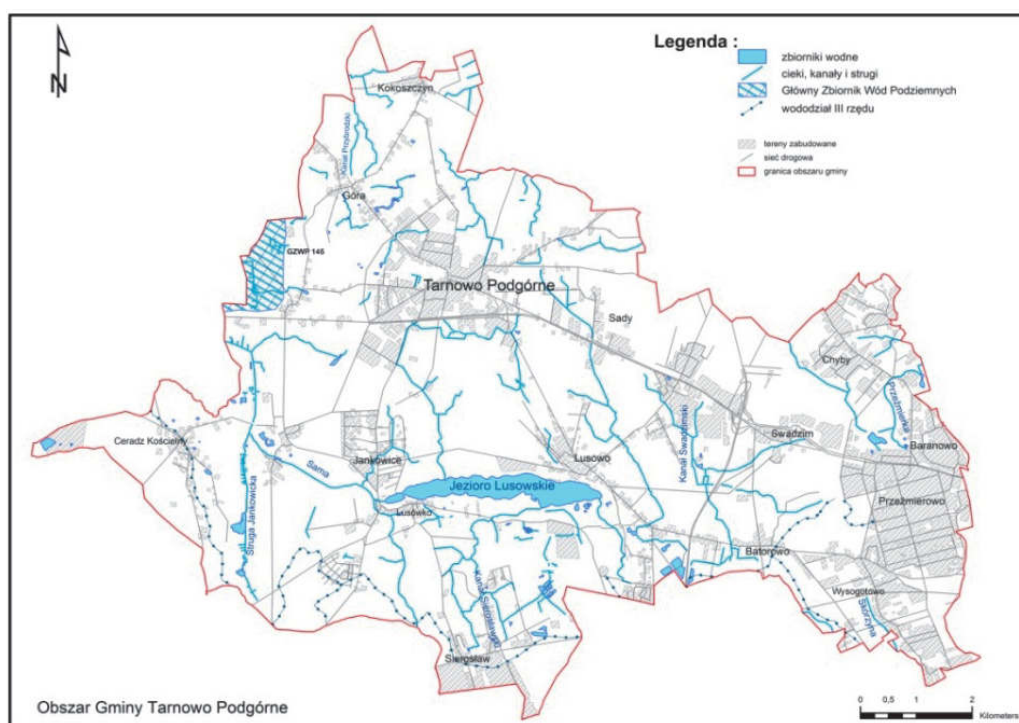
Rys. 2. Walory przyrody ożywionej oraz przyrodnicze uwarunkowania zewnętrzne
Fig. 2. Values of wildlife and natural external conditions

5.2. Analiza uwarunkowań hydrograficznych gminy Tarnowo Podgórne

Znaczny obszar gminy Tarnowo Podgórne leży w zlewni rzeki Samy i Samicy Kierskiej, elementów lewostronnej części dorzecza Warty. Składowymi wyróżnianymi wśród wód powierzchniowych są cieki, kanały i strugi oraz zbiorniki wodne naturalne i sztuczne (rys. 3).

Sieć rzeczna gminy jest stosunkowo gęsta, stanowią ją w znacznej mierze niewielkie cieki. Największym naturalnym zbiornikiem jest Jezioro Lusowskie o powierzchni około 121,9 ha i średniej głębokości 8,6 m.

Dość głęboko wcięta misa jeziora oraz duże spadki terenów nadbrzeżnych sprzyjają drenażowi wód podziemnych i powierzchniowych na dużym obszarze wokół jeziora. Pozostałych zbiorników wodnych jest 85 i zajmują powierzchnię około 44 ha. Najważniejszym działem wodnym przebiegającym w obszarze gminy na długości około 20 km z zachodu na wschód w południowej części badanego obszaru jest dział wodny III rzędu, który oddziela zlewnię rzeki Samy na północy od zlewni rzeki Samicy i Wirenki na południu. Główny zbiornik wód podziemnych (GZWP) o numerze 145 położony w północno-zachodniej części gminy-zajmuje powierzchnię około 102 ha.



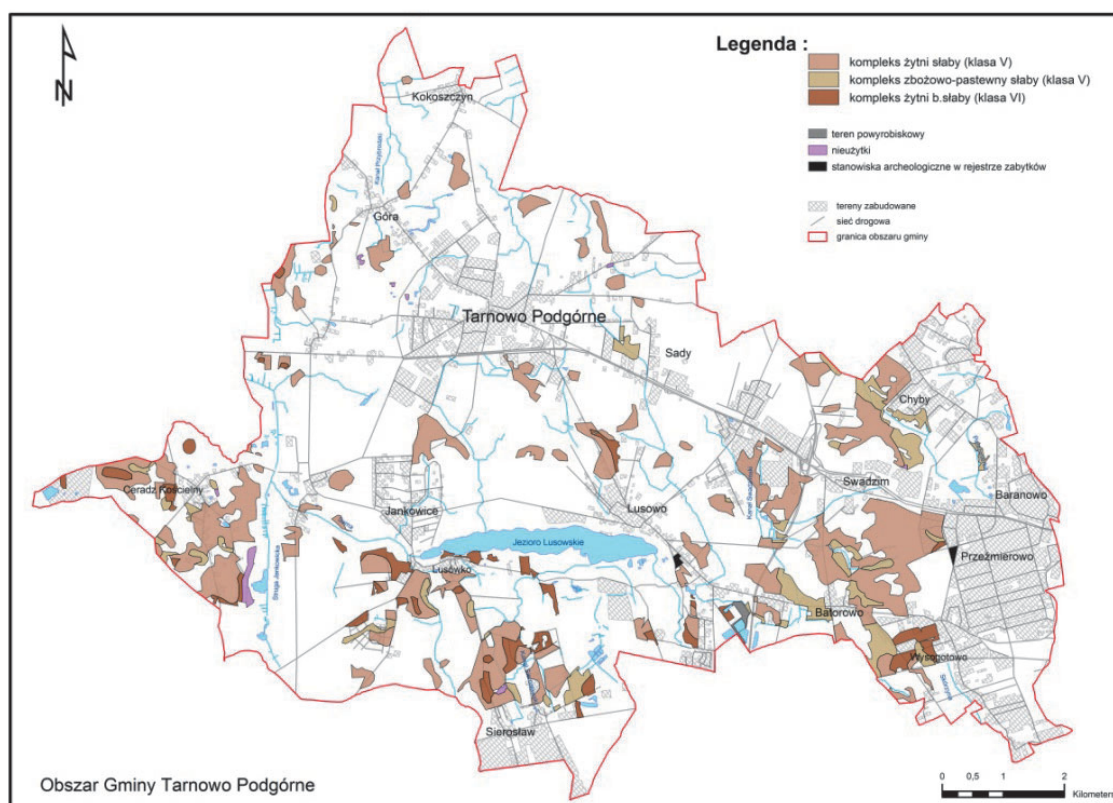
Rys. 3. Uwarunkowania hydrograficzne na obszarze gminy Tarnowo Podgórne
Fig. 3. Hydrographic conditions of the area Tarnowo Podgórne

5.3. Analiza uwarunkowań glebowych oraz wybranych uwarunkowań antropogenicznych gminy

W środkowej i północnej części gminy występują gleby o największej przydatności dla rolnictwa. Należą one do gruntów dobrych i bardzo dobrych (oznaczone jako klasy bonitacyjne od I do III b). Ze względu na duży potencjał produkcyjny dla rolnictwa ich dotychczasowe przeznaczenie powinno być chronione.

Naprzemiennie z gruntami dobrymi, w środkowo-północnej części badanego obszaru, występują gleby średnich klas: IVa i IVb, które także powinny być zaliczane do gruntów orných chronionych.

Gleby o najniższej przydatności rolniczej klasy V, VI znajdują się głównie w południowej części gminy (na południe od J. Lusowskiego). Duże obszary najslabszych gleb rozciągają się także na zachód od jeziora, przez obręb Ceradz Kościelny, aż do granicy gminy oraz obszar na północ i południe od drogi krajowej przecinającej gminę ze wschodu na zachód (obrub Swadzim-Przeźmierowo). Centralna i północna część gminy odznacza się występowaniem klas: V i VI rozrzuconych mozaikowato, w stosunkowo niewielkich arealach (rys. 4). Najslabsze gleby zajmują powierzchnię około 1 909,5 ha co stanowi około 19% obszaru gminy.

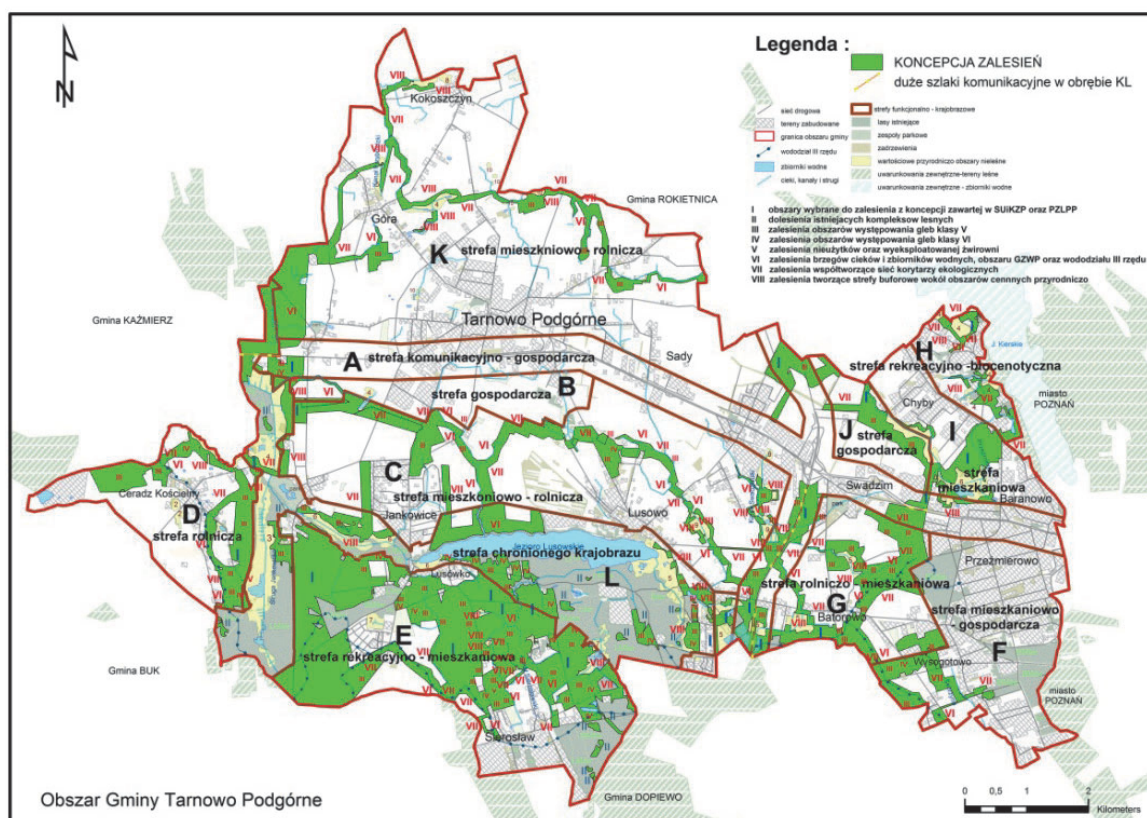


Rys. 4. Uwarunkowania glebowe oraz wybrane uwarunkowania antropogeniczne

Fig. 4. Conditions of soil and anthropogenic factors selected

5.4. Określenie obszarów preferowanych do zalesień na podstawie wytycznych stawianych nowo projektowanym kompleksom leśnym

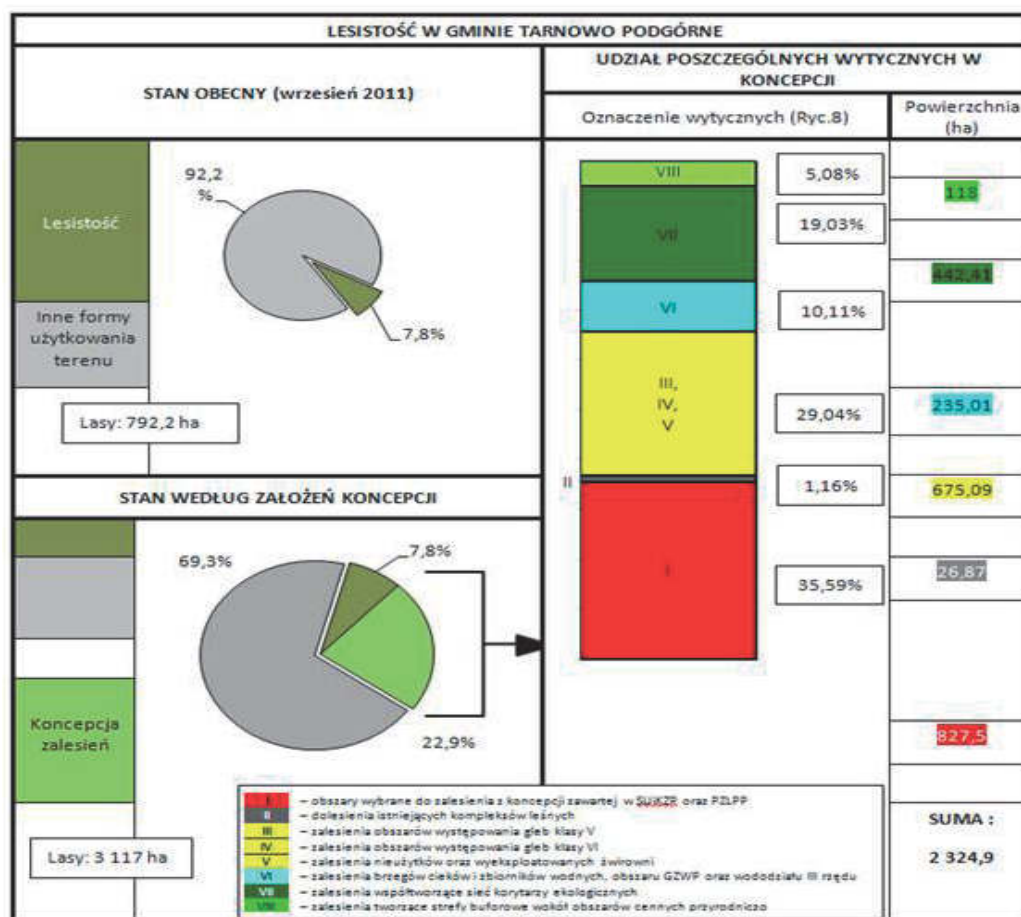
Obszary wskazane w opracowanej koncepcji zostały zweryfikowane na podstawie ich waloryzacji oraz wymogów stawianych obszarom proponowanym pod zalesienie w wytycznych dotyczących ustalania granicy rolno leśnej z 2003 r. [A9]. Przy opracowaniu koncepcji kluczowe znaczenie miało siedem czynników środowiskowych, krajobrazowych i glebowych, które w największym stopniu opisywały obszary rozpoznane w gminie jako postulowane do zalesienia oraz wybrane tereny z PZLPP [A4] i SUIKZP [A5] zweryfikowane jako czynnik dodatkowy (rys 5).



Rys. 5. Koncepcja zalesień gminy Tarnowo Podgórne według wytycznych dotyczących ustalania granicy rolno-leśnej
Fig.5. The concept of Tarnowo Podgórne afforestation by establishing guidelines for the agro-forest border

5.5. Analiza koncepcji zalesień pod względem przestrzennym

Koncepcja zalesień dla gminy Tarnowo Podgórne, stanowi powierzchnię około 2 324,9 ha, czyli w przybliżeniu 22,93% udziału terenów leśnych w obszarze gminy. Kompleksy leśne zaprojektowane w koncepcji wraz z istniejącymi lasami, które zajmują powierzchnię około 792,2 ha (7,8%), obejmują obszar 3117,1 ha. Lesistość gminy, zgodnie z proponowaną koncepcją wzrasta z 7,8% do 30,7% (rys.6). Projektowany wzrost udziału zalesień w obszarze gminy oznacza realizację celu rządowego programu zwiększania lesistości na lata 2001–2020, którym jest zapewnienie warunków zwiększaniu lesistości do 30% oraz optymalne rozmieszczenie zalesień w przestrzeni funkcjonalnej.



Rys. 6. Lesistość w gminie Tarnowo Podgórne – stan obecny oraz według opracowanej koncepcji z uwzględnieniem poszczególnych wytycznych
Fig. 6. Forest cover in Tarnowo Podgórne – current status and concepts developed by including specific guidelines

Dobór obszarów wskazanych do zalesienia jest wynikiem konfrontacji uwarunkowań środowiskowych, krajobrazowych i przestrzennych badanego obszaru z wytycznymi przedstawionymi w dokumentach, mających na celu określenie warunków, jakim muszą odpowiadać tereny przeznaczone do zmian charakteru użytkowania w kierunku zalesień.

Tereny wybrane ze SUIKZP oraz PZLPP mają największy udział w opracowanej koncepcji (około 35,59%). Pozostałe arealy wskazane do zalesień miały charakter rozszerzenia koncepcji zawartej w dokumentach planistycznych. Najważniejszym czynnikiem mającym wpływ na projektowanie zalesień było występowanie gleb najsłabszych klasy V i VI wraz z nieużytkami (około 29,04%). Zalesienia zgodne z wytycznymi, które dotyczą bezpośrednio uwarunkowań hydrograficznych, stanowią 10,11% powierzchni projektowanych, z kolei wprowadzenie roślinności leśnej zgodnie z wymogami dotyczącymi tworzenia korytarzy ekologicznych to około 19,03% koncepcji. Utworzenie ważnych z punktu widzenia ochrony przyrody stref buforowych wokół nieleśnych formacji cennych dla środowiska zajmują około 5,08% projektowanych zalesień. Najmniejszy udział procentowy w proponowanej koncepcji zalesień mają dolesienia kompleksów leśnych już istniejących (nieco ponad 1%).

Zaprojektowana koncepcja zalesień, zgodnie z wytycznymi, wskazuje do zalesienia prawie 1 500 ha więcej niż zostało to ujęte w takich dokumentach jak Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego gminy Tarnowo Podgórne [A5] oraz w Programie Zwiększania Lesistości Powiatu Poznańskiego [A4] w części dotyczącej gminy Tarnowo Podgórne.

6. Dyskusja

Opracowana koncepcja zalesień gminy Tarnowo Podgórne spełnia zasadę rozwoju zrównoważonego zdefiniowanego w Prawie Ochrony Środowiska [A8]. Ogólnie można przyjąć, że projektowanie wykorzystania przestrzeni planistycznej musi być oparte na zachowaniu równowagi między wszystkimi elementami występującymi w danym środowisku życia człowieka. Racjonalne wykorzystanie potencjału tego środowiska powinno zapewnić zaspokojenie potrzeb obecnych oraz przyszłych pokoleń. Zasada ta zapewnia ciągłość funkcjonowania systemu „środowisko” w danym czasie [2].

Gminy znajdujące się w najbliższej odległości od miasta Poznań charakteryzują się większą ilością i wartością nieruchomości niezabudowanych w stosunku do gmin w większej odległości [6]. Gmina Tarnowo Podgórne należy do gmin w których ceny gruntów niezabudowanych należą do najwyższych w powiecie poznańskim [5]. Wysoka wartość gruntów niezabudowanych z nasilającym się procesem suburbanizacji powoduje, że grunty nadające się do zalesienia są przeznaczane na inne cele: mieszkaniowe, pod rozwój przemysłu (bardziej dochodowe).

Ponadto można przypuszczać, że różne formy wparcia produkcji rolnej po wejściu Polski do Unii Europejskiej stały się atrakcyjniejsze niż korzyści jakie uzyskaliby po zalesieniu gruntów rolnych [3]

Władze gminy postępują zgodnie z zasadami gospodarki wolnorynkowej w stosunku do przestrzeni, które można zdefiniować słowami Bajerowskiego[1] „Spośród różnych rodzajów wartości przestrzeni jej wartość ekonomiczna, wyrażona w notowanych cenach nieruchomości doskonale odzwierciedla potencjalne możliwości optymalnego użytkowania przestrzeni”. Według tej zasady zalesianie gruntów jest z punktu widzenia dochodów gminy nieopłacalne w związku z powyższym w obecnych uwarunkowaniach ekonomiczno-społecznych nie można zrealizować opracowanej koncepcji. Podobna sytuacja ma miejsce na obszarze całego kraju gdzie odnotowuje się regres powierzchni przeznaczonych do zalesienia jak również rozmieszczenie zalesień gruntów rolnych jak i ich natężenie wykazuje znaczne zróżnicowanie przestrzenne [4].

7. Podsumowanie

Gmina Tarnowo Podgórne charakteryzuje się obecnie bardzo niskim stopniem lesistości w wysokości około 7,8%. W KPZL [A1] gmina otrzymała wysokie noty w rankingu środowiskowym oceniającym potrzeby zalesieniowe (16,95 pkt.) co daje jej 650 miejsce w skali kraju oraz 6 miejsce w powiecie poznańskim według wyszczególnienia w PZLPP [A4]. Świadczy to o wysokich potrzebach zalesieniowych występujących w gminie Tarnowo Podgórne.

W świetle opracowanej koncepcji zalesień stopień lesistości gminy powinien osiągnąć wartość 30,7% co oznacza realizację celu drugiego etapu Krajowego Programu Zwiększania Lesistości w obszarze gminy czyli wzrostu lesistości w kraju do 30% do końca 2020 roku. Według opracowanej koncepcji można wskazać w gminie około 2 324,9 ha grun-

tów pod zalesienie. Projektowane zalesienia wykazują zgodność z wymogami jakie stawiane są obszarom zmieniającym charakter użytkowania w kierunku wprowadzania zalesień, zgodnymi z uwarunkowaniami ekofizjograficznymi badanego obszaru. Proponowana koncepcja odznacza się także dbałością o zachowanie ładu przestrzennego z uwzględnieniem funkcjonalności terenów innych form użytkowania przestrzeni.

Gmina Tarnowo Podgórne mimo dużych preferencji zalesieniowych określonych w programach dotyczących zwiększania lesistości a także popartych określeniem uwarunkowań ekofizjograficznych, charakteryzuje się bardzo małym wzrostem lesistości na przestrzeni lat. Położenie gminy w obrębie metropolitalnym miasta Poznań przejawia się w licznych powiązaniach funkcjonalnych a także kształtowaniu kierunków zagospodarowania przestrzeni w obszarze gminy. Ze względu na coraz częstsze zjawisko suburbanizacji pojawiają się w gminie obszary przewidziane pod budownictwo mieszkaniowe, które mogłyby w sposób istotny przyczynić się do wzrostu stopnia lesistości. Dobre skomunikowanie gminy w postaci przede wszystkim dwóch dużych szlaków komunikacyjnych jakimi są droga krajowa nr 92 oraz zachodnie obejście Poznania prowadzą w efekcie do przeznaczenia wielu terenów nadających się pod zalesienie w kierunku gospodarczych inwestycji terenochłonnych. Obszary o małej przydatności rolniczej, są w dalszym ciągu przewidziane pod uprawy rolne a nie na zmianę w kierunku zalesień. Pomijanie w gospodarowaniu przestrzenią terenów przewidzianych pod zalesienie, a także zmniejszanie ich obszarów względem innego przeznaczenia może mieć w przyszłości katastrofalny wpływ na stan środowiska naturalnego a w konsekwencji na jakość życia mieszkańców gminy.

8. Wnioski końcowe

1. Ostatecznym wynikiem opracowania koncepcji jest zaprojektowanie przestrzennego układu zalesień:
 - o powierzchni 2 324 ha co stanowi około 22,9% powierzchni gminy i wraz z istniejącymi zalesieniami powiększa stopień lesistości z 7,8% do 30,7%,
 - powierzchniowo większego od koncepcji proponowanej w SUIKZP oraz PZLPP o około 1400 ha,

- w zgodzie z wymaganiami przestrzennymi wynikającymi z przynależności do strefy metropolitarnej, to jest tendencji dynamicznego wzrostu stopnia urbanizacji oraz wzrostu ilości zakładów produkcyjnych i usługowych,
 - z uwzględnieniem arealów dla potrzeb produkcji rolniczej.
2. W obecnych uwarunkowaniach społeczno-ekonomicznych nie można zrealizować opracowanej koncepcji zalesień ze względu na przeznaczenie gruntów na cele bardziej dochodowe (mieszkańciewe, przemysł...) w stosunku do wykorzystania leśnego.
 3. Projekt koncepcji zalesień opracowano źródłowo w skali zbliżonej do 1:10 000 dlatego może być pomocny przy sporządzaniu opracowań planistycznych. Wyniki projektu wymagają uwzględnienia kryteriów społeczno-ekonomicznych.

*Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2008–2011,
jako projekt badawczy nr NN 309 134 735*

Literatura

Akty prawne i dokumenty:

- A1. Krajowy Program Zwiększania Lesistości – Aktualizacja 2003, Warszawa, maj 2003 r. http://www.mos.gov.pl/arttykul/326-lesnictwo/296-krajowy_program_zwiekszenia_lesistości.html.
- A2. Opracowanie ekofizjograficzne podstawowe dla gminy Tarnowo Podgórne, Poznań 2004. http://www.tarnowo-podgorne.pl/o_gminie/studium-strategia_prl (20.01.2013).
- A3. Plan Urządzania Lasu Nadleśnictwa Konstantynowo na okres od 1 stycznia 2008r. do 31 grudnia 2017 r., Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, Poznań 2008.
- A4. Program Zwiększania Lesistości Powiatu Poznańskiego, Warszawa, grudzień 2007, <http://www.bip.powiat.poznan.pl/plik>
- A5. Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego Gminy Tarnowo Podgórne, 2011 r, http://www.tarnowo-podgorne.pl/o_gminie/studium-strategia_prl (20.01.2013).
- A6. Ustawa o lasach z dnia 28 września 1991 r. (Dz.U. z 1991 r., Nr 101 poz.444).

- A7. Ustawa o przeznaczeniu gruntów rolnych do zalesienia z dnia 8 czerwca 2001 r. (Dz.U. z 2001., Nr 73 poz. 764).
- A8. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. z 2001 nr 62 poz. 627).
- A9. Wytyczne dotyczące ustalania granicy rolno-leśnej, 2003. <http://www.bip.minrol.gov.pl> (20.01.2013).
- A10. Strona internetowa Urzędu Gminy Tarnowo Podgórne. <http://tarnowopodgorne.pl> (20.01.2013).
- A11. Dane pozyskane z Powiatowego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjno-Kartograficznej w Poznaniu. PODGiK Poznań 2010.

Książki i artykuły

1. **Bajerowski T. (red).**: *Podstawy teoretyczne gospodarki przestrzennej i zarządzania przestrzenią*. Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego, Olsztyn, 2003.
2. **Cymerman R. (red).**: *Podstawy planowania przestrzennego i projektowania urbanistycznego*. Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego, Olsztyn, 2011.
3. **Gawron K, Sadowski P.**: *Wpływ renaturalizacji środowiska przyrodniczego na zmiany granicy rolno-leśnej w gminie Pcim*. Problemy Zagospodarowania Ziemi Górskich, Tom 51, 71–80 (2005).
4. **Polna M.**: *Zróżnicowanie procesu zalesień gruntów rolnych na obszarach górskich Polski*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, Tom 8, 123–134 (2008).
5. **Zydroń A, Hausa P.**: *Analiza zmian struktury władania i użytkowania gruntów po transformacji ustrojowej w Polsce na przykładzie wybranych gmin Wielkopolski*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 12, 909–925 (2010).
6. **Zydroń A.**: *Analiza rynku nieruchomości niezabudowanych w wybranych gminach Wielkopolski*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13, 2033–2048 (2011).

The Elaboration of Afforestation Concept for the Tarnowo Podgórne Municipality

Abstract

The aim of the study was to develop the spatial concept of afforestation for the area of the Tarnowo Podgórne commune on the basis of guidelines concerning design of new forest complexes contained in the National Programme for Afforestation, the Programme for Afforestation of the Poznań Commune and Guidelines concerning the determination of the agricultural use-forest use boundary. Moreover, the aim of the study was to compare area developed according to the concept with the afforestation area resulting from the Study for the conditions and directions of spatial management and the Programme for Afforestation of the Poznań Commune.

The subject matter of the study comprised identification of environmental trends in the Tarnowo Podgórne commune, based on which the afforestation arrangement was developed.

The spatial scope of the study covered the administrative area of the Tarnowo Podgórne commune, taking into consideration forest complexes found in the neighbouring communes, lying directly at the boundary of the study area. The study used source materials collected from the Department of Spatial Management of the Tarnowo Podgórne commune and the Regional Directorate of the State Forests in Poznań.

For the purpose of the analyses of the study area, resulting in the development of the afforestation concept together with its detailed analysis, a GIS system was created using the ArcGIS programme, incorporating information collected from different sources and concerning the Tarnowo Podgórne commune.

Individual information layers in the GIS database facilitated analysis of the source materials: the Study of Conditions and Directions for Spatial Management of the commune in the 1:25 000 scale and the Programme for Afforestation in the Poznań county in the 1:50000 scale. Based on the analysis of a soil map, a map of nature value, a map of water conditions and a map of the cultural environment in the 1:10000 scale, constituting an element in the eco-physiographic study of the area from 2004, obtained from the Office of the Tarnowo Podgórne commune the value of animate nature, hydrographic conditions, soil conditions and selected anthropogenic conditions of the commune were determined, the latter being the most significant for the development of the afforestation concept. Based on the collected GIS information concerning the commune layers of areas recommended for afforestation were isolated in view of general principles and ecological and functional conditions required of the planned afforestation, contained in the Guidelines concerning the establishment of the boundary between the agricultural and forest use from 2003, such as afforestation of forest land and farmland of classes V and VI,

afforestation of wasteland, afforestation of water course margins, water reservoirs, watersheds, protection zones for underground water intakes, afforestation forming ecological corridors and afforestation of buffer zones. The developed afforestation concept was analysed in the spatial aspect according to calculations performed in the Excell programme based on values collected from the GIS data base of the prepared project.

Analysis of area calculation results made it possible to specify the percentage shares of individual afforestation areas following the guidelines as well as percentage changes in the forest cover of the Tarnowo Podgórne commune, which would be observed as a result of implementation of the developed concept.

Based on the analyses the following conclusions were formulated:

1. The final result of the developed concept comprised the design of a spatial afforestation system:
 - of 2324 ha in area, which accounts for approx. 22.9% commune area and together with the existing afforestation areas it increases the forest cover share from 7.8% to 30.7%.
 - which is bigger in area from the concept proposed in SUIKZP and PZLPP by approx. 1400 ha
 - in accordance with the spatial requirements resulting from the allocation to the metropolitan zone, i.e. the trend of a dynamic increase in the urbanization level and an increase in the number of production plants and service workshops
 - taking into consideration the area required for agricultural production.
2. Under present-day socio-economic conditions the developed afforestation concept may not be realised due to the allocation of land to more profitable purposes (building development, industrial purposes ...) in relation to the forest land use.
3. The designed afforestation concept was developed in view of the source materials in an approximate 1: 10 000 scale and for this reason it may be used when preparing spatial management plans. Results of the design project need to include socio-economic criteria.

Addresses of Editorial Committee members

Section's Editors

Chairman,

Professor Tadeusz Piecuch,

Head of the Department of Water-Sludge

Technology and Waste Utilization,

Koszalin University of Technology,

Śniadeckich 2,

75-453 Koszalin

Tel. +48943478525,

mobile +48609800439

Editor-in-Chief,
Water-Sludge Technology
and Waste Utilization

Vice-Chairman,

Professor Wojciech Piotrowski,

Department of Biological Agriculture

Fundamentals, Koszalin University of Technology,

Raławicka 15-17,

75-620 Koszalin

Tel. +48943478301

Associate Editor,
Ecological Agriculture

Vice-Chairman,

Professor Aleksander Szkarowski

Saint-Petersburg State University of Architecture
and Civil Engineering (SPSUACE)

2-nd Krasnoarmejskaia St. 4,

190005 St. Petersburg, Russia,

phone +78125750535

Head of Department of Networks and Sanitary

Installations Koszalin University of Technology,

Śniadeckich 2,

75-453 Koszalin

Tel. +48943478588

Associate Editor,
Power Industry, Networks
and Installations

Professor Włodzimierz Deluga

Head of Department of Marketing and Service,

Koszalin University of Technology,

Kwiatkowskiego 6E,

75-620 Koszalin

Tel. +48943439149

Associate Editor,
Economics of
Environment Protection

Professor Józef Domagała
Head of Department of General Zoology,
University of Szczecin,
ul. Felczaka 3C,
71-412 Szczecin
Tel. +48914441623

Associate Editor,
Nature Reserves,
Protection
of Life and Health
of Animals

PhD, Eng Tomasz Dąbrowski
Department of Water-Sludge Technology and
Waste Utilization, Koszalin University of
Technology,
Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48943486712

Associate Editor,
International Co-operation

Professor Jan Hehlmann
Head of Department of Chemical and Process
Equipment,
Silesian University of Technology,
M. Strzody 7,
44-101 Gliwice
Tel. +48322371922

Associate Editor,
Chemical Engineering
and Equipment

MD Seweryn Jurgielaniec
ex MoP of The Sejm of the Republic of Poland,
1 Maja 26/1,
78-200 Białogard
mobile +48602788 544

Associate Editor,
Ecological and Health
Education

Professor Hanna Obarska-Pempkowiak
Head of Department of Water and Sewage
Technology, Gdańsk University of Technology,
Narutowicza 11/12,
80-233 Gdańsk
Tel. +48583472319

Associate Editor,
Biotechnology

Professor Janusz Pempkowiak,
Corresponding Member of PAS
Head of Institute of Oceanology
Polish Academy of Sciences,
Powstańców Warszawy 55,
81-712 Sopot
Tel. +48585517281

Associate Editor,
Sea, Lake and River
Chemistry and
Biochemistry

Professor Czesława Rosik-Dulewska
Head of Department of Land Protection
Oleska 22,
45-052 Opole
Tel. 077 401 60 20, fax. 077 401 60 30

Associate Editor,
Land Surface Protection

Professor Mirosław Szklarczyk
Institute of Environment Protection Engineering,
Wrocław University of Technology,
Wybrzeże Wyspiańskiego 27,
50-370 Wrocław
Tel. +48713202055

Associate Editor,
Air Protection, Gas
Neutralization
and De-Dusting

Professor Kazimierz Szymański
Vice Rector for Students' Affairs,
Koszalin University of Technology,
Head of Division of Waste Management
Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48 94 3478570

Associate Editor,
Chemistry

Technical Editors

PhD, Eng Tomasz Dąbrowski, PhD, Eng Janusz Dąbrowski
Division of Water-Sludge Technology and Waste Utilization,
Koszalin University of Technology,
ul. Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48 94 3486712

Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego

Redaktorzy Działowi

Przewodniczący

prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch

Kierownik Katedry Techniki Wodno-Mułowej

i Utylizacji Odpadów Politechniki

Koszalińskiej,

ul. Śniadeckich 2,

75-453 Koszalin

tel. służbowy +943478525,

tel. kom. 609800439

Redaktor działu – technika
wodno-ściekowa i utylizacja
odpadów

Z-ca Przewodniczącego

prof. dr hab. inż. Wojciech Piotrowski

Kierownik Katedry Biologicznych Podstaw

Rolnictwa Politechniki Koszalińskiej,

ul. Raławicka 15-17,

75-620 Koszalin

tel. służbowy +943478301

Redaktor działu – rolnictwo
ekologiczne

Z-ca Przewodniczącego

prof. dr hab. inż. Aleksander Szkarowski –

Saint-Petersburg State University of Architecture
and Civil Engineering (SPSUACE)

2-nd Krasnoarmejskaia St. 4,

190005 St. Petersburg, Russia

tel. +78125750535

Kierownik Katedry Sieci i Instalacji

Sanitarnych Politechniki Koszalińskiej,

ul. Śniadeckich 2,

75-453 Koszalin

tel. służbowy +943478588

Redaktor działu – energetyka,
sieci i instalacje

Prof. dr hab. Włodzimierz Deluga

Kierownik Zakładu Marketingu i Usług

Politechniki Koszalińskiej,

ul. Kwiatkowskiego 6e,

75-343 Koszalin

tel. służbowy +943439149

Redaktor działu – ekonomika
ochrony środowiska

Prof. dr hab. inż. Józef Domagała
Kierownik Katedry Zoologii Ogólnej
Uniwersytetu Szczecińskiego,
ul. Felczaka 3C,
71-412 Szczecin
tel. służbowy +914441623

Redaktor działu – rezerwaty
przyrody – ochrona życia
i zdrowia zwierząt

dr inż. Tomasz Dabrowski
Katedra Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji
Odpadów Politechniki Koszalińskiej,
ul. Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
tel. służbowy +943486712

Redaktor działu – współpraca
z zagranicą

Prof. dr hab. inż. Jan Hehlmann
Kierownik Katedry Aparatury Chemicznej
i Procesowej
Politechniki Śląskiej,
ul. M. Strzody 7,
44-100 Gliwice
tel. służbowy +322371922

Redaktor działu – inżynieria
i aparatura chemiczna

Lek. med. Seweryn Jurgielaniec
były Poseł I, II, III, IV Kadencji Sejmu RP,
ul. 1 Maja 26/1,
78-200 Białogard
tel. kom. 0602 788 544

Redaktor działu – edukacja
ekologiczna i zdrowotna

Prof. dr hab. inż. Hanna Obarska-Pempkowiak
Kierownik Katedry Technologii Wody
i Ścieków Politechniki Gdańskiej,
ul. Narutowicza 11/12,
80-233 Gdańsk
tel. służbowy +583472319

Redaktor działu –
biotechnologia

Prof. dr hab. Janusz Pempkowiak
Członek korespondent PAN
Dyrektor Instytutu Oceanologii PAN,
ul. Powstańców Warszawy 55,
81-712 Sopot
tel. służbowy +585517281

Redaktor działu – chemia
i biochemia morza, jezior
i rzek

Prof. dr hab. inż. Czesława Rosik-Dulewska
Kierownik Samodzielnej Katedry Ochrony
Powierzchni Ziemi
Uniwersytet Opolski
ul. Oleska 22,
45-052 Opole
tel. 077 401 60 20, fax. 077 401 60 30

Redaktor działu – ochrona
powierzchni ziemi

Prof. dr hab. inż. Mirosław Szklarczyk
Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska,
Politechnika Wrocławska,
Wybrzeże Wyspiańskiego 27,
50-370 Wrocław
tel. służbowy +713202055

Redaktor działu – ochrona
powietrza, neutralizacja
i odpylanie gazów

Prof. dr hab. Kazimierz Szymański
Prorektor ds. Studenckich
Politechniki Koszalińskiej
Kierownik Katedry Gospodarki Odpadami
ul. Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
tel. służbowy +943478570

Redaktor działu – chemia

Redaktorzy techniczni

dr inż. Tomasz Dąbrowski, dr inż. Janusz Dąbrowski
Katedra Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów
Politechniki Koszalińskiej,
ul. Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
tel. służbowy +943486712

The list of Institutions – Libraries where this publication has been forwarded

Thomson Reuters
500 Spring Garden Street, 4th Floor, Pa 19130, Philadelphia, USA

St. Petersburg State University of Architecture
and Civil Engineering
2-nd Krasnoarmeiskaia St. 4, 190005 St. Petersburg, Russia

Universitaetsbibliothek Hannover und
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)
East-European Department/Exchange
Welfengarten 1B
30167 Hannover

Polish National Library
Al. Niepodległości 213, 02-086 Warszawa

Library of Institute of Environmental Engineering
of the Polish Academy of Sciences
M. Curie Skłodowskiej 34, 41-819 Zabrze

Library of Białystok University of Technology
Zwierzyniecka 16, 15-333 Białystok

Library of Częstochowa University of Technology
Aleja Armii Krajowej 36, 42-200 Częstochowa

Library of Gdańsk University of Technology
G. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk

Library of Koszalin University of Technology
Raclawicka 15/17, 75-620 Koszalin

Library of Kraków University of Technology
Warszawska 24, 31-155 Kraków

Library of Lublin University of Technology
Nadbystrzycka 36A, 20-618 Lublin

Library of Łódź University of Technology
Wólczańska 223, 90-924 Łódź

Library of Poznań University of Technology
Piotrowo 2, 61-139 Poznań

Library of Szczecin University
Mickiewicza 16, 70-384 Szczecin

Library of West Pomeranian University of Technology
Ku Słońcu 140, 71-073 Szczecin

Library of Silesian University of Technology in Gliwice
Kaszubska 23, 44-100 Gliwice

Library of Silesian University of Technology branch in Katowice
Kraśnińskiego 8, 40-019 Katowice

Library of Warsaw University of Technology
Pl. Politechniki 1, 00-661 Warszawa

Library of Wrocław University of Technology
Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław

Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo

- Thomson Reuters
500 Spring Garden Street, 4th Floor, Pa 19130, Philadelphia, USA
- St. Petersburg State University of Architecture
and Civil Engineering
2-nd Krasnoarmejskaia St. 4, 190005 St. Petersburg, Russia
- Universitaetsbibliothek Hannover und
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)
East-European Department/Exchange
Welfengarten 1B
30167 Hannover
- Biblioteka Narodowa
Al. Niepodległości 213, 02-086 Warszawa
- Biblioteka Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk
ul. M. Curie Skłodowskiej 34, 41-819 Zabrze
- Biblioteka Politechniki Białostockiej
ul. Zwierzyniecka 16, 15-333 Białystok
- Biblioteka Politechniki Częstochowskiej
Aleja Armii Krajowej 36, 42-200 Częstochowa
- Biblioteka Politechniki Gdańskiej
ul. G. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk
- Biblioteka Politechniki Koszalińskiej
ul. Raclawicka 15/17, 75-620 Koszalin
- Biblioteka Politechniki Krakowskiej
ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków
- Biblioteka Politechniki Lubelskiej
ul. Nadbystrzycka 36A, 20-618 Lublin
- Biblioteka Politechniki Łódzkiej
ul. Wólczańska 223, 90-924 Łódź
- Biblioteka Politechniki Poznańskiej
ul. Piotrowo 2, 61-139 Poznań
- Biblioteka Uniwersytetu Szczecińskiego
ul. Mickiewicza 16, 70-384 Szczecin
- Biblioteka Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego
ul. Ku Słońcu 140, 71-073 Szczecin
- Biblioteka Politechniki Śląskiej w Gliwicach
ul. Kaszubska 23, 44-100 Gliwice
- Biblioteka Politechniki Śląskiej filia w Katowicach
ul. Krasińskiego 8, 40-019 Katowice
- Biblioteka Politechniki Warszawskiej
Pl. Politechniki 1, 00-661 Warszawa
- Biblioteka Politechniki Wrocławskiej
Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław