

UNIwersYTET ZIELONOGÓRSKI
Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

Seria: Inżynieria Środowiska - nr 43

zeszyty
naukowe



**ZESZYTY NAUKOWE
UNIwersYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 163**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 43

ZIELONA GÓRA • 2016

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:

dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. UZ (*Redaktor Naczelny*)

Redaktorzy tematyczni:

prof. dr hab. inż. Andrzej Jędrzak, prof. dr hab. inż. Joachim Koziół,
prof. dr hab. inż. Tadeusz Kuczyński, prof. dr hab. inż. Zofia Sadecka,
dr hab. Michał Drab, prof. UZ, dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. UZ,
dr hab. Zygmunt Lipnicki, prof. UZ, dr hab. Marlena Piontek, prof. UZ,
dr hab. inż. Nguyen Thi Bich Loc, prof. UZ

Redaktor techniczny:

dr inż. Ewelina Płuciennik-Koropczuk

Sekretarz:

dr inż. Magda Hudak

Redaktor statystyczny:

dr hab. inż. Michał Drab, prof. UZ

Redaktor językowy:

mgr Wojciech Wieluński (jęz. ang.)

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISSN 1895-7323

SPIS TREŚCI

Tomasz Warężak – Analiza finansowa gospodarki wodno-ściekowej w gminie Czarny Bór	5
Magda Hudak, Urszula Kołodziejczyk, Michał Maciąg – Zmiany stosunków wodnych w zlewni rzeki Ołobok	19
Grzegorz Mikiciuk, Tomasz Tomaszewicz – Ocena żyzności gleb intensywnie użytkowanych za pomocą wartości indeksu trofizmu gleb leśnych	29
Marlena Piontek, Hanna Lechów, Katarzyna Łuszczyńska – Existence of mould spores in biofilm on the building facade of the Institute of Environmental Engineering, University of Zielona Góra	39
Monika Suchowska-Kisielewicz, Zofia Sadecka, Aleksandra Sieciechowicz – Podatność na rozkład biologiczny i potencjał biogazowy mieszanin odpadów	53
Karolina Skoczowska, Krystian Malek, Roman Ulbrich – Badanie procesu rozdrabniania pelletów podczas suszenia w aparacie bębnowym	63
Tomasz Tomaszewicz, Justyna Chudecka – Ocena chemizmu gleb powstałych na bazie popiołów z węgla kamiennego po dziesięciu latach ich funkcjonowania w środowisku	74
Urszula Kołodziejczyk, Leszek Kuroczycki, Marta Żebrowska – Wezbrania na Bobrze w Żaganiu w świetle obserwacji historycznych	86
Janusz Rosada, Marta Przewocka – Wpływ zanieczyszczenia miedzią i ołowiem gleb okolic Huty Miedzi w Głogowie na zawartość tych pierwiastków w zbożach z okolicznych pól uprawnych	95
Janusz Rosada, Marta Przewocka – Zawartość miedzi, ołowiu i kadmu w glebach i roślinach uprawianych w pobliżu Huty Miedzi „Głogów”	107

TOMASZ WAREŻAK*

**ANALIZA FINANSOWA GOSPODARKI WODNO-ŚCIEKOWEJ
W GMINIE CZARNY BÓR**

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki analizy gospodarki wodno-ściekowej na przykładzie planowanych inwestycji w gminie Czarny Bór. Zaprezentowano modele rozwiązań w oparciu o bilans ładunków zanieczyszczeń oraz zestawienia nakładów inwestycyjnych. Prawdopodobieństwo wykonania inwestycji porównano z możliwościami finansowymi budżetu gminy oraz potencjalnymi źródłami dofinansowań.

Słowa kluczowe: gospodarka wodno-ściekowa, analiza ekonomiczna inwestycji

WPROWADZENIE

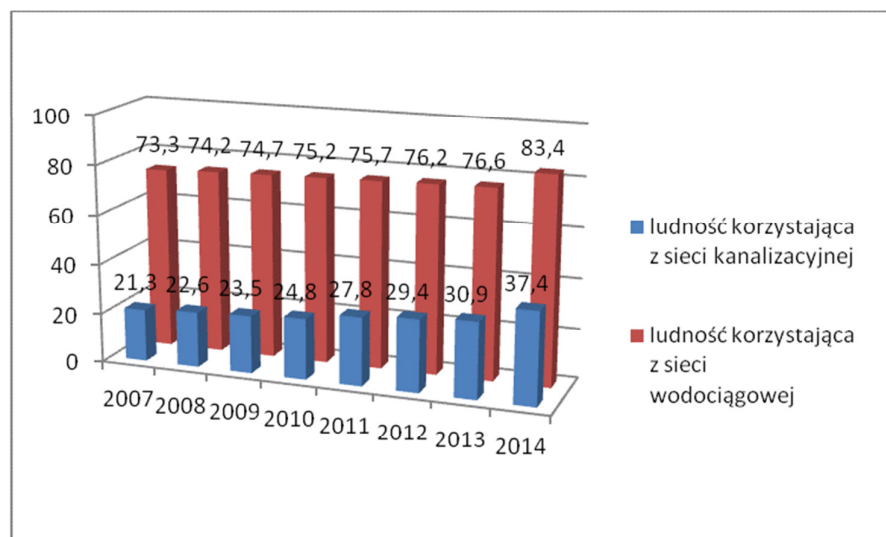
Gospodarka wodno-ściekowa jest jednym z głównych elementów polityki ekologicznej i gospodarczej Polski. Prawodawstwo Unii Europejskiej nakłada na państwa członkowskie, obowiązek poprawy jakości środowiska naturalnego, a w szczególności stanu wód. Ramowa Dyrektywa Wodna zakłada m. in. ograniczanie zanieczyszczeń u źródeł ich powstawania [Pryszcz i Mrowiec 2015]. W obszarach miejskich stosuje się systemy sieciowe oraz zbiorcze oczyszczalnie ścieków, natomiast w gminach wiejskich problem ten jest bardziej złożony i wymaga szerszej analizy techniczno-ekonomicznej, w zakresie możliwych rozwiązań oraz potrzebnych nakładów inwestycyjnych związanych z ich realizacją. W krajach Unii Europejskiej gospodarka wodno-ściekowa oraz poziom infrastruktury technicznej, w tym wodociągowo-kanalizacyjnej, stanowi jeden z głównych przedmiotów zainteresowania wspólnotowej polityki w zakresie ochrony środowiska [MRR 2007, Kłos 2011]. Instrumenty rozwoju mają doprowadzić do unowocześnienia obszarów wiejskich jako miejsca zamieszkania i prowadzenia działalności gospodarczej, poprawy perspektyw zatrudnienia

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Mechaniczny, Instytut Informatyki i Zarządzania Produkcją

mieszkańców, a także znacząco wpłynąć na poprawę stanu środowiska [MRR 2010].

W miastach infrastruktura systemów wodociągowych w dużej mierze odpowiada rozwojowi systemów kanalizacyjnych, natomiast na obszarach wiejskich zróżnicowanie w tym zakresie uwarunkowane jest czynnikami środowiskowymi, społecznymi, technicznymi i głównie ekonomicznymi [Sadecka 2008, Gorczyca 2011, Wiater 2011]. Rozproszona zabudowa wiejska powoduje znaczny wzrost wskaźnika inwestycyjnego budowy sieci kanalizacyjnej (zł/M) w porównaniu z obszarami miejskimi [Kaca 2006]. Różnica nasycenia w infrastrukturę techniczną (kanalizację) widoczna pomiędzy miastem a wsią jest odwrotnie proporcjonalna do dynamizmu wzrostu długości sieci.

W 2014 r. z oczyszczalni ścieków korzystało prawie 69% ludności kraju, z tego 89% w miastach i 37% na terenach wiejskich. W 2014 r., na terenach wiejskich przybyło ponad 6 tys. km nowej sieci, podczas gdy w tym samym okresie w miastach powstało 3,9 tys. km sieci kanalizacyjnych [GUS 2014]. Dysproporcję pomiędzy wyposażeniem terenów wiejskich w sieć wodociągową, a kanalizacyjną przedstawiono na rys. 1 [SUiKP 2013].



Rys. 1. Ludność korzystająca z sieci wodociągowej i kanalizacyjnej na obszarach wiejskich [SUiKP 2013]

Fig. 1. Population using water supply and sewage systems in rural areas [SUiKP 2013]

Dynamika zmian na przestrzeni ostatnich 10 lat w zakresie zaopatrzenia w wodę i odprowadzanie ścieków pomiędzy miastem i wsią, obrazuje złożoność problematyki gospodarki ściekowej obszarów wiejskich [Kłós 2011].

W artykule przedstawiono wyniki analizy ekonomicznej planowanych inwestycji kanalizacyjnych w gminie Czarny Bór (woj. dolnośląskie), w odniesieniu do możliwości finansowych gminy oraz potencjalnych źródeł dofinansowania.

OBIEKT BADAŃ

Gmina wiejska Czarny Bór położona jest w południowej części województwa dolnośląskiego i zachodniej części powiatu wałbrzyskiego.

Gmina Czarny Bór, obszarowo zajmuje 66,4 km², co stanowi 12,9% powierzchni powiatu wałbrzyskiego oraz 0,33% województwa dolnośląskiego. Gęstość zaludnienia wynosi 73 osób/km². Jest to wartość mniejsza od gęstości zaludnienia Polski (122 osób/km²) oraz gęstości zaludnienia powiatu wałbrzyskiego i województwa dolnośląskiego, odpowiednio 134 i 145 osób/km² [SU-iKP 2013]. W skład sieci osadniczej Gminy Czarny Bór wchodzi 6 sołectw. Strukturę rozmieszczenia ludności w sołectwach przedstawiono w tabeli 1.

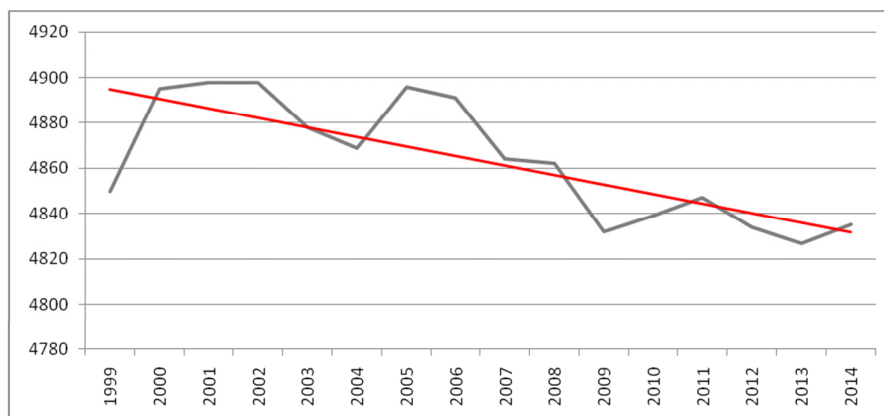
Tab. 1. Liczba ludności w sołectwach Gminy Czarny Bór [dane Urzędu Gminy Czarny Bór 2015]

Tab. 1. The population of the villages Commune Czarny Bór [data of Czarny Bór Municipal Office 2015]

Lp.	Miejscowość (Locality)	Liczba ludności (Population)
1.	Borówno	503
2.	Czarny Bór	2130
3.	Grzędy	528
4.	Grzędy Górne	178
5.	Jaczków	483
6.	Witków	1013
RAZEM		4835

Z danych ewidencji ludności przeprowadzonej przez gminę i GUS wynika, że liczba ludności gminy w ostatnich latach utrzymuje się na stałym poziomie i wynosi ok. 4850 mieszkańców (rys. 2).

Zmiana liczby ludności na określonym obszarze ściśle powiązana jest ze zmianą zużycia wody, a co za tym idzie ze zmianą ilości ścieków. Jest to niezwykle istotne w planowaniu inwestycji związanych z infrastrukturą wodno-ściekową, a w szczególności przy doborze i projektowaniu urządzeń kanalizacyjnych, takich jak średnice kolektorów czy przepustowość oczyszczalni.



Rys. 2. Liczba ludności na terenie gminy Czarny Bór (1999-2014) [SUiKP 2013]

Fig. 2. The population of the Commune Czarny Bor (1999-2014) [SUiKP 2013]

W gminie tylko miejscowość Czarny Bór skanalizowana jest w 89% i posiada uporządkowaną gospodarkę ściekową. Częściowo skanalizowana jest także miejscowość Borówno – ok. 15%. Pozostałe miejscowości nie posiadają uporządkowanej gospodarki ściekowej. Ścieki gromadzone są głównie w zbiornikach bezodpływowych – opróżniane okresowo – za pomocą wozów asenizacyjnych i wywożone do oczyszczalni ścieków w Czarnym Borze.

METODYKA BADAŃ

Na podstawie analizy zmian demograficznych gminy Czarny Bór przyjęto, że liczba mieszkańców w poszczególnych miejscowościach nie zmieni się w najbliższym czasie w sposób istotny. Stąd do opracowania bilansu ścieków przyjęto aktualną liczbę ludności w poszczególnych miejscowościach. Obliczenia przeprowadzono osobno dla każdej miejscowości.

Pobór wody na potrzeby gospodarczo-bytowe mieszkańców określony został na podstawie danych udostępnionych przez eksploatatora systemów wodociągowych obsługujących jednostki osadnicze w gminie Czarny Bór – Zakładu Gospodarki Komunalnej i Mieszkaniowej w Czarnym Borze.

Zużycie wody na jednego mieszkańca obliczono na podstawie wielkości rocznej sprzedaży wody dla gospodarstw domowych na terenie gminy, uwzględniając straty wody w sieci wodociągowej na poziomie 20%. Na podstawie tych danych przyjęto wspólną, uśrednioną dla wszystkich miejscowości wartość jednostkową produkcji ścieków przypadającą na 1 mieszkańca:

$$q_j = 0,09 \text{ m}^3/\text{d} \cdot \text{Mk}$$

Do oczyszczalni ścieków w Czarnym Borze aktualnie nie są doprowadzane ścieki przemysłowe. Z istniejącej kopalni melafiru w przedstawionych wariantach rozwiązania gospodarki ściekowej planuje się odprowadzenie wyłącznie ścieków socjalnych (przeciętne zużycie wody $90 \text{ dm}^3/\text{j.o.d}$ – na podstawie Heidrich [Heidrich 2002]). Ścieki powstające na tym obszarze mają skład typowy dla ścieków bytowo – gospodarczych.

Do poprawnego wykonania obliczeń, wykonano bilans ładunków zanieczyszczeń, którego wyniki zestawiono w tabeli 2.

Tab. 2. Bilans ładunków zanieczyszczeń dla gminy Czarny Bór

Tab. 2. Balance of pollutant loads of Commune Czarny Bor

Lp.	Miejscowość	$Q_{\text{dśr}}$ [m ³ /d]	Q_{dmax} [m ³ /d]	Q_{hmax} [m ³ /h]	L_{BZT5} [kgO ₂ /d]	L_{ChZT} [kgO ₂ /d]	L_{Nog} [kgN/d]	L_{Pog} [kgP/d]	L_{Zog} [kg/d]
1.	Borówno	45,27	67,91	4,53	30,18	60,36	6,04	1,01	32,70
2.	Czarny Bór	191,70	287,55	19,17	127,80	255,60	25,56	4,26	138,45
3.	Grzędy	47,52	71,28	4,75	31,68	63,36	6,34	1,06	34,32
4.	Grzędy Górne	16,02	24,03	1,60	10,68	21,36	2,14	0,36	11,57
5.	Jaczków	43,47	65,21	4,35	28,98	57,96	5,80	0,97	31,40
6.	Witków	91,17	136,76	9,12	60,78	121,56	12,16	2,03	65,85
7.	Kopalnia melafiru	3,60	5,40	0,36	2,40	4,80	0,48	0,08	2,60
RAZEM		438,75	658,13	43,88	292,50	585,00	58,50	9,75	316,88

Koszty inwestycyjne zostały oszacowane na podstawie następujących wytycznych:

- Jednostkowe koszty budowy sieci kanalizacyjnych przyjęto na podstawie faktycznych kosztów realizacji infrastruktury technicznej na terenach gmin o podobnym zagospodarowaniu;
- Koszt wykonania przyłącza, przepompowni i oczyszczalni ścieków oraz przydomowych oczyszczalni ścieków przyjęto na podstawie informacji ofertowych wykonawców i producentów;

Koszty wykonania dokumentacji technicznej przyjęto w wysokości:

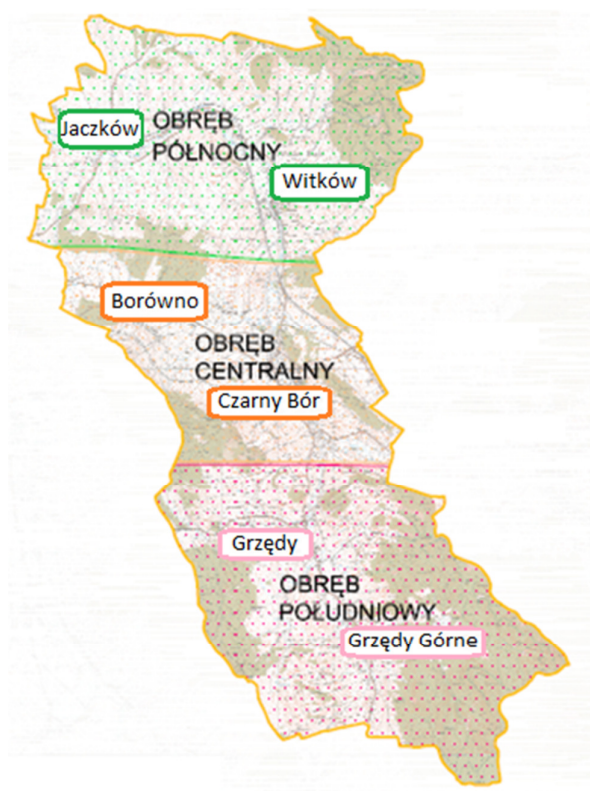
- 20 zł/mb w przypadku sieci kanalizacyjnej,
- 7,0 % wartości kosztów budowy oczyszczalni,
- 800 zł/szt. w przypadku przydomowych oczyszczalni;
- Koszty nadzoru inwestorskiego przyjęto w wysokości 2,0% w przypadku sieci kanalizacyjnej i oczyszczalni ścieków oraz w wysokości 3,0% wartości inwestycji w przypadku przydomowych oczyszczalni ścieków.

WYNIKI BADAŃ

W celu uporządkowania gospodarki ściekowej gminę Czarny Bór podzielono na trzy obręby (rys. 3):

- 1) Obręb Północny – obejmujący dwie miejscowości: Jaczków i Witków;
- 2) Obręb Centralny – obejmujący dwie miejscowości: Czarny Bór i Borówno;
- 3) Obręb Południowy – obejmujący dwie miejscowości: Grzędy i Grzędy Górne.

Podziału na poszczególne obręby dokonano biorąc pod uwagę lokalizację poszczególnych miejscowości. Dla każdego obrębu zaproponowano od jednego do trzech sposobów rozwiązania gospodarki ściekowej. Wybór możliwości rozwiązania gospodarki ściekowej dla każdego z obrębów uzależniony był od następujących czynników: aktualnego stanu gospodarki ściekowej, gęstości zaludnienia oraz wskaźnika koncentracji.



Rys. 3. Podział Gminy Czarny Bór na obręby
Fig. 3. Division of Commune Czarny Bor on districts

Obręb Północny

W skład obrębu północnego wchodzi dwie miejscowości: Jaczków oraz Witków. Aktualnie żadna z miejscowości nie posiada sieci kanalizacyjnej, a mieszkańcy korzystają ze zbiorników bezodpływowych. Dla obrębu północnego zaproponowano trzy warianty rozwiązania gospodarki ściekowej:

Wariant 1 – budowa sieci kanalizacyjnej w miejscowości Jaczków i Witków oraz tranzyt ścieków do miejscowości Czarny Bór oraz budowa przydomowych oczyszczalni ścieków dla pięciu budynków (z uwagi na ich lokalizację).

Wariant 2 – budowa lokalnej oczyszczalni ścieków w miejscowości Witków oraz budowa sieci kanalizacyjnej w miejscowości Jaczków oraz Witków oraz budowa przydomowych oczyszczalni ścieków dla pięciu budynków.

Wariant 3 – budowa przydomowych oczyszczalni ścieków w miejscowościach Jaczków oraz Witków. Uwzględniono budowę przydomowych oczyszczalni ścieków dla 80% posesji w danych miejscowościach, pozostałe 20% posesji posiadać będzie zbiorniki bezodpływowe (z uwagi na aspekt społeczny – część mieszkańców nie wyrazi zgody oraz z uwagi na aspekt techniczny – brak miejsca na działce, a także przez wzgląd na niekorzystne warunki gruntowo-wodne na działce).

W tabeli 3. zestawiono nakłady inwestycyjne przyjętych wariantów dla Obrębu Północnego.

Tab. 3. Zestawienie nakładów inwestycyjnych – Obręb Północny

Tab. 3. Summary of the investment costs – Northern District

	Wariant 1, zł	Wariant 2, zł	Wariant 3, zł
Razem koszty inwestycyjne	8 731 834	9 945 610	3 445 000
Koszty na 1 budynek	32 950	37 531	16 250
Koszty na 1 mieszkańca	5 837	6 648	2 880

Obręb Centralny

W skład obrębu centralnego wchodzi dwie miejscowości: Borówno oraz Czarny Bór.

Tab. 4. Zestawienie nakładów inwestycyjnych – Obręb Centralny

Tab. 4. Summary of the investment costs – Central District

	Wariant 1, zł
Razem koszty inwestycyjne	3 635 024
Koszty na 1 budynek	51 929
Koszty na 1 mieszkańca	10 506

Wariant 1 – dokanalizowanie miejscowości Borówno oraz dokanalizowanie miejscowości Czarny Bór.

W tabeli 4 zestawiono nakłady inwestycyjne przyjętych wariantów dla Obrębu Centralnego.

Obręb Południowy

W skład obrębu południowego wchodzi dwie miejscowości: Grzędy oraz Grzędy Górne. Dla obrębu południowego zaproponowano dwa warianty rozwiązania gospodarki ściekowej:

Wariant 1 – budowa sieci kanalizacyjnej w miejscowościach Grzędy i Grzędy Górne oraz tranzyt ścieków do miejscowości Czarny Bór.

Wariant 2 – budowa przydomowych oczyszczalni ścieków w miejscowości Grzędy oraz Grzędy Górne. Uwzględniono budowę przydomowych oczyszczalni ścieków dla 80 % posesji w danych miejscowościach, pozostałe 20% posesji posiadać będzie zbiorniki bezodpływowe.

W tabeli 5 zestawiono nakłady inwestycyjne przyjętych wariantów dla Obrębu Południowego.

Tab. 5. Zestawienie nakładów inwestycyjnych – Obręb Południowy

Tab. 5. Summary of the investment costs – Southern District

	Wariant 1, zł	Wariant 2, zł
Razem koszty inwestycyjne	7 398 932	1 755 000
Współczynnik na 1 budynek	54 404	16 250
Współczynnik na 1 mieszkańca	10 480	3 112

DYSKUSJA I WNIOSKI

Biorąc pod uwagę charakterystykę gminy Czarny Bór, która przejawia się w południkowym ułożeniu głównego ciągu jednostek osadniczych, a także indywidualną specyfikę ładu przestrzennego poszczególnych miejscowości, zasadne jest rozpatrzenie 4 wariantów rozwiązań gospodarki ściekowej.

Model 1. Budowa sieci kanalizacji sanitarnej w miejscowościach Jaczków i Witków wraz z podłączeniem do istniejącej sieci w miejscowości Czarny Bór

Jest to wariant, z punktu widzenia społecznego, bardzo atrakcyjny. Miejscowości Jaczków i Witków są zamieszkiwane przez ponad 30% mieszkańców gminy. Również kwestia rozwiązania technicznego dla danego obszaru przedstawia się korzystnie, gdyż zwarta zabudowa miejscowości oraz stosunkowo niedługie odcinki tranzytowe pozwalają uzyskać zadowalające wskaźniki kon-

centracji mieszkańców, odpowiednio 85 Mk/km dla Jaczkowa i 148 Mk/km dla Witkowa. Na chwilę obecną miejscowość Witków znajduje się na terenie aglomeracji, co sprawia że możliwe jest pozyskanie dofinansowań z dwóch źródeł tj. PROW (dla miejscowości Jaczków) oraz POIiŚ (dla miejscowości Witków) na realizację tego przedsięwzięcia. Całkowity koszt budowy sieci kanalizacyjnej to ponad 8 mln zł (8 650 584 zł). Gmina Czarny Bór jest członkiem Wałbrzyskiego Związku Wodociągów i Kanalizacji, który jest beneficjentem przy ubieganiu się o środki finansowe z POIiŚ. Przy założeniu uzyskania maksymalnych dofinansowań w ramach PROW i POIiŚ udział gminy w kosztach inwestycyjnych wyniósłby ok. 1,6 mln zł (1 612 696 zł), natomiast WZWiK w Wałbrzychu ok. 755 tys. zł. Jednak należy mieć na uwadze fakt, że WZWiK w celu odzyskania poniesionych nakładów inwestycyjnych zwiększy taryfę za odprowadzanie ścieków. Przyjęcie do realizacji tego wariantu, jest obciążone ryzykiem wynikającym z harmonogramu naborów wniosków o dofinansowania wymienionych programów (PROW i POIiŚ). Przygotowanie kompletu dokumentacji (projekt techniczny sieci, uzgodnienia, etc.) wymaganej do wniosku o dofinansowanie, w przypadku tak dużej inwestycji może potrwać minimum 8 miesięcy – w praktyce należy przyjąć ok. 10-14 miesięcy. Realizacja tego wariantu pozwoli na uzyskanie wysokiego wskaźnika skanalizowania gminy równego 57%.

Model 2. Budowa lokalnej sieci kanalizacyjnej w miejscowościach Jaczków i Witków obsługiwanej przez lokalną oczyszczalnię ścieków zlokalizowaną w Witkowie

Jest to wariant podobny do koncepcji opisanej w modelu 1., przy czym założenie budowy lokalnej sieci obsługiwanej przez lokalną oczyszczalnię ścieków, jest z punktu widzenia eksploatacji rozwiązaniem bardziej skomplikowanym. Jakkolwiek układ sieci wytrasowanej pod kątem lokalizacji odbiornika ścieków, tj. lokalnej oczyszczalni ścieków pozwala na ograniczenie liczby przepompowni oraz odcinków tłocznych (w tym długich odcinków tranzytowych), niemniej budowa oczyszczalni ścieków o wielkości 1400 RLM stanowiłaby dodatkowe obciążenie dla gminy pod kątem eksploatacji obiektu i związanych z tym zarówno potencjalnych problemów, jak i wydatków stałych (ok. 300 tys. rocznie). Mimo to, wskaźnik koncentracji mieszkańców na kilometr trasowanej sieci jest odpowiednio wyższy niż w wariantcie punktu 1. i wynosi 85 Mk/km w Jaczkowie i 175 Mk/km w Witkowie. Łączny koszt inwestycyjny dla tego rozwiązania to ponad 9,5 mln zł (9 798 476 zł). Podobnie jak w przypadku modelu 1, gmina mogłaby zrealizować tę inwestycję w oparciu o dofinansowanie z programów PROW (miejscowość Jaczków) i POIiŚ (miejscowość Witków – pod warunkiem zlokalizowania oczyszczalni ścieków w granicach aglomeracji Boguszków-Gorce). Przy założeniu uzyskania maksymalnego dofinansowania, udział gminy w inwestycji wyniósłby ok. 1,6 mln zł (1 612 969 zł), natomiast WZWIK w Wałbrzychu,

który jest beneficjentem ubiegania się o środki z POIiŚ ok. 900 tys. zł. Realizacja tego wariantu pozwoli na uzyskanie wysokiego wskaźnika skanalizowania gminy równego 57%.

Model 3. Dokanalizowanie miejscowości Borówno i Czarny Bór oraz budowa przydomowych oczyszczalni ścieków na terenie gminy

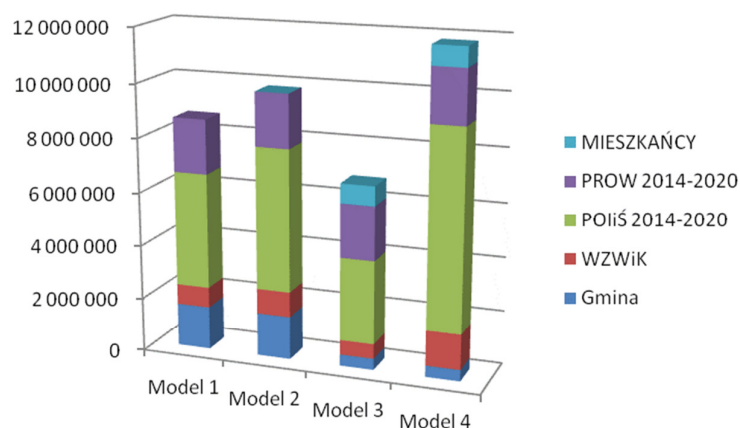
Z racji położenia w obrębie aglomeracji Boguszków-Gorce, budowa wymaganych odcinków kanalizacji w miejscowościach Borówno i Czarny Bór, mogłaby być współfinansowana ze środków POIiŚ, pod warunkiem wyliczenia wskaźnika koncentracji łącznie dla całej aglomeracji Boguszków-Gorce – zgodnie z kryterium formalnym nr 16 – POIiŚ 2014-2020 Kryteria Wyboru Projektów Oś Priorytetowa II Ochrona Środowiska, w tym adaptacja do zmian klimatu – działanie 2.3: gospodarka wodno-ściekowa w aglomeracjach. Uzyskanie dofinansowania z POIiŚ, gdzie beneficjentem jest WZWiK w Wałbrzychu wpływa na brak wkładu własnego po stronie gminy Czarny Bór, jednak należy mieć na uwadze, że poniesione koszty inwestycyjne przez WZWiK będą miały wpływ na wzrost wysokości taryfy za odprowadzanie ścieków. W przypadku tego rozwiązania wciąż pozostaje możliwość wykorzystania środków dofinansowań w ramach PROW. Za ogólną kwotę 3,1 mln zł kosztów kwalifikowanych, można wybudować blisko 200 przydomowych oczyszczalni ścieków (POŚ) na terenie całej gminy. Przyjęcie programu budowy przydomowych oczyszczalni ścieków pozwala na określenie partycypacji społecznej przy udziale w kosztach inwestycyjnych, którą może stanowić 25% nakładów inwestycyjnych. W takim układzie, koszt budowy 193 POŚ po stronie gminy, wynosi 420 076 zł. Z punktu widzenia możliwości uzyskania dofinansowania, wariant budowy przydomowych oczyszczalni ścieków, jest dużo łatwiejszy w realizacji, głównie ze względu na stosunkowo krótki czas przygotowania dokumentacji (3-4 miesiące), co pozwala realnie myśleć o uzyskaniu dofinansowań w zbliżających się ogłoszeniach naborów wniosków PROW. Należy jednak pamiętać, iż budowa przydomowych oczyszczalni ścieków jest ograniczona do obszarów będących poza terenem aglomeracji.

Model 4. Dokanalizowanie miejscowości Borówno i Czarny Bór oraz budowa sieci kanalizacyjnej w miejscowości Witków oraz budowa przydomowych oczyszczalni ścieków na terenie Gminy w miejscowościach Jaczków, Grzędy, Grzędy Górne

Z uwagi na fakt, że w aglomeracji Boguszków-Gorce pozostaną miejscowości Czarny Bór, Borówno i Witków (aglomeracja jest w trakcie weryfikacji granic), natomiast poza aglomeracją będą miejscowości Jaczków, Grzędy oraz Grzędy Górne zaproponowano dokanalizowanie miejscowości Borówno i Czarny Bór oraz budowa sieci kanalizacyjnej w miejscowości Witków, pod warunkiem wyliczenia wskaźnika koncentracji łącznie dla całej aglomeracji Boguszków-

Gorce – zgodnie z kryterium formalnym nr 16 – POIiŚ 2014-2020 Kryteria Wyboru Projektów Oś Priorytetowa II Ochrona Środowiska, w tym adaptacja do zmian klimatu – działanie 2.3: gospodarka wodno-ściekowa w aglomeracjach. Przyjęcie tego wariantu rozwiązania gospodarki ściekowej daje gminie możliwość ubiegania się o środki finansowe z dwóch źródeł POIiŚ 2014-2020 (budowa sieci kanalizacyjnej w miejscowości Witków oraz dokanalizowanie miejscowości Czarny Bór i Borówno) oraz PROW 2014-2020 (budowa 193 przydomowych oczyszczalni ścieków). Jednak także należy wziąć pod uwagę, że aby ubiegać się o środki zewnętrzne należy posiadać komplet dokumentacji technicznych, który w przypadku sieci kanalizacyjnej może potrwać co najmniej 8 miesięcy, natomiast w przypadku przydomowych oczyszczalni ścieków czas jest krótszy i wynosi ok. 3-4 miesiące. Beneficjentem ubiegania się o środki z POIiŚ jest WZWiK w Wałbrzychu. WZWiK w budżecie na 2016 założył wykonanie dokumentacji projektowej na dokanalizowanie miejscowości Borówno. Całkowity koszt budowy sieci kanalizacyjnej w miejscowości Witków oraz dokanalizowanie miejscowości Czarny Bór i Borówno to koszt ok. 8,5 mln (8 672 912 zł), przy założeniu uzyskania maksymalnego dofinansowania udział WZWiK w Wałbrzychu w tym projekcie wyniósłby 1 300 937 zł (rzeczywisty 4 336 456 zł). Jednak należy mieć na uwadze fakt, że WZWiK w celu odzyskania poniesionych nakładów inwestycyjnych zwiększy taryfę za odprowadzanie ścieków. Po zrealizowaniu inwestycji gmina Czarny Bór osiągnęłaby wskaźnik skanalizowania 71 %. Założenie wykorzystania maksymalnej puli dostępnych środków z PROW dla gminy Czarny Bór pozwala na realizację 193 przydomowych oczyszczalni ścieków w miejscowościach Jaczków, Grzędy i Grzędy Górne, co stanowi 84 % wszystkich posesji (229 szt.) w tych miejscowościach. Wybierając ten wariant gmina Czarny Bór osiągnie bardzo wysoki wskaźnik mieszkańców posiadających uregulowaną gospodarkę ściekową, wynoszący 92%.

Na rys. 4 zestawiono 4 modele rozwiązania gospodarki wodno-ściekowej w gminie Czarny Bór, z uwzględnieniem nakładów inwestycyjnych w odniesieniu do partycypantów tych kosztów.



Rys. 4. Nakłady inwestycyjne w odniesieniu do możliwych źródeł dofinansowania inwestycji

Fig. 4. Cost of investment in relation to possible sources of investment financing

W tabeli 6 przedstawiono szczegółowe dane dotyczące wysokości finansowania inwestycji przez poszczególnych uczestników.

Tab. 6. Nakłady inwestycyjne z uwzględnieniem wysokości finansowania inwestycji przez uczestników

Tab. 6. Cost of investment in relation the amount of investment financing by the participants'

Partycypanci	Model 1, zł	Model 2, zł	Model 3, zł	Model 4, zł
Gmina	1 612 696	1 612 969	420 076	420 076
WZWiK	755 684	931 750	545 254	1 300 938
POLiŚ 2014-2020	4 282 204	5 279 914	3 089 770	7 371 974
PROW 2014-2020	2 000 000	2 000 000	1 996 850	1 996 850
Mieszkańcy	0	0	719 323	719 323

Możliwe warianty uporządkowania gospodarki wodno-ściekowej zostały przedstawione radnym, sołtysom oraz mieszkańcom gminy. Po zakończeniu konsultacji społecznych, Rada Gminy Czarny Bór podjęła uchwałę w sprawie przyjęcia koncepcji gospodarki wodno-ściekowej dla gminy Czarny Bór, której realizacja oparta będzie o inwestycje opisane w modelu 4. Wariant ten jest najbardziej optymalnym rozwiązaniem, m.in. ze względu na możliwości jego realizacji z kilku źródeł dofinansowania. Na szczególne podkreślenie zasługuje fakt,

że udział gminy w realizacji inwestycji jest najniższy, natomiast udział środków z funduszy unijnych najwyższy, tj. 9 368 824 zł, co stanowi około 80% nakładów inwestycyjnych na realizację założonych przedsięwzięć. Ponadto realizacja modelu 4 charakteryzuje się najwyższym efektem ekologicznym w postaci udziału ilości osób objętych inwestycją (50,9%), w porównaniu do modelu 1, 2 i 3 (odpowiednio 30,4, 30,4, 30,1%). Istotną kwestią jest również wzrost świadomości ekologicznej mieszkańców, przez udział w konsultacjach społecznych oraz finansowe zaangażowanie ich w budowę przydomowych oczyszczalni ścieków.

Zaplanowana na najbliższe lata budowa nowych i modernizacja istniejących urządzeń technicznych systemu gospodarki wodno-ściekowej zapewnić ma polskiej wsi odpowiedni poziom nasycenia w infrastrukturę kanalizacyjną (sieciową i indywidualną), jednakże działania te wymagają wydatkowania znacznych środków, które zdecydowanie przekraczają możliwości budżetowe jednostek samorządu terytorialnego. Zatem bardzo istotne jest z jednej strony, umiejętne wydatkowanie środków z własnego budżetu, a z drugiej właściwe, w oparciu o czynniki ekonomiczne, środowiskowe i społeczne, zaplanowanie inwestycji, współfinansowanych ze Wspólnej Polityki Rolnej UE oraz Polityki Spójności UE.

LITERATURA

1. Dane Urzędu Gminy Czarny Bór, 2015 r.
2. GOLEŃ M., MAŚLOCH G., ZIÓŁKOWSKI M., WAREŻAK T., 2011. *Ekonomika Gospodarki ściekowej na wsi*, wyd. SGH, Warszawa.
3. GORCZYCA M., 2011. Regionalne dysparytety rozwoju infrastruktury kanalizacyjnej. *Gaz, woda i technika sanitarna*, nr 06/2011, 214-219.
4. GUS, 2011. *Ochrona Środowiska 2011*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
5. GUS, 2014. *Infrastruktura komunalna w 2014*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
6. HEIDRICH Z. (red.), 2002. *Gospodarka wodno-ściekowa*. Verlag Dashofer Sp. z o.o., Warszawa.
7. KACA E., 2006. Oczyszczalnie i oczyszczanie ścieków w obszarach wiejskich w świetle publikacji GUS. *Gospodarka wodna* 6/2006. Warszawa.
8. KŁOS L., 2011. Stan infrastruktury wodno-kanalizacyjnej na obszarach wiejskich w Polsce a wymogi Ramowej Dyrektywy Wodnej. *Studia i Prace WNEiZ* nr 24/2011. Uniwersytet Szczeciński.
9. KŁOSS-TRĘBACZKIEWICZ H., OSUCH-PAJDZIŃSKA E., 2012. Komunalne systemy odprowadzania ścieków na wsi w liczbach w latach 2000-2009. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 1/2012, Warszawa, 9-12.

10. ŁOMOTOWSKI J., 2011. Szanse rozwoju kanalizacji na terenach niezurbanizowanych. IX Ogólnopolska konferencja szkoleniowa: Kanalizacja terenów niezurbanizowanych, Ostrów Wlkp, 5-13.
11. MRR, 2007. Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko. Narodowe Strategiczne Ramy Odniesienia 2007-2013. Ministerstwo Rozwoju Regionalnego. Warszawa.
12. MRR, 2009, 2010. Informacja o stanie infrastruktury technicznej – raport roczny 2009, 2010. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Warszawa, 2-9.
13. MRR, 2010. Kierunki rozwoju obszarów wiejskich założenia do „Strategii zrównoważonego rozwoju wsi i rolnictwa”. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Warszawa.
14. PRYSZCZ M., MROWIEC B. M., 2015. Funkcjonowanie przydomowych oczyszczalni ścieków w Polsce. Inżynieria Ekologiczna Ecological Engineering Vol. 41, 133-141.
15. SADECKA Z., 2008. Oczyszczanie ścieków w rozległych zlewniach kanalizacyjnych. Wodociągi-kanalizacja, nr 7/8(53/54), 28-32.
16. SUiKP, 2013. Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego Gminy Czarny Bór. Jeleniogórskie Biuro Planowania i Projektowania Sp. z o.o., Czarny Bór.
17. WARĘŻAK T., PŁUCIENNIK-KOROPCZUK E., 2013. Gospodarka wodno-ściekowa terenów wiejskich. Wodociągi-Kanalizacja. Poznań. 12(118).
18. WIATER J., 2011. Ocena świadomości ekologicznej gminy Choroszcz. Rocznik Ochrona Środowiska. Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe. Ochrony Środowiska. Tom 13.

FINANCIAL ANALYSIS OF WATER AND SEWAGE ECONOMY OF THE CZARNY BOR COMMUNE

S u m m a r y

In the paper it was described the results of water and wastewater management analysis on the example of the development strategy of the commune. The models present solutions based on balance of pollution loads and the investments cost. Probability of the investment realization were compared with the financial possibilities of the municipal budget and potential grants sources.

Key words: water and wastewater management, economic analysis of investments

**MAGDA HUDAK^{*}, URSZULA KOŁODZIEJCZYK^{*},
MICHAŁ MACIĄG^{**}**

ZMIANY STOSUNKÓW WODNYCH W ZLEWNI RZEKI OŁOBOK

Słowa kluczowe: zlewnia, obiekty hydrotechniczne, stosunki wodne

Streszczenie

W latach 1934-1937 podczas budowy umocnień, tzw. Linii Zapór Niesłysz-Obra, a następnie Frontu Umocnionego Łuku Odry Warty (odcinek południowy), rzekę Ołobok znacznie przebudowano. W wyniku tych działań powstał System 600, w skład którego wchodziło osiem obszarów zalewowych, sześć kanałów strategicznych, a także liczne jazy i mosty.

WSTĘP

Budowa fortyfikacji, zwłaszcza wodnych, towarzyszy człowiekowi od zawsze. Przeszkody naturalne wraz z wałami i zaporami stanowiły bowiem główny element obronny grodów warownych i osiedli.

Na Środkowym Nadodrzu jest bardzo dużo fortyfikacji, w tym stałych i polowych, pochodzących z okresu przed i z czasów II wojny światowej. Do największych zaliczane są: tzw. Międzyrzecki Rejon Umocniony (błędna nazwa powstała po 1945 r.), Pozycja Pomorska (zwana powszechnie i zresztą błędnie „Wałem Pomorskim”), Pozycja Notecka (wchodząca w skład Pozycji Pomorskiej) i Pozycja Odry (określana również Pozycją Środkowej Odry). Pętla Boryszyńska, skądinąd system podziemnych korytarzy i magazynów baterii pancernej nr 5 nie jest osobnym założeniem obronnym. Obok tzw. Pętli Nietoperskiej (bateria pancerna nr 8) stanowi ona element składowy centralnego odcinka o nazwie „Wysoka” (niem. Hochwalde) pozycji głównej tzw. Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego (MRU). Właściwą, historyczną nazwą tej pozycji obron-

^{*} Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

^{**} student WBAiŚ Uniwersytetu Zielonogórskiego

nej jest Front Ufortyfikowany Łuku Odra – Warta (niem. Festungsfront Oder – Warthe–Bogen) – Motyl 2000.

Do największych fortyfikacji wybudowanych przed 1939 r. na Środkowym Nadodrzu należą: Międzyrzecki Rejon Umocniony, Pętla Boryszyńska oraz system bunkrów stanowiących Pozycję Środkowej Odry (niem. "Oderstellung"). Do 1944 r. w Pozycji Środkowej Odry wzniesiono około 650 obiektów obronnych, chociaż zaprojektowano ich około 750. Znaczną liczbę obiektów (234) zlokalizowano na Ziemi Lubuskiej. Było to związane z chęcią połączenia Pasma Środkowej Odry z Międzyrzeckim Rejonem Umocnionym.

Mając na względzie doświadczenia wcześniejszych pokoleń inżynierowie niemieccy w latach 1933-1934 opracowali podstawowe założenia i projekty budowy umocnień tzw. Linii Zapór Niesłysz-Obra, stanowiącej południowy odcinek Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego. W latach 1934-1937 umocnienia te były budowane z coraz większym rozmachem; zakończenie budowy planowano na 1944 r., przy czym niektóre z obiektów miały być wybudowane nawet po 1951 r. [Toczewski 2001].

Pomimo, że obiekty hydrotechniczne Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego stanowiły spójny system zapór wodnych, poszczególne obiekty powstawały na podstawie jednostkowych projektów, co dzisiaj świadczy o ich wyjątkowości. Współczesna analiza konstrukcji poszczególnych obiektów pozwala na poznanie rozwoju myśli inżynierskiej. Są one dużą atrakcją turystyczną dla pasjonatów historii i architektury obronnej. Obiekty obronne posadowione w wałach przeciwpowodziowych są również interesujące pod względem geotechnicznym: wzmacniają konstrukcję wałów, a jednocześnie ułatwiają filtrację wody przez korpus wału i sprzyjają powstawaniu wyrw podczas powodzi [Kołodziejczyk 2004]. Fortyfikacje Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego są często zawodnione. Decydują o tym: opady atmosferyczne, spływy powierzchniowe z okolicznych zlewni oraz wysokie poziomy wód gruntowych. Woda zalegająca w sąsiedztwie fortyfikacji reaguje z konstrukcją żelbetową poszczególnych obiektów [Kołodziejczyk i in. 2014] poprzez proces ługowania betonu. To prowadzi do systematycznej destrukcji obiektów.

CHARAKTERYSTYKA RZEKI OŁOBOK

Rzeka Ołobok wypływa z jeziora Niesłysz położonego na zachód od miasta Świebodzin, po czym przepływa przez miejscowość Ołobok (rys. 1). Następnie, w granicach miejscowości Skąpe tworzy jeden z najbardziej uwidoczniomych terenów zalewowych powstałych w latach 30. XX wieku, kiedy to niewielki ciek wodny przekształcono w kanał forteczny. Utworzono wówczas osiem obszarów zalewowych oraz sześć odcinków kanałów strategicznych [Miniewicz i Perzyk 1993]. Rzeka Ołobok następnie przepływa przez niewielką wieś Prze-

tocznicę i około 5 km dalej wpływa do rzeki Odry (w okolicach wsi Nietkowi-ce). Głównymi dopływami Ołoboku są rzeki: Słomka o długości 15,55 km, Świebodka – 12,47 km i Borowianka – 13,17 km.

Długość rzeki Ołobok wynosi 28,92 km, a powierzchnia zlewni 258,69 km².



Rys. 1. Lokalizacja rzeki Ołobok (skala 1:200000)

Fig. 1. Location of the Ołobok river (1:200000)

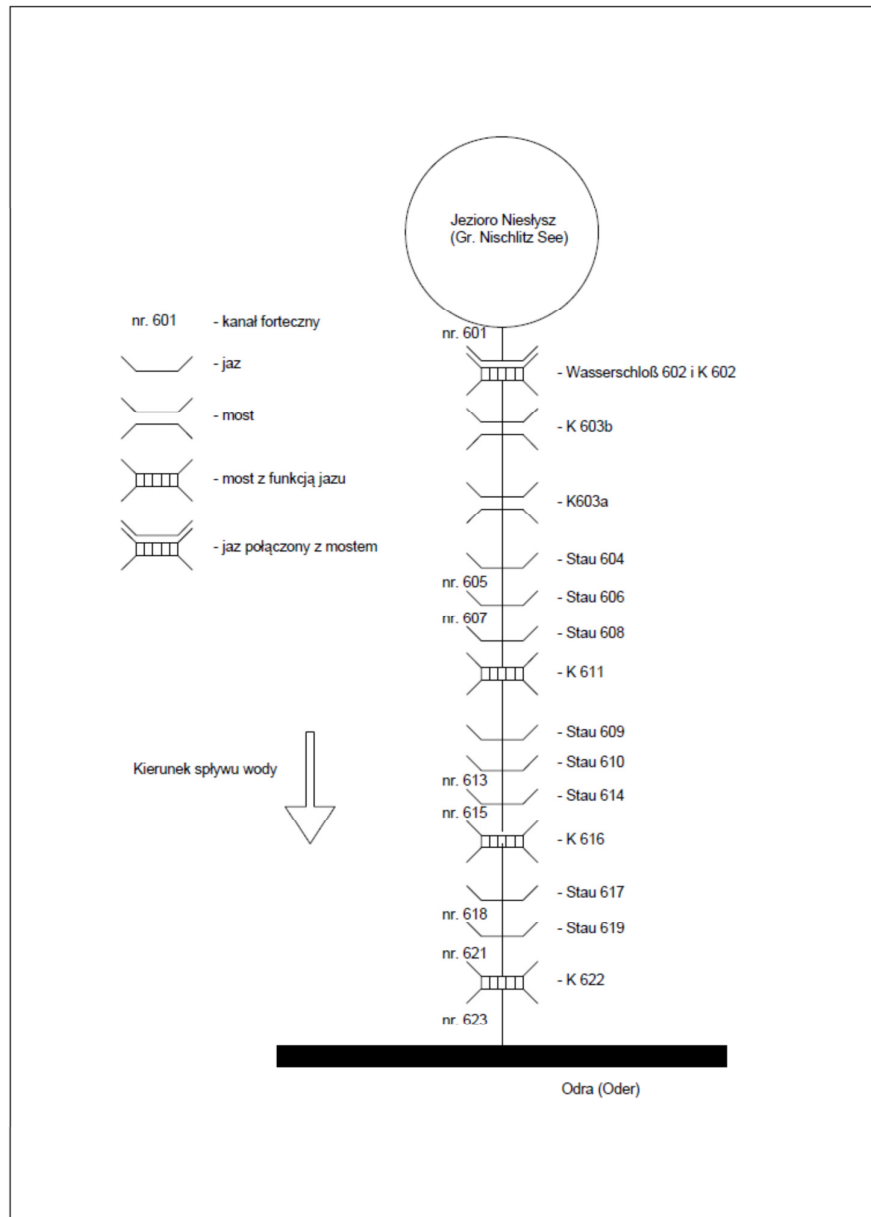
Obszar zlewni rzeki Ołobok należy do prawego dorzecza Odry. Dolina rzeki pozwala na tworzenie się licznych jezior oraz zbiorników zalewowych. Do najgłębszego, a zarazem najczystsze należy jezioro Niesłysz o powierzchni 496,6 ha (głębokość w najniższym punkcie 37,4 m). Na terenie zlewni znajdują się również jeziora: Wilkowskie (powierzchnia 130,5 ha, głębokość 23,7 m), Niedźwiedno (powierzchnia 48 ha, głębokość 5,8 m), Ciborze (powierzchnia 34,4 ha, głębokość 12 m) i Ołobockie (powierzchnia 24,5, głębokość 6,2 m).

Jeziora oraz sztuczne obszary zalewowe położone na terenie zlewni Ołoboku są zeutorfizowane. Obecnie sztuczne zbiorniki wodne spełniają funkcje stawów rybackich. Ich łączną powierzchnię szacuje się na około 100 ha.

SYSTEM 600 MIĘDZYRZECKIEGO REJONU UMOCNIONEGO

System 600 stanowi południowy odcinek Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego. Powstał wskutek zmeliorowania, przebudowy oraz uregulowania rzeki Ołobok. Częścią tego systemu są kanały forteczne, które zastąpiły naturalne koryto rzeki. Dzięki wybudowaniu systemu jazów powstały tereny zalewowe. Uzupełnione kanałami stanowiły zespół samodzielnych przeszkód o dużym znaczeniu obronnym wykorzystywanym w okresie mobilizacji. W okresie pokoju obszary zalewowe były już częściowo napełnione wodą. Podstawowym rezerwuarem wody było jezioro Niesłysz, które przy obniżeniu lustra wody o 1,5-2m zapewniało dostarczenie około 10 mln m³ wody do systemu zapór [Leibner 2000].

Obiekty Systemu 600, oznaczone numerami od 601 do 623, obejmują: 9 budowli piętrzących, 6 mostów przesuwanych i 7 odcinków kanałów (rys. 1). Podział ten nie jest jednak dokładny, gdyż część obiektów łączyło kilka funkcji, np. obiekt K 611 był mostem z funkcją jazu. Ponadto urządzenia wybudowane dla potrzeb Systemu 600 są na ogół bardzo zróżnicowane pod względem architektonicznym - jedynie obiekty K 603a i K 603b są podobne. Nadana numeracja obiektów przebiega w kolejności od jeziora Niesłysz (Groß Nischlitz See) w kierunku rzeki Odry. Wyjątek stanowią obiekty K 611 oraz K603a i K 603b.



Rys. 2. Schemat Systemu 600, zbudowanego w ramach
Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego

Fig. 2. Diagram of the System 600, built within Międzyrzecz Fortification Region

METODYKA BADAŃ

Analizie poddano mapy archiwalne w skali 1:25000 – arkusze Mühlbock (Ołobok) i Skampe (Skape), pochodzące z roku 1931, zgromadzone w Archiwum Map Zachodniej Polski. W celu przedstawienia aktualnego stanu porównano mapy archiwalne z rastrowymi mapami podziału hydrograficznego Polski w skali 1:50000 – arkusze N-33-139b i N-33-139D (zasoby Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej).

ZMIANY STOSUNKÓW WODNYCH W ZLEWNI RZEKI OŁOBOK NA WYBRANYCH ODCINKACH

Odcinek od ujścia jeziora Niesłysz do jazu nr 604

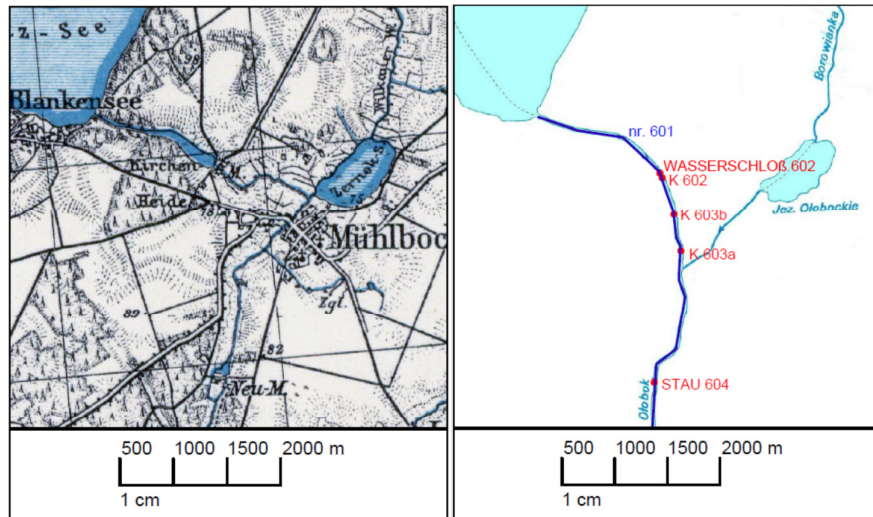
Rzeka Ołobok pierwotnie swój bieg rozpoczynała u ujścia jeziora Niesłysz, tworząc niewielki podłużny zalew o długości około 1200 m. Dalej rzeka płynęła na wschód, w stronę jeziora Ołobockiego (Zernow See), łącząc się z jego ujściem. Następnie przepływała przez wieś Ołobok (Muhlbock), kierując się na południe. Opisywany odcinek kończył się niewielką niecką wypełnioną wodą (rys. 3).

Po wybudowaniu odcinka kanału nr 601, między ujściem rz. Ołobok do jeziora Niesłysz (Groß Nischlit See) i nowo wybudowaną w 1934/35 roku służą Wasserschloß 602 (1+300 km rzeki) zlikwidowano naturalne rozlewisko. Następnie, w odległości ok. 1,5 km na południe od tego miejsca poprowadzono kanał, skracając tym samym bieg rzeki i wykorzystując starorzecze jako prawy dopływ kanału z jeziora Ołobockiego (rzeki Borowianka). W dalszej części kanał poprowadzono w korycie rzeki. Opisywany odcinek kończy jaz 604 wybudowany w 1934 roku, na około 3+300 km rzeki.

W czasach współczesnych przebieg kanału nie uległ większym zmianom. Brak prac remontowo-melioracyjnych spowodował jednak naturalizację zarówno tego odcinka, jak i całej rzeki. Bryła Służby Wasserschloß 602 i połączonego z nią mostu *K 602* oraz jazu *604* zachowały się w dobrym stanie. Mechanizmy sterująco-regulacyjne zostały zabezpieczone przed niepożądanym działaniem osób trzecich. Niektóre elementy mechanizmów sterujących uległy skorodowaniu, a część zaginęła bądź została rozkradziona, przez co możliwość regulacji poziomu wód została ograniczona do minimum. W przypadku jazu *604* jego pierwotna funkcja została ograniczona poprzez wykopanie w okresie powojennym kanału obwodowego za rdzeniem grobli, co ogranicza dzisiaj możliwość piętrzenia wody.

Ze względu na unikalne rozwiązania szereg obiektów na opisywanym odcinku rzeki Ołobok, jak i na całej jej długości, stanowi atrakcję turystyczną

i naukową. Obecnie rzeka wykorzystywana jest jako szlak kajakowy, umożliwiając poznanie walorów przyrodniczych fauny i flory doliny Ołoboku.



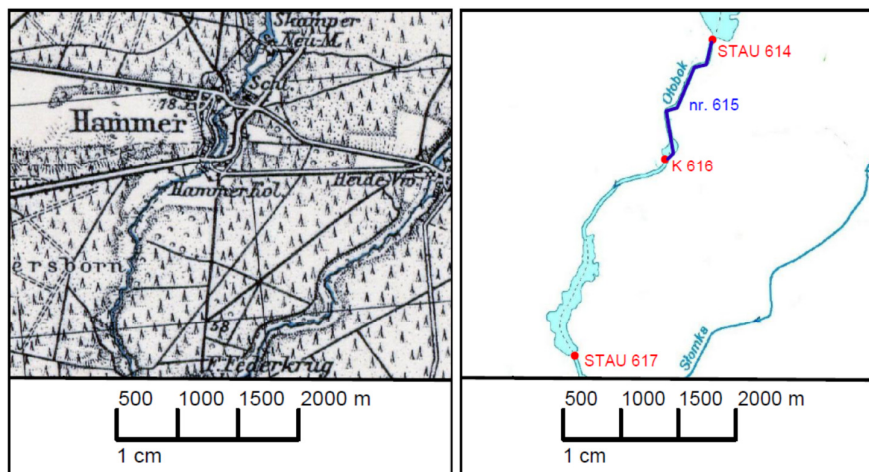
Rys. 3. Odcinek rz. Ołobok od ujścia do jeziora Niestysz po jaz nr 604, przed i po przebudowie dokonanej w latach 30-tych XXw. – opracowano na podstawie map P40 S21 (alt. A40 B21) Züllichau (Cylichów) oraz N 33-139 D

Fig. 3. Ołobok stretch of the river from the estuary to the lake Niestysz the weir No. 604, before and after the reconstruction made in the 30s of the XX - developed on the basis of maps P40 S21 (alt. A40 B21) Züllichau (Cylichów) oraz N 33-139 D

Odcinek od jazu 610 do jazu 614

Opisywany odcinek rzeki przebiega w okolicy miejscowości Przetocznicza (Hammer), między 14+900 a 18+300 km biegu rzeki. Na początku tego odcinka rozwidlenia łączyły się, po czym na wysokości Przetocznicy kanał ponownie dzielił się, by po około 100 m znowu połączyć się w jedno koryto. W dalszej części rzeka płynęła meandrując i tworząc niewielkie zakola. Naturalne ukształtowanie terenu wzdłuż biegu rzeki nie sprzyjało powstawaniu rozlewisk, tak więc rzeka swobodnie spływała w kierunku południowym (rys. 4).

Początkiem opisywanego odcinka jest kanał nr 615 o długości około 1225 m, przebiegający od jazu 614 do mostu K616 w Przetocznicy. Wybudowany odcinek kanału likwiduje dwa naturalne rozwidlenia rzeki. Kanał praktycznie na całej swojej długości przebiega przez koryto starorzecza, jednocześnie regulując je i powiększając. Od mostu w Przetocznicy rzeka Ołobok płynie w swoim naturalnym korycie, aż do rozlewiska. Na 18+300 kilometrze wybudowano w 1935 roku jaz 617, w wyniku czego utworzyło się nowe rozlewisko.



Rys. 4. Odcinek rz. Ołobok od jazu 614 do jazu 617 przed i po przebudowie dokonanej w latach 30. XXw. – opracowano na podstawie map P40 S21 (alt. A40 B21) Züllichau (Cylichów) oraz N 33-139 B

Fig. 4. Ołobok stretch of the river from the weir 614 weir 617 before and after reconstruction made in the 30s of the XX. - developed on the basis of maps P40 S21 (alt. A40 B21) Züllichau (Cylichów) oraz N 33-139 B

Most przesuwny K 616, wybudowany w 1937, jest budowlą wielofunkcyjną – pełni rolę mostu i jazu. Most jako bryła jest dobrze zachowany, ale elementy techniczne przesuwu mostu są zdewastowane i skorodowane. Mechanizm jazu jest sprawny. Po wojnie zabezpieczono go przed nieuzasadnionym użyciem, podpierając dźwigary przeszły wewnątrz schronu na dwóch betonowych słupach.

Na omawianym odcinku funkcjonuje jaz 617, zmodernizowany poprzez wybudowanie lewara stalowego, którego zadaniem było i jest doprowadzenie wody na potrzeby niewielkiej elektrowni. Bryła jazu jest w dobrym stanie technicznym. Przy zamkniętych klapach mógłby piętrzyć wodę do wysokości progu wodnego, ale zastosowanie lewara na to nie pozwala.

PODSUMOWANIE

Przeprowadzona analiza wykazała, że wybudowanie w latach 1934-1937 obiektów „Systemu 600” miało zasadniczy wpływ na obecny przebieg rzeki Ołobok. W ramach tej inwestycji odcinki kanałów fortecznych w większości zastąpiły stare koryto rzeki, a w niektórych miejscach całkowicie zmieniły jej bieg. Wybudowane jazy pozwalały na utworzenie nowych terenów zalewowych dla celów obronnych.

Pomimo ogromu wykonanych prac budowlanych „System 600” nigdy nie został użyty do celów, dla jakich został zaprojektowany. Nowe zbiorniki wodne, jakie zostały utworzone w ramach przedsięwzięcia w zasadniczy sposób wpłynęły jednak na rozwój retencji wodnej oraz fauny i flory.

Brak właściwego nadzoru nad obiektami hydrotechnicznymi w latach powojennych spowodował degradację konstrukcji stalowych i żelbetonowych – zdekompletowanie mechanizmów sterujących doprowadziło do utraty ich pierwotnych funkcji.

Po wybudowaniu obiektów hydrotechnicznych bieg rzeki Ołobok tylko nieznacznie się zmienił. Brak prac konserwacyjno-melioracyjnych doprowadził do znacznego zarośnięcia roślinnością wodną i zamulenia koryta. Obecnie rzeka Ołobok jest wykorzystywana do celów turystyczno-przyrodniczych. Urządzenia hydrotechniczne znajdujące się wzdłuż rzeki stanowią dużą atrakcję historyczną. Zbiorniki zalewowe zostały zagospodarowane na potrzeby gospodarstwa rybackiego.

LITERATURA

1. KOŁODZIEJCZYK U., 2004. Historyczne obiekty obronne w wałach przeciwpowodziowych środkowej Odry. *Gospodarka Wodna*. nr 11.
2. KOŁODZIEJCZYK U., GORTYCH M., HUDAK M., KOMARNICKI D., SZUMAŃSKA A., ŚLIWIŃSKA A., 2014. Agresywność chemiczna wód powierzchniowych w Międzyrzeckim Rejonie Umocnionym. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Inżynieria Środowiska*. nr 155 (35).
3. LEIBNER G., 2000. Die Festung "Oder-Warthe-Bogen".
4. MOTYL K., 2000. Pozycja Środkowej Odry – rejon Cigacice. Wydawnictwo z serii: Fortyfikacje Ziemi Lubuskiej. Wyd.: Oddział Zielonogórski Tow. Przyjaciół Fortyfikacji. Zielona Góra.
5. MINIEWICZ J., PERZYK B., 1993. Międzyrzecki Rejon Umocniony, Warszawa.
6. P40 S21 (alt. A40 B21) Züllichau (Cylichów), 1:100 000 WIG – Mapa Taktyczna Polski 1924-1939.
7. P39 S21 (alt. A39 B21) Międzyrzecz (Meseritz), 1:100 000 WIG – Mapa Taktyczna Polski 1924-1939.
8. RAWSKI T., 1966. Niemieckie umocnienia na ziemiach polskich w latach 1919-1945. „*Studia i materiały do historii wojskowości*. T. XII.
9. TOCZEWSKI A., 1981. Działalność zwiadowczo-dywersyjna polskich grup spadochronowych na Środkowym Nadodrzu. *Przegląd Lubuski* nr 1981, nr 1.
10. TOCZEWSKI A., 2001. Międzyrzecki rejon umocniony. Wyd. Muzeum Ziemi Lubuskiej, Zielona Góra.

THE CHANGES IN WATER RELATIONS IN THE CATCHMENT BASIN OF RIVER OŁOBOK

S u m m a r y

In the years 1934-1937 during the construction of fortifications, the so-called. Line Dams Nieślysz-Obra, then Frontly Fortified Odra Warta curve(southern section), the river Ołobok was much rebuilt. As a result of these actions was created "System 600", it comprised the following: eight floodplains, six sections of strategic channels and many dams and bridges.

Key words: basin, hydrotechnical facilities, water relations

GRZEGORZ MIKICIUK*, TOMASZ TOMASZEWICZ**

OCENA ŻYŻNOŚCI GLEB INTENSYWNIE UŻYTKOWANYCH ZA POMOCĄ WARTOŚCI INDEKSU TROFIZMU GLEB LEŚNYCH

Streszczenie

Celem pracy była ocena gleb stacji doświadczalnej w Dołujach, jako siedliska leśnego w oparciu o indeks trofizmu gleb leśnych (ITGL). Badano gleby IVa klasy bonitacyjnej, intensywnie użytkowane ogrodnictwo. Wartości ITGL, pozwoliły określić że były to hipertroficzne siedliska lasów.

Słowa kluczowe: czarne ziemie, gleba murszasta, uziarnienie, właściwości chemiczne, indeks trofizmu gleb leśnych (ITGL)

WSTĘP

Większość gleb użytkowanych rolniczo w Polsce powstała pod roślinnością leśną, stanowiącą klimaksowe zbiorowisko roślinne dla klimatu umiarkowanego [Kabała 2015], która na początku państwa polskiego obejmowała 80% powierzchni kraju [Stępień 2005]. Wylesienie a następnie przejście użytkowanie rolnicze, spowodowało przekształcenia gleb, powodujące zróżnicowanie wartości i przydatności rolniczej [Koćmit i in. 2011]. Stopień zmian związany jest z długością okresu użytkowania [Kunz 2012], jak też stopniem modyfikacji warunków przyrodniczych przez człowieka [Piaścik i Gotkiewicz 2004]. Potencjalne zagospodarowanie terenów upraw ogrodniczych pod nasadzenia ozdobne (ewentualne przeznaczenie terenów pod zabudowę i ogrody) lub przywrócenie do użytkowania leśnego wymaga przeprowadzenia oceny gleby jako potencjalnego siedliska leśnego, do którego przypisany będzie typ siedliskowy lasu [Sko-lund 2008].

Określając typ siedliskowego istniejącego lasu musimy uwzględnić panujące warunki geograficzno-klimatyczne, występującą roślinność, zarówno

* Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Katedra Ogrodnictwa

** Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Katedra Gleboznawstwa, Łąkarstwa i Chemii Środowiska

drzewostan jak i runo oraz gleby [Lasota i in. 2011]. Na gruntach porolnych – bezleśnych, gdzie niemożliwa jest ocena roślinności drzewiastej, określenia potencjalnego typu siedliskowego dokonuje się w oparciu o właściwości gleb, które umożliwiają rozpoznanie ich potencjału produkcyjnego [Kowalkowski 1999, Pietrzykowski i in. 2010, Gałązka 2011, Wanic i Błońska 2011, Instrukcja Urządzania Lasu 2012]. Powszechnie stosowane metody określania siedlisk w lasach, oparte na typologii gleb są trudne, znacząco subiektywne i związane z wiedzą taksatora [Brożek i in. 2008, 2011]. Ich zastosowanie może na gruntach porolnych spowodować niezgodność biocenozy z biotopem [Wiśniewski i Wojtasik 2012]. Zaś metoda określania potencjalnego typu siedliskowego lasu w oparciu o klasę bonitacyjną gleb, nie daje gwarancji doboru optymalnego składu gatunkowego przyszłych drzewostanów [Wanic, Błońska 2011]. Bez umiejętności wyszukania żyzniejszych fragmentów gruntów, tzw. mikrosiedlisk, prowadzi to do zniekształcenia składu gatunkowego upraw [Skolund 2008]. Skutkiem tego może być wzrost udziału sosny, gatunku o mniejszych wymaganiach siedliskowych, o silniejszym niż drzewa liściaste działaniu bielicującym [Sewerniak i in. 2014]. Przy prawidłowej ocenie żyzności gleb porolnych możliwe jest wprowadzenie bogatszego składu gatunkowego, podczas zalesień co zwiększa ich odporność biologiczną chroni degradacją [Gałązka 2011].

Metodą pozwalającą na jednoznaczne określenie przydatności siedliskowej gleby jest użycie wskaźnika opartego o wyniki badań gleboznawczych prowadzonych standardowo w lasach. Funkcję tę może spełniać przedstawiony przez Brożka [2001] oraz Brożka i in. [2001] Indeks Trofizmu Gleb Leśnych (ITGL). Pamiętając iż drzewa są organizmami długowiecznymi, do wyliczenia ITGL użyto właściwości gleb o różnej podatności na zmiany. Trwałych, takich jak uziarnienie, jak i łatwo zmiennych, np. pH, składniki pokarmowe ekstrahowane w słabych roztworach [Brożek i in. 2007]. Grunty odłogowane, do oceny których zastosowano ITGL, zakwalifikowano jako potencjalnie żyzniejsze siedliska leśne, niż siedliska określone w oparciu o klasę bonitacyjną gruntów ornych [Chudecka i Tomaszewicz 2014, 2015].

Celem pracy była klasyfikacja badanych gleb w Dołujach do kategorii troficznej i wilgotnościowej pozwalająca na ocenę siedliskową badanego terenu.

MATERIAŁ I METODY

Badania przeprowadzono w roku 1994 w Warzywniczej Stacji Doświadczalnej Akademii Rolniczej w Szczecinie w miejscowości Dołuje (gm. Dobra Szczecińska, woj. Zachodniopomorskie). W obrębie pola wytypowano trzy miejsca reprezentatywne dla występujących tam gleb. W centralnej części powierzchni badawczych wykonano odkrywki glebowe, wokół których pobrano próbki zbiorcze (po 15 szt.) z poziomu orno-próchnicznego (0-20 cm).

W odkrywkach glebowych wyodrębniono poziomy genetyczne z których pobrano próbki. Układ i właściwości poziomów genetycznych gleb przedstawione w pracy Mikiciuka [2000] pozwoliły je zakwalifikować wg V Systematyki gleb Polski [PTG 2011]:

- profil A o poziomach Ap-Aa-Acgg-Cgg-G, jako czarną ziemię typową;
- profil B o poziomach A(M)-ACn-Cn, jako glebę murszastą właściwą;
- profil C o poziomach Ap-Ah-Gg-Cg-II-Cg₂ jako czarną ziemię wyługowaną.

Otrzymane wyniki pozwoliły również określić typ gleb, według Klasyfikacji gleb leśnych [Biały i wsp. 2000], a głębokość wiosennego występowanie poziomu wód gruntowych (tab. 1) [Mikiciuk 2000] pozwoliła określić kategorię wilgotności siedlisk leśnych:

- profil A, czarna ziemia właściwa, o poziomie wody gruntowej na głębokości 0,95 m, wariant uwilgotnienia wilgotny;
- profil B, gleba murszasta, woda gruntowa na głębokości 1,14 m, wariant uwilgotnienia wilgotny;
- profil C, gleba opadowo-glejowa właściwa, woda gruntowa na głębokości 1,50 m, wariant uwilgotnienia silnie świeży.

Metodami powszechnie przyjętymi w gleboznawstwie oznaczono w nich: uziarnienie – metodą Cassagrande’a w modyfikacji Prószyńskiego [PTG 1989], pH w H₂O - potencjometrycznie, sumę kationów wymiennych (S) – metodą Kappena oraz procentową zawartość węgla organicznego (Corg.) – metodą Tiurina i azotu ogólnego (Nog.) – metodą Kjeldahla w których oznaczono (wg. metodyk j.w.). W próbkach zbiorczych oznaczono: pH w H₂O, sumę kationów wymiennych, zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego.

W oparciu o wyniki analiz, według kryteriów zaproponowanych przez Brożka [2001], obliczono wartości Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych (ITGL) dla badanych trzech powierzchni (w sumie 48).

Otrzymane wartości ITGL posłużyły do określenia kategorii trofizmu gleb, a po uwzględnieniu warunków uwilgotnienia przeprowadzenia diagnozy siedlisk leśnych.

Istotność różnic w wartościach Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych (ITGL) oraz średnich ważonych wybranych wskaźników liczbowych tworzących ITGL wyliczonych dla badanych gleb, stwierdzono za pomocą programu Statistica 12, grupy jednorodnie wyodrębniono za pomocą testu HSD Tukeya, zaś najmniejszą istotną różnicę (NIR) testem Newman-Keulsa.

WYNIKI I DYSKUSJA

Potencjalną przydatność badanych gleb jako siedliska leśnego określono z zastosowaniem trzech metod:

- pierwsza polegała na wykorzystaniu informacji zawartych na mapie glebowo rolniczej;
- druga na typologicznej klasyfikacji gleb wg. Klasyfikacji gleb leśnych Polski [Biały i wsp. 2000];
- w ostatniej trzeciej użyto Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych (ITGL) [Brożek 2001].

Według mapy glebowo-rolniczej gminy Dobra Szczecińska badane gleby należą do kompleksu 2 przydatności rolniczej – pszennego dobrego, typu Dz – czarna ziemie zdegradowane oraz IVa klasy bonitacyjnej gruntów ornych. Według Strzemskiego [1965] gleby kompleksu 2 przydatności rolniczej gruntów ornych pierwotnie porośnięte były zbiorowiskami leśnymi, z grup troficznych borów mieszanych świeżych i wilgotnych, lasów mieszanych oraz lasów świeżych wilgotnych i łęgowych. Dla odmiany wytyczne przedstawione w „Przewodniku po działaniu. Zalesianie gruntów rolnych oraz zalesianie gruntów innych niż rolne” [Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi 2011] oraz Zasadach hodowli lasu [2012], pozwalają gleby IVa klasy gruntów ornych zaliczyć do potencjalnego typu siedliskowego lasu określanemu jako las mieszany świeży (Lmśw).

Stosując Indeks Trofizmu Gleb Leśnych (ITGL) do oceny przydatności gleby jako siedliska leśnego należy pamiętać, iż Brożek [2001] zaproponował podział gleb leśnych na następujące odmiany troficzne: gleby dystroficzne o ITGL do 10,0, odpowiadające siedliskom borowym (B); gleby oligotroficzne – ITGL 10,1–16,0, siedliska borów mieszanych (BM); gleby mezotroficzne – ITGL od 16,1–26,0, siedliska lasów mieszanych (LM); gleby eutroficzne – ITGL 26,1 do 36,0, siedliska lasów (L). Zaś przy wartościach ITGL większe niż 36,0 wskazują na gleby hipertroficzne, stanowiące siedliska wyjątkowo żyznych lasów [Brożek i Zwyczaj 2003],

Wyliczona wartość Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych (ITGL) dla czarnej ziemi – profil A wynosiła 39,6 (tab. 1), zaś po uwzględnieniu wartości wskaźników cząstkowych I_{pH} , $I_{C/N}$ i I_{kat} uzyskanych dla próbek zbiorczych (0-20 cm) z poziomu próchnicznego zawierała się w przedziale od 38,5 do 39,8 (tab. 2). Wyniki te porównano z dostępnymi w literaturze. Zdaniem Mellera i wsp. [2013] ITGL czarnych ziem użytkowanych rolniczo wynosi 44,8. ITGL obliczony dla leśnych czarnych ziem mieści się w przedziale 30,1-34,4 [Brożek i Zwyczaj 2003]. ITGL wyznaczony dla gleby murszastej właściwej (profil B), (tab. 1), wyniósł 39,5, zaś zróżnicowanie właściwości warstwy 0-20 cm skutkowało zmiennością ITGL od 39,3 do 39,5 (tab. 2). Są to wartości znacząco wyższe od podawanych przez Brożka i Zwycaka [2003]. Trzecia badana gleba opadowo-glejowa (profil C) odznaczała się niższą wartością Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych, wynoszącą średnio 37,4 (od 37,2 do 37,5) (tab. 1, 2). Są to jednak wartości wyraźnie wyższe niż podawane w literaturze dla gleb pod lasami (od 27,3 do 33,1) [Brożek, Zwyczaj 2003]. Wartości ITGL wszystkich badanych

gleb, mimo istotnych różnic między nimi (tab. 2), pozwalają zakwalifikować je do gleb hipertroficznych, odpowiadających bardzo żyznym siedliskom lasów (L).

Troficzność stwierdzona dla badanych gleb w Dołujach, była różna w zależności od zastosowanego sposobu oceny. Najniższą żyzność – siedlisko lasów mieszanych świeżych (LMśw), stwierdzono opierając się o klasę bonitacji gruntów orných – IVa [Zasady hodowli lasu 2012].

Tabela 1. Wskaźniki liczbowe oraz wartości indeksu trofizmu gleb leśnych (ITGL) dla gleb z Dołuj obliczone według kryteriów Brożka [2001]

Table 1. Numerical indexes and values of Forest Soil Trophism Index (FSTI) soils from Dołuj calculated acc. criteria of Brożek [2001]

Symbol i miąższość poziomu	Frakcja [%]			Wskaźniki			C:N	I _{C:N}	pH w H ₂ O	S [cmol· dm ⁻³]	I _{kat}	ITGL		
	>1,0	0,1- 0,02	<0,02	I _{skelet}	I _{pył}	I _{il}								
A – czarna ziemia właściwa / black earth proper														
A1p	0-10	4,5	22,8	16	0	8	8	10,6	9	6,7	8	13,7	9	39,4
A2p	10-20	3,7	30,9	15	0	9	7	8,3	10	7,0	8	7,6	8	
Aa	20-60	8,4	30,4	15	0	9	7	8,7	10	7,1	9	6,5	8	
Acgg	60-70	8,1	26,0	8	0	9	6	7,0	10	7,3	9	7,8	8	
Cgg	70-80	11,8	20,1	5	0	8	4			7,4	9	4,2	7	
G	80-95	23,4	29,8	9	0	9	6			7,5	9	8,6	8	
B -gleba murszasta / mucky soils muckous														
A(M)1	0-10	4,4	33,7	16	0	9	8	9,0	10	7,6	9	30,6	10	39,6
A(M)2	10-20	6,2	34,7	15	0	9	7	9,4	10	7,7	9	31,5	10	
A(M)3	20-40	3,6	29,7	15	0	9	7	6,6	10	7,7	9	31,6	10	
Acn	40-70	3,5	39,9	21	0	9	8	16,4	6	6,8	8	27,6	10	
C1n	70-93	1,7	37,0	14	0	9	7			6,8	8	43,5	10	
C2n	93-114	0,1	58,8	10	0	10	6			7,2	9	5,2	8	
C- opadowo-glejowa właściwa / pseudogley soils proper														
A1p	0-10	7,5	31,2	32	0	9	9	9,1	10	6,8	8	27,5	10	37,2
A2p	10-20	8,1	34,5	32	0	9	9	7,2	10	7,0	8	28,7	10	
A3h	20-40	11	32,1	39	0	9	9	8,4	10	6,3	8	15,7	9	
Gg	40-59	10,1	36,6	38	0	9	9			5,2	6	15,0	9	
C1g	59-74	1,8	41,0	10	0	9	6			5,8	7	16,4	9	
C2g	74-102	2,5	35,7	9	0	9	6			6,3	8	10,1	9	
IICg	102-150	0,1	33,4	62	0	9	10			6,8	8	80,8	10	

Objaśnienia/Explanation:

S/BC – suma zasad wymiennych/base capacity, I_{Skel}, I_{Silt}, I_{Clay}, I_{C/N}, I_{pH}, I_{kat} – wskaźniki liczbowe obliczone według kryteriów Brożka [2001], dotyczące odpowiednio: frakcji szkieletu (I_{Skel}), frakcji pyłu (I_{Silt}) i frakcji części spławialnych (I_{Clay}), stopnia rozkładu materii organicznej (I_{C/N}), odczynu (I_{pH}) i sumy zasad wymiennych (I_{kat}) / numerical indexes calculated acc. criteria of Brożek [2001] concerning respectively: fraction of skeleton (I_{Skel}), fraction of silt (I_{Silt}), fraction of clay (I_{Clay}), degree of organic matter decomposition (I_{C/N}), pH reaction (I_{pH}) and base capacity (I_{kat}),

Oceniając gleby według typów, do których je zaliczono w oparciu o klasyfikację gleb leśnych Polski [Biały i in. 2000] uzyskano siedliska lasowe. Oceniając wartości Indeksu Troficznego Gleb Leśnych gleby te również zaliczono do siedlisk lasowych, hipertroficzných. Poziom wody gruntowej badanych gleb pozwolił zweryfikować grupy wilgotnościowe gleb. Czarna ziemia i gleba murszasta zostały sklasyfikowane jako siedliska wilgotne, a opadowo-glejowa jako siedlisko świeże. Ta wyraźna różnica potencjalnej żyzności siedlisk określonych na podstawie klasyfikacji bonitacyjnej i badań gleboznawczych to skutek długotrwałego, intensywnego użytkowania rolniczego, wpływającego na wartości składających się na ITGL wskaźników: $I_{C/N}$, I_{pH} , I_{kat} . Dla gleb w Dołujach było to szczególnie widoczne dla wartości odczynu i sumy kationów wymiennych, które były bardzo wysokie (tab. 2).

Jest to zgodne z wynikami badań Kondrasa i in. [2012], którzy stwierdzili, że gleby porolne w porównaniu z leśnymi, mają podwyższone pH i kompleks sorpcyjny w wyższym stopniu wysyceny zasadami, zaś ślady użytkowania rolnego trwają niemniej niż 1-2 pokolenia drzewostanu. Również Wanic i Błońska [2011] stwierdzili różnice między przydatnością gleb porolnych jako siedlisk leśnych, określoną na podstawie bonitacji rolniczej i na podstawie badań gleboznawczych.

Tab. 2. Wartości Indeksu Troficznego Gleb Leśnych (ITGL) oraz wskaźników częstkowych dla gleb z Dołuj: I_{pH} – wskaźnik odczynu, I_{kat} – wskaźnik sumy kationów wymiennych, $I_{C/N}$ – wskaźnik stopnia rozkładu materii organicznej
Table 2. Values of Forest Soil Trophism Index (FSTI) and partial indicators for soils from Dołuje: degree of organic matter decomposition ($I_{C/N}$), pH reaction (I_{pH}) and base capacity (I_{kat}).

Typ gleby	Wartość ITGL Values of FSTI średnia / zakres average / range	Wartość I_{pH} Values of I_{pH} średnia / zakres average / range	Wartość I_{kat} Values of I_{kat} średnia / zakres average / range	Wartość $I_{C/N}$ Values of $I_{C/N}$ średnia / zakres average / range
Czarna ziemia właściwa Black earth proper	39,6 b* 38,5-39,8	8,81 c 8,68-8,89	8,08 a 8,00-8,21	7,28 c 6,32-7,37
Gleba murszasta Mucky soils muckous	39,5 b 39,3-39,6	8,54 b 8,54	9,63 b 9,63	4,99 b 4,74-5,09
Gleba opadowo-glejowa Pseudogley soils proper	37,4 a 37,2-37,5	7,80 a 7,65-7,91	9,45b 9,45	2,65 a 2,53-2,67
$NIR_{0,05}/LSD_{0,05}$	0,16	0,05	0,03	0,14

* Średnie oznaczone tą samą literą nie różnią się przy poziomie istotności $\alpha=0.05$.
Means assigned identical letters do not differ significantly at the level of significance $\alpha=0.05$.

Grunty orne IVa klasy bonitacyjnej to siedlisko lasów mieszanych (LM) [Instrukcja urządzania lasu 2012], zaś w oparciu o wyniki badań gleboznawczych zakwalifikowano je do siedlisk lasów (L). Podobne wyniki badań uzyskali Gałązka [2011], Meller i in. [2013], Chudecka i Tomaszewicz [2014, 2015].

Analiza statystyczna wartości indeksu troficznego gleb leśnych wykazała iż obszary reprezentowane przez profile pierwszy i drugi (czarna ziemia i murszasta) miały istotnie wyższą żyzność. Było to spowodowane istotnymi różnicami wartości wskaźników cząstkowych dotyczących stopnia rozkładu materii organicznej ($I_{C/N}$), pH (I_{pH}) i sumy zasad wymiennych (I_{kat}) [Brożek 2001] stwierdzonych dla poszczególnych obszarów. Największe znaczenie, ze względu na najmniejszą podatność na zmiany miało zróżnicowanie proporcji zawartości węgla do azotu ($I_{C/N}$).

WNIOSKI

1. Według przyjętych zasad hodowli lasu gleby w Dołujach z IVa klasy bonitacyjnej gruntów ornych, niezależnie od klasyfikacji typologicznej, kwalifikują się do typu siedliskowego lasu określanego jako Las świeży (Lśw).
2. Wartość Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych (ITGL) przekraczająca 36,0, pozwoliła zaliczyć badane gleby do gleb hipertroficznych, stanowiących siedliska bardzo żyznych lasów. Różnice poziomu wody gruntowej miały wpływ na zakwalifikowanie badanych gleb do różnych grup wilgotnościowych.
3. Analiza statystyczna wykazała, że wartości ITGL czarnej ziemi właściwej (A) i gleby murszastej (B) były istotnie wyższe niż opadowo-glejowej właściwej (C), co spowodowane było istotnie wyższą wartością wskaźników cząstkowych dotyczących stopnia rozkładu materii organicznej ($I_{C/N}$), pH (I_{pH}).

LITERATURA

1. BIAŁY K., BROŻEK S., CHOJNICKI J., CZĘPIŃSKA-KAMIŃSKA D., JANUSZEK K., KOWALKOWSKI A., KRZYŻANOWSKI A., OKOŁOWICZ M., SIENKIEWICZ A., SKIBA S., WÓJCIK J., ZIELONY R., 2000. Klasyfikacja gleb leśnych Polski. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa; ss. 123.
2. BROŻEK S., 2001. Indeks trofizmu gleb leśnych. *Acta Agraria et Silvestria* 39, 15-33.
3. BROŻEK S., LASOTA J., ZWYDAK M., WANIC T., GRUBA P., BŁOŃSKA E., 2011. Zastosowanie siedliskowego indeksu glebowego (SIG) w diagnozie typów siedlisk leśnych. *Rocz. Glebozn.* 62[4], 133-149.

4. BROŻEK S., ZWYDAK M., 2003. Atlas gleb leśnych Polski. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, ss. 467.
5. BROŻEK S., ZWYDAK M., LASOTA J., 2008. Liczbowy indeks troficznych odmian podtypów gleb bielcowych i rdzawych. *Rocz. Glebozn.* 60[1], 7-17.
6. BROŻEK S., ZWYDAK M., WANIC T., GRUBA P., LASOTA J., 2007. Kierunki doskonalenia metod rozpoznawania siedlisk leśnych. *Sylvan* 151[2], 26-34.
7. CHUDECKA J., TOMASZEWICZ T., 2014: Ocena porolnych gleb rdzawych jako siedliska leśnego na podstawie indeksu trofizmu gleb leśnych (ITGL) i siedliskowego indeksu glebowego (SIG). *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Inżynieria Środowiska* 156[36], 48-57.
8. CHUDECKA J., TOMASZEWICZ T., 2015: Przydatność erodowanych gleb porolnych jako siedliska leśnego w oparciu o indeks trofizmu gleb leśnych (ITGL). *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Inżynieria Środowiska* 158[38], 40-49.
9. GAŁĄZKA S., 2011. Potencjał produkcyjny gleb porolnych przekazanych do zalesienia w nadleśnictwie Międzyrzecz. *Zarządzanie ochroną przyrody w lasach. Tom V. Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi. Tuchola 2011*, 50-56. ISSN 2081-1438.
10. INSTRUKCJA URZĄDZANIA LASU, 2012. Część 2. Instrukcja wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych. Załącznik do Zarządzenia nr 55 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, ISBN 978-83-61633-66-2 [całość], 978-83-61633-70-9 [tom II], Warszawa, ss.160.
11. KABAŁA C. (red.), 2015: Gleby Dolnego Śląska, geneza, różnorodność i ochrona. *Polskie Towarzystwo Gleboznawcze Oddział Wrocławski, Polskie Towarzystwo Substancji Humusowych*, 257.
12. KOĆMIT A., PODLASIŃSKI M., CHUDECKA J., TOMASZEWICZ T., 2011. Znaczenie denudacji w kształtowaniu pokrywy glebowej i warunków wodnych na równinach morenowych Pomorza Zachodniego. *Studia i Raporty IUNG-BIP*, 27(1): 9-19.
13. KONDRAS M., CZĘPIŃSKA-KAMIŃSKA D., SIENICKA P., OTRĘBA A., TORZEWSKI K., OKTABA L., 2012. Zapas węgla organicznego w glebach leśnych zespołu kontynentalnego boru mieszanego świeżego w Kampinoskim parku narodowym. *Rocz. Glebozn.* 63[4], 26-33.
14. KOWALKOWSKI A., 1999. Rola gleboznawstwa i geologii w typologicznej analizie lasu. *Sylvan* 10, 95-117.
15. KUNZ M., 2012: Zmiany lesistości Pomorza Zachodniego w ostatnich 400 latach. *Roczniki Geomatyki tom X, zeszyt 4(54)*, 145-155.

16. LASOTA J., BROŻEK S., ZWYDAK M., 2011. Zastosowanie siedliskowego indeksu glebowego [SIG] w projektowaniu składu gatunkowego odnawianych lasów. *Rocz. Glebozn.* 62[4], 150-162.
17. MELLER E., NIEDŹWIECKI E., MALINOWSKI R., KUBUS M., PODLASIŃSKI M., 2013. Przydatność gleb przeznaczonych pod powiększenie kolekcji Ogrodu Dendrologicznego w Przelewicach. Część II. Właściwości sorpcyjne i zawartość składników chemicznych. *Folia Pomer. Univ. Technol. Stetin., Agric., Aliment., Pisc., Zootech.* 305[27], 51-66.
18. MIKICIUK G., 2000. Przynależność systematyczna oraz właściwości fizykochemiczne gleb występujących w obrębie Stacji Doświadczalnej w Dołujach. *Folia Univ. Agric. Stettin., Agricultura* 209[83], 99-111.
19. MINISTERSTWO ROLNICTWA I ROZWOJU WSI, 2011. Przewodnik po działaniu. Zalesianie gruntów rolnych oraz zalesianie gruntów innych niż rolne. Warszawa, 2011 rok. Wydanie III ss.36. ISBN: 978-83-62164-36-3.
20. PIAŚCIK H., GOTKIEWICZ J., 2004: Przeobrażenia odwodnionych gleb torfowych jako przyczyna ich degradacji. *Rocz. Glebozn.* 45[2], 331-338.
21. PIETRZYKOWSKI M., PAJĄK M., KRZAKLEWSKI W., 2010. Próba zastosowania metod liczbowej wyceny gleb na podstawie Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych [ITGL] oraz Siedliskowego Indeksu Glebowego [SIG] do opisu zmienności warunków siedliskowych na zrekultywowanych dla leśnictwa zwałowiskach KWB „Bełchatów”. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 26[3], 155-165.
22. PTG, 2011. Systematyka gleb Polski. Wydanie V. *Rocz. Glebozn.* 62[3], ss.193.
23. SEWERNIAK P., SYLWESTRZAK K., BEDNAREK R., GONET S., 2014. Gleby porolne w lasach. W: *Antropogeniczne przekształcenia pokrywy glebowej Brodnickiego Parku Krajobrazowego*. Pod redakcją: Marcin Świtoniak, Michał Jankowski, Renata Bednarek. Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń 2014, 43-56.
24. SKOLUD P., 2008. Zalesianie gruntów rolnych i opuszczonych terenów rolniczych. *Poradnik*.
25. STĘPIEŃ E., 2005. Leśnictwo a gospodarka przestrzenna. W: *Ryszkowski L., Kędziora A.: Ochrona środowiska w gospodarce przestrzennej*. Poznań, 127-144.
26. STRZEMSKI M., 1965. Podział rolniczej przestrzeni produkcyjnej polski na kompleksy według przyrodniczych zasad racjonalnego użytkowania. *Rocz. Glebozn.* 15[Dodatek], 3-51.
27. WANIC T., BŁOŃSKA E., 2011. Zastosowanie metody SIG w ocenie przydatności terenów porolnych do hodowli lasu. *Rocz. Glebozn.* 62[4], 173-181.
28. ZASADY HODOWLI LASU, 2012. Załącznik do Zarządzenia nr 53 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 roku, obo-

- wiążący w jednostkach organizacyjnych Lasów Państwowych od dnia 1 stycznia 2012 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, ISBN 978-83-61633-65-5, Warszawa; ss. 72.
29. ZIELONY R. (przew.), BAŃKOWSKI J., CIEŚLA A., CZEREPKO J., CZĘPIŃSKA-KAMIŃSKA D., KLICZKOWSKA A., KOWALKOWSKI A., KRZYŻANOWSKI A., MAKOSA K., SIKORSKA E., 2004: Siedliskowe podstawy hodowli lasu. Załącznik do Zasad hodowli lasu. Warszawa, ss. 264.

THE EVALUATION OF FERTILITY OF INTENSIVELY CULTIVATED SOILS ON THE BASE OF FOREST SOIL TROPHISM INDEX

S u m m a r y

The aim of this research was evaluation of soils in experimental station in Dołuje as forest habitat basing on the forest soil trophism index (FSTI). The studied soils were classified as IVa quality class and were intensively cultivated. The values of FSTI, helped to determine them as hypertrophic forest habitat.

Keywords: black earth, mucky soils muckous, soil texture, chemical properties, forest soil trophism index (FSTI)

MARLENA PIONTEK^{*}, HANNA LECHÓW^{**},
KATARZYNA ŁUSZCZYŃSKA^{***}

**EXISTENCE OF MOULD SPORES IN BIOFILM
ON THE BUILDING FASADE OF THE INSTITUTE
OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING, UNIVERSITY
OF ZIELONA GÓRA**

A b s t r a c t

The aim of this study was to estimate the qualitative diversity of mould spores on the biofilm that has grown on the western facade of the building of the Institute of Environmental Engineering, University of Zielona Góra. Scientific literature describes instances where mould spores lead and contribute to the process of biodegradation of technical materials. A part of the material was subjected to analysis performed with the use of an scanning electron microscope. The material from the remaining part was inoculated directly into Petri plates onto medium to grow fungal cultures. Identified spores belonging to 9 species of moulds: Aureobasidium pullulans (De Bary) Amund, Cladosporium cladosporioides (Fres.) de Vries, Cladosporium herbarum (Pers.) Link, Cladosporium macrocarpum Preuss, Epicoccum nigrum Link, Penicillium brevicompactum Dierckx, Penicillium chrysogenum Thom, Scopulariopsis brevicaulis (Sacc.) Bain, Ulocladium chartarum (Preuss) Simmons.

Key words: moulds, fungi, biocorrosion, biodeterioration, biofilm, exterior facades

INTRODUCTION

The prevalence of moulds is conditioned by the production of a considerable number of spores and insignificant food requirements. Due to these facts, they may grow on virtually any surface. They occur at both low and high temperatures in the presence of insignificant, or even periodic moisture. They grow particularly well on slightly acidic substrates. They may inhabit external facades due to water retention and organic material (dust) accumulated in any cavities or irregularities in facades, which foster their growth and proliferation [Warscheid and Braams 2000, Piontek 2004, Karyś 2010, Piontek and Bednar 2011, Piontek

and Lechów 2013, Piontek et al. 2013]. Finishing materials used in construction support the development and prevalence of fungi in the environment, since their ingredients often include all the mineral and organic substances required for fungi growth. These, in turn, enter into chemical reactions with the substrate and cause irreversible changes in its structure, enabling technical material to be deeply penetrated. In metabolic processes, moulds produce alkaline or aggressive acids (sulfuric, nitric and other) and surface-active substances [Piontek 2004]. They are chemoorganotrophs. They use a variety of carbon sources: amino acids, organic acids, simple and complex carbohydrates and their derivatives, alcohols and other [Piontek 2004, Samson et al. 2004, Piontek and Bednar 2011]. For growth, in addition to carbon, they need mainly hydrogen, oxygen, nitrogen, phosphorus and sulphur. They most frequently occur in symbiosis with algae forming lichens on inorganic substrates [Karyś 2010]. In the process of respiration, they produce carbon dioxide, which in combination with water, causes the formation of acidic calcium carbonate (CaCO_3). The produced organic acids contribute to the mortar and bricks crumbling, causing the deterioration of many materials (marble, limestone, basalt and granite). Despite the application of biocides in elevation materials, the ability to inhibit the development of biocorrosion ceases in time. In practice, there is no such material that would have the ability to inhibit the growth of biocorrosion for an unlimited period of time [Wójcik 2008].

The intensity of the deposition of mould spores on facades is conditioned by: the porosity of and moisture content in the technical material, humidity, wind speed and direction, sunlight as well as neighbouring vegetation which increases the emissions of biological pollution. Also, the physical-chemical composition of the finishing surface is important, as well as its pH, its condition and protection against biocorrosion (the use of biocides) [Warscheid and Braams 2000, Karyś 2010, Piontek and Lechów 2013]. The most important factors for growth and mycotoxin production are temperature, water activity (a_w) and oxygen. The optimal temperature is 25-30 °C for most *Penicilla* and 30-40 °C for most *Aspergilli*. If the temperature in the material is not uniform, the water activity can rise locally due to migration moisture to the cold areas, thus leading to fungal growth. The terms water activity or equilibrium – relative humidity (ERH) is a measure of the unbound water in a material that is available for chemical and biological reactions. Water activity is defined as the ratio of water vapor pressure of a substance (p) to the vapor pressure of pure water (p_o) at the same temperature (i.e., $a_w = p / p_o$). Therefore, ERH can be defined as water activity expressed as a percentage ($\text{ERH} = a_w \times 100$). Water activity is not the same as moisture content, although materials that have high moisture are most likely to have greater water activity as compared to dry ones [Clontz 2009]. The moisture requirement for mould growth was studied by Grant et al. He found that the lowest water activity level recorded for growth on malt extra

agar was 0.76 while for building materials such painted woodchip wallpaper it was 0.79. He also observed that increasing the temperature and the amount of nutrients led to reduction in the water activity in building materials should be maintained below 0.80 [Altamirano-Medina et al 2009]. Considering the minimum rate of hygroscopic balance (a_w - min.) expresses the demand of mould moisture needed for germination and growth can be divided into three groups [Samson et al. 2004]:

- colonizers primary able to grow on and in less than 0.8 (and <0.8). These include species of: *Wallemia*, *Penicillium*, *Aspergillus*, and teleomorphic form *Eurotium*,
- secondary midwayers colonizers for which the a_w min is in the range 0.8-0.9 (mold fungi of the species: *Cladosporium*, *Phoma*, and *Alternaria ulocladium*),
- colonizers tertiary (hydrophile), and requiring at least 0.9, (and > 0.9). These are the species, as: *Stachybotrys*, *Trichoderma*, *Chaetomium* and *Aureobasidium* [Grant et al 1989, Piontek 2004]. Oxygen is usually necessary for the growth of fungi, but certain species can also grow under anaerobic conditions with the formation of ethanol and organic acids.

The aim of this study was to estimate the qualitative diversity of moulds spores on the biofilm that has grown on the western facade of the building of the Institute of Environmental Engineering, University of Zielona Góra.

METHODS AND MATERIALS

The sampling place

The biofilm that had formed on the north-west elevation of the building of the Institute of Environmental Engineering at the University of Zielona Góra was tested for the presence of mould spores (Phot. 1). A 15-year-old facade is covered with a rough acrylic plaster. It is shaded for the better part of the day. At a distance of approx. 3 m, there are trees which hinder the exposure to the sun while providing an additional source of emission of biological agents on the elevation surface.

Methodology of collection and cultivation of the biological material

The biofilm on the facade was gently scraped with a sterile scalpel in May 2014. A part of the obtained material was collected in a sterile container and sent for the analysis performed with the use of an scanning electron microscope in the Electron Microscopy Laboratory at the Wrocław University of Environmental and Life Sciences. The other part was inoculated directly into Petri

plates onto malt agar (mix malt for brewing 100 ml with 20 g agar and 1000 ml distilled water- sterillize at 121 °C for 15 min) intended for fungal culture. The material was incubated in a growth chamber at room temperature ranging from 18-22 °C while maintaining a circadian rhythm synchronized with the day and night cycle. After 5 days of cultivation on the agar plates, the fungal colonies were observed to have grown. In order to identify the species of the microorganisms, individual colonies were passaged according to their colour and morphology. Individual microorganisms forming a colony were isolated in a sterile room purposefully intended for inoculation of microorganisms on microbiological medium. The average time of culture growth was 7 days. Several colonies required more than one inoculation, in order to obtain a pure culture. The images of moulds spores were photographed with the use of a Nikon light microscope Eclipse 200 with a digital camera.

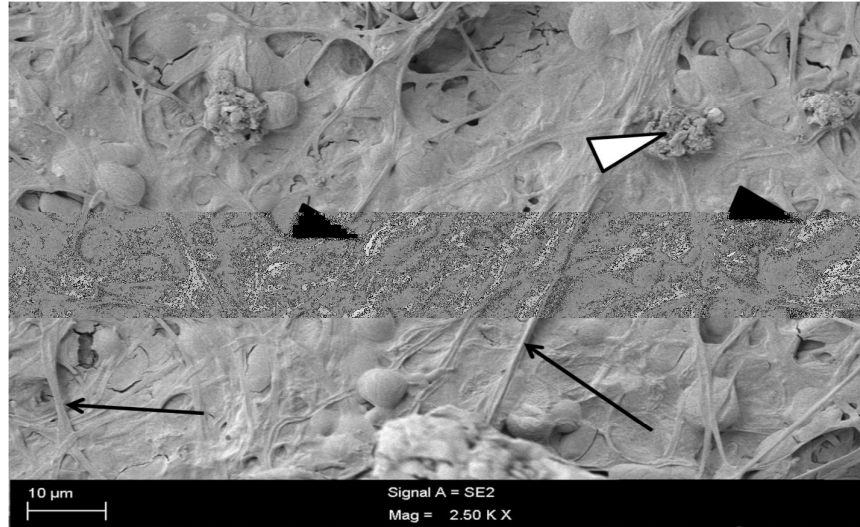


Phot. 1. View of the north-west facade of the building of the Institute of Environmental Engineering at the University of Zielona Góra, covered with the biofilm [Lechów 2014]
Fot. 1. Widok na zachodnio-północną elewację budynku Instytutu Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego z nalotem biologicznym [Lechów 2014]

RESULTS

Image analysis of the biological material

With the use of a scanning electron microscope confirmed the presence of mould spores in the biofilm formed on the external elevation of the building (Phot. 2).



Phot. 2. A micrograph of the material collected from the western facade of the building of the Institute of Environmental Engineering. Hyphae (black arrows), spherical formations (black arrowheads) and fragments of plaster (white arrowheads); original magnification 2500x

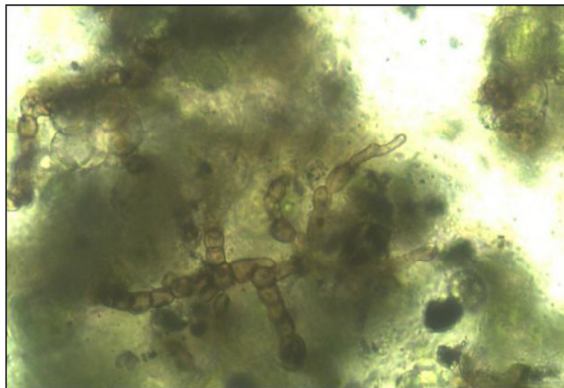
Fot. 2. Mikrografia pobranego materiału z zachodniej elewacji budynku instytutu inżynierii środowiska przedstawiająca strzępki grzyba (czarne strzałki), kuliste twory (czarne groty) oraz fragmenty tynku (białe groty); oryginalne powiększenie 2500x

Identification of fungi

The species of mould were determined macroscopically and microscopically on the basis of morphological and physiological features with the use of the key [Piontek 1999, Samson et al. 2004]. The analysis of the biological material led to the identification 9 species of moulds (Phot. 3-11).

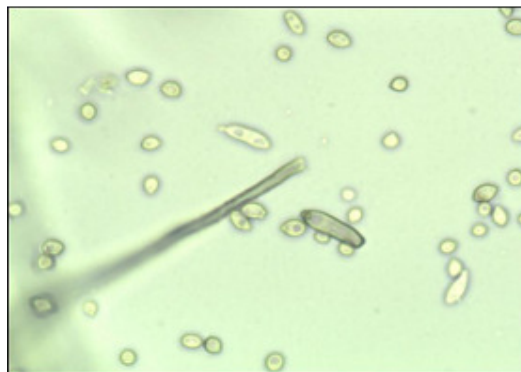
- *Aureobasidium pullulans* (De Bary) Arnaud (Phot. 3) Colonies smooth, soon covered with a slimy mass of spores, yellow, cream, pink, brown or black. Aerial mycelium sometimes formed, scanty, thinly floccose. Hyphae in diam,

hyaline, smooth- and thin-walled. In older cultures dark-brown, thick-walled hyphae may be formed. These thick-walled hyphae may act as chlamydospores or often fall apart into separate cells (arthroconidia). Conidiogenous cells undifferentiated, intercalary or terminal on subhyaline hyphae or arising as short lateral branches. Blastocidia produced synchronously in dense groups from indistinct scars or denticles. Conidia one-celled, hyaline, smooth-walled. Temperature range for growth 2-35 °C; optimum 25 °C; maximum 35 °C for growth 0.88 [Samson et al. 2004].



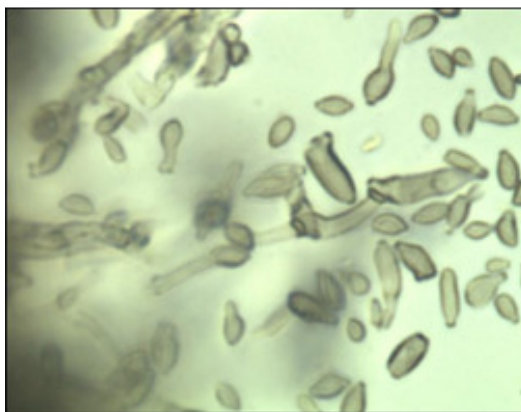
Phot. 3. *Aureobasidium pullulans* (De Bary) Arnaud, a microscope photo 100x
 Fot. 3. *Aureobasidium pullulans* (De Bary) Arnaud, fotografia z mikroskopu 800x

- *Cladosporium cladosporioides* (Fres.) de Vries (Phot. 4) – together with *Cladosporium herbarum*, it is one of the most common fungi of the *Cladosporium*-type growing on dead organic matter. Conidiophores arising laterally or sometimes terminally from the hyphae, without sympodial elongations and swellings, bearing branched conidial chains, pale to mid-olivaceous-brown, smooth-walled or verruculose. Ramoconidia towards the base of chain, more or less cylindrical, brown or greenish-brown, smooth-walled or sometimes minutely verruculose. Conidia in acropetal branched chains, mostly one-celled, ellipsoidal to lemon-shaped, brown or greenish-brown, mostly smooth-walled, sometimes verruculose. Temperature for growth: optimum 20-28 °C; minimum -6 °C to -10 °C. Minimal water activities (a_w) for germination and growth 0.86-0.88 [Samson et al. 2004].



Phot. 4. *Cladosporium cladosporioides* (Fres.) de Vries a microscope photo 400x
Fot. 4. *Cladosporium cladosporioides* (Fres.) de Vries, fotografia z mikroskopu 400x

- *Cladosporium herbarum* (Pers.) Link (Phot. 5) A fungus from saprophytic mould. It occurs in all climate zones. It is most frequently represented in air (of approx. 90%) of all spores of moulds. Common species with a world-wide distribution, especially abundant in temperate regions on dead or dying plant substrates and other organic matter. Isolated from air, soil, foodstuffs, stored fruit, cereal grains (especially wheat), groundnuts, paint, textiles etc. Colonies on MEA olivaceous-green to olivaceous-brown. Reverse greenish-black. Conidia in long, often branched chains, ellipsoidal to cylindrical with rounded ends, rather frequently 2 or more celled. Temperature for growth: optimum 18-28 °C; minimum -6 °C; maximum 28-32 °C. Minimal water activities (a_w) for growth 0.85-0.88 [Samson et al. 2004].



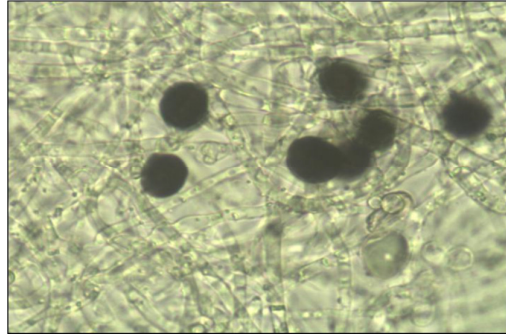
Phot. 5. *Cladosporium herbarum* (Pers.) Link, a microscope photo 400x
Fot. 5. *Cladosporium herbarum* (Pers.) Link, fotografia z mikroskopu 400x

- *Cladosporium macrocarpum* Preuss (Phot. 6) Common species with a world-wide distribution. Colonies on MEA often covered with greyish aerial mycelium, olive-green. Reverse greenish-black. Conidiophores arising laterally from the hyphae, often becoming geniculate and nodose by sympodial elongation, terminal and intercalary swellings, pale to mid-brown or olivaceous-brown, smooth or partly verruculose. Conidia usually in rather short chains, 0-3-septate, ellipsoidal, one-celled mostly, pale to mid-brown or olivaceous brown, densely verruculose [Samson et al. 2004].



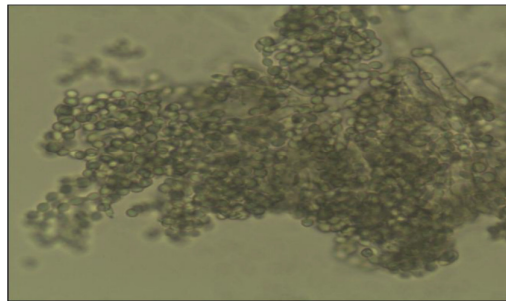
Phot. 6. *Cladosporium macrocarpum* Preuss, a microscope photo 400x
Fot. 6. *Cladosporium macrocarpum* Preuss, fotografia z mikroskopu 400x

- *Epicoccum nigrum* Link (Phot. 7) Colonies on MEA lanose to felty, yellow-orange, red or brown, sometimes greenish. Reverse similar, often more intensely coloured. Pulvinate sporodochia appearing in 8-10 days, visible as black spots. Conidiophores in clusters, straight or more or less flexuous, terminating in more or less isodiametric conidiogenous cells, colourless to pale brown. (blasto)conidia formed singly, globose to pyriform with funnel-shaped base and broad attachment scar, often with pale protuberant basal stalk cell, dark golden brown, verrucose, obscuring the septa which divide the conidia into up to 15 cells. World-wide distribution (food, indoor). Temperature for growth: optimum 23-28 °C; minimum (-3)-4 °C; maximum 45 °C. Minimal water activities (a_w) for growth 0.86-0.90 [Samson et al. 2004].



Phot. 7. *Epicoccum nigrum* Link, a microscope photo 400x
 Fot. 7. *Epicoccum nigrum* Link, fotografia z mikroskopu 400x

- *Penicillium brevicompactum* Dierckx, (Phot. 8). This species characterized by its restricted growth and the large compact penicillin. Using the dissecting microscope the conidiophores resemble those of *Aspergillus*. Colonies consisting of a dense felt of large, grey-green to yellow-green. Conidiophores consisting of a smooth, large, wide stipe terminating in a compact penicillus, terverticillate to quaterverticillate. Conidia globose to subglobose, smooth or slightly roughened. Important (toxic) metabolites: botryodiploidin, mycophenolic acid, brevianamide A, met O. Minimal water activities (a_w) for growth 0.78-0.82 [Samson et al. 2004].



Phot. 8. *Penicillium brevicompactum* Dierckx, a microscope photo 100x
 Fot. 8. *Penicillium brevicompactum* Dierckx, fotografia z mikroskopu 100x

Penicillium chrysogenum Thom (Phot. 9) is a fungus widespread in a moderate climate. It occurs in forest and meadow soils as well as in arable and fallow soils. Colonies yellow-green or pale green-blue, becoming darker at age. Exudate typically produced as yellow drops, sometimes hyaline or absent. Odour usually aromatic, fruity. Conidiophores arising from the substrate, mononematous, usually ter- to quaterverticillate, in some strains varying from bi-

to terverticillate to more complex branched. Conidia at first subglobose to ellipsoidal, remaining so or later becoming globose, hyaline or slightly greenish, smooth-walled, usually produced in loose columns. Important (toxic) metabolites: roquefortine C, meleagrins, penicillins. Very common on various food products, also products with low a_w . Also frequently occurring in indoor environments. Minimal water activities (a_w) for growth 0.78-0.81 [Samson et al. 2004].



Phot.9. *Penicillium chrysogenum* Thom, a microscope photo 400x
Fot.9. *Penicillium chrysogenum* Thom, fotografia z mikroskopu 400x

- *Scopulariopsis brevicaulis* (Sacc.) Bain (Phot.10.) World-wide distribution. Colonies on MEA whitish becoming brownish-rose (vinaceous-buff), more or less funiculose at first, becoming powdery with a prominent central tuft. Reverse in cream to brownish shades. Conidiogenous cells annellate, borne singly on aerial hyphae or terminally on once or twice branched conidiophores, cylindrical, often with a more or less swollen base. Conidia globose to ovoid with a distinctly truncate base, apex sometimes more or less pointed, roughwalled, rose-brown (avellaneous) in mass. Temperature for growth: optimum 24-30 °C; minimum 5 °C; maximum 37 °C. Minimal water activities (a_w) for growth [Samson et al. 2004].



Phot. 10. *Scopulariopsis brevicaulis* (Sacc.) Bain, a microscope photo 400x
Fot.10. *Scopulariopsis brevicaulis* (Sacc.) Bain, fotografia z mikroskopu 400x

- *Ulocladium chartarum* (Preuss) Simmons (Phot.11.) widely widespread. Commonly occurs as a saprophyte on rotting leaves. Conidia on MEA black to olivaceous-black. Conidiophores simple or sometimes branched, golden brown, smooth-walled, geniculate with one or more conidiogenous sites. Conidia obovoid, short ellipsoid, base conical when young, becoming rounder with age, smooth-walled to verrucose. Conidia solitary or commonly in chains of apical production of short secondary conidiophores. *Ulocladium* species are often misidentified as *Alternaria*, however the conidia of *Ulocladium* remain obovoid unless a secondary conidiophores is produced. [Samson et al. 2004].



Phot. 11. *Ulocladium chartarum* (Preuss) Simmons, a microscope photo 400x
Fot.11. *Ulocladium chartarum* (Preuss) Simmons, fotografia z mikroskopu 400x

CONCLUSIONS

It is sometimes possible to notice a biofilm which reminds of dirt on a plaster surface of facades. Dust, accumulating in cavities and irregularities of facades, as well as water retention foster sedimentation and proliferation of biological agents, including mould spores. The phenomenon is negative, not only in terms of aesthetics. The presence of deteriogenic biological agents, including fungi, on the facade surface poses a risk of changes to the original properties of the technical material, and consequently of its damage. Scientific literature describes instances where moulds produce corrosive metabolites and draw nutrients from the substrate. The prevalence of mould spores in biofilms heightens the possibility of biodeterioration.

Pictures taken with a scanning microscope revealed the presence of hyphae of moulds in the collected material.

The analysis of the biofilm on facades contain moulds spores belonging to 9 species: *Aureobasidium pullulans* (De Bary) Amund, *Cladosporium cladosporioides* (Fres.) de Vries, *Cladosporium herbarum* (Pers.) Link,

Cladosporium macrocarpum Preuss, *Epicoccum nigrum* Link, *Penicillium brevicompactum* Dierckx, *Penicillium chrysogenum* Thom, *Scopulariopsis brevicaulis* (Sacc.) Bain, *Ulocladium chartarum* (Preuss) Simmons.

Biofilm on the facades contain moulds spores belonging to various species, however, no observed growth of colonies of mould the surface of the building facade. No growth of colonies is probably due to the structure of the biofilm, which includes microorganisms belonging to various species (bacteria, cyanobacteria, actinomycetes, fungi, algae and other) and changing climate raid [Weischred and Braams 2000, Gaylard and Gaylard 2005, Gaylard et al. 2011, Piontek and Lechów 2012]. Among cooperate and have different characteristics, than a single living cells, free form. Important role of creative biofilm played by cyanobacteria, which produce extracellular polysaccharides. In the temperate climate zone, the greater part of the biofilm are the algae [Gaylarde i Gaylarde 2005, Wójcik 2008, Kielar 2009]. The coexistence of several species in the biofilm and environmental conditions prevent the increase of mould colonies on facade.

REFERENCES

1. ALTAMIRANO-MEDINA H; DAVIES M; RIDLEY I; MUMOVIC D; ORESZCZYN T.; 2009. Guidelines to avoid mould growth in buildings. *Advances in Building Energy Research* , 3 (1), 221-236.
2. CLONTZ L.; 2009. Microbial limit and bioburden tests: validation approaches and global requirements. 2nd ed. CRC Press Taylor& Francis Group, Boca Ration London New York.
3. GAYLARDE C.C., GAYLARDE P.M.; 2005. A comparative study of the major microbial biomass of biofilms on exteriors of buildings in Europe and Latin America. *International Biodeterioration & Biodegradation* 55, 131-139.
4. GAYLARDE C.C., MORTON L.H.G.; LOH K., SHIRAKAWA M.A.; 2011. Biodeterioration of external architectural paint films - A review. *International Biodeterioration & Biodegradation* , 3, 1189-1198.
5. GRANT C., HUNTER C.A., FLANNIGAN B., BRAVERY A.F. 1989. Water activity requirements of moulds isolated from domestic dwellings. *International Biodeterioration* 25, 259-284.
6. KARYŚ J.; 2010. Różnorodne formy korozji biologicznej występujące na elewacjach budynku. *Ochrona przed korozją*, 38-39.
7. KIELAR P.; 2009. Tynki cienkowarstwowe – Artykuł Sponsorowany [Dokument elektroniczny] Dostępny w World Wide Web: http://inzynierbudownictwa.pl/technika,materialy_i_technologie,artykul,tynk_i_cienkowarstwowe_-_artykul_sponsorowany,pp.2664.

8. PIONTEK M.; 1999. Grzyby pleśniowe: Atlas. Wydawnictwo Politechniki Zielonogórskiej, Zielona Góra.
9. PIONTEK M.; 2004. Grzyby pleśniowe i ocena zagrożenia mikotoksycznego w budownictwie mieszkaniowym. Wydawnictwo Uniwersytetu Zielonogórski, Zielona Góra.
10. PIONTEK M.; LECHÓW H.; 2013. Deterioracja elewacji zewnętrznych wywołana biofilmem. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego, 151, 79-87.
11. PIONTEK M.; LECHÓW H., ŁUSZCZYŃSKA K.; 2013. Zastosowanie płytek kontaktowych do określenia zagrożenia mikologicznego na elewacjach zewnętrznych w budownictwie (jtk /100 cm², cfu/ cm²). Ochrona budynków przed wilgocią i korozją biologiczną. Polskie Stowarzyszenie Mykologów Budownictwa, Monografia ; 9), 241-250.
12. PIONTEK M., BEDNAR K.; 2011. Grzyby pleśniowe przyczyną biodeterioracji powłok syntetycznych stosowanych w nowoczesnym budownictwie mieszkaniowym. Ochrona przed korozją, nr 1, 8-13.
13. PIONTEK M., JASIEWICZ M., BEDNAR K.: Biodeterioracja pleśniowa wywołana występowaniem wad technologicznych w budownictwie. Ochrona przed korozją, 1, 15-18.
14. SAMSON R.A., HOEKSTRA E.S., FRISVAD J.C., FILTENBORG O.; 2004. Introduction to Food- and Airborne Fungi. 6th Ed. Utrecht, Centraalbureau voor Schimmelcultures - Utrecht, The Netherlands.
15. WARSCHIED T.; BRAAMS J.; 2000. Biodeterioration of stone: a review. International Biodeterioration & Biodegradation, 46, 343-368.
16. WÓJCIK R.; 2008. Odporność pocienionych wypraw elewacyjnych na zawilgocenie i porastanie glonami. Materiały Budowlane, Nr 3, pp.38.

**OBECNOŚĆ ZARODNIKÓW GRZYBÓW PLEŚNIOWYCH
W NAŁOCIE NA ELEWACJI BUDYNKU
INSTYTUTU INŻYNIERII ŚRODOWISKA UNIWERSYTETU
ZIELONOGÓRSKIEGO**

S t r e s z c z e n i e

W pracy badaniu poddano nalot biologiczny z zachodniej elewacji budynku Instytutu Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego pod kątem obecności zarodników grzybów pleśniowych. Z literatury naukowej wiadomo, że zarodniki grzybów pleśniowych mogą prowadzić i biorą udział w procesach biodegradacyjnych materiałów technicznych. Część materiału poddano analizie z wykorzystaniem elektronicznego mikroskopu skaningowego. Drugą część posiano bezpośrednio do szalek Petriego z podłożem biologicznym, przeznaczonym do hodowli i namnażania grzy-

bów pleśniowych.. Z analizy mikroskopowej zidentyfikowano zarodniki należące do 9 rodzajów grzybów pleśniowych: *Aureobasidium pullulans* (De Bary) Amund, *Cladosporium cladosporioides* (Fres.) de Vries, *Cladosporium herbarum* (Pers.) Link, *Cladosporium macrocarpum* Preuss, *Epicoccum nigrum* Link, *Penicillium brevicompactum* Dierckx, *Penicillium chrysogenum* Thom, *Scopulariopsis brevicaulis* (Sacc.) Bain, *Ucladium chartarum* (Preuss) Simmons.

Słowa kluczowe: grzyby pleśniowe, biokorozja, biodeterioracja, nalot biologiczny, elewacje zewnętrzne

**MONIKA SUCHOWSKA-KISIELEWICZ,
ZOFIA SADECKA, ALEKSANDRA SIECIECHOWICZ***

PODATNOŚĆ NA ROZKŁAD BIOLOGICZNY I POTENCJAŁ BIOGAZOWY MIESZANIN ODPADÓW

Streszczenie

Rozwój i wdrożenie czystych technologii produkcji energii jest obecnie ważnym zadaniem. Szczególnie atrakcyjnym źródłem pozyskiwania energii odnawialnej jest proces fermentacji odpadów organicznych. Praktycznie każda substancja organiczna, nie zawierająca inhibitorów, może być substratem wykorzystanym do produkcji biogazu. W artykule przedstawiono wyniki badań podatności na rozkład biologiczny mieszanin odpadów organicznych wyznaczonej testem tlenowym (wskaźnik respiracji tlenowej AT_4) i beztlenowym (potencjał metanowy – BMP).

Słowa kluczowe: odpady organiczne, AT_4 , BMP

WSTĘP

Rozwój i wdrożenie czystych technologii produkcji energii jest obecnie ważnym zadaniem. Do głównych problemów w obszarze energetyki, które należy rozwiązać systemowymi działaniami legislacyjnymi i technicznymi zaliczamy:

- wzrost zapotrzebowania na energię spowodowany szybkim wzrostem gospodarczym,
- wyczerpywanie kopalnianych źródeł energii,
- postępująca degradacja środowiska.

W Polityce Energetycznej Polski 2030, wytyczono trzy główne kierunki działań zmierzające do poprawy bezpieczeństwa energetycznego Polski oraz zmniejszenia negatywnego wpływu sektora energetycznego na środowisko:

- zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych o 20% w stosunku do roku 1990,
- zmniejszenie zużycia energii o 20% w porównaniu z prognozami dla UE na 2020 r.,

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

- zwiększenia udziału odnawialnych źródeł energii do 20% całkowitego zużycia energii w UE, w tym zwiększenie wykorzystania odnawialnych źródeł energii (OZE) w transporcie do 10%, do 2020 roku.

Rozwój wykorzystywania odnawialnych źródeł energii jest jednym z najważniejszych kierunków Polityki Energetycznej Polski do 2030 roku (PEP 2030).

Korzyści wynikające z rozwoju OZE w Polsce mogą stanowić istotny udział w bilansie energetycznym poszczególnych gmin i województw naszego kraju, przyczynić się do zwiększenia bezpieczeństwa energetycznego regionu, a zwłaszcza do poprawy zaopatrzenia w energię na terenach o słabo rozwiniętej infrastrukturze energetycznej. Rozwój OZE może przyczynić się do ożywienia rynku pracy.

Potencjalnie największym odbiorcą energii ze źródeł odnawialnych może być rolnictwo, a także mieszkalnictwo i komunikacja.

Najważniejszymi kryteriami wyboru rodzaju wykorzystywanych odnawialnych źródeł energii są aspekty ekonomiczne i środowiskowe.

Szczególnie atrakcyjnym źródłem pozyskiwania energii odnawialnej jest biomasa pochodząca z odpadów organicznych [Szlachta 2009]. Wykorzystywanie odpadów jako źródła energii odnawialnej umożliwia wypełnienie zobowiązań Polski dotyczących poprawy warunków energetycznych kraju oraz poprawę warunków ekonomicznych biogazowni.

Bardzo ważnym aspektem wynikającym ze stosowania odpadów w biogazowniach jest wypełnienie zobowiązań Polski odnośnie zmniejszenia ilości odpadów biodegradowalnych odprowadzanych na składowiska [Jędrzak 2007, Suchowska-Kisielewicz 2014].

Praktycznie każda substancja organiczna, nie zawierająca inhibitorów, może być substratem wykorzystanym do produkcji biogazu. Najwyższą produkcję metanu uzyskuje się z substratów o wysokim udziale tłuszczu, białek oraz węglowodanów (najszybciej rozkładany dla mikroorganizmów). W tabeli 1 przedstawiono wielkość produkcji biogazu z tłuszczu, białek i węglowodanów oraz udział metanu.

Wspólna fermentacja odpadów organicznych pozwala na zwiększenie potencjału biogazowego oraz powoduje zwiększenie efektywności energetycznej i ekonomicznej fermentacji, korzystnie wpływa na iloraz C/N oraz zawartość wilgoci we wsadzie [Szlachta 2009].

Optymalnie prowadzone procesy fermentacji metanowej wymagają, aby iloraz C/N substratów był w granicach od 20 do 30 [Jędrzak 2007]. W tabeli 2 zestawiono ilorazy C/N z podziałem na substraty o niskiej i wysokiej zawartości azotu.

Tab. 1. Produkcja biogazu i udział metanu określony dla tłuszczu białek i węglowodanów [Romaniuk 2014]

Tab. 1. Biogas production and the share of methane determined for fat protein and carbohydrates [Romaniuk 2014]

Substrat organiczny	Produkcja biogazu dm ³ /kg s.m.o.	Udział metanu % obj.
Tłuszcze	1000-1250	70-75
Białka	600-700	68-73
Węglowodany	700-800	50-55

Tab. 2. Ilorazy C/N wybranych substratów [Khanakl 2008, Jędrzak 2007]

Tab. 2. The quotient of C/N for the selected substrates [Khanakl 2008, Jędrzak 2007]

Substraty odpadowe o niskiej zawartości azotu		Substraty odpadowe o wysokiej zawartości azotu	
Substrat	Iloraz C/N	Substrat	Iloraz C/N
Słoma	80-100:1	Odpady kuchenne	12-20:1
Liście i chwasty	90:1	Odpady żywności	15:1
Siano	40:1	Odpady zielone	10-25:1
Papier	170-800:1	Obornik	18:1
Trociny	200-500:1	Pomiot kurzy	15:1
Drewno	700:1	Odpadowe rośliny niestrączkowe	11-12:1
Kora	100-130:1	Rośliny motylkowe	18-20:1
Kolby kukurydzy	40-80:1	Świeża trawa	12-20:1

Wysoki udział w substratach odpadowych tłuszczu i białek korzystnie wpływa na efektywność biodegradacji tych odpadów, podczas gdy wysoka zawartość ligninu i hemicelulozy znacząco je obniża. Podatność substratów organicznych na biodegradację obok zawartości frakcji podatnych na rozkład zależy również od zapewnienia następujących parametrów [Jędrzak 2007]:

- C/N od 20 do 30:1
- C/P 113:1
- C/N/P/S (500-10000):(15-20):5:3.

Czynnikiem najsilniej determinującym proces biologicznego rozkładu zarówno w warunkach tlenowych i beztlenowych jest optymalny iloraz C:N.

Zestawione w tabeli 2 dane wyraźnie wskazują, że optymalne zakresy C/N można uzyskać tylko w przypadku fermentacji substratu wieloskładnikowego.

W artykule przedstawiono wyniki badań podatności na rozkład biologiczny osadów ściekowych z ko-substratami wyznaczonej testem tlenowym (wskaźnik respiracji tlenowej AT₄) i beztlenowym (potencjał metanowy – BMP).

METODYKA BADAŃ

W badaniach określano skład fizyczno-chemiczny oraz podatność na rozkład biologiczny w warunkach tlenowych i beztlenowych substratów organicznych. Substratami wykorzystywanymi w badaniach laboratoryjnych były: osady ściekowe, odpady kuchenne, odpady szklarniowe, słoma.

W substratach podstawowych oznaczano: suchą masę i suchą masę organiczną, azot ogólny Kjeldahla, azot amonowy, OWO, pH, mikro- i makroskładniki. Do badań użyto następujących mieszanin substratów podstawowych:

Mieszanina I (M I): osady ściekowe + odpady kuchenne – w proporcji 1:3,

Mieszanina II (M II): osady ściekowe + odpady kuchenne + odpady szklarniowe - w proporcji 1:2:1,

Mieszanina III (M III): osady ściekowe + odpady kuchenne + słoma – w proporcji 1,5:2:0,5,

Mieszanina IV (M IV): osady ściekowe + odpady kuchenne + słoma + odpady szklarniowe – w proporcji 1:2: 0,5: 0,5.

W mieszaninach substratów oznaczano suchą masę i suchą masę organiczną, azot ogólny Kjeldahla, ChZT, AT₄, BMP. Dla substratów i ich mieszanin wyznaczano wartości ilorazu C/N. Udziały substratów w mieszaninach określano na podstawie ilorazu C/N.

Oznaczenie AT₄ wykonano metodą statyczną aparatem Oxi Top [Adani 2002, Godley 2004, Bożym 2011, Scaglia 2011]. Widok na elementy stanowiska badawczego przedstawiono na rys. 1. Zasada pomiaru polega na oznaczaniu spadku ciśnienia w naczyniu szczelnie zamkniętym. Czas pomiaru aktywności mikrobiologicznej wynosił 4 doby. Czas ten ulega wydłużeniu w przypadku, gdy średnia trzy godzinowego pomiaru osiągnie 25% trzy godzinowej wartości, w której zapotrzebowanie na tlen jest największe. Badania prowadzono w stałej temperaturze 20 °C w szafie termostatycznej. Pomiaru zmiany ciśnienia w reaktorach dokonywano codziennie. W przypadku przekroczenia maksymalnego dopuszczalnego spadku ciśnienia (100 hPa), słoiki z odpadami otwierano.

Badania biochemicznego potencjału metanowego substratów prowadzono w beztlenowych reaktorach o pojemności 2,0 dm³ [Owen 1979, Gaw-Lin 1999]. Proces prowadzono przez okres 21-30 dób, w temperaturze 37 °C (rys. 2). Powstający biogaz pobierany był z reaktorów za pomocą 300 ml strzykawki. W biogazie określano zawartości: CH₄, CO₂, O₂, NH₃, H₂S. Wielkość produkcji biogazu oraz jego skład na początku procesu mierzono codziennie, a pod koniec w zależności od ilości wygenerowanego biogazu w poszczególnych reaktorach. W celu utrzymania optymalnych warunków wszystkie reaktory codziennie ręcznie mieszano. Monitorowano również temperaturę.

Ilość substratów i zaszczepu do badań oraz obciążenie ładunkiem organicznym reaktorów określono na podstawie założonej (oczekiwanej) produkcji biogazu, oraz dla przyjętego ilorazu substratu do zaszczepu na poziomie:

1 g ChZT/1 g smo [Own 1979]. Założono osiągnięcie produkcji metanu na poziomie około 2000-3000 ml CH₄/butelkę przy uwzględnieniu 60% stężenia CH₄ w biogazie oraz, że z 1g ChZT zostanie osiągnięta produkcja metanu co najmniej na poziomie 395 ml CH₄.



Rys. 1. Test AT₄

Fig. 1. AT₄ test



Rys. 2. Test BMP

Fig. 2. BMP test

Konwersję ChZT substratu do metanu wyznaczono ze wzoru [Own 1979]:

$$PB = \frac{CH_{4s}}{TPB \cdot ChZT_{odp.}}$$

gdzie:

CH_{4s} – biochemiczny potencjał metanowy standaryzowany dla 35 °C i 100 kPa (1 atm),

TPB - teoretyczna produkcja metanu z odpadów w przeliczeniu na g ChZT,

ChZT_{odp.} – ChZT substratu.

WYNIKI BADAŃ I DISKUSJA

Skład chemiczny substratów podstawowych oraz ich ilorazy C/N przedstawiono w tabeli 3. Najwyższą zawartością substancji organicznej na poziomie 84,4 i 94,6% charakteryzowały się odpowiednio: odpady kuchenne oraz słoma. Osady ściekowe (odwodniony osad nadmierny po stabilizacji tlenowej w komorze osadu czynnego) charakteryzowały się około trzykrotnie niższą zawartością substancji organicznych. Optymalny iloraz C/N wyznaczono dla odpadów kuchennych i osadów ściekowych, natomiast dla pozostałych substratów iloraz C/N przekraczał wartości zalecane dla procesu fermentacji i wynosił 40:1 i 111:1 kolejno dla łęt pomidorów i słomy.

Tab. 3. Skład chemiczny substratów

Tab. 3. The chemical composition of the substrate

Parametr	Jednostka	Odpady kuchenne	Łęty pomidorów	Słoma	Osady ściekowe
Wilgotność	%	77,5	84,5	8,7	51,2
Sucha masa	%	22,5	15,7	91,3	48,8
Sucha masa organiczna	%	84,4	78,4	94,6	28,2
Azot Kjeldahla	g/kg s.m.	28,2	19,3	8,5	14,9
Azot amonowy	g/kg s.m.	12,3	7,2	2,8	5,6
C/N	-	30:1	40:1	111:1	20:1
OWO	% s.m.	49,7	42,1	61,4	12,1
P	mg/kg	82,3	0,43	800	1,33 ²
Na	g/dm ³	2,4	0,12	500 ¹	
K	g/dm ³	4,2	3,22 ¹	11800 ¹	
Ca	mg/kg	1832,1	4,0	3200	2,4
Mg	mg/kg	263,4	0,4	900	0,2
S	% s.m.	0,45		1600 ¹	-
Fe	mg/kg	51,3	0,04	139	-
Zn	mg/kg	17,1	-	9,1	500
Mn	mg/kg	34,2	-	-	-
Mo	mg/kg	<6	-	1	-
Ni	mg/kg	1,5	0,01 ¹	-	11,7
Cu	mg/kg	<2	-	-	151

¹ kg/kg, ² % s.m., ³ g/kg

Charakterystykę mieszanin ko-substratów stosowanych w badaniach przedstawiono w tabeli 4. W badanych mieszaninach zawartość substancji organicznej oraz ilorazy C/N mieściły się w zbliżonych zakresach (28-34), podobnie jak wilgotność, która wynosiła około 60% (tabela 5).

Uzyskane wyniki zużycia tlenu w teście AT₄ (tabela 5) w poszczególnych reaktorach mieściły się w zakresie 45,2-54,7 mgO₂/kg s.m. Najwyższe wartości AT₄ uzyskano dla substratu M-I (odpady komunalne+osady ściekowe) i M-II (odpady komunalne+osady ściekowe+łęty pomidorów). Ze względu na niski udział w słomie węgla łatworozkładalnego dodatek słomy (mieszaniny M-III, M-IV) spowodował obniżenie wartości AT₄. W stosunku do mieszanin M-I i M-II podatność na rozkład biologiczny mieszanin ze słomą była niższa o około 24%.

Tab. 4. Ilorazy C/N mieszanin

Tab. 4. The C/N quotient of mixture

Parametr	Mieszanina			
	M-I	M-II	M-III	M-IV
Iloraz C/N	28	31	31	34
Wilgotność, %	60	62	59	63
Sucha masa, %	40	48	41	37
Sucha masa organiczna, %	70	69	65	73
ChZT, g/kg	279	248	272	274
Objętość nasypowa, g/100ml	114	100	47	44

Tab. 5. Podatność na rozkład biologiczny – test AT₄Tab. 5. Biodegradability – AT₄ test

Parametr	Mieszanina			
	M-I	M-II	M-III	M-IV
Spadek ciśnienia, hPa	341	319	369	361
AT ₄ mgO ₂ /kg s.m.	54,7	54,6	41,8	45,2

Wyniki badań potencjału biogazowego mieszanin przeprowadzonego testem BMP przedstawiono w tabeli 6. Analiza uzyskanych wyników wskazuje, że podobnie jak w przypadku parametru AT₄ najwyższą produkcją metanu charakteryzowały się mieszaniny M-I oraz M-II. Dodatek słomy spowodował obniżenie produkcji metanu o około 40%.

Tab. 6. Potencjał metanowy mieszanin

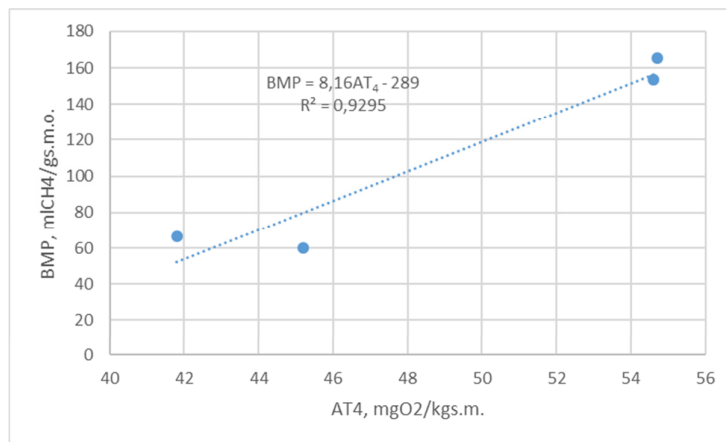
Tab. 6. Methane potential of mixtures

Parametr	Mieszanina			
	M-I	M-II	M-III	M-IV
Konwersja ChZT do metanu, %	25,9	25,1	13,1	12,1
Całkowita produkcja metanu, ml	493,9	739,5	251,9	226,6
Całkowita produkcja biogazu, ml	1781,0	1851	1025,0	824,0
Produkcja metanu mlCH ₄ /gs.m.o.	165,2	153,4	66,3	60,2
Produkcja biogazu ml/g.s.m.o.	574,6	384,0	269,7	219,7
Produkcja metanu mlCH ₄ /gChZT	102,3	99,09	51,6	47,7
Produkcja biogazu mlCH ₄ /gChZT	355,8	248,0	210,0	173,4
Średnia produkcja metanu, dm ³ /d	23,5	35,2	12,0	10,8
Średnia produkcja biogazu, dm ³ /d	81,8	88,1	48,8	39,2
Średnie stężenie metanu, %	41	44	31	38

W badaniach uzyskano konwersję ChZT substratu do metanu w zakresie 12,1-25,9%. Niska konwersja może być związana z nieodpowiednim rozdrobnieniem substratów. W badaniach substraty były rozdrobnione do wielkości około 2 cm.

Analiza matematyczna wyników badań pozwoliła na wyznaczenie korelacji pomiędzy wynikami testu BMP i AT_4 (rys. 3). Zależność opisano równaniem:

$$\text{BMP} = 8,16AT_4 - 289$$



Rys. 3. Korelacja między parametrami BMP i AT_4 oznaczanymi w mieszaninach substratów

Fig. 3. The correlation between the parameters of BMP and AT_4 marked in mixtures of substrates

Wyniki uzyskane w badaniach potwierdzają dane literaturowe wskazujące, że istnieje istotna zależność pomiędzy wynikami testów: tlenowych (AT_4) i beztlenowych (BMP) określającymi podatność na rozkład biologiczny substratów [Cossu, 2008; Ponsa, 2008; Soye, 2002; Wagland, 2009]. Wysoką korelację potwierdzają wyniki badań Cossu (2008) czy też Ponsa (2008). Wskazywani autorzy uzyskali dla odpadów ze składowiska korelację pomiędzy AT_4 i BMP z R^2 w zakresie od 0,63 do 0,94. Wysoka korelacja ($R^2=0,93$) uzyskana na podstawie wyników badań pozwala stwierdzić, że potencjał metanowy substratów organicznych może być określany na podstawie testu AT_4 . Tlenowy test AT_4 ze względu na krótki czas trwania pomiarów jest metodą bardziej praktyczną do zastosowania.

WNIOSKI

Uzyskane wyniki badań pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

- Najwyższą zawartość substancji organicznej oznaczono w słomie i odpadach komunalnych.
- Ze względu na niski udział w słomie węgla organicznego łatworozkładalnego, dodatek słomy jako ko-substratu powodował spadek wartości AT_4 i BMP.
- Najwyższą wartość AT_4 rzędu 54 mgO_2/kg s.m. i produkcję metanu (574,6 oraz 384,0 ml/g s.m.o.) uzyskano odpowiednio dla mieszaniny M-I (odpady komunalne + osady ściekowe) oraz dla mieszaniny M-II (odpady komunalne + osady ściekowe + łęty pomidorów).
- Analiza statystyczna wykazała wysoką korelację między wartościami BMP i AT_4 . Uzyskany wynik pozwala twierdzić, że potencjał metanowy substratów organicznych może być określany na podstawie testu AT_4 .

LITERATURA

1. ADANI F., UBBIALI C., 2002. Static and dynamic respirometric indexes - Italian research and studies. Biological treatment of biodegradable waste - Technical Aspects, Brussels.
2. BOŻYM M., 2011. The use of tests to assess the degree of waste stabilization, Research Institute of Ceramics and Building Materials, nr 7, 79-88.
3. COSSU R., RAGA R., 2008. Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste. Waste Management, 28, 381-388.
4. GAW-LIN J., SHIH MA Y., 1999. BMP test on chemically pretreated sludge, Bioresource Technology, 68(2):187-192.
5. GODLEY A., LEWIN K., 2004. Biodegradability determination of municipal waste: an evaluation of methods. In: Proc. Waste 2004 Conf. Integrated Waste Management and Pollution Control: Policy and Practice, Research and Solutions. Stratford-upon-Avon, UK, 28-30 September, 40-49.
6. JĘDRCZAK A.; 2007. Biologiczne przetwarzanie odpadów. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
7. KHANAL S.K., 2008. Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production. Wiley-Blackwell, A John Wiley&Sons Publications.
8. OWEN W.F., STUCKEY D.C., 1979. Bioassay for Monitoring biochemical methane potencial and anaerobic toxicity. Journal Water Researches, 13, 485-492.
9. PONSA S., GEA T., 2008. Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. Waste management, 28 (12), 2732-2742.

- 10.ROMANIUK W., DOMASIEWICZ T., 2014. Substraty dla biogazowni rolniczych. Wyd. Hortpress, Warszawa.
- 11.SADECKA Z., 2013. Toksyczność w procesie beztlenowej stabilizacji komunalnych osadów ściekowych. PAN Seria Monografie.
- 12.SCAGLIA B., CONFOLONIERI R., 2010. Estimating biogas production of biologically treated municipal solid waste. Bioresource Technology, 101, 945-952.
- 13.SOYEZ K., PLICKERT S., 2002. Mechanical-biological pre-treatment of waste: state of the art and potenciales of biotechnology, Acta Biotechnology, 22, 271-284.
- 14.SUCHOWSKA-KISIELEWICZ M., JĘDRZAK A., SADECKA Z., 2014. Evaluation of biodegradation of waste before and after aerobic treatment, Civil and Environmental Engineering Reports, 13, 121-132.
- 15.SZLACHTA J., 2009. Możliwości pozyskiwania biogazu rolniczego, jako odnawialnego źródła energii. Ekspertyza. AgEngPol.
- 16.WAGLAND S.T., TYRREL S.F., GODLEY A.R., SMITH R., 2009. Test methods in the evaluation of the diversion of biodegradable municipal waste (BMW) from landfill. Waste Management, 29, 1218-1226.

BIODEGRADABILITY AND METHANE POTENTIAL OF WASTE

S u m m a r y

The development and implementation of clean energy technologies is now an important task. The process of fermentation of organic waste is an especially attractive source of renewable energy generation is. Practically any organic material which does not contain inhibitors may be substrate used for the biogas production. The article presents the results on organic waste mixtures ability to be biodegradable. This ability was tested by both aerobic (AT_4) and anaerobic (BMP) tests.

Key words: organic waste, AT_4 test, BMP test

**KAROLINA SKOCZKOWSKA, KRYSZTIAN MALEK,
ROMAN ULBRICH***

**BADANIE PROCESU ROZDRABNIANIA PELLETÓW
PODCZAS SUSZENIA W APARACIE BĘBNOWYM**

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań nad stopniem rozdrobnienia pelletów w suszarkach bębnowych. Wyznaczono współczynnik wytrzymałości dla trzech rodzajów pelletów drewnianych. Wyniki uzyskane w aparacie bębnowym porównano z wynikami otrzymanymi zgodnie z normą EN 15210-1:2009 (E). Rozpad pelletów nie przekroczył 2,5% (dopuszczalnej granicy). Dodatkowo dla każdego materiału ustalono optymalne prędkości pracy suszarki bębnowej - początek i koniec kataraktowania.

Słowa kluczowe: suszenie, rozdrabnianie, pellety, suszarki bębnowe, kataraktowanie, prędkości charakterystyczne

WSTĘP

Zgodnie z wymogami Unii Europejskiej należy dążyć do zwiększania udziału odnawialnych źródeł energii w technologiach energetycznych. Spalanie lub współspalanie biomasy pozytywnie wpływa na emisję związków szkodliwych m.in. dwutlenek węgla, a pozostały popiół może być z łatwością wykorzystany jako nawóz. Głównym surowcem biomasy energetycznej jest drewno, słoma i odpady drzewne. Ze względu na łatwość dostępu do ww. surowców rozwój energetyki opartej na biomasie odnotowuje ciągły wzrost – od 5 do 9% rocznie. Pallety w dużym stopniu mogą zastąpić w Polsce węgiel, a co za tym idzie pomóc w ograniczeniu emisji tzw. gazów cieplarnianych [Rynkiewicz i Dobek 20013, Jakubiak i Kordylewski 2008, Bakhareva 2008].

Proces pelletyzacji przeprowadza się w celu uzyskania produktu o żądanym kształcie, aby ułatwić transport i załadunek biopaliwa. Dodatkowo zwiększa się gęstość i zmniejsza wilgotność, co ma pozytywny wpływ na wartość opałową. Technologia produkcji pelletów może być różna, jednak w każdej z nich bioma-

* Politechnika Opolska, Wydział Mechaniczny, Katedra Inżynierii Środowiska

sa zostaje poddana procesom takim, jak: dostarczenie surowca, rozdrabniania, granulacja, suszenie, przesiewanie oraz składowania [Stahl 2008, Pirraglia i in. 2010].

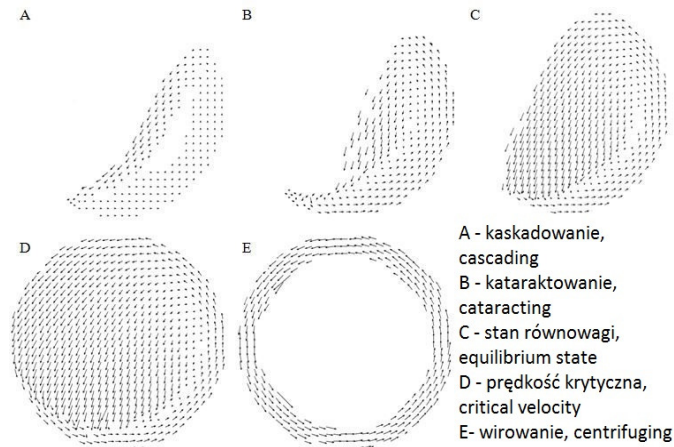
Suszenie jest procesem mającym na celu usunięcie z ciała wilgoci, poprzez dostarczenie energii cieplnej. W zależności od rodzaju jego dostarczenia można wyróżnić suszenie [Warych 1996, Sai 2013]:

- konwekcyjne – usunięcie wilgoci przez przepływający gorący czynnik np. spaliny, powietrze
- kontaktowe – przewodzenie, gdy materiał suszony jest w bezpośrednim kontakcie z czynnikiem grzewczym,
- radiacyjne – promieniowanie
- pole elektromagnetyczne lub akustyczne
- specjalne – inne metody suszenia, tj.: liofilizacja, ekstrakcyjne lub próżniowe.

Suszenie pelletów ma na celu zwiększenie wartości opałowej biopaliwa. Według normy EN 14961-2 i 4 wilgotność produktu końcowego nie powinna przekraczać 10%. Ze względu na duże zawilgocenie produktu dostarczanego do zakładu pelletyzującego – nawet 45%, proces usuwania wilgoci jest niezbędny. Zasada suszenia pelletów w aparatach bębnowych opiera się na konwekcji i przewodzeniu ciepła. Suszarki bębnowe ze względu na prostą budowę i sposób działania, obok suszarek taśmowych i komorowych są najczęściej stosowanymi aparatami do usuwania wilgoci z materiałów ziarnistych. Praca suszarek bębnowych polega na indukowaniu ruchu wypełnienia, który wynosi wsad na pewną wysokość, a następnie opada on w strumień przepływającego przeciwnie do, gorącego płynu (najczęściej spalin lub powietrza) [Sai 2003, Arruda i in. 2009].

Podczas pracy aparatów bębnowych, w zależności od prędkości obrotowych można wyznaczyć charakterystyczne stany zachowania się wsadu (kolejno od najniższych do najwyższych prędkości obrotowych bębna) [Ingram i in. 2005, Boss 1987]:

- kaskadowanie – wypełnienie tworzy tzw. nerkę, w której środek jest nieruchomy, natomiast cząstki na jej obwodzie cyrkulują (rys. 1A),
- kataraktowanie – cząstki wynoszone są na pewną wysokość, po czym wykonują autonomiczne opadanie na wsad bębna i toczą się po nim w dół (rys. 1B),
- stan równowagi – koniec kataraktowania, moment w którym cząstki zaczynają opadać poza złożę (rys. 1C),
- wirowanie pierwszych cząstek (prędkość krytyczna) – moment, w którym siły ciężkości i odśrodkowa są w równowadze (rys. 1D),
- wirowanie całego wsadu (rys. 1E).



Rys. 1. Stany charakterystyczne zachowania się wsadu podczas pracy suszarki bębnowej
 Fig. 1. The characteristics states of behaviour of the bed in rotary dryer

Charakterystyczne prędkości obrotowe można opisać wzorami [Oyama 1940, Nityanand 1986]:

$$n_{kr} = \frac{30}{\pi} \sqrt{\frac{g}{R}} = \frac{42,3}{\sqrt{D}} \quad (1)$$

gdzie:

n_{kr} – prędkość krytyczna, obr·min⁻¹,
 g – przyspieszenie ziemskie, m·s⁻²,
 R – promień bębna, m,
 D – średnica bębna, m.

$$n_{ch} = \frac{C}{D^{0,47} \cdot \varphi^{0,14}} \quad (2)$$

gdzie:

n_{ch} – założona prędkość obrotowa, obr·min⁻¹,
 C – stała, różna ze względu na prędkość charakterystyczną:
 - początek kataraktowania $C = 54$
 - koniec kataraktowania $C = 72$
 - wirowanie całego wsadu $C \geq 86$,
 D – średnica bębna, m,
 φ – stopień wypełnienia bębna, %.

Zachowanie się wypełnienia w aparatach bębnowych może być opisywane przy pomocy liczby Frouda, która określa stosunek promienia bębna oraz prędkości obrotowych do sił grawitacji:

$$Fr = \frac{R \cdot \omega^2}{g} \quad (3)$$

gdzie:

R – promień bębna, m,

ω – prędkość obrotowa bębna, $\text{rad} \cdot \text{s}^{-1}$,

g – przyspieszenie ziemskie, $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$.

W literaturze określono zakres liczby Frouda dla poszczególnych ruchów złoża, przy wypełnieniu bębna powyżej 10 % (tabela 1). [Mellmann 2001].

Tab. 1. Zachowanie się złoża w zależności od liczby Frouda

Tab. 1. Behaviour of the bed depending on the Froude number

Zachowanie się złoża Behaviour of the bed	Liczba Frouda, Fr [-] Froude number, Fr [-]
Kaskadowanie (Cascading)	$10^{-3} < Fr < 10^{-1}$
Kataraktowanie (Catacting)	$0,1 < Fr < 1$
Wirowanie (Centrifuging)	$Fr \geq 1$

Ze względu na ruch wsadu najodpowiedniejsze dla pracy suszarki bębnowej jest kataraktowanie. Swobodnie opadające cząstki omywane są indywidualnie przez gorący gaz, a proces suszenia zachodzi z najwyższą intensywnością. Podczas kataraktowania siła uderzeniowa opadających pelletów na wsad jest największa. Rozdrabnianie pelletów w suszarkach bębnowych może być spowodowane omówioną siłą uderzeniową jak również ścieraniem się cząstek między sobą oraz ściankami bębna. Ze względu na procesy, tj.: składowanie, transport oraz aplikację pelletów rozdrobnienie jest efektem niepożądanym. Podczas rozpadu pelletów powstaje pył, który spowalnia proces suszenia cząstek. Dodatkowo może on powodować zapylenie instalacji transportujących cząstki do pieców. Według normy EN 14961-2 i 4 ilość frakcji drobnej po procesie wytworzenia pelletów nie może przekraczać 1%. W celu zmniejszenia ryzyka rozdrobnienia często proces suszenia prowadzi się dla kaskadowania wsadu, jednak wiąże się to z ryzykiem nieusunięcia wilgoci z nieruchomego rdzenia [Lisboa i in. 2007, Arruda i in. 2009, Jakś i in. 2013].

Zastosowanie listew zaburzających pozwala na zmniejszenie prędkości obrotowych suszarek bębnowych przy utrzymaniu odpowiedniego stopnia usuwania wilgoci. Listwa wynosi część wsadu (10-15%) na odpowiednią wysokość, a następnie cząstki wykonują ruch swobodnego opadania (podobny jak podczas kataraktowania). Dodatkowo takie rozwiązanie pozytywnie wpływa na wymie-

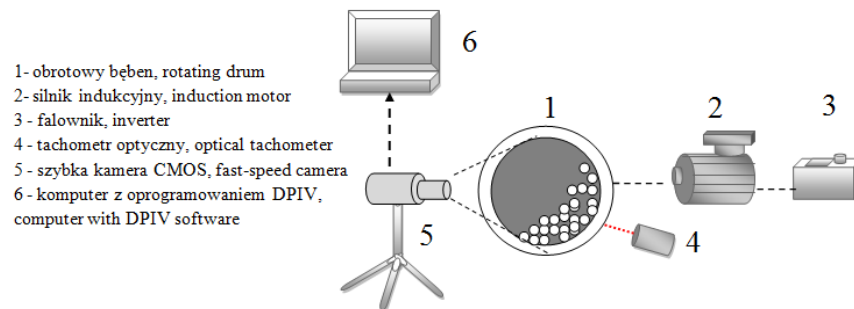
szanie się materiału wsadowego. W zależności od konstrukcji na obwodzie bębna może być utwierdzonych od jednego do kilkunastu elementów zaburzających [Lisboa i in. 2007, Arruda i in. 2009].

Celem badań jest określenie stopnia rozdrobnienia pelletów w czasie pracy suszarki bębnowej zaopatrzonej w listwę zaburzającą oraz określenie prędkości charakterystycznych dla stanów zachowania się wsadu.

METODOLOGIA BADAŃ

Badania przeprowadzono w obrotowym bębnie o średnicy 700 mm i szerokości 30 mm. W celu umożliwienia rejestracji zachowania się wypełnienia w czasie pracy aparat wykonano z transparentnego tworzywa sztucznego, a jego tylną część pokryto czarną emalią. Suszarka bębnowa wyposażona jest w silnik indukcyjny, którego prędkość jest płynnie regulowana przy użyciu falownika, a ilość obrotów mierzona jest poprzez tachometr optyczny (rys. 2). Ruch pelletów w czasie obrotów bębna rejestrowano poprzez szybkoklatkową, monochromatyczną kamerę cyfrową połączoną z komputerem z odpowiednim oprogramowaniem. Do określenia wektorów prędkości oraz trajektorii ruchu poszczególnych pelletów użyto programu DPIV (z ang. Digital Particle Image Velocimetry).

Prędkości charakterystyczne dla zachowania się wypełnienia zostały wyznaczone na podstawie danych otrzymanych z programu do cyfrowej anemometrii obrazów wektorów prędkości.



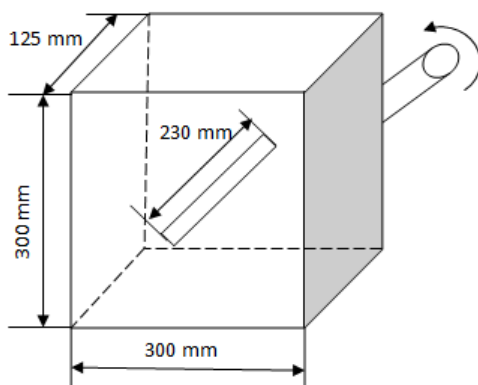
Rys. 2. Schemat stanowiska badawczego
 Fig. 2. The scheme of test stand

Wyznaczenie współczynnika wytrzymałości wypełnienia oparto o normę EN 15210-2:2010 (E) – Badanie wytrzymałości brykietu. W tym celu zastosowano listwę zaburzającą o wysokości 200 mm (rys. 3), która powodowała wyniesienie cząstek na odpowiednią wysokość.



Rys. 3. Widok budowy bębna
Fig. 3. The view of drum

Wyniki badań porównano z wcześniejszymi – uzyskanymi przez Badę i Dytkowską w ramach pracy inżynierskiej, zakończonej w roku 2014 – dla użytych w badaniach pelletów. Badania te wykonane były na przyrządzie do określania wytrzymałości pelletów, zgodnie z zaleceniami normy europejskiej EN 15210-2:2010 (E). Aparat ukazano na rys. 4. Określenie zbieżności wyników badań otrzymanych na znormalizowanym testerze oraz aparacie bębnowym ma na celu wskazanie możliwości zastosowania obrotowego bębna w celach badawczych wytrzymałości mechanicznej pelletów.



Rys. 4. Schemat testera do określania wytrzymałości mechanicznej pelletów
Fig. 4. The scheme of tester of the mechanical durability for pellets

Badania przeprowadzono dla trzech rodzajów pelletów o jednakowej średnicy równej 6 mm, których charakterystykę przedstawiono w tabeli 2. Zgodnie z normą wypełnienie stanowił materiał o wadze 2 kg. Każdorazowo próba ba-

dana była przez 300 s przy prędkości 21 obr·min⁻¹. Następnie przesiewano materiał na wytrząsarce o rozmiarze sita 2,3 mm oraz nadziarno ważono na wadze analitycznej. Współczynnik wytrzymałości pelletów obliczono zgodnie z równaniem 4, rozpad wypełnienia zgodnie z równaniem 5. Zgodnie z normą EN 15210-2:2010 (E) jego wartość nie powinna przekraczać 2,5%.

$$D_u = \frac{m_{nz}}{m_c} \cdot 100 \quad (4)$$

gdzie:

D_u – współczynnik wytrzymałości mechanicznej pelletów, %,

m_c – masa całkowita materiału poddanego procesowi rozdrabniania, g,

m_{nz} – masa nadziarna - materiału pozostałego na sicie, g.

$$R_u = \frac{m_c - m_{nz}}{m_c} \cdot 100 \quad (5)$$

gdzie:

R_u – współczynnik rozpadu pelletów, %,

m_c – masa całkowita materiału poddanego procesowi rozdrabniania, g,

m_{nz} – masa nadziarna - materiału pozostałego na sicie, g.

Tab. 2. Charakterystyka pelletów użytych w badaniach

Tab. 2. Statement of the pellets used

Pellet	Producent Producer	Widok rzeczywisty Real view	Gęstość nasypowa Bulk density [kg·m ⁻³]	Długość pelletów Length of pellets [mm]	
				min	max
A	Euro Pellet		630	7	37
B	Pellet wykonany z resztek mebli Remains of furniture pellets		790	5	22
C	Wood Pellet		705	6	32

WYNIKI BADAŃ

Badania pozwoliły na wyznaczenie prędkości obrotowych, podczas których rozpoczynał się lub kończył charakterystyczny ruch wypełnienia (tabela 3). Stany charakterystyczne dla pelletu A zaobserwowano przy niższych prędkościach obrotowych niż dla pelletów B i C, co może być spowodowane jego mniejszą gęstością nasypową. Dla pelletów B i C prędkości obrotowe odpowiadające stanom charakterystycznym były zbliżone.

Tab. 3. Prędkości dla charakterystycznych stanów zachowania się pelletów w czasie pracy aparatu bębnowego w obr·min⁻¹

Tab. 3. Velocity for the characteristic states of the behaviour of bed in rotary drum in rpm

Pellet	A	B	C
Początek kaskadowania Start cascading	10	8	8
Początek kataraktowania Start cataracting	24	24	24
Koniec kataraktowania Finally cataracting	38	40	42
Prędkość krytyczna Critical velocity	48	48	48
Wirowanie Centrifuging	68	74	70

W tabeli 4 przedstawiono wyniki badań wytrzymałościowych otrzymane dla obrotowego bębna, zestawione z wynikami otrzymanymi z badań wykonanych na testerze wytrzymałości mechanicznej [Badera i Dytkowska 2014]. Dla wszystkich prób oraz rodzajów pelletów średni rozpad pelletów mieścił się w dopuszczalnej granicy – 2,5%.

Analiza wyników badań wykazała spadek współczynnika rozpadu pelletów w obrotowym bębnie o 22, 24 i 50% odpowiednio dla pelletów A, B i C w stosunku do badań wykonanych w testerze do określania wytrzymałości mechanicznej pelletów. Aparaty bębnowe ze względu na niewielki rozpad pelletów mogą być z powodzeniem stosowane jako suszarki. Możliwe jest również zastosowanie aparatów bębnowych jako urządzenia do wyznaczania współczynnika wytrzymałości mechanicznej nie tylko do brykietu ale również pelletów drzewnych, przy czym należy zmniejszyć wartość dopuszczalną dla frakcji, która uległa rozpadowi.

Tab. 4. Porównanie wyników badań wykonanych wytrzymałości mechanicznej aparatem bębnowym oraz wykonanych na testerze pelletów wg [Badera, Dytkowska 2014].

Tab. 4. The comparison of results of own research in rotary drum and for the tester of the mechanical durability pellets consist in [Badera, Dytkowska 2014].

Pellet	Aparat bębnowy Rotary drum					Tester wytrzymałości Mechanical durability tester	
	próba1 trial 1	próba2 trial 2	próba3 trial 3	D _u	R _u	D _u	R _u
Pellet A	98,93	98,94	98,88	98,92	1,08	98,70	1,38
Pellet B	99,01	98,97	99,09	99,02	0,98	98,62	1,29
Pellet C	98,82	98,85	98,72	98,79	1,21	97,58	2,42

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

- Badania potwierdzają możliwość zastosowania aparatu bębnowego zaopatrzonego w pojedynczą listwę do wyznaczania wytrzymałości mechanicznej pelletów.
- Rozpad pelletów mieścił się w dopuszczalnej granicy wg normy EN 15210-1:2009 (E).
- Optymalnymi prędkościami pracy suszarek bębnowych są prędkości od początku do końca kataraktowania.

Projekt współfinansowany przez Unię Europejską w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego – inwestycja w kadrę naukową województwa opolskiego II, w ramach Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki 2007-2013 na rok akademicki 2014/2015

LITERATURA

1. ARRUDA E.B., LOBATO F. S., ASSIS A.J., AND BARROZO M.A.S.; 2009. Modeling of Fertilizer Drying in Roto-Aerated and Conventional Rotary Dryers. Drying Technology, Nr 27, 1192-1198.
2. BAKHAREVA A.; 2008. Ciepło z biomasy w praktyce. Czysta Energia, Nr 10, 26.
3. BOSS J.; 1987. Mieszanie materiałów ziarnistych. Aparaty i urządzenia do mieszania materiałów ziarnistych, Roz. 9, 133-166.

4. INGRAM A., SEVILLE J.P.K., PARKER D.J., FAN X. , FORSTER R.G.; 2005. Axial and radial dispersion in rolling mode rotating drums. *Powder Technology*, 158, 76-91.
5. JAKŚ J., PIOTRKOWSKI A., PIOTRKOWSKI P.; 2013. Wybrane aspekty eksploatacji instalacji do wytwarzania peletu. Materiały pokonferencyjne: VI Konferencja Eko-Euro-Energia 2013, Inżynieria-Odnawialnych Źródeł Energii, pod red. Adama Mrozińskiego, Bydgoszcz, 38-53.
6. JAKUBIAK M., KORDYLEWSKI W.; 2008. Pelety podstawowym biopaliwem dla energetyki. *Archiwum Spalania*, Vol. 8, Nr 3-4, 108-118.
7. LISBOA M.H., VITORINO D.S., DELAIBA W.B., FINZER J.R.D, BARROZO M.A.S.; 2007. A study of particle motion in rotary dryer. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, vol. 24, no. 03, 365-374.
8. MELLMANN J.; 2001. The transverse motion of solids in rotating cylinders-forms of motion and transition behaviour. *Powder Technology*, 118, 251-270.
9. NITYANAND N., MANLEY B., HENEIN H.; 1986. An analysis of radial segregation for different sized spherical solids in rotary cylinders. *Metallurgical transactions B*, vol. 17B, 247-257.
10. OYAMA Y.; 1940. Studies on Mixing of Binary System of Two Size by Ball Mill Motion. *Sci. Pap. Inst. Phys. Chem. Research* 951, 17-29 [Boss 1987].
11. PIRRAGLIA A., GONZALEZ R., SALONI D.; 2010. Techno-economical analysis of wood pellets production for U.S. manufacturers. *BioResources*, Nr 5(4), 2374-2390.
12. RYNKIEWICZ M., DOBEK T.K.; 2013. Wybrane właściwości fizyczne i mechaniczne peletów w zależności od składu i temperatury ich przechowywania. *Inżynieria Rolnicza*, Z. 3, Nr 146, T2, 321-220.
13. SAI P.S.T.; 2013. Drying of Solids in a Rotary Dryer. *Drying Technology*, 31, 213-223.
14. STAHL M.; 2008. Improving Wood Fuel Pellets for Household Use. Perspectives on Quality, Efficiency and Environment, *Karlstad University Studies*, 49.
15. WARYCH J.; 1996. Aparatura chemiczna i procesowa. *Suszarki*, Roz. 21. Wyd. Politechnika Warszawska, s. 304-326.

RESEARCH OF THE PELLETS GRINDING IN THE ROTARY DRYER

S u m m a r y

The article consist information about pellets shredding in rotary dryer. The aim of this research was determine of the mechanical durability for three different woods pellets. The experimental results for the rotary drums were compared with results were carried out with EN 15210-1:2009 (E) norm. In article was determined ranging of characteristic velocity for the rotary dryer. The disintegration of the pellets is less than 2.5% (permissible limit). In addition, for each material the optimal velocity - start and finally of cataracting, was determined.

Key words: drying, screening, pellets, rotary dryer, cataracting, characteristic velocity

TOMASZ TOMASZEWICZ, JUSTYNA CHUDECKA*

**OCENA CHEMIZMU GLEB POWSTAŁYCH NA BAZIE
POPIOŁÓW Z WĘGLA KAMIENNEGO PO DZIESIĘCIU
LATACH ICH FUNKCJONOWANIA W ŚRODOWISKU**

Streszczenie

Celem pracy była ocena chemizmu 10-letnich gleb powstałych przez złożenie na popiołach z węgla kamiennego 5 wariantów nakładów zawierających substancję organiczną naturalnego i antropogenicznego pochodzenia. Gleby te charakteryzował odczyn zasadowy, niewielkie zasolenie, bardzo wysoka zasobność w przyswajalny fosfor, wysoka w przyswajalny mangan, cynk i miedź oraz średnia w przyswajalny magnez. Zawartość ogólna Zn, Cu, Cd, Pb i Ni nie przekraczała wartości dopuszczonych prawem, jednak wystąpiły przypadki podwyższonych ilości cynku, miedzi i ołowiu oraz powszechnie występujące słabe zanieczyszczenie kadmem.

Słowa kluczowe: popioły z węgla kamiennego, rekultywacja, gleby antropogeniczne, właściwości chemiczne

WSTĘP I CEL

Powstające podczas produkcji energii elektrycznej popioły, stanowiące uboczne produkty spalania (UPS), winny być traktowane nie jako szkodliwy odpad lecz cenny surowiec [Hycnar i in. 2014]. Ich użytkowanie po-zwala na ograniczenie zużycia surowców nieodnawialnych, pozytywnie wpływając na środowisko [Rutkowska i in. 2014]. Popioły wykorzystywane są w górnictwie podziemnym, jako komponent podsadzki hydraulicznej [Iwanek i in. 2008], do produkcji materiałów budowlanych, spoiw, uszczelnień, budowy wałów przeciwpowodziowych i dróg [Ćwiąkała i in. 2013, Kledyński i in. 2012, Zawisza 2007]. Używane są również przy rekultywacji odpadów górniczych, gdzie poprawiają właściwości fizyko-chemiczne, zwiększają ilość składników pokarmowych i przyspieszają sukcesję naturalną [Strzyszczyński i Łukasik 2008], popio-

* Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Katedra Gleboznawstwa, Łąkarstwa i Chemii Środowiska

łowanie służyło rekultywacyjnym gleb poddanych niszcącemu działaniu Zakładów Azotowych w Puławach [Dyguś i in. 2012]. Innym sposobem zagospodarowania popiołów jest wypełnianie wyrobisk, po wydobyćiu żwiru [Koćmit i in. 2007], czy też węgla brunatnego [Pozzi i Mzyk 2012]. Innym sposobem zagospodarowania popiołów jest ich zastosowanie w rolnictwie i leśnictwie. Może być to stosowanie w dawkach melioracyjnych, o długotrwałym wpływie na gleby i roślinność [Ciećko i in. 2009, Maciak i Liwski 1981], jak też aplikacja w dawkach nawozowych [Meller 1999, Podlasińska 2003, Właśniewski 2009]. Jednak część popiołów nadal podlega składowaniu. Charakteryzują się wówczas one bardzo dużą pyłową uciążliwością dla środowiska. Powoduje to konieczność szybkiego utwardzenia powierzchni składowiska i zainicjowania procesów glebotwórczych tworzących warunki do wzrostu i rozwoju pokrywy roślinnej [Siuta i Dyguś 2015].

Wśród sposobów do tego prowadzących można wyróżnić:

- metodę polegającą na naprawie wadliwego chemizmu skały popiołowej poprzez nawożenie mineralne w odpowiedniej ilości i proporcjach [Bender i Gilewska 2004, Gilewska 2004];
- techniczne odtwarzanie gleb polegające na nawiezieniu warstwy próchnicznej lub materiałów mineralnych [Bender i Gilewska 2004, Siuta i in. 2008, Woch 2012, Wróbel i in. 2006];
- tworzenie wierzchniej warstwy z mieszaniny popiołu i substancji organicznych (kompostów, osadów ściekowych, torfu, itp.) [Koćmit i in. 2006, Klimont 2011, Siuta i in. 2008, Siuta i Dyguś 2015].

Celem niniejszej pracy była ocena właściwości chemicznych gleb powstałych na bazie popiołów ze spalania węgla kamiennego w różnych wariantach doświadczenia po 10 latach od jego założenia.

METODYKA

W roku 2003 na terenie Z.E. „Dolna Odra” w Nowym Czarnowie (woj. zachodniopomorskie) założono doświadczenie dotyczące sposobu zagospodarowania zwałowisk popiołów z węgla kamiennego. Na podłożu popiołowym złożono 40-centymetrową warstwę żyzną, zwaną dalej nadkładem, zastosowaną w pięciu wariantach mieszanin różnych materiałów (tab. 1). Następnie obiekt podzielono na poletka doświadczalne i wprowadzono roślinność, w tym mieszanki traw [Czyż i Kitczak 2007].

Jesienią 2013 roku pobrano próbki zbiorcze z sześciu poletek doświadczalnych. Pięć z nich, o nr 1-5, zawierało gleby antropogeniczne utworzone przez nałożenie na popiół nadkładów w wariantach I-V, a na szóstym poletku (nr 30), traktowanym jako kontrola, znajdował się tylko popiół bez nadkładu (tab. 2-5). Z poletek o nr 1-5 pobrano próbki z warstw: 0-40 cm (nadkładu) i 40-60 cm

(popiołu), a na poletku kontrolnym – z warstwy 0-20 cm, zawierającej próchnicę, oraz z warstwy bezpróchnicznej 20-50 cm.

Próbki glebowe wysuszono, roztarto i oznaczono w nich: uziarnienie metodą areometryczną Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego (nazewnictwo grup granulometrycznych ustalono według PTG 2009); straty materiału na żarzeniu w temperaturze 550°C, przyjęte za zawartość materii organicznej (OM); zawartość CaCO_3 metodą Scheiblera; pH_{KCl} potencjometrycznie w roztworze o stężeniu 1 mol $\text{KCl} \cdot \text{dm}^{-3}$; zasolenie konduktometrycznie jako przewodność elektrolityczną (EC) zawiesiny wodno-glebowej o stosunku wagowym gleba/woda, jak 1:2,5; ogólną zawartość C, N i S z użyciem elementarnego analizatora CHNS; ilość przyswajalnych form P i K metodą Egnehra-Riehma oraz Mg metodą Schachtschabela; zawartość rozpuszczalnych w 1M HCl form Mn, Zn i Cu metodą ASA oraz ogólną zawartość Zn, Cu, Cd, Pb i Ni metodą ASA po mineralizacji w mieszaninie (1:1) stężonych kwasów azotowego (V) i chlorowego (VII).

Tabela 1. Skład nadkładów (0-40 cm) zastosowanych w doświadczeniu w Z.E. Dolna Odra [Koćmit i in. 2006]

Table 1. The composition of surface layers (0-40 cm) used in experiment in Z.E. Dolna Odra [Koćmit et al. 2006]

Numer nakładu No of surface layer	Skład nadkładów Composition of surface layers
I	torf niski i popiół w proporcji 1:3 / low peat and ash in proportion of 1:3
II	kora drzew iglastych, piasek luźny, kompost produkowany metodą GWDA i popiół; komponenty te zastosowano w proporcji 1:1:2:4 / bark of conifers, loose sand, compost produced by GWDA method and ash; these components were used in proportion of 1:1:2:4
III	piasek luźny, kompost produkowany metodą GWDA i przefermentowany komunalny osad ściekowy o składzie w przeliczeniu na suchą masę: 70% osadu, 15% słomy i 15% odpadów zieleni miejskiej; te trzy komponenty zastosowano w proporcji 1:1:2 / loose sand, compost produced by GWDA method and fermented municipal sewage sludge of composition on dry weight: 70% of sewage sludge, 15% of straw and 15% of urban green waste; these three components were used in proportion of 1:1:2
IV	piasek luźny, popiół, kompost produkowany metodą GWDA i przefermentowany komunalny osad ściekowy o składzie w przeliczeniu na suchą masę: 70% osadu, 30% odpadów zieleni miejskiej; komponenty te zastosowano w proporcji 0,5:0,5:1:2 / loose sand, ash, compost produced by GWDA method and fermented municipal sewage sludge of composition on dry weight: 70% of sewage sludge and 30% of urban green waste; these components were used in proportion of 0,5:0,5:1:2

V	kora drzew iglastych, piasek luźny, kompost produkowany metodą GWDA i przefermentowany komunalny osad ściekowy o składzie w przeliczeniu na suchą masę: 70% osadu, 30% słomy; komponenty te zastosowano w proporcji 1:1:2:4 / bark of conifers, loose sand, compost produced by GWDA method and fermented municipal sewage sludge of composition on dry weight: 70% solid, 30% straw; these components were used in proportions of 1:1:2:4
---	--

WYNIKI I DYSKUSJA

Gleby powstałe przez nałożenie na popiół nadkładów I-V sklasyfikowano jako industrioziemne próchniczne (AIpr) o sekwencji poziomów: Aan-2Can [PTG 2011]. Nadkłady zaliczono do kategorii agronomicznej gleb lekkich o składzie piasków gliniastych (pg). Wyjątkiem był nadkład IV z poletka 5, o uziarnieniu gliny piaszczystej (gp), wskazującej na kategorię gleb średnich, podobnie jak podłoża popiołowe (tab. 2).

Zróżnicowana zawartość materii organicznej (OM) w badanych glebach (tab. 2) jest z jednej strony rezultatem zastosowania w formowaniu nadkładów mieszanin o różnym udziale tego składnika (tab. 1), a z drugiej strony skutkiem zróżnicowanego rozwoju roślin na poletkach doświadczalnych. Najwyższe ilości materii organicznej: 18,3 i 12,8% dotyczyły odpowiednio nadkładów: II i IV, które powstały z dużym udziałem kompostu i osadu ściekowego. W przypadku poletka 30, ilość materii na poziomie ok. 4%, zawdzięczamy jedynie 10-letniemu oddziaływaniu roślinności. Podobnie względnie wysoką zawartość materii, na poziomie 10%, na poletku 4 z nadkładem I należy przypisać przede wszystkim oddziaływaniu roślin, bowiem w formowaniu tego nadkładu użyto jedynie nieznacznej ilości torfu niskiego. Na podkreślenie zasługuje fakt, że po 10 latach istnienia doświadczenia, na skutek oddziaływania flory i fauny oraz czynników klimatycznych, dość znaczną zawartość materii organicznej, w zakresie 3,7-4,4%, wykazało podłoże popiołowe gleb, tj. warstwa 40-60 cm gleb uformowanych z użyciem nadkładów oraz warstwa 20-50 cm gleby beznadkładowej na poletku 30. Taka sytuacja wskazuje na dużą aktywność biologiczną badanych gleb antropogenicznych.

Badane gleby zawierały węglan wapnia, którego ilość w nadkładach kształtowała się w zakresie 0,9-2,9% i była przeważnie niższa niż w popiołach, dla których wynosiła 1,9-3,8% (tab. 2). Znaczna ilość tego składnika będzie skutkowała neutralizującą na kwaśne jony i powodowała, że odczyn badanych gleb jeszcze długo będzie utrzymywał się jako zasadowy i obojętny. Iwanek i in. [2008] oraz Szponder i Trybalski [2009] potwierdzili, że wysokie pH popiołów fluidalnych i lotnych wynika z dużej zawartości w nich związków wap-

nia i magnezu, w tym kalcytu i dolomitu, co daje możliwość ich zastosowania do neutralizacji kwaśnych gleb i odcieków ze składowisk odpadów.

Tabela 2. Skład granulometryczny, zawartość materii organicznej (OM) i CaCO_3 w badanych glebach

Table 2. Granulometric composition, content of organic matter (OM) and CaCO_3 in investigated soils

Nr poletka i nadkładu No of plot and surface layer	Layer [cm]	Procentowa zawartość frakcji granulometrycznych o średnicy w mm Percentage content of granulometric fractions with diameter in mm			Grupa granulometryczna Granulometric group	OM	CaCO_3
		2,0-0,05	0,05-0,002	< 0,002		[%]	
1-III	0-40	85,2	11,8	3,0	pg	6,1	0,9
	40-60	60,5	39,5	0,0	gp	3,8	3,0
2-II	0-40	74,4	24,6	1,0	pg	18,3	2,1
	40-60	55,2	43,8	1,0	gp	4,1	3,0
3-V	0-40	73,4	25,6	1,0	pg	5,6	2,4
	40-60	54,2	45,8	0,0	gp	3,9	2,6
4-I	0-40	77,2	19,8	3,0	pg	10,0	2,9
	40-60	63,7	36,3	0,0	gp	3,7	3,8
5-IV	0-40	67,3	28,7	4,0	gp	12,8	2,1
	40-60	61,4	36,6	2,0	gp	3,8	2,3
30	0-20	63,1	35,9	1,0	gp	4,1	2,7
	20-50	59,4	40,6	0,0	gp	4,4	1,9

Objaśnienia/Explanation: pg - piasek gliniasty/loamy sand, gp - glina piaszczysta/sandy loam

Wartości pH_{KCl} , mimo spadku w stosunku do roku 2003 [Koćmit i in. 2006, Chudecka i Tomaszewicz 2009], nadal wskazywały na odczyn zasadowy, rzadziej obojętny (nadkład na poletkach 1 i 4) (tab. 3). Zbliżone wartości pH_{KCl} dla popiołów użyźnionych osadami ściekowymi uzyskali Klimont [2011] oraz Bajor i in. [2014]. Gilewska i Przybyła [2001] potwierdzili, że wprowadzenie osadów ściekowych powoduje obniżenie pH popiołów.

Przewodność elektrolityczna (EC) wynosząca od 0,131 do 0,213 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (tab. 3) pozwoliła uznać badane gleby za nieznacznie zasolone, w przedziale nieszkodliwym dla roślin i innych organizmów glebowych [Małuszyńska i Małuszyński 2009].

Siuta [2003] podkreślił, że proporcja C:N w glebach mineralnych wynosi przeważnie 8-12 (średnio ok. 10). W przypadku badanych gleb zbliżony do optymalnego stosunek węgla do azotu uzyskano dla nadkładów: III (poletko 1 – 13,0) i I (poletko 4 – 13,4) (tab. 3). Dla pozostałych nadkładów, a zwłaszcza wierzchniej warstwy poletka 30 stosunek ten był za szeroki, świadczący o zbyt dużej przewodzie zawartości węgla nad ilością azotu. W takich warunkach może

mieć miejsce silna konkurencja o azot między mikroorganizmami a roślinami, co często ogranicza wzrost tych drugich.

Tabela 3. Wartości pH_{KCl} i zasolenia (EC), ogólna zawartość C, N i S oraz wartości stosunków C:N i N:S w badanych glebach

Table 3. Value of pH_{KCl} and electric conductivity (EC), total content of C, N, S and proportions of C:N and N:S in investigated soils

Nr poletka i nadkładu No of plot and surface layer	Warstwa Layer [cm]	pH _{KCl}	EC [mS·cm ⁻¹]	C	N	S	C:N	N:S
				[%]				
1-III	0-40	7,1	0,213	2,41	0,1858	0,0277	13,0	6,7
	40-60	8,3	0,167	2,44	0,0152	0,0305	-	-
2-II	0-40	7,7	0,131	2,70	0,1327	0,0361	20,3	3,7
	40-60	8,5	0,156	2,39	0,0206	0,0374	-	-
3-V	0-40	7,7	0,131	2,70	0,1137	0,0274	23,7	4,1
	40-60	8,2	0,169	2,32	0,0116	0,0290	-	-
4-I	0-40	7,2	0,207	3,26	0,2433	0,0459	13,4	5,3
	40-60	8,3	0,182	1,74	0,0115	0,0115	-	-
5-IV	0-40	7,5	0,213	5,78	0,3181	0,0905	18,2	3,5
	40-60	8,2	0,145	2,13	0,0203	0,0228	-	-
30	0-20	8,3	0,181	2,39	0,0235	0,0235	101,7	1,0
	20-50	8,4	0,201	2,26	0,0710	0,0261	-	-

Ilość siarki ogółem (tab. 3) odpowiadała zawartości naturalnej, jedynie nadkład IV na poletku 5 wykazał zawartość tego makroskładnika, przy której stwierdza się stężenie podwyższone antropogenicznie [0,1% S wg Kabaty-Pendias i in. 1995].

Kulczycki [2003] w żyznych glebach o uziarnieniu piasku słabogliniastego i gliny lekkiej stwierdził stosunek azotu do siarki kształtujący się w przedziale 6-7. Jedynie w nadkładzie III (poletko 1), proporcja N:S (6,7) odpowiadała optymalnej dla roślin, a w pozostałych glebach (z nadkładami I, II, IV, V) stosunek ten był zawężony i wahał się od 3,5 do 5,3, wskazując na niedobór azotu względem siarki (tab. 3).

Zawartość przyswajalnego fosforu (tab. 4) odpowiadała kategorii zasobności bardzo wysokiej [wg Obojskiego i Strączyńskiego 1995], aczkolwiek nadkłady zawierały średnio więcej tego makroskładnika niż popioły (odpowiednio: 21,7 i 16,1 mg·100g⁻¹ gleby). Klimont [2011], w poziomie próchnicznym gleb utworzonych przez dodatek osadów ściekowych do popiołów, funkcjonujących w środowisku 4-6 lat, uzyskał zbliżone do prezentowanych w niniejszej pracy średnie ilości fosforu przyswajalnego, w granicach 20,6-21,7 mg·100 g⁻¹ gleby. Bajor i in. [2014], dla poziomu próchnicznego gleb utworzonych na bazie tych

samych substratów, po 5-8 latach ich istnienia w środowisku, uzyskali z kolei niższe przeciętne zawartości fosforu przyswajalnego, na poziomie porównywalnym do stwierdzonego w wierzchniej warstwie poletka 30.

Mimo zbliżonej ilości przyswajalnego magnezu (tab. 4) w nadkładach i popiołach (średnie zawartości odpowiednio: 4,36 i 4,32 mg·100 g⁻¹ gleby) odnotowano wyraźne zróżnicowanie zasobności w ten pierwiastek [wg Obojskiego i Strączyńskiego 1995]. Nadkłady prezentowały kategorie zasobności: średnią (nadkłady I, II, IV i V) do wysokiej (nadkład III), a popioły na ogół niską, rzadziej średnią (poletka 2 i 4).

Średnia zawartość potasu przyswajalnego w nadkładach i popiele była zbliżona (odpowiednio 14,0 i 14,5 mg·100 g⁻¹ gleby), jednak w pojedynczych przypadkach (tab. 4) była znacznie zróżnicowana, wskazując na kategorie zasobności dla nadkładów [Obojski i Strączyński 1995]: od niskiej (nadkład V) przez średnią (nadkład II i IV), wysoką (nakład III) do bardzo wysokiej (nadkład I), natomiast w popiołach od niskiej (poletko 5) przez średnią (poletka 1, 2, 3, 30 – warstwa 0-20 cm) do wysokiej (poletko 4 i 30 – warstwa 20-50 cm).

Tabela 4. Zawartość przyswajalnych form makro- i mikrośladników

Table 4. Content of available forms of macro- and microelements

Nr poletka i nadkładu No of plot and surface layer	Warstwa Layer [cm]	Mg	P	K	Mn	Zn	Cu
		mg·100g ⁻¹ gleby mg·100g ⁻¹ of soil			mg·kg ⁻¹ gleby mg·kg ⁻¹ of soil		
1-III	0-40	4,16	25,7	12,1	567,9	59,4	14,0
	40-60	4,22	17,0	15,8	984,2	22,5	13,9
2-II	0-40	4,44	21,4	11,3	780,9	45,4	11,9
	40-60	4,42	14,7	12,8	896,9	24,3	15,3
3-V	0-40	4,32	19,2	9,5	816,3	30,9	11,3
	40-60	4,46	14,9	12,6	913,2	65,2	17,3
4-I	0-40	4,40	24,3	26,1	1036,6	65,2	17,8
	40-60	4,28	15,0	16,8	1025,0	23,7	17,5
5-IV	0-40	4,50	18,1	10,8	814,0	20,0	9,1
	40-60	4,30	16,7	10,8	912,0	24,2	14,8
30	0-20	4,10	17,7	13,8	944,1	23,7	14,1
	20-50	4,48	16,8	19,1	854,3	25,5	16,8

Zawartość przyswajalnych form mikrośladników (Mn, Zn, Cu) w glebach Dolnej Odry była wprawdzie dość zróżnicowana (tab. 5), ale ocena wykonana według kryteriów Obojskiego i Strączyńskiego [1995], wskazała, że zasobność w te trzy pierwiastki była wysoka, za wyjątkiem nadkładu IV (poletko 5), gdzie zasobność w Zn była średnia.

Zawartość ogólna metali ciężkich w badanych glebach (tab. 5) nie przekraczała wartości dopuszczalnych według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi [Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359] dla gleb grupy C.

Tabela 5. Ogólna zawartość metali ciężkich w badanych glebach

Table 5. Total content of heavy metals in investigated soils

Nr poletka i nadkładu No of plot and surface layer	Warstwa Layer (cm)	Zn	Cu	Cd	Pb	Ni
		mg·kg ⁻¹ gleby (mg·kg ⁻¹ of soil)				
1-III	0-40	76,2	17,8	1,45	49,5	7,3
	40-60	31,4	29,1	1,80	41,6	34,8
2-II	0-40	51,7	19,9	1,55	43,9	17,8
	40-60	52,9	41,5	2,73	42,0	43,4
3-V	0-40	48,8	19,4	1,65	38,0	17,4
	40-60	72,7	41,9	2,05	60,6	53,1
4-I	0-40	104,9	24,9	1,80	97,8	11,9
	40-60	38,7	33,3	1,85	44,0	33,6
5-IV	0-40	32,6	22,4	1,65	46,9	22,9
	40-60	36,6	29,5	1,65	50,1	33,2
30	0-20	47,5	38,9	1,85	41,8	49,0
	20-50	49,5	39,2	1,90	49,6	40,2

Stosując kryteria Kabaty-Pendias i in. [1995] stwierdzono, że badane gleby zawierały naturalną ilość niklu (0°). Zawartość cynku, miedzi i ołowiu była bardzo często naturalna, tylko w pojedynczych przypadkach podwyższona (I° dla Zn, Cu i Pb w nadkładzie III, dla Zn i Pb w nadkładzie I oraz dla Cu w popiele na poletkach 2-4). Metalem względnie najsilniej zanieczyszczającym badane gleby był kadm. Słabe zanieczyszczenie kadmem (II°) stwierdzono dla wszystkich nadkładów (I-V) oraz popiołu z poletka 4. Pozostały popiół charakteryzował się podwyższoną zawartością tego metalu. O ile wzbogacenie odpadów paleniskowych w metale ciężkie bywa często potwierdzane [Rosik-Dulewska i in. 2009], o tyle wysoka zawartość tych pierwiastków w osadach ściekowych, mogąca powodować skażenie środowiska, jest sytuacją powszechnie notowaną. Znaczne wzbogacenie osadów w metale ciężkie, zwłaszcza kadm i chrom, potwierdzili m.in. Latosińska i Gawdzik [2011]. Autorzy ci podkreślili również, że odpady te mogą zawierać dużą ilość mobilnych form Cd i Cr. Według Kalembasy i in. [2007], zawartość mobilnych form metali ciężkich może zwiększyć się istotnie w trakcie kompostowania osadów ściekowych oraz ich mieszanin z popiołem, trocinami i słomą. W przypadku badanych gleb sugeruje to możliwość uruchamiania tych pierwiastków, zwłaszcza kadmu, w miarę rozkładu materii organicznej.

WNIOSKI

1. Gleby antropogeniczne powstałe 10 lat temu przez nałożenie na popiół z węgla kamiennego nadkładów o różnym udziale naturalnej i antropogenicznej substancji organicznej sklasyfikowano jako industrioziemne próchniczne (AIpr) z sekwencją poziomów Aan-2Can. Gleby te mieszczą się w kategorii agronomicznej gleb lekkich.
2. Charakteryzowały się one odczynem zasadowym, niewielkim stopniem zasolenia, bardzo wysoką zasobnością w przyswajalny fosfor, wysoką zasobnością w przyswajalne formy manganu, cynku i miedzi oraz średnią zasobnością w przyswajalny magnez.
3. Rodzaj zastosowanego nadkładu silnie zróżnicował zasobność badanych gleb w materię organiczną i przyswajalny potas oraz wartości stosunków C:N i N:S.
4. Zawartość ogólna Zn, Cu, Cd, Pb i Ni w glebach nie przekraczała wartości dopuszczonych prawem, ale kryteria pozaprawne ujawniły przypadki wystąpienia podwyższonych ilości cynku, miedzi i ołowiu oraz występujące powszechnie słabe zanieczyszczenie gleb kadmem.
5. Biorąc pod uwagę całokształt ocenianych właściwości chemicznych, za najbardziej żyzne należy uznać gleby wytworzone z udziałem nakładów I i III.

LITERATURA

1. BAJOR P., BULIŃSKA-RADOMSKA Z., KLIMONT K., OSIŃSKA A.; 2014. Ocena rozwoju roślinności na składowisku popiołów paleniskowych użyźnionych osadem ściekowym. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, tom R. 22(2), 51-61.
2. BENDER J., GILEWSKA M.; 2004. Rekultywacja w świetle badań i wdrożeń. *Rocz. Glebozn.* 55(2), 29-46.
3. CHUDECKA J., TOMASZEWICZ T.; 2009. Wybrane właściwości fizyczne i chemiczne gleb antropogenicznych wytworzonych na bazie odpadów paleniskowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 540, 321-327.
4. CIEĆKO Z., ŻOŁNOWSKI A. C., KULMACZEWSKA J., CHEŁSTOWSKI A.; 2009. Wpływ następczy melioracyjnych dawek popiołów z węgla kamiennego na kwasowość gleby. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 535, 73-83.
5. CZYŻ H., KITCZAK T.; 2007. Przydatność gatunków traw i surowców odpadowych do rekultywacji hałd popiołowo-żużlowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 518, 45-52.
6. DYGUŚ K.H., SIUTA J., WASIAK G., MADEJ M.; 2012. Roślinność składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych. *Seria: Monografie Wyższej Szkoły Ekologii i Zarządzania*, Warszawa; ss. 134.

7. GILEWSKA M.; 2004. Rekultywacja biologiczna składowisk popiołowych z węgla brunatnego. *Roczniki Gleboznawcze* 55(2), 103-109.
8. GILEWSKA M., PRZYBYŁA C.; 2001. Wykorzystanie osadów ściekowych w rekultywacji składowisk popiołowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 477, 217-222.
9. HYCNAR J., SZCZYGIELSKI T., LYSEK N., RAJCZYK R.; 2014. Kierunki optymalizacji zagospodarowania ubocznych produktów spalania węgla. *Piece Przemysłowe & Kotły* 5-6, 16-27.
10. IWANEK P., JELONEK I., MIRKOWSKI Z.; 2008. Wstępne badania popiołów z kotła fluidalnego w aspekcie ich zagospodarowania. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi* 24, 4(4), 91-104.
11. KABATA-PENDIAS A., PIOTROWSKA M., MOTOWICKA-TERELAK T., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., FILIPIAK K., KRAKOWIAK A., PIETRUCH C.; 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA. Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, IUNG, Warszawa; ss. 28.
12. KALEMBASA S., WYSOKIŃSKI A., SYMANOWICZ B.; 2007. Zawartość metali ciężkich w świeżych i kompostowanych osadach ściekowych oraz ich mieszaninach z CaO, popiołem z węgla brunatnego, trocinami i słomą. *Inżynieria Ekologiczna* 18, 82-83.
13. KLEDYŃSKI Z., FALACIŃSKI P., MACHOWSKA A.; 2012. Uboczne produkty spalania w remontach i modernizacji wałów przeciwpowodziowych. *Symposium Europejskie, Współczesne Problemy Ochrony Przeciwpowodziowej, Paris-Orléans 28-29-30.03.2012*, http://www.donnees.centre.developpement-durable.gouv.fr/symposium/expose/ST2-4_pol.pdf.
14. KLIMONT K.; 2011. Rekultywacyjna efektywność osadów ściekowych na bezglebowym podłożu wapna poflotacyjnego i popiołów paleniskowych. *Problemy Inżynierii Rolniczej* 2, 165-176.
15. KOĆMIT A., CHUDECKA J., TOMASZEWICZ T.; 2006. Charakterystyka warunków rozwoju procesu glebotwórczego na składowisku popiołów z węgla kamiennego w różnych wariantach doświadczenia. *Rocz. Glebozn.* 57(1/2), 117-123.
16. KOĆMIT A., CHUDECKA J., TOMASZEWICZ T., RACZKOWSKI B., PODLASIŃSKI M.; 2007. Stan żwirowiska w pierwszym roku po rekultywacji popiołami lotnymi. *Rocz. Glebozn.* 58(1/2), 53-62.
17. KULCZYCKI G.; 2003. Wpływ nawożenia siarką elementarną na plon i skład chemiczny roślin oraz właściwości chemiczne gleby. *Nawozy i Nawożenie, Fertilizers and Fertilization* 5, 4(17), 151-159.
18. LATOSIŃSKA J., GAWDZIK J.; 2011. Mobilność metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych z przyzakładowych oczyszczalni ścieków Polski centralnej. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 50, 20-32.

19. MACIAK F., LIWSKI S.; 1981. Wpływ wysokich (melioracyjnych) dawek popiołów z węgla brunatnego i kamiennego na plonowanie i skład chemiczny roślin na glebie piaskowej. *Rocz. Glebozn.* 32(1), 81-100.
20. MAŁUSZYŃSKA I., MAŁUSZYŃSKI M.; 2009. Badanie wpływu zasolenia gleby na wzrost i rozwój wybranych gatunków roślin. *Inżynieria Ekologiczna* 21, 32-39.
21. MELLER E.; 1999. Oddziaływanie zróżnicowanych dawek popiołów ze spalania węgla kamiennego w Elektrowni "Dolna Odra" na plon i skład chemiczny roślin uprawnych. *Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis, Agricultura* 201, 78, 203-213.
22. OBOJSKI J., STRĄCZYŃSKI S.; 1995. Odczyn i zasobność gleb Polski w makro- i mikroelementy. IUNG Puławy; ss. 48.
23. PODLASIŃSKA, J.; 2003. Przydatność popiołów lotnych z Elektrowni "Dolna Odra" do poprawy właściwości chemicznych zalesionej gleby porolnej. *Rekultywacja Terenów Zdegradowanych: II Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna*, 11-12 kwietnia 2003 r., 33-37.
24. POZZI, M.; MZYK, T.; 2012. Ocena możliwości zastosowania mieszanek popiołowo-gruntowych do rekultywacji wyrobiska KWB w Bełchatowie. *Górnictwo i Geologia*, 7(2), 219-228.
25. PTG, 2009. Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych. *Rocz. Glebozn.* 60(2), 5-16.
26. PTG, 2011. Systematyka gleb Polski. Wyd. 5. *Rocz. Glebozn.* 62(3); ss. 193.
27. ROSIK-DULEWSKA C., KARWACZYŃSKA U., CIESIELCZYK T., GŁOWAŁA K.; 2009. Możliwości nieprzemysłowego wykorzystania odpadów z uwzględnieniem zasad obowiązujących w ochronie środowiska. *Rocznik Ochrona Środowiska* 11, 863-874.
28. ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. *Dz.U.* 2002 nr 165 poz. 1359.
29. RUTKOWSKA G., MAŁUSZYŃSKA I., ROSA M.; 2014. Badania właściwości betonu wyprodukowanego z dodatkiem popiołu lotnego. *Inżynieria Ekologiczna* 36, 53-64.
30. SIUTA J.; 2003. Ekologiczne, technologiczne i prawne aspekty rekultywacji gruntów zanieczyszczonych produktami ropy naftowej. *Inżynieria Ekologiczna* 8, 7-26.
31. SIUTA J.; DYGUŚ K.; 2015. Plony i chemizm roślin wielowariantowego doświadczenia na modelowym złożu odpadów paleniskowych energetyki węglowej. Część II (lata 2012-2013). *Inżynieria Ekologiczna*, 42, 47-62.
32. SIUTA J., WASIAK G., MADEJ M.; 2008. Rekultywacja efektywności kompostów i osadów ściekowych na złożu odpadów paleniskowych w doświadczeniu modelowym. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 34, 145-172 + 26 fot.

33. STRZYSZCZ Z., ŁUKASIK A.; 2008. Zasady stosowania różnorodnych odpadów do rekultywacji biologicznej terenów przemysłowych na Śląsku. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi* 24(2/3), 41-49.
34. SZPONDER D.K., TRYBALSKI K.; 2009. Określania właściwości popiołów lotnych przy użyciu różnych metod i urządzeń badawczych. *Górnictwo i Geoinżynieria* 33(4), 287-298.
35. WŁAŚNIEWSKI S.; 2009. Wpływ nawożenia popiołem lotnym z węgla kamiennego na wybrane właściwości chemiczne gleby piaszczystej i plonowanie owsa. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 41, 479-488.
36. WOCH W.; 2012. Nowe i rzadkie gatunki synantropijne flory Polski na nieczynnych hydroosadnikach Elektrowni Siersza w Trzebini. *Fragm. Florist. Geobot. Polon.* 19(1): 29-38
37. WRÓBEL M., PACEWICZ K., WIECZOREK T., GILEWSKA M., OTREMBA K.; 2006: Charakterystyka wzrostu krzewów karagany syberyjskiej, derenia świdwy i rokitnika zwyczajnego na składowisku popiołów elektrownianych. *Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus* 5(1), 75-86.
38. ZAWISZA E.; 2007. Analiza przydatności drobnoziarnistych odpadów przemysłowych do uszczelniania obwałowań przeciwpowodziowych. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 4(2), 223-230.

THE ASSESMENT OF CHEMICAL PROPERTIES OF SOILS MADE ON BASE OF ASHES FROM HARD COAL AFTER TEN YEARS OF THEIR FUNCTIONING IN ENVIRONMENT

S u m m a r y

The aim of study was to evaluate chemical properties of 10-year-old soils made by submission on ashes from hard coal 5 variants of surface layer including organic matter of natural and anthropogenic origin. These soils were characterized by alkaline reaction, low salinity, very high abundance of available phosphorus, high abundance of available manganese, zinc, copper and average abundance of available magnesium. The total content of Zn, Cu, Cd, Pb, and Ni was less than admitted by law, however reported cases of elevated amounts of zinc, copper and lead and widespread existing poor contamination of cadmium.

Key words: ashes from hard coal, reclamation, anthropogenic soils, chemical properties

**URSZULA KOŁODZIEJCZYK, LESZEK KUROCZYCKI,
MARTA ŻEBROWSKA***

**WEZBRANIA NA BOBRZE W ŻAGANIU
W ŚWIELE OBSERWACJI HISTORYCZNYCH**

Streszczenie

W artykule przedstawiono informacje o największych wiosenno-letnich wezbraniach na Bobrze w Żaganiu w XIX, XX i XXI wieku. Na podstawie analizy danych hydrologicznych stwierdzono, że wezbrania powodziowe w dorzeczu Bobru pojawiają się średnio co 3-5 lat i są one charakterystyczną cechą klimatu Polski. O wielkości i rozmiarach wezbrań decyduje przede wszystkim natężenie deszczu oraz jego rozkład przestrzenny.

Słowa kluczowe: wezbrania powodziowe, Bóbr, Żagań

WPROWADZENIE

Wezbrania są naturalnym zjawiskiem historycznym występującym od momentu powstania rzek i mają istotne znaczenie dla ludności zamieszkującej tereny nadrzeczne. Dopiero osadnictwo w pobliżu koryt rzecznych spowodowało, że terminologicznie zjawisko to ewoluowało do miana powodzi.

Doliny wielkich rzek stanowią zaledwie kilka procent powierzchni kontynentów, a jednak zamieszkuje je blisko 35% ludności świata. Rzeki zawsze odgrywały ogromną rolę w życiu społecznym, gospodarczym, politycznym, kulturalnym i religijnym pojedynczych ludzi oraz lokalnych i wielonarodowościowych społeczeństw. Od najdawniejszych czasów doliny rzeczne stanowiły szlaki penetracji lądów przez człowieka prehistorycznego i wędrowców ludów, a także tereny formowania się najstarszych cywilizacji ludzkich, głównie poprzez korytarze handlowe i komunikacyjne. Rzeki wykorzystywano do ustanawiania granic państwowych, a podczas wojen – linii obronnych. Wzdłuż wielkich rzek budowano warowne grody, które niejednokrotnie dawały początek współczesnym aglomeracjom miejsko-przemysłowym [Kołodziejczyk 2002,

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska

Hudak i Rojna 2012]. Z biegiem lat koryta rzek poddano zabiegom regulacyjnym, zamieniając je w wielkie arterie transportowe. Jednocześnie równiny aluwialne – w tym także zalewowe – zaczęto użytkować rolniczo, odgradzając je od rzek systemami urządzeń przeciwpowodziowych.

W Polsce, choć jest krajem ubogim w wodę, także występują okresowe powodzie. Szczególnie trudne do ochrony są tereny miejskie. Często wynika to z braku miejsca na zabezpieczenia przeciwpowodziowe. Straty powodziowe z każdym rokiem są większe, ponieważ człowiek zajmuje naturalną przestrzeń spływu wód i zamienia ją w miasta, drogi i pola uprawne. Działania te przyczyniły się do wzrostu odpływu powierzchniowego wskutek zmniejszenia infiltracji oraz spowodowały skrócenie czasu koncentracji odpływu. Efektem są, m.in. obserwowane w ostatnich latach gwałtowne wezbrania pojawiające się z większą częstotliwością i o wyższych przepływach kulminacyjnych, stwarzające poważne zagrożenie dla ludności i infrastruktury miasta [Dubicki i in. 1997, Warcholak i Kołodziejczyk 2007].

Przebieg i dynamika procesów hydrologicznych zachodzących w zlewni są uzależnione od jej właściwości fizycznogeograficznych oraz wpływu czynników antropogenicznych, wśród których istotne są zmiany zagospodarowania terenu [Kołodziejczyk 2003]. Występujące na rzekach powodzie różnią się od siebie genezą, charakterem przebiegu, okresem pojawiania się (porą roku), lokalizacją, zasięgiem terytorialnym oraz towarzyszącymi powodzi warunkami pogodowymi [Radczuk i in. 2001].

W dorzeczu Bobru zasadniczą przyczyną występowania powodzi są wysokie i intensywne opady deszczu związane z układami niskiego ciśnienia i frontów atmosferycznych. Powodzie opadowe, których przyczyną są opady nawałne albo rozlewne występują w miesiącach letnich, ze szczególnym nasileniem w lipcu i sierpniu. Powodzie typu rozlewnego mają szerszy zasięg. Mogą występować na obszarach górskich, podgórskich, nizinnych i mogą obejmować całe dorzecze. Powodzie opadowe pochodzące z deszczów nawałnych, przeważnie pochodzenia termicznego, są najtrudniejsze do przewidywania. Charakteryzują się małym zasięgiem. Występują lokalnie na małych ciekach górskich i nizinnych i wyrządzają najwięcej szkód.

CHARAKTERYSTYKA OBSZARU

Bóbr ma zmienny charakter – od rzeki górskiej, poprzez podgórską przechodzi w nizinną. Jego źródła znajdują się 2,5 km za granicą czeską, na wysokości 864 m n.p.m., w Karkonoszach. Nazwa rzeki pochodzi od nazwy wsi, obok której Bóbr bierze swój początek. W okolicy Krosna Odrzańskiego Bóbr wpływa do Odry, zajmując 4 miejsce pod względem długości jej dopływów. Jest

największym lewobrzeżnym dopływem Odry – o długość 271,6 km i powierzchnię zlewni 5938,3 km².

Miasto Żagań leży na odcinku Bobru od 58,0 km do 77,4 km. Największym lewobrzeżnym dopływem Bobru w rejonie Żagania jest rzeka Czarna Wielka ze swoim lewobrzeżnym dopływem Złotą Strugą. Silnie meandrując przepływa ona wzdłuż zachodnich granic miasta i uchodzi do Bobru w jego północnej części. Prawobrzeżne dopływy Bobru w granicach Żagania to liczne bezimienne potoki.

W rejonie Żagania Bóbr jest rzeką nizinną, o reżimie hydrologicznym zmienionym oddziaływaniem gospodarki wodnej w zbiornikach retencyjnych występujących w wyższym biegu rzeki oraz eksploatacja kruszyw [Chrzan 2008]. Rzeka jest częściowo uregulowana i ma charakter lekko meandrujący.

Powierzchnia zlewni częściowej wynosi tu 4254,0 km² (rys. 1).



Rys. 1. Rzeka Bóbr i jej największy w granicach Żagania, dopływ Czarna Wielka
Fig. 1. Bóbr and its largest within Żagania, supply Czarna Wielka

Bóbr charakteryzuje się śnieżno-deszczowym reżimem zasilania. Średni roczny przepływ na 74 km biegu rzeki, w profilu wodowskazowym Żagań wynosi 39,2 m³/s. Stan wody w Bobrze ulega częstym wahaniom wskazującym na wezbrania wiosenne i letnie. Wyżówki wiosenne związane są z odprowadzaniem wód roztopowych. Najczęściej przypadają one na marzec i kwiecień, jednakże przy krótkiej zimie wystąpienie wezbrań może nastąpić już w styczniu czy lutym, zaś przy długotrwałej – w maju. Wezbrania letnie związane są z gwałtownymi i ciągłymi opadami atmosferycznymi występującymi najczęściej w lipcu. Wyżówka letnia trwa krócej i jest bardziej regularna. Niskie stany wód na Bobrze obserwowane są najczęściej od połowy lipca i trwają przez cały sierpień. Determinują je głównie długotrwałe susze, spowodowane stabilną, suchą i upalną pogodą. Niżówka zimowa pojawia się głównie wraz z okresem suchej oraz mroźnej pogody.

Szerokość koryta Bobru wynosi średnio 50 m, głębokość jest bardzo różna i waha się od 0,2 m do 2,5 m, średnio (przy normalnym stanie wody) wynosi około 1,5 m. Brzeg koryta jest kręty, z kilkoma odcinkami prostymi, a profil podłużny wyrównany. Spadek rzeki Bóbr na terenie Żagania wynosi 0,47 m. Obserwując rzekę i sposób płynięcia jej wód, dostrzec można wiele współczesnych procesów modelujących koryto oraz form geomorfologicznych, które tworzą się w wyniku działania tych procesów. Na prostych odcinkach Bobru woda pokonuje opór stawiany przez koryta. Wskutek tarcia o szerokie i nierówne podłoże zmniejsza się szybkość płynięcia wody przy dnie i brzegach, a wskutek tarcia o powietrze zmniejsza się szybkość wody powierzchniowej. Ruch wody w Bobrze jest laminarny, lokalnie przechodzący w turbulentny. Na powierzchni wody można zaobserwować wiele jej zawirowań oraz tzw. „burzenie się rzeki” [Mirski 1981].

OBSERWACJE METEOROLOGICZNO-HYDROLOGICZNE W ŻAGANIU W UJĘCIU HISTORYCZNYM

Na terenie obecnego województwa lubuskiego obserwacje meteorologiczne najwcześniej podjęto w Żaganiu. W XVIII w. Pallatyńskie Towarzystwo Meteorologiczne (Mannheim, Niemcy) zorganizowało międzynarodową sieć stacji meteorologicznych. W latach 1781-92 Żagań był jedną z 39 miejscowości na świecie oraz jedyną na ziemiach polskich, gdzie wykonywano obserwacje w ramach tej sieci. Obserwacje na wszystkich stacjach wykonywano po raz pierwszy w ściśle określonych, wspólnych dla całej sieci terminach – w godzinach: 07, 11, 14 i 21 średniego słonecznego czasu lokalnego [Mirski 1981].

Zanim przystąpiono do systematycznych obserwacji hydrologicznych najwyższe stany wody oznaczano w postaci znaków wielkiej wody (fot. 1).

Napis "Bergisdorf Sagan Kreis. Wasserhöhe im Juni 1804" wyryty w kamieniu upamiętnia powódź, jaka miała miejsce w Żaganiu w 1804 roku.

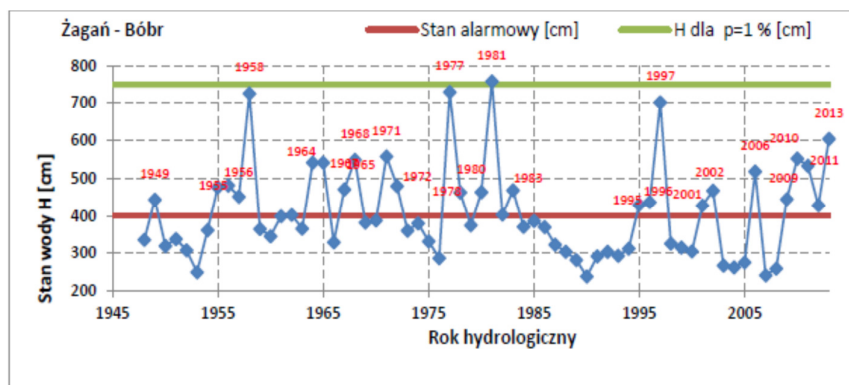


Fot. 1. Znak wielkiej wody w okolicach Żagania
Phot. 1. Sign of large water in surroundings of Żagań

Na zebranie dokładniejszych informacji o rozmiarach powodzi pozwoliły dopiero rozpoczęte na początku XIX wieku systematyczne obserwacje stanów wody. Według danych IMGW-PIB we Wrocławiu [Piskalska 2014], na Bobrze wielkie powodzie występowały w latach 1880, 1897 i 1900. Największą powodzią, jaka zwróciła uwagę całego świata ze względu na poczynione spustoszenia – głównie w górnym biegu rzek górskich - była powódź w lipcu 1897 roku. Spowodowały ją wyjątkowo intensywne opady deszczu. W Karkonoszach w ciągu 36 godzin spadło wówczas od 255 mm na Śnieżce, 342 mm w Obrim Dole, a 345 mm w Zielonych Łakach. Skutkiem tych opadów był ogromny wylew Bobru i Kwisy [Dubicki i in. 1997]. W ostatnich 60 latach największe wezbrania opadowe odnotowano w roku: 1958, 1977, 1981 i 1997 (rys. 2). W latach 1977 i 1997 powodzie spowodowały dwie fazy opadu i dwa wezbrania. Na początku XXI wieku, w latach 2001, 2002, 2006, 2010 i 2013 intensywne nawalne opady spowodowały kolejne gwałtowne wezbrania i katastrofalne lokalne powodzie w dorzeczu Bobru.

Wielokrotnie najwyższe stany wody w Bobrze przekroczyły na wodowskazie w Żaganiu stan średni (200 cm) o ponad 500 cm (tab. 1).

Do najwyższych należy zaliczyć wezbranie z czerwca 1804 roku. Jak podają tutejsze kroniki doszło wówczas w Żaganiu do tragicznej powodzi. Natomiast w ubiegłym stuleciu najwyższe stany wody w Bobrze zaobserwowano kolejno w latach: 1897, 1958, 1977, 1981 i 1997.



Rys. 2. Wielkości wezbrań maksymalnych w latach 1948-2013 dla półrocza letniego dla stacji wodowskazowej Żagań na Bobrze

Fig. 2. Sizes of swelling maximum in 1948-2013 years for the summer half year for the water gauge Żagań in the Bóbr

Tab. 1. Najwyższe stany wody w Bobrze w Żaganiu oraz rok i wystąpienia (wg IMGW Wrocław)

Tab. 1. The highest water levels in the Bóbr in Żagań, the year and addresses (acc. to IMGW Wrocław)

Wiek	Rok	Hmax (cm)
XIX	1804, 1897	brak danych, 796
XX	1958, 1977, 1981, 1997	730, 738, 755, 700
XXI	2013	606

Analiza przeprowadzona przez autorów pracy wykazała, że przekroczenie średniego dobowego stanu wody w Bobrze (200 cm) i jego dopływach o 500 cm powodowało znaczne podtopienia w rejonie Żagania (rys. 3), przy czym największe zalewy występowały na północ od miasta.

Wezbrania na Bobrze powyżej stanu alarmowego (400 cm) były dość częstym zjawiskiem w latach 1947-2013. Zdarzały się okresy, że większe wezbrania występowały co 1-2 lata i co 4-5 lat. Od roku 1985 do 1995 w dorzeczu Bobru nie odnotowano większych letnich wezbrań o szerokim zasięgu. Dopiero po 10-cio letniej przerwie, w latach 1995-1997 wystąpiły kolejne 3 wezbrania w odstępach rocznych, przy czym najwyższe wezbranie miało miejsce w roku 1997 (powódź stulecia). Do roku 2013 sytuacja była bardzo podobna; nieco niższe wezbrania pojawiały się co 2-4 lata. Z przeprowadzonej analizy wynika, że przekroczenie stanów alarmowych Bobru (400 cm) wystąpiło 26 razy w ciągu analizowanych 68 lat, a średnia częstość przekroczeń wynosiła od 3 do 5 lat.

Wezbrania na środkowym i dolnym Bobrze (również w rejonie Żagania) są powodowane m.in. zwiększonymi zrzutami ze zbiorników Pilchowice na Bobrze i Leśna na Kwisie.

Wzrost zagrożenia powodzią potęguje zły stan koryta Bobru i jego dopływów. Hamuje to odpływy wód powierzchniowych i powoduje podtapianie terenów zabudowanych i rolnych, utrudniając lub uniemożliwiając ich właściwe wykorzystanie. Przy obfitych opadach atmosferycznych wody niemieszczące się w zarośniętych korytach wylewają się na przyległy teren, powodując lokalne powodzie.

LITERATURA

1. CHRZAN T.; 2008. Wskaźnik wykorzystania złoża kruszywa naturalnego wydobywanego z osadów rzeki Bóbr. Surowce i Maszyny Budowlane - 2008, nr 5.
2. DUBICKI A., GRELA J., SŁOTA H., ZIELIŃSKI J.; 1997. Monografie powodzi lipiec. IMGW.
3. HUDAK M., ROJNA A.; 2012. Statistical analysis mineral soils in the Odra valley. *Studia Geotechnica et Mechanica*, Vol. 34, nr 2.
4. KOŁODZIEJCZYK U.; 2002. Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża jako metoda prognozy zagrożeń powodziowych na lubuskim odcinku Odry. Zielona Góra. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego.
5. KOŁODZIEJCZYK U.; 2003. Udział czynnika antropogenicznego w formowaniu fali powodziowej. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Budownictwo*, nr 130.
6. MIRSKI Z.; 1981. Żagań. *Zeszyty Lubuskie. Lubuskie Towarzystwo Kultury w Zielonej Górze*, Nr 18.
7. RADZUK L., SZYMKIEWICZ R., JEŁOWICKI J., ŻYSZKOWSKA W., BRUN J.F.; 2001. Wyznaczanie stref zagrożenia powodziowego. Seria: Ograniczenie skutków powodzi w skali lokalnej. SAFEGE.
8. PISKALSKA E.; 2014. Zagrożenia powodziowe na obszarze województwa lubuskiego. IMGW-PIB Wrocław.
9. WARCHOLAK P., KOŁODZIEJCZYK U.; 2007. Słubice – potencjalny lubuski Nowy Orlean. *Gospodarka Wodna*, nr 10.

HIGH WATER STATES ON THE BOBER RIVER IN ŻAGAŃ ACCORDING TO HISTORICAL OBSERVATIONS

S u m m a r y

In the article information was presented about biggest spring-summer swelling in the Bober in Żagań in XIX, XX and of the 21st century. Based on hydrological data they stated, that of swelling flood in the river basin in the Bober they appear on average every 3-5 years and they are a characteristic feature of the climate of Poland. Above all straining the rain and his spatial schedule are deciding on the size and scopes of swelling.

Key words: state of high water, Bober river, Żagań city

JANUSZ ROSADA*, MARTA PRZEWOCKA**

**WPŁYW ZANIECZYSZCZENIA MIEDZIĄ I OŁOWIEM
GLEB OKOLIC HUTY MIEDZI W GŁOGOWIE
NA ZAWARTOŚĆ TYCH PIERWIASTKÓW W ZBOŻACH
Z OKOLICZNYCH PÓL UPRAWNYCH**

Streszczenie

Celem przeprowadzonych badań było określenie zawartości metali ciężkich w glebach i roślinach, jako wskaźnika antropopresji terenu rolniczego zlokalizowanego w najbliższym sąsiedztwie Huty Miedzi GŁOGÓW. W badaniach określono zawartość miedzi i ołowiu w glebach i ich wpływ na uprawę pszenicy jarej i ozimej. Łącznie wyznaczono 20 punktów (powierzchni badawczych), z których pobrano próbki gleby z powierzchniowej warstwy 0-30 cm. Poboru próbek roślin dokonano w tych samych punktach badawczych, w których zebrano materiał glebowy. Zawartość metali ciężkich badano w całym zebranym materiale roślinnym i ziarnie obu zbóż. Wyniki badań wskazują, iż zawartość analizowanych pierwiastków śladowych w glebach, mimo podwyższonego poziomu Cu, nie powoduje migrowania tych metali w układzie gleba-roślina. Nie stwierdza się także istotnych różnic w zawartości Cu i Pb między pobranymi próbkami roślin pszenicy ozimej i jarej. Oba te zboża pod warunkiem stałej kontroli mogą być przeznaczone na cele konsumpcyjne, paszowe, a także przemysłowe.

Słowa kluczowe: metale ciężkie, zanieczyszczenia gleb, zanieczyszczenia roślin, pszenica jara.

WSTĘP

Wieloletnia działalność KGHM w Legnicko-Głogowskim Okręgu Przemysłowym wiąże się z emisją pierwiastków śladowych Cu, Zn, Cd, Pb i As zawartych w pyłach metalurgicznych, czego efektem jest gromadzenie się ich w glebach pól uprawnych sąsiadujących z zakładami hutniczymi. Głównymi pier-

* Instytut Ochrony Roślin – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Ekologii i Ochrony Środowiska

** Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska

wiastkami emitowanymi przez Hutę Miedzi GŁOGÓW, zanieczyszczającymi badane gleby i rośliny, są miedź i ołów. Wpływ cynku, kadmu i arsenu w tym zakresie jest niewielki.

W przypadku miedzi i ołowiu widać wyraźny wpływ kierunku, częstotliwości i intensywności wiatrów wiejących w tym rejonie na rozprzestrzenienie się zanieczyszczeń gleb tymi metalami. [Przewocka i Rosada 2014]. Produkcja rolna na obszarach objętych bezpośrednim oddziaływaniem przemysłu miedziowego wymaga stałego monitoringu. Metale ciężkie pochodzące z emitowanych do atmosfery pyłów metalurgicznych mogą być nadmiernie deponowane w roślinach uprawnych, następnie w tkankach i narządach zwierząt oraz ludzi, powodując negatywne skutki fizjologiczne i zdrowotne [Dobrzański i in. 2003].

Szczególną uwagę należy zwrócić na metale ciężkie występujące w różnych formach w glebie, które mogą przechodzić do roztworu glebowego i stać się potencjalnie przyswajalne dla roślin. Do głównych czynników regulujących odpowiednie wiązanie metali ciężkich w glebie możemy zaliczyć odczyn środowiska, pojemność sorpcyjną, wilgotność, zawartości substancji organicznej o różnej zdolności kompleksowania metali ciężkich, a także zawartość wodorotlenków żelaza, manganu, glinu i frakcji ilastych [Qishlaqi i Moore 2007, Karczewska 1996].

O dostępności metali ciężkich dla roślin decydują również czynniki meteorologiczne, gatunki uprawianych roślin oraz warunki prowadzonej uprawy rolnej, zwłaszcza stosowane zabiegi agrotechniczne. Wynikiem przemieszczania się metali w układzie gleba – roślina w pierwszej kolejności jest pogorszenie jakości uzyskiwanych płodów rolnych, które nie spełniają wymagań określonych w Białej Księdze ds. bezpieczeństwa żywności EUBŻ (Dziennik Urzędowy UE. Rozporządzenie WE nr 178/2002). Następnie w wyniku długotrwałego fitotoksycznego oddziaływania dochodzi do ograniczenia masy uzyskiwanych plonów [Wróbel i Dębowski 2010].

Celem przeprowadzonych badań była ocena lokalnej zmienności zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi w rejonie objętym emisjami Huty, a także uzyskanie informacji w różnicy pobierania Cu i Pb w odniesieniu do uprawy pszenicy jarej i ozimej.

MATERIAŁY I METODY BADAŃ

Obiektem badań były tereny rolnicze znajdujące się w najbliższym sąsiedztwie Huty Miedzi GŁOGÓW, która jest jednym z trzech zakładów należących do KGHM Polska Miedź S.A. Zakład ten składa się z dwóch kompleksów hutniczych: Huty Miedzi GŁOGÓW I, powstałej w 1971 roku, opartej o technologię produkcji w piecu szybowym oraz z Huty Miedzi GŁOGÓW II uruchomio-

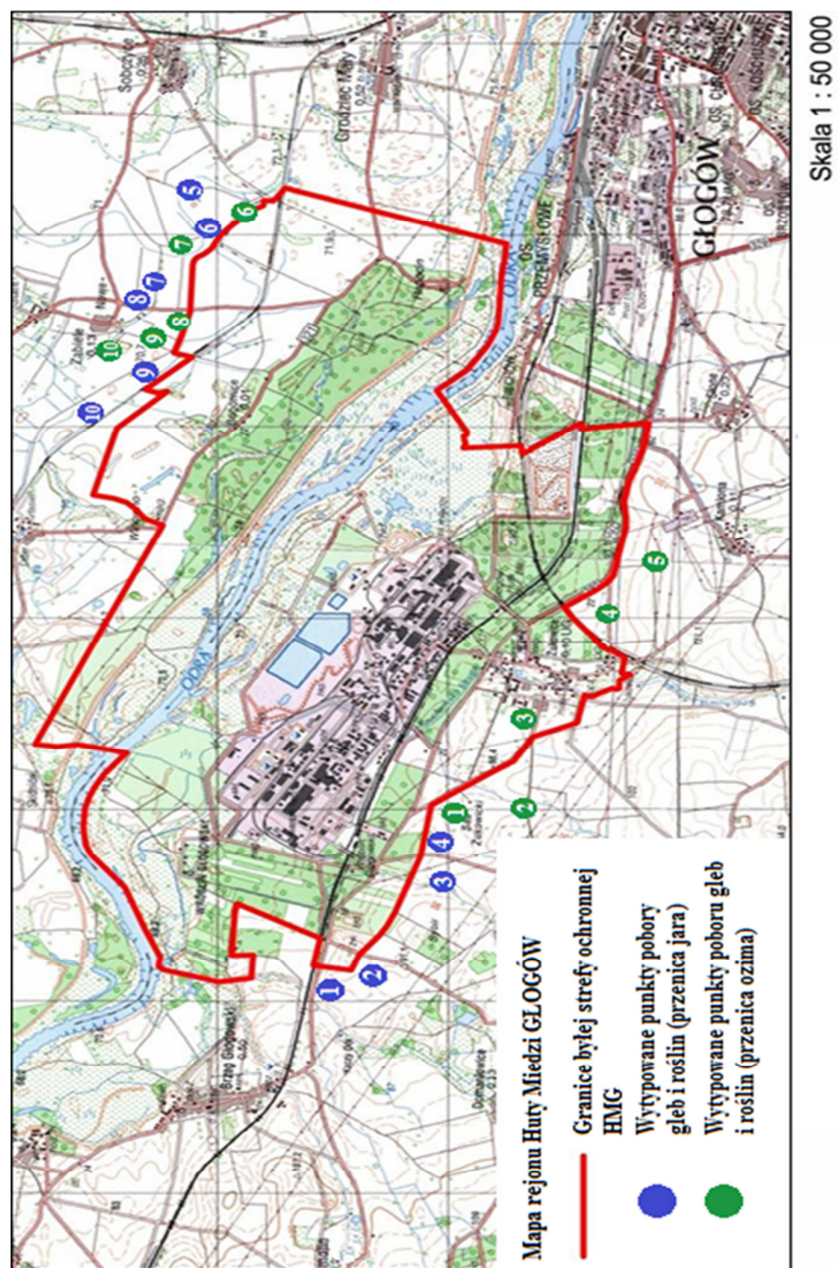
nej w 1978 r., wyposażonej w piec zawieszinowy. Oddział HM GŁOGÓW tworzy jedną z największych hut miedzi na świecie.

Badaniami objęto obszar rolniczy znajdujący się w zasięgu bezpośredniego oddziaływania emisji gazowych i pyłowych pochodzących z zakładu. Na obszarze tym znajdowały się uprawy zbóż, roślin okopowych i przemysłowych. W skład obszaru badawczego wchodziły pola uprawne zlokalizowane na prawo- i lewobrzeżnych terenach Odry, znajdujące się na pograniczu byłej strefy ochronnej huty.

Badania referowane w pracy prowadzono w roku 2014. Materiał do badań stanowiły próbki gleb i roślin zbożowych (pszenica jara i ozima), pobierane do oznaczeń miedzi (Cu) i ołowiu (Pb) oraz do oznaczeń pH badanych gleb. Poboru próbek dokonywano z 20 punktów (powierzchni) badawczych. Wyboru powierzchni badawczych dokonano na podstawie usytuowania punktów w stosunku do źródeł emisji, poziomu zanieczyszczenia, a także reprezentowalności punktów przeznaczonych do oceny badanego obszaru.

Próbki gleb do analiz pobierano w okresie wiosennym, z poziomu orno-próchniczego (0–30cm), za pomocą świdra mechanicznego. Lokalizację punktów poboru gleb wyznaczono za pomocą urządzenia typu GPS. Z każdego punktu badawczego (powierzchni badawczej) pobierano 30 próbek pojedynczych, które po zmieszaniu traktowano, jako próbkę średnią. W tych samych punktach, w których pobierano materiał glebowy, pobrano również próbki roślin. Próbki roślinne do oznaczeń całkowitej zawartości metali ciężkich pobierano w okresie dojrzałości użytkowej roślin (w pracy wykorzystano wyniki badań dotyczące zawartości Cu i Pb w ziarnie zbóż oraz w całej roślinie).

Wyniki oznaczeń zawartości badanych pierwiastków w analizowanych próbkach glebowych i roślinnych podano w tabelach nr 1 i 2. Wyniki oznaczeń zawartości badanych pierwiastków w analizowanych próbkach glebowych i roślinnych podano z uwzględnieniem niepewności pomiaru (właściwy wynik oznaczeń $\pm$ określona wartość niepewności pomiaru wyrażona w $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{s.m.}$). Przedstawiono również wskaźnik przemieszczania się metali z gleby do rośliny wykres nr 1 i 2 (indeks bioakumulacji B_I). Analizę statystyczną wyników przeprowadzono w programie Microsoft Excel 2010.



Rys. 1. Lokalizacja poboru próbek gleb i roślin z rejonu Huty Miedzi GŁOGÓW
 Fig. 1. Sampling location map of area surrounding Copper Smelter GŁOGÓW

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Badania wykazały, iż w próbkach gleb, pobranych w punktach gdzie występowała uprawa pszenicy jarej, wartość pH wahała się pomiędzy 5,0 a 6,8. Większość gleb posiadała $\text{pH} \geq 6,0$. Gleby o odczynie kwaśnym stwierdzono w 2 punktach badawczych, lekko kwaśnym w 5 punktach, natomiast odczyn obojętny wykazano w 3 punktach. Z kolei w próbkach gleb pobranych w miejscach gdzie występowała uprawa pszenicy ozimej wartość pH wahała się pomiędzy 5,8 a 6,7. Gleby o odczynie lekko kwaśnym występowały w 8 punktach a o odczynie obojętnym w 2 punktach.

Stwierdzona przeważająca liczba gleb o odczynie lekko kwaśnym nie jest zjawiskiem korzystnym w przypadku gleb o zwiększonej koncentracji metali ciężkich.

Stosunkowo niskie pH gleb zlokalizowanych w najbliższym sąsiedztwie Huty Miedzi GŁOGÓW nie jest jednak wynikiem emisji SO_2 do atmosfery, ponieważ aktualnie emisje gazowe z Huty zostały ograniczone do minimum. Stopień kwasowości analizowanych gleb jest raczej wynikiem intensywnie prowadzonej gospodarki rolnej w tym rejonie i związaną z tym naturalną tendencją gleb do zakwaszania.

Zintensyfikowanie wapnowania gruntów przez lokalnych rolników z pewnością przyczyni się do zwiększenia udziału gleb o odczynie obojętnym i zasadowym. Stabilizacja odczynu gleb będąca wynikiem procesu wapnowania została potwierdzona w badaniach prowadzonych w tym rejonie w latach 2002–2006 przez Rosadę (2008). Podwyższenie pH wpływa na polepszenie właściwości chemicznych i fizycznych gleb oraz zmniejsza ryzyko przedostania się nagromadzonych w nich toksycznych pierwiastków do wód gruntowych i łańcucha pokarmowego. W przypadku gleb posiadających odczyn zasadowy lub obojętny, ryzyko uruchomienia metali ulega minimalizacji na skutek związania ich w kompleksie sorpcyjnym (nie przedostają się one z fazy stałej gleby do roztworu glebowego).

Oceny jakości gleb pod względem zawartości miedzi (Cu) i ołowiu (Pb) dokonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów, jakości ziemi (Dz. U. Nr 165, Poz.1359).

Wyniki badań dotyczące udziału Cu w badanych glebach wykazały, w kilku próbkach, przekroczenie dopuszczalnego stężenia dla tego pierwiastka ($>150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m}$) – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r.

Zwartości miedzi w próbkach glebowych, w których stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej normy wahały się w granicach od $155 \pm 17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m}$ do $211 \pm 24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m}$ i dotyczyła 5 punktów. Średnia zawartość Cu w glebie wynosiła $143,90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m}$. Na glebach tych uprawiano pszenicę jarą. Natomiast w próbkach gleb pobranych w miejscach, gdzie występowała uprawa pszenicy

ozimej ponadnormatywna zawartość Cu występowała w sześciu punktach. Zawartości miedzi w tych próbkach wahały się w granicach od $153 \pm 17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. do $219 \pm 25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Średnia zawartość Cu w glebie dla tych punktów wynosiła $163,80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Punkty badawcze, w których stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej zawartości miedzi w badanych glebach dotyczą głównie powierzchni badawczych zlokalizowanych przy granicy byłej strefy ochronnej. Obserwowane zanieczyszczenia są wynikiem silnej kumulacji badanych pierwiastków w środowisku glebowym w początkowym okresie działalności zakładu (okres wzmożonej emisji pyłów metalonośnych). Wielkość bieżącej emisji Huty nie wpływa istotnie na zmianę stopnia zanieczyszczenia warstwy ornej badanych gleb (Rosada 2008).

Zawartość Pb we wszystkich analizowanych próbkach gleby mieściła się w granicach dopuszczalnej normy dla tego pierwiastka $<100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. – Rozporządzenie Ministra Środowiska z 9.09.2002 r. Średnia zawartość Pb w glebie dla pszenicy jarej wynosiła $53,55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m, natomiast dla pszenicy ozimej $63,30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Większe zróżnicowanie zawartości metali ciężkich stwierdzono w próbkach gleb, na których występowała upraw pszenicy jarej, dla których wartość współczynnika zmienności mieściła się w zakresie od 25 do 26%, natomiast dla pszenicy ozimej było to 22%.

Odczyn badanych gleb, a także zawartość Cu i Pb w badanych glebach i roślinach przedstawiono w tabeli 1 i 2.

Tab. 1. pH gleby oraz zawartość miedzi i ołowiu w próbkach glebowych i roślinnych (pszenica jara)

Tab. 1. The content of copper, lead and the pH of soils and plant samples (spring wheat)

Pszenica jara – spring wheat							
badano w - tested in	Gleby - Soil			Ziarno - Grain		Cała roślina - Whole plant	
parametr - parameter	pH	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu	Pb
średnia - average	6,18	144	53,6	6,5	0,3	97	7,1
odch. stand. – std. dev.	0,62	37	13,7	0,8	0,1	96	6,3
minimum	5,00	97	35,4	5,2	0,2	14	1,3
maksimum - maximum	6,80	211	73,0	7,9	0,6	272	19,0
mediana - median	6,35	141	57,0	6,6	0,3	50	4,1
wsp. zmienności - coefficient of variation [%]	10%	25%	26%	13%	33%	99%	89%

Tab. 2. Odczyn (pH) oraz zawartość miedzi i ołowiu w próbkach glebowych i roślinnych (pszenica ozima)

Tab.2. The content of copper, lead and the pH of soils and plant samples (winter wheat)

Pszenica ozima – winter wheat							
badano w - tested in	Gleby - Soil			Ziarno - Grain		Cała roślina - Whole plant	
parametr - parameter	pH	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu	Pb
średnia - average	6,19	164	63,3	6,7	0,3	79	7,1
odch. stand. – std. dev.	0,30	36	13,8	0,6	0,1	94	7,0
minimum	5,80	113	47,0	6,0	0,2	16	1,4
maksimum - maximum	6,70	219	90,0	8,2	0,4	323	19,5
mediana - median	6,15	160	58,0	6,6	0,3	31	3,4
wsp. zmienności - coefficient of variation [%]	5%	22%	22%	9%	20%	119%	99%

Ocenę jakości ziarna zbóż, pod względem zawartości ołowiu, dokonano w oparciu o wartości krytyczne wg Rozporządzenia Komisji (WE) Nr 1881/2006 (Dziennik Urzędowy UE 2006) – wartość krytyczna Pb w odniesieniu do ziarna pszenicy wynosi 0,20 mg·kg⁻¹ s.m). W przypadku miedzi, uznawanej za mikroelement, aktualne akty prawne nie wyznaczają norm zawartości dla tego pierwiastka. Dla celów porównawczych, dokonano również oceny zawartości metali ciężkich na podstawie nieobowiązujących już norm wg. IUNG-PIB dla przydatności konsumpcyjnej roślin, które przedstawiają się następująco: Cu (ziarno) 20,0 mg·kg⁻¹ s.m, Pb (ziarno) 1,0 mg·kg⁻¹ s.m [Kabata-Pendias i in. 1993].

Zawartość Pb we wszystkich analizowanych próbkach ziarna przekraczała dopuszczalną normę dla tego pierwiastka biorąc pod uwagę wytyczne Rozporządzenia Komisji (UE) Nr 1881/2006. Wyniki oznaczeń tego pierwiastka dla ziarna pszenicy jarej mieściły się w granicach od 0,25 mg·kg⁻¹ s.m. do 0,61 mg·kg⁻¹ s.m. Średnia zawartość wynosiła 0,31 mg·kg⁻¹ s.m. Natomiast dla pszenicy ozimej od 0,25 mg·kg⁻¹ s.m do 0,42 mg·kg⁻¹ s.m. Średnia zawartość wynosiła 0,29 mg·kg⁻¹ s.m. Biorąc natomiast pod uwagę fakt występowania podwyższonych zawartości Pb w stosunku do przedstawionej normy, nawet w ziarnach zbóż uprawianych na terenach nieuprzemysłowionych, można stwierdzić, iż ustalone normy posiadają zbyt rygorystycznie ustalony próg wartości krytycznej. Badania prowadzone przez Kabatę- Pendias i Pendias w 1999 roku przedstawiają przeciętną zawartość Pb w ziarnie zbóż w Polsce mieszczącą się w przedziale 0,2-0,8 mg·kg⁻¹ s.m. Dokonując oceny jakości ziarna zbóż pod względem zawartości ołowiu w oparciu o wartości krytyczne wg IUNG-PIB dla

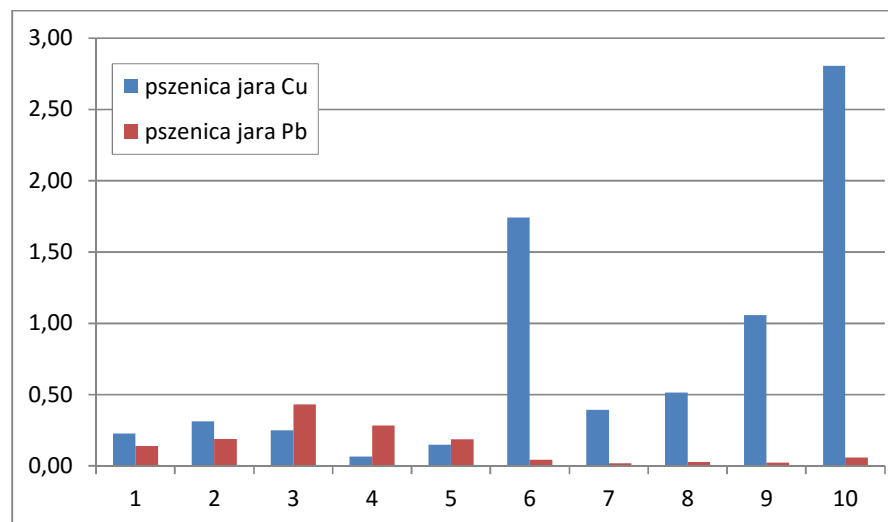
przydatności konsumpcyjnej roślin wszystkie próbki zbóż pszenicy jarej i ozimej nie wykazują przekroczenia dopuszczalnej wartości krytycznej.

Wyniki badań dotyczące udziału Cu w analizowanych ziarnach zbóż (pszenica jara i ozima), wg IUNG-PIB, nie wykazały przekroczenia dopuszczalnej normy dla tego pierwiastka ($20,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Zawartość Cu (dla pszenicy jarej) wahała się od $5,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ do $7,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$. Średnia zawartość Cu w ziarnie wyniosła $6,51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$. Natomiast dla pszenicy ozimej były to wartości od $6,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ do $8,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$. Średnio odnotowano $6,73 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ Cu w ziarnie pszenicy ozimej. Większe zróżnicowanie zawartości metali ciężkich stwierdzono w próbkach pszenicy jarej, dla których wartość współczynnika zmienności mieściła się w zakresie od 13 do 33%, natomiast dla pszenicy ozimej było to od 9 do 20%. Mniejszą wartość współczynnika zmienności wykazano dla ołowiu, a większą dla miedzi.

Ocenę zawartości metali w całych roślinach oparto na możliwości paszowego wykorzystania wytworzonej biomasy, uwzględniając graniczne zawartości metali ciężkich w roślinach podane przez Kabatę-Pendias i inni [1993], w których zawartość miedzi w roślinie nie powinna przekraczać $30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, a dla ołowiu $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ oraz wskazania zawarte w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 23 stycznia 2007 r. w sprawie dopuszczalnych zawartości substancji niepożądanych w paszach, która dla miedzi wynosi 7–10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, a dla ołowiu $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ W badaniach wykazano, iż biorąc pod uwagę wartości krytyczne podane przez Kabatę-Pendias i inni (1993), materiał roślinny z 5 punktów badawczych może być przeznaczony na cele paszowe, natomiast materiał zebrany w pozostałych punktach powinien zostać przeznaczony na cele przemysłowe np. tworzenie kompostów, spalanie. Biorąc pod uwagę wytyczne Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 23 stycznia 2007 r materiał badawczy pobrany ze wszystkich powierzchni badawczy może być wykorzystany jedynie na cele przemysłowe.

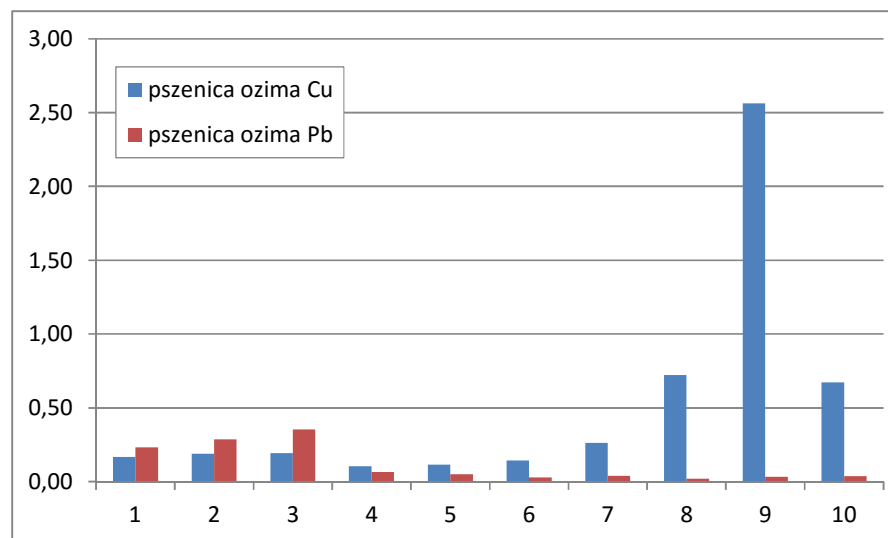
Dla wyznaczenia stopnia i kierunku mobilności metali ciężkich z gleby do rośliny w poszczególnych obiektach badawczych wyliczono współczynnik bioakumulacji (WB). Wskaźnik ten daje możliwość uzyskania miarodajnej informacji na temat przemieszczania się metalu z roztworu gleby do części nadziemnych rośliny.

Wskaźnik ten przedstawia stosunek zawartości metalu w roślinie do jego ilości w glebie [Czech i in. 2014]. Uzyskane wyniki jednoznacznie wskazują na wysokie wartości współczynnika bioakumulacji dotyczące zawartości miedzi w roślinie, zarówno w stosunku do pszenicy ozimej jak i jarej. Współczynnik bioakumulacji dotyczący ołowiu wskazuje na niską akumulację tego pierwiastka w roślinach.



Rys. 1. Współczynnik bioakumulacji (WB) metali ciężkich (pszenica jara)

Fig. 1. Bioaccumulation factor (WB) of heavy metals (spring wheat)



Rys. 2. Współczynnik bioakumulacji (WB) metali ciężkich (pszenica ozima)

Fig. 2. Bioaccumulation factor (WB) of heavy metals (winter wheat)

Wysoki współczynnik bioakumulacji Cu w całej roślinie nie przekłada się jednak za zawartość miedzi w ziarnie, co może być związane z występowanie

miedzi w formach mało mobilnych w roztworze glebowym. Potwierdzeniem są badania prowadzone przez Rosadę w 2008 r., w których wykazano, iż formy analizowanych pierwiastków, oznaczone metodą sekwencyjnej ekstrakcji wg Zeien'a i Brümmer'a w fazie stałej gleb, poddanych stabilizacji chemicznej pH, zależały w dużej mierze od rodzaju pierwiastka, tj. jego właściwości chemicznych, a także od właściwości analizowanej gleby. Ekstrakcja sekwencyjna badanych pierwiastków śladowych z gleb, poddanych procesowi stabilizacji chemicznej pH, wykazała znaczny udział Cu, Pb, we frakcjach mało mobilnych, co jest zjawiskiem niezwykle korzystnym z ekologicznego punktu widzenia.

Należy również zaznaczyć, że miedź pełni rolę mikroelementu, dlatego pewne jej ilości w glebach są niezbędne dla prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin. W porównaniu z innymi pierwiastkami jest mało mobilna w roślinach. Największe jej ilości zarówno przy niedoborze, jak i nadmiarze są zatrzymywane głównie przez system korzeniowy roślin, na skutek czego metal ten nie przechodzi do części generatywnych rośliny. Znaczne zanieczyszczenie roślin miedzią następuje natomiast przez pobór organami zewnętrznymi bezpośrednio z powietrza [Rosada i in. 2011].

WNIOSKI

1. Przekroczenia dopuszczalnej normy zawartości Cu w glebie utrzymują się na stałym poziomie i są efektem kumulacji zanieczyszczeń z początkowych lat działalności zakładu. Aktualnie czynnikiem wpływającym na zmienną ilość miedzi w poszczególnych punktach może być wpływ wiejących w tym rejonie wiatrów przenoszących emitowany pył metalurgiczny.
2. Oznaczony w ziarnach zbóż poziom miedzi i ołowiu świadczy o ograniczonym poborze tych pierwiastków z poziomu orno-próchnicznego zanieczyszczonych gleb, co może wskazywać na małą mobilności oraz silne związanie tych pierwiastków w kompleksie sorpcyjnym badanych gleb.
3. Wyniki przeprowadzonych badań nie wskazują na istotną różnicę pod względem zawartości Cu i Pb w ziarnie zbóż pszenicy jarej i ozimej.
4. Badania wykazały, iż gleby znajdujące się w najbliższym sąsiedztwie Huty Miedzi GŁOGÓW mogą być przeznaczone do celów rolniczych pod uprawę roślin konsumpcyjnych, paszowych i przemysłowych pod warunkiem stale i systematycznie prowadzonych badań monitoringowych.
5. Ocena translokacji Cu i Pb z gleb do nadziemnych części roślin wykonana dzięki pomocy wskaźnika bioakumulacji, wskazuje na możliwość zwiększonego transferu metali ciężkich w układzie gleba-roślina. Zagrożenie to powinno być, uwzględnione przy kontroli zawartości metali ciężkich w glebach i roślinach.

LITERATURA

1. CZECH T., BARAN A., WIECZOREK J., 2014. Zawartość metali ciężkich w glebach i roślinach z terenu Gminy Borzęcin (Województwo Małopolskie), *Inżynieria Ekologiczna* nr 37, 89–98, DOI: 10.12912/2081139X.20.
2. DOBRZAŃSKI Z., KOŁACZ R., GÓRECKA H., MALARZ W., RUDNICKA A., 2003. Wpływ przemysłu miedziowego na zawartość miedzi, ołowiu i cynku w roślinach paszowych. *Acta Agrophysica*, 1 (2): 233–238.
3. Dziennik Urzędowy UE Rozporządzenie Komisji (WE) Nr 1881/2006, z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalające najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych. (Tekst mający znaczenie dla EOG). L 364: 5–24.
4. Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej nr 165, poz. 1359. 2002. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9.09.2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi: 10561–10564.
5. KABATA-PENDIAS A., MOTOWICKA-TERELAK T., PIOTROWSKA M., TERELAK H., WITEK T., 1993. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. IUNG Puławy. P(53): 1–20.
6. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wyd. PWN Warszawa: s. 267.
7. KARCZEWSKA A., 1996. Formy miedzi w silnie zanieczyszczonych glebach LGOM-u oraz ich przemiany związane z warunkami zawodnienia. Miedź i molibden w środowisku – problemy ekologiczne i metodyczne. Zesz. Nauk. Kom. „Człowiek i Środowisko”, 14: 240–246.
8. PRZEWOCKA M., ROSADA J., 2014. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb na pograniczu byłej strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów”. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. *Inżynieria Środowiska*, nr 154 (34), 45–54.
9. QISHLAGI A., MOORE F., 2007. Statistical analysis of accumulation and sources of heavy metals occurrence in agricultural soils of Khoshk River Banks, Shiraz, Iran. *American-Eurasian J. Agric. Environ. Sci.*, 2(5): 565–573; 96.
10. Ramowe wytyczne dla rolnictwa 1993: ocena stanu zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. IUNG, Puławy.
11. ROSADA J. 2008. Stan środowiska rolniczego w rejonie oddziaływania emisji Huty Miedzi GŁOGÓW. Rozprawy Naukowe Instytutu Ochrony Roślin – Państwowego Instytutu Badawczego. Zeszyt 19.
12. ROSADA J., DOPIERAŁA U., ŁUKASZYK J., 2011. Wpływ ograniczenia emisji pyłowej Huty Miedzi „Głogów” na zawartość miedzi w zbożach

- i kondycję roślin. Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin 51(1) 2011.
13. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 23 stycznia 2007 w sprawie dopuszczalnych zawartości substancji niepożądanych w paszach. Dz. U. 2007, nr 20, poz. 119.
 14. ROZPORZĄDZENIE (WE) NR 178/2002 PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 28 stycznia 2002 r. ustanawiające ogólne zasady i wymagania prawa żywnościowego, powołujące Europejski Urząd ds. bezpieczeństwa żywności oraz ustanawiające procedury w zakresie bezpieczeństwa żywności.
 15. WRÓBEL S., DĘBOWSKI M., 2010. Ocena szkodliwości metali śladowych w glebach zanieczyszczonych emisjami KGHM dla pszenicy jarej z uwzględnieniem wybranych metod przeciwdziałania. Zesz.Nauk. Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, XCVI, nr 576, 81.

INFLUENCE OF COPPER AND LEAD CONTAMINATION OF SOILS IN THE COPPER SMELTER IN GŁOGÓW LOCALITY ON THE CONTENT OF THESE ELEMENTS IN CEREALS FROM THE SURROUNDING FARMLAND

S u m m a r y

The aim of conducted studies was to determine the content of heavy metals in soils and plants as an indicator of anthropogenic pressure in an agriculture area located in the vicinity of the Copper Smelter GŁOGÓW. The research has identified the content of copper and lead in soils and their impact on spring and winter wheat crops. In total 20 points were set, where samples were taken from the surface layer 0-30 cm. Plant samples were collected in the same points as soil samples. Heavy metals content was examined throughout the plant and the grain of both cereals. The results indicate that the content of analyzed trace elements in soils despite elevated level of Cu does not cause migration of these metals in the soil-plant system. Significant differences in Cu and Pb content between the collected samples of spring and winter wheat crops has not been identified. Both of these cereals can be used for consumption, feed and industrial purposes when provided constant control.

Key words: heavy metals, soil pollution, plant contamination, spring wheat

JANUSZ ROSADA^{*}, MARTA PRZEWOCKA^{**}

**ZAWARTOŚĆ MIEDZI, OŁOWIU I KADMU W GLEBACH
I ROŚLINACH UPRAWIANYCH W POBLIŻU
HUTY MIEDZI „GŁOGÓW”**

Streszczenie

Celem przeprowadzonych badań było dokonanie fito- i ekotoksykologicznej oceny terenów znajdujących się w najbliższym sąsiedztwie Huty Miedzi GŁOGÓW. W badaniach określono zawartość miedzi, ołowiu i kadmu w glebach oraz ich wpływ na uprawę roślin zbożowych. Łącznie wyznaczono 10 punktów (powierzchni) badawczych, z których pobrano próbki gleb i roślin. Wyboru punktów dokonano w oparciu o trzy aspekty: usytuowanie punktów względem emitorów zanieczyszczeń, poziom zanieczyszczenia gleb, a także reprezentatywność punktów w stosunku do badanych obszarów. Podwyższony poziom metali ciężkich, zwłaszcza Cu, stwierdzony w glebach zlokalizowanych na pograniczu byłej strefy ochronnej nie wpływa na kondycję roślin uprawianych w tym rejonie. Stężenia metali ciężkich oznaczone w badanych roślinach mimo podwyższonych zawartości Pb w ziarnie, nie stanowią zagrożenia dla zdrowia ludzi i zwierząt, pod warunkiem stałej kontroli i odpowiedniego ich przeznaczenia.

Słowa kluczowe: metale ciężkie, zanieczyszczenia gleb, zanieczyszczenia zbóż

WSTĘP

Zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego metalami ciężkimi stanowi poważny problem ekologiczny w większości krajów uprzemysłowionych. Zwiększone zawartości metali ciężkich w glebach stwarzają potencjalne niebezpieczeństwo włączenia ich do łańcucha troficznego ekosystemu, przez co pierwiastki te mogą w bezpośredni lub pośredni sposób zagrażać roślinom, zwierzętom i ludziom.

^{*} Instytut Ochrony Roślin – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Ekologii i Ochrony Środowiska

^{**} Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska

Z punktu widzenia biochemicznego metale ciężkie można podzielić na dwie grupy [Kabata-Pendias i Pendias 1993; Rosada 2008; Zając, Szyszlak-Bargłowicz 2011]:

- pierwiastki niezbędne do prawidłowego przebiegu procesów metabolicznych (mikroelementy np. miedź (Cu), żelazo (Fe), mangan (Mn), cyna (Sn), cynk (Zn), kobalt (Co), chrom (Cr), selen (Se), wanad (V) oraz makroelementy np. magnez (Mg) – ich niedobór może ograniczać wzrost i rozwój organizmów żywych;
- pierwiastki toksyczne dla organizmów żywych np. ołów (Pb), rtęć (Hg), kadm (Cd) – ich obecność w środowisku, niezależnie od stężenia, jest zawsze szkodliwa.

Pojęcie trucizny oraz pierwiastka niezbędnego w procesach metabolicznych jest pojęciem względnym i zależy od stopnia jego nagromadzenia w środowisku. Nawet pierwiastki potrzebne do prawidłowego funkcjonowania większości organizmów żywych mogą stać się niebezpiecznymi truciznami, gdy występują w nadmiarze. Podwyższona zawartość zarówno potrzebnych, jak i zbędnych składników w glebie z reguły prowadzi do zakłócenia metabolizmu. Przede wszystkim może znacznie ograniczać szybkość wzrostu roślin oraz wpływać na niską produkcję biomasy. Przy bardzo dużych zawartościach metali ciężkich w glebie może dojść do zamierania roślin [Kabata-Pendias i Pendias 1993; Rosada 2008; Zając, Szyszlak-Bargłowicz 2011].

Kadm należy do metali ciężkich niezwykle groźnych i uciążliwych dla środowiska. Głównymi źródłami emisji tego pierwiastka są procesy spalania wykorzystywane w takich dziedzinach gospodarki jak sektor przemysłowy, mieszkaniowy i komunalny [Kaczyńska i in. 2015]. Wysoki współczynnik bioakumulacji Cd, łatwość migracji z gleb do wód gruntowych i podziemnych sprawiają, że może on być bardzo łatwo włączony do łańcucha pokarmowego. W glebach o odczynie kwaśnym kadm jest niezwykle mobilny (Rosada 2008). W organizmach ludzi i zwierząt najczęściej powoduje nowotwory, uszkodzenie wątroby, nerek, płuc i osteoporozę. Mimo, że dla rozwoju roślin kadm jest zbędny, to pobierany przez systemy korzeniowe i liście powoduje znaczne obniżenie efektywności procesu fotosyntezy, wytwarzania tlenu, hamowanie podziałów komórek oraz zmiany funkcji błon komórkowych [Kaczyńska i in. 2015]. Kadm często gromadzony jest w biomasie roślin w ilościach wyższych niż w glebie, co znacznie zwiększa prawdopodobieństwo włączenia go do łańcucha pokarmowego [Kabata-Pendias i Pendias 1993; Rosada 2008].

Ołów zaliczany do szczególnie toksycznych metali, najczęściej przedostaje się do środowiska w wyniku emisji pyłów fabrycznych i nieodpowiedniego zagospodarowania odpadów przemysłowych. W glebie najczęściej kumulują się w warstwie powierzchniowej (0-20 cm), co powiązane jest z jego małą ruchliwością w tym środowisku [Staniak 2014]. Ołów w organizmach ludzi i zwierząt ulega kumulacji, szybko przenika z przewodu pokarmowego, łatwo przekracza

bariery biologiczne, powodując różne schorzenia układu sercowo- naczyniowego, nerwowego i nerek [Orzeł i in. 2010]. W roślinach wpływa na zaburzenie procesów fotosyntezy, gospodarki wodnej, a także na zakłócenie podziału komórek [Rosada i Przewocka 2015].

Miedź pełni rolę mikroelementu dla ludzi, zwierząt i roślin, dlatego pewne jej ilości są niezbędne dla prawidłowego wzrostu i rozwoju. W glebach o wysokich wartościach pH występuje mała ruchliwość kationowych form miedzi, przez co staje się ona mniej dostępna dla roślin. Kwaśny odczyn gleb często sprzyja jej uruchomieniu [Kabata- Pendias i Pendias 1993]. Miedź w porównaniu z innymi pierwiastkami jest mało ruchliwa w roślinach. Największe jej ilości zarówno przy niedoborze, jak i nadmiarze są zatrzymywane głównie przez system korzeniowy roślin, na skutek czego metal ten nie przechodzi do części generatywnych rośliny. [Rosada i in. 2011]. W organizmach ludzi i zwierząt nadmiar Cu może wywoływać niekorzystne zmiany w wątrobie, nerkach oraz w sercu. W roślinach z kolei powoduje obniżenie biosyntezy chlorofilu [Zajac i Szyszlak-Bargłowicz 2011].

Celem podjętych badań była analiza zawartości i stopnia poboru Cu, Pb i Cd przez rośliny w warunkach zróżnicowanego odczynu oraz ilości metali skumulowanych w glebach.

MATERIAŁY I METODY BADAŃ

Obiektem badań były tereny rolnicze znajdujące się w najbliższym sąsiedztwie Huty Miedzi GŁOGÓW. Badaniami objęto obszar rolniczy znajdujący się w zasięgu bezpośredniego oddziaływania emisji gazowych i pyłowych pochodzących z zakładu. Na obszarze tym znajdowały się uprawy następujących zbóż: pszenica jara, pszenica ozima, pszenica ostka i żyto. W skład obszaru badawczego wchodziły pola uprawne zlokalizowane na prawo- i lewobrzeżnych terenach Odry, znajdujące się na pograniczu byłej strefy ochronnej Huty. Teren badawczy, z którego pobrano materiał do analiz obejmował miejscowości wymienione w tabeli nr. 1. Badania referowane w pracy prowadzono w roku 2015. Materiał do badań stanowiły próbki gleb i roślin zbożowych, pobierane do oznaczeń miedzi (Cu), kadmu (Cd) i ołowiu (Pb) oraz do oznaczeń pH badanych gleb. Poboru próbek dokonywano z 10 punktów (powierzchni) badawczych.

Próbki gleb do analiz pobierano w okresie wiosennym, z poziomu orno-próchniczego (0-30cm), za pomocą świdra mechanicznego. Lokalizację punktów poboru gleb wyznaczono za pomocą GPS i przedstawiono na rys. 1. Z każdego punktu badawczego (powierzchni badawczej) pobierano 30 próbek pojedynczych, które po zmieszaniu traktowano, jako próbkę średnią. W tych samych punktach, w których pobierano materiał glebowy, pobrano również próbki roślin. Próbki roślinne do oznaczeń całkowitej zawartości metali ciężkich

pobierano w okresie dojrzałości użytkowej roślin. W pracy wykorzystano wyniki oznaczeń dotyczące wyłącznie zawartości Cu, Pb i Cd w ziarnie zbóż. Wyniki oznaczeń zawartości badanych pierwiastków w analizowanych próbkach glebowych i roślinnych podano z uwzględnieniem niepewności pomiaru (właściwy wynik oznaczeń $\pm$ określona wartość niepewności pomiaru wyrażona w $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.).

Wyniki oznaczeń zawartości badanych pierwiastków w analizowanych próbkach glebowych i roślinnych podano w tabelach nr 2 i 3. Miejsce poboru oraz rodzaj prowadzonej uprawy przedstawiono w tabeli nr 1.

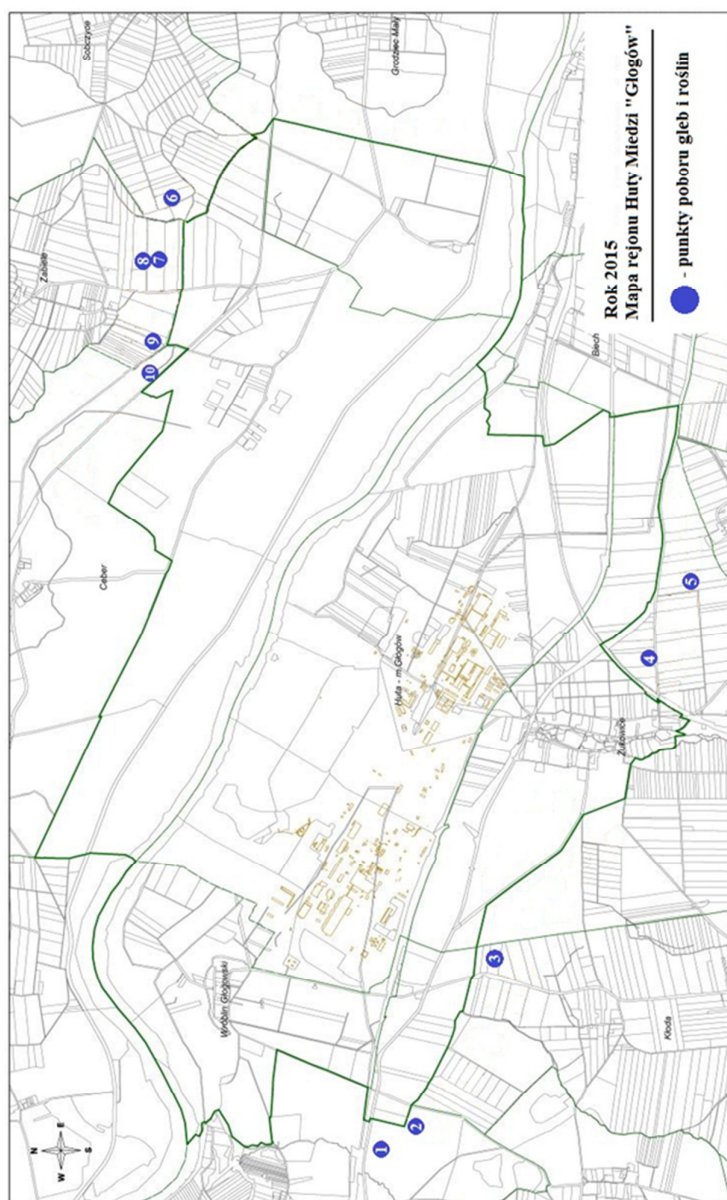
Tab. 1. Miejsca poboru gleb i roślin oraz gatunki występujących w nich zbóż
Tab. 1. Soils and plants sampling localizations and types of occurring in them cereals

Nr punktu Point number	Miejscowość Locality	Gatunek zboża Cereal species
1	Brzeg Głogowski	żyto ozime – winter rye
2	Brzeg Głogowski	pszenica ozima – winter wheat
3	Kłoda	pszenica ostka – winter wheat Bristlecone
4	Żukowice	pszenica jara – spring wheat
5	Żukowice	pszenica jara – spring wheat
6	Sobczyce	pszenica jara – spring wheat
7	Zabiele	pszenica ostka – winter wheat Bristlecone
8	Ceber	pszenica jara – spring wheat
9	Ceber	pszenica jara – spring wheat
10	Ceber	pszenica jara – spring wheat

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Badania wykazały, że w próbkach gleb pobranych w 10 punktach badawczych wartość pH wahała się pomiędzy 5,8 a 7,3. Większość gleb posiadała $\text{pH} \geq 5,6$. Gleby o odczynie lekko kwaśnym występowały w sześciu punktach, o odczynie obojętnym w trzech punktach, a o odczynie zasadowym w jednym punkcie.

Większość gleb (60%) zlokalizowanych przy granicy byłej strefy ochronnej posiada odczyn lekko kwaśny. Wpływa to na zwiększenie stopnia zagrożenia ekologicznego, ponieważ metale zgromadzone w fazie stałej gleby mogą zostać uruchomione i przedostać się do roztworu glebowego.



Rys. 1. Lokalizacja poboru próbek gleb i roślin z rejonu Huty Miedzi GŁOGÓW
Fig. 1. Sampling location map of area surrounding Copper Smelter GŁOGÓW

Może to doprowadzić do włączenie ich do łańcucha troficznego ekosystemu [Kaszubkiewicz i Kawałko 2009; Rosada i Przewocka 2015].

Oceny jakości gleb pod względem zawartości miedzi (Cu), ołowiu (Pb) i kadmu (Cd) dokonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów, jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. Nr 165, Poz.1359).

Wyniki badań dotyczące udziału Cu w badanych glebach wykazały, że w kilku próbkach dopuszczalne stężenie tego pierwiastka zostało przekroczone ($>150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r.

Zawartości miedzi w próbkach glebowych, w których stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej normy wahała się w granicach od $159,71\pm 18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ do $267,62\pm 30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ i dotyczyły 6 punktów w takich miejscowościach jak Kłoda, Żukowice, Zabiele i Ceber. W punktach tych występowała uprawa pszenicy jarej i pszenicy ostki. Średnia zawartość Cu w glebach wynosiła $168,99 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ Mediana zawartości miedzi oscylowała w granicach $162,63 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$

Zawartość Pb w jednym punkcie badawczym przekroczyła dopuszczalną normę dla tego pierwiastka $>100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – Rozporządzenie Ministra Środowiska z 9.09.2002 r. (Dz.U. 2002 165 1359). Dotyczyło to punktu nr 8 w miejscowości Ceber, w którym poziom ołowiu w glebie wynosił $102,15\pm 23 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ W punkcie tym znajdowała się uprawa pszenicy jarej. Średnia zawartość Pb w badanych glebach wynosiła $64,09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, natomiast mediana zawartości tego pierwiastka $61,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$

Tab. 2. Parametry charakteryzujące pH oraz zawartość miedzi, ołowiu i kadmu w glebie

Tab.2. The parameters characterizing the pH and the content of copper, lead and cadmium in the soil

badano w - tested in	Gleba - soil			
parametr - parameter	pH	Cu	Pb	Cd
średnia - average	6,4	169	64	0,25
odch. stand. - standard deviation	0,5	51	18	0,08
minimum	5,8	90	37	0,13
maksimum - maximum	7,3	268	102	0,38
mediana - median	6,2	163	61	0,25
wsp. zmienności - coefficient of variation	8%	30%	28%	31%

Badania dotyczące zawartości Cd wykazały, że zawartość tego pierwiastka we wszystkich punktach badawczych była niższa od obowiązującej normy < 4

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. – Rozporządzenie Ministra Środowiska z 9.09.2002r. (Dz.U. 2002.165.1359). Zawartość Cd oscylowała w granicach od $0,129\pm 0,024$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. do $0,384\pm 0,072$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Średnia zawartość Cd w glebie wynosiła $0,25$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., a mediana zawartości $0,25$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Wartość współczynnika zmienności dla Cu, Pb i Cd była bardzo zbliżona i wynosiła 31% Cd > 30% Cu > 28% Pb.

Ocenę jakości ziarna zbóż, pod względem zawartości ołowiu, dokonano w oparciu o wartości krytyczne wg Rozporządzenia Komisji (WE) Nr 1881/2006 (Dziennik Urzędowy UE 2006) – wartość krytyczna Pb w odniesieniu do ziarna pszenicy wynosi $0,20$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m). W przypadku miedzi, uznawanej za mikroelement, aktualne akty prawne nie wyznaczają norm zawartości dla tego pierwiastka. Dla celów porównawczych, dokonano również oceny zawartości metali ciężkich na podstawie nieobowiązujących już norm wg. IUNG–PIB dla przydatności konsumpcyjnej roślin, które przedstawiają się następująco: Cu (ziarno) $20,0$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m, Pb (ziarno) $1,0$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m [Kabata-Pendias i inni 1993].

Zawartość Cu w badanych próbkach ziarna mieściła się w granicach od $6,7$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. do $11,5$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Mediana zawartości Cu wynosiła $8,9$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m, a średnia zawartość $8,68$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Współczynnik zmienności wynosił natomiast 19% .

Badania prowadzone przez Orła i współautorów w 2005 roku wykazały zawartość Cu w ziarnie zbóż mieszczącą się w przedziale od $4,65$ do $6,64$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. w produktach pochodzących z upraw w okolic Huty Miedzi LEGNICA, natomiast badania prowadzone przez Rosadę w latach 2002-2006 [Rosada 2008] wykazały, że średnia zawartość miedzi w zbożach wynosiła $4,1$ - $5,4$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Biorąc pod uwagę badania prowadzone przez innych autorów zawartość Cu wykazana w badaniach własnych jest wyższa.

Zawartość Cd w badanych próbkach ziarna mieściła się w granicach od $0,03$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. do $0,08$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. i nie przekraczała dopuszczalnej normy. Mediana zawartości Cd wynosiła $0,05$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m, a średnia zawartość $0,05$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Natomiast współczynnik zmienności $28,09\%$.

Badania dotyczące zawartości Pb we wszystkich analizowanych próbkach ziarna wykazały przekroczenie dopuszczalnej normy dla tego pierwiastka biorąc pod uwagę wytyczne Rozporządzenia Komisji (UE) Nr 1881/2006. Zawartość Pb w zbożach była w granicach od $0,202$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. do $0,97$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Średnia zawartość wynosiła $0,34$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m, a mediana – $0,28$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Natomiast współczynnik zmienności oscylował w granicach $62,97\%$. Badania przeprowadzone przez Orła i współautorów 2005 roku wykazały, że średnia zawartość Pb w ziarnie zbóż dotycząca jęczmienia i żyta wynosiła odpowiedni $0,218$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. oraz $0,270$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m, natomiast w ziarnie pszenicy i pszenżyta $0,109$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m i $0,115$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Dokonując oceny jakości ziarna zbóż pod względem zawartości ołowiu w oparciu o wartości krytyczne wg. IUNG–PIB dla przydatności konsumpcyjnej roślin należy stwierdzić, iż wszystkie próbki zbóż nie wykazywały przekroczenia dopuszczalnej wartości krytycznej.

Wieloletni rozwój przemysłu miedziowego związanego głównie z przetwarzaniem rud metali skutkował skażeniem środowiska naturalnego metalami ciężkimi. Zanieczyszczone ścieki, odpady poflotacyjne oraz emisje pyłowe i gazowe z hut doprowadziły do przenikania toksycznych pierwiastków do wody, powietrza oraz gleby. Zanieczyszczenia te aktualnie zaliczane są do „zanieczyszczeń historycznych”, przez co uznaje się je często za element danego środowiska naturalnego [Cuske i Karczewska 2016].

Tab. 3. Parametry charakteryzujące zawartość miedzi, ołowiu i kadmu w zbożach

Tab. 3. The parameters characterizing the content of copper, lead and cadmium in cereals

badano w - tested in	Zboża - crops		
Pierwiastek - element	Cu	Pb	Cd
średnia - average	8,68	0,34	0,07
odch. stand. - standard deviation	1,67	0,21	0,06
minimum	6,70	0,20	0,03
maksimum - maximum	11,50	0,97	0,25
mediana - median	8,90	0,28	0,05
wsp. zmienności - coefficient of variation	19%	63%	95%

Mimo, że w Hucie Miedzi GŁOGÓW stosowane są obecnie nowoczesne technologie produkcji miedzi, nieodbiegające od poziomu światowego i wprowadzone skuteczne instalacje oczyszczające, to jednak nadal zakład ten postrzegany jest jako poważne źródło zanieczyszczeń środowiska. Nie potwierdzają tego aktualne badania prowadzone w tym rejonie przez liczne jednostki naukowe, w tym także przez Instytut Ochrony Roślin – Państwowy Instytut Badawczy w Poznaniu [Rosada 2008].

W początkowych latach istnienia Huty emisja pyłowa z tego zakładu była jednak bardzo duża, co spowodowało silną kumulację niektórych metali ciężkich (zwłaszcza miedzi i ołowiu) w glebach znajdujących się w zasięgu emisji. Obecność w glebie innych pierwiastków, takich jak cynk, kadm i arsen (zarówno w okresie silnej emisji, jak i obecnie) nie ma tak istotnego wpływu na zanieczyszczenie upraw [Rosada 2008].

Na przestrzeni ostatnich kilkunastu lat, dzięki prowadzonym przez Hutę intensywnym działaniom proekologicznym, stan środowiska rolniczego wokół

zakładu uległ znacznej poprawie. Na skutek radykalnego ograniczenia emisji pyłowej Huty znacznie zmalał stopień zanieczyszczenia pól rolnych metalami ciężkimi. Niemal całkowicie wyeliminowana została emisja SO_2 do atmosfery, dzięki czemu wyraźnie zmniejszył się stopień zakwaszenia gleb. Stosowanie skutecznych metod rekultywacji gleb zanieczyszczonych pierwiastkami śladowymi, zwłaszcza ich wapnowanie stworzyło możliwość ponownego wykorzystania tych terenów do bezpiecznej produkcji rolniczej [Rosada i Przełocka 2015].

Aktualny stan upraw w sąsiedztwie Huty nie odbiega od tego, jakim cechują się uprawy znajdujące się poza zasięgiem emisji zakładu. Obrazują to załączone fotografie – Fot. 1 i 2.

Metale skumulowane w glebach tego obszaru w przypadku braku stosowania właściwych zabiegów agrotechnicznych, zwłaszcza w przypadku zaniechania regularnego wapnowania gleb mogą nadal stanowić potencjalne zagrożenie ekologiczne. Spadek pH gleb uruchamia metale ciężkie i powoduje ich przepływ z fazy stałej gleby do roztworu glebowego. Metale stają się wówczas łatwiej dostępne dla roślin będących drugim ważnym ogniwem w łańcuchach troficznych: gleba → roślina → zwierzę → człowiek.



Fot. 1. Uprawa pszenicy jarej – Brzeg Głogowski, 2015
Phot. 1. Spring wheat cultivation – Brzeg Głogowski, 2015

Czynniki glebowe są więc głównym regulatorem zawartości fitodostępnych form metali ciężkich dla roślin. Z tego względu odczyn gleb staje się jednym z najważniejszych czynników limitujących dostępność przyswajalnych form

metali ciężkich dla roślin uprawianych w rejonach uprzemysłowionych. Wapnowanie gleb przez rolników wydaje się odpowiednim zabiegiem remediacji i immobilizacji pierwiastków w glebach, z punktu widzenia technologicznego i ekonomicznego. Stosowanie w procesach remediacji materii organicznej (biowęgla, węgla brunatnego, osadów ściekowych), w celu zwiększenia zdolności sorpcyjnej i immobilizacji metali ciężkich w glebach, nie jest jeszcze do końca poznane i wiąże się z ogromnymi kosztami i trudnościami przy wykonywaniu tego zabiegu [Cuske i Karczewska 2016].



Fot. 2. Uprawa pszenicy ozimej – Żukowice, 2015

Phot. 2. Winter wheat cultivation – Żukowice, 2015

WNIOSKI

1. Zawartości Cu, Pb i Cd w glebach sąsiadujących z Hutą Miedzi GŁOGÓW są zróżnicowane w zależności od usytuowania punktów badawczych względem emitorów zanieczyszczeń, lecz utrzymują się na stałym poziomie i są efektem nagromadzenia tych pierwiastków w początkowym okresie działalności zakładu. Rośliny uprawiane na tych terenach są głównymi odbiorcami zanieczyszczeń i elementami modyfikującymi obieg materii na danym obszarze.
2. Aktualna zawartość metali ciężkich w glebach sąsiadujących z Hutą Miedzi GŁOGÓW nie ma fitotoksycznego oddziaływania na uprawiane na tych glebach rośliny i nie wpływa na ich rozwój i plonowanie.
3. Nie stwierdzono wyraźnego związku między poziomem metali ciężkich Cu, Pb i Cd w glebie, a ich zawartością w materiale roślinnym.

4. Przeważająca ilość (60%) gleb o odczynie lekko kwaśnym na badanym terenie nie jest zjawiskiem korzystnym, gdyż przy niskim pH gleby istnieje możliwość uruchomienia metali ciężkich z fazy stałej gleby i ich przepływu do roztworu glebowego, co zwiększa prawdopodobieństwo ich poboru przez rośliny.

LITERATURA

1. CUSKE M., KARCZEWSKA A., 2016. Wpływ materii organicznej na zmiany rozpuszczalności metali w glebach zanieczyszczonych w świetle literatury. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego, Inżynieria środowiska 162(42): 39–59.
2. Dziennik Urzędowy UE. Rozporządzenie Komisji (WE) Nr 1881/2006, z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalające najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych. (Tekst mający znaczenie dla EOG). L 364: 5–24.
3. Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej nr 165, poz. 1359. 2002. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9.09.2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi: 10561–10564.
4. KABATA-PENDIAS A., MOTOWICKA-TERELAK T., PIOTROWSKA M., TERELAK H., WITEK T., 1993. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. IUNG Puławy. P(53): 1–20.
5. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1993. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa.
6. KACZYŃSKA A., ZAJĄCZKOWSKI M., GRZYBIAK M., 2015. Toksyczny wpływ kadmu na rośliny i człowieka. Ann. Acad. Med. Gedan., 45, 65–70.
7. KASZUBKIEWICZ J., KAWAŁKO D., 2009. Zawartość wybranych metali ciężkich w glebach i roślinach na terenie powiatu jeleniogórskiego. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych nr 40.
8. ORZEŁ D., BRONKOWSKA M., FIGURSKA-CIURA D., STYCZYŃSKA M., WYKA J., ŻECHAŁKO-CZAJKOWSKA A., BIERNAT J., 2009. Ocena zanieczyszczenia cynkiem i miedzią produktów roślinnych z rejonu legnicko-głogowskiego. Bromat. Chem. Toksykol. – XLII, 4, 1144–1147.
9. ORZEŁ D., BRONKOWSKA M., FIGURSKA-CIURA D., STYCZYŃSKA M., WYKA J., ŻECHAŁKO-CZAJKOWSKA A., BIERNAT J. 2010. Ocena zanieczyszczeniem ołowiem produktów roślinnych z rejonu Legnicko-Głogowskiego. Bromat.Chem.Toksykol. XLIII, 1, 79–85.

10. ROSADA J. 2008. Stan środowiska rolniczego w rejonie oddziaływania emisji Huty Miedzi GŁOGÓW. Rozprawy Naukowe Instytutu Ochrony Roślin – Państwowego Instytutu Badawczego. Zeszyt 19.
11. ROSADA J., DOPIERAŁA U., ŁUKASZYK J., 2011. Wpływ ograniczenia emisji pyłowej Huty Miedzi „Głogów” na zawartość miedzi w zbożach i kondycję roślin. Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin 51(1).
12. ROSADA J., PRZEWOCKA M. 2015. Assessment of the current possibility of agricultural use of soils in agricultural areas adjacent to the Copper Smelter “Głogów” Geology, Geophysics & Environment, 41(2): 187–198.
13. STANIAK S., 2014. Źródła i poziom zawartości ołowiu w żywności. Polish Journal of Agronomy, 19, 36–45.
14. ZAJĄC G., SZYSZLAK-BARGŁOWICZ J. 2011. Ocena zawartości wybranych metali ciężkich w makach chlebowych. Ochrona środowiska i zasobów naturalnych nr. 48.

COPPER, LEAD AND CADMIUM CONTENT IN SOILS AND PLANTS CULTIVATED IN THE VICINITY OF COPPER SMELTER “GŁOGÓW”

S u m m a r y

The aim of conducted studies was to perform the phyto- and ecotoxicological assessment of areas located in the immediate vicinity of the Copper Smelter GŁOGÓW. The study determined the content of copper, lead and cadmium in soils and their impact on cereal crops. At total 10 points were set, from which soils and plants samples were collected. Points were chosen based on three aspects: points location relative to emitters of pollutions, the level of soils pollution, also the representativeness of selected points to research areas. The elevated level of heavy metals, Cu in particular, found in soils located on the borderline of the former protective zone does not affect the condition of crops grown in this region. The concentrations of heavy metals determined in analyzed plants despite the elevated contents of Pb in grain, are not a threat to human and animals health when provided constant monitoring and proper use.

Key words: heavy metals, soil pollution, cereal contamination



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA, ARCHITEKTURY
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

**NA KIERUNKACH: INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ENERGETYKA KOMUNALNA
ORAZ ARCHITEKTURA KRAJOBRAZU**

Studia pierwszego stopnia **inżynierskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych i niestacjonarnych (3,5-letnie).

Studia drugiego stopnia **magisterskie** (dotyczy kierunku inżynieria środowiska i architektura krajobrazu) odbywają się w formie studiów stacjonarnych i niestacjonarnych (1,5-letnie).

Studia trzeciego stopnia **doktoranckie** (dotyczy kierunku inżynieria środowiska) odbywają się w formie studiów stacjonarnych (4-letnie).

Informacje o kierunku i specjalnościach znajdziecie Państwo na stronie:
http://www.wbais.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna

Dziekanat WBAiŚ (pok. 101 i 102, bud. A-8) czynny: wtorek, środa, czwartek, piątek - w godzinach 10-13, sobota (w czasie zjazdów WBAiŚ): w godzinach 8-12, nieczynny – poniedziałek.

Informacje na temat rekrutacji: <http://rekrutacja.uz.zgora.pl>

Strona internetowa Wydziału Budownictwa, Architektury
i Inżynierii Środowiska:

<http://www.wbais.uz.zgora.pl>

Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:

<http://www.iis.uz.zgora.pl>



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

**ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY**

Oferujemy wykonanie:

- **opracowań planistycznych, projektowych oraz analiz stanu elementów sieci przesyłowych wod.-kan.;**
- **ocen oddziaływania na środowisko i raportów środowiskowych, do dokumentacji budowlanej i opracowań planistycznych;**
- **opracowań ekofizjograficznych;**
- **projektów koncepcyjnych i wykonawczych rekultywacji terenów zdegradowanych;**
- **dokumentacji geologiczno-inżynierskich;**
- **operatów wodno-prawnych;**
- **badania właściwości wód powierzchniowych i podziemnych, w tym przeznaczonych do spożycia;**
- **badania ścieków komunalnych i przemysłowych, osadów ściekowych i odpadów;**
- **analiz i dokumentacji w zakresie gospodarki odpadami;**
- **badania gleb i gruntów wraz z podaniem zaleceń uprawowych i rekultywacyjnych;**
- **projektów zagospodarowania terenów o różnej funkcjonalności;**
- **badania i opracowania w ramach audytu energetycznego budynków**

