

UNIwersYTET ZIELONOGÓRSKI
Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

Seria: Inżynieria Środowiska - nr 35

zeszyty
naukowe



**ZESZYTY NAUKOWE
UNIwersYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 155**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 35

ZIELONA GÓRA • 2014

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:

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

dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. UZ, dr inż. Magda Hudak,

dr inż. Jakub Kostecki, dr inż. Sylwia Myszograj, dr inż. Róża Wasylewicz

Redaktorzy tematyczni:

prof. dr hab. inż. Andrzej Jędrzak, prof. dr hab. inż. Tadeusz Kuczyński,

prof. dr hab. Zofia Sadecka, dr hab. Michał Drab, prof. UZ, dr hab. Urszula

Kołodziejczyk, prof. UZ, dr hab. Zygmunt Lipnicki, prof. UZ, prof. UZ,

dr hab. Marlena Piontek, prof. UZ, dr hab. inż. Nguyen Thi Bich Loc,

prof. UZ

Sekretarz:

dr inż. Magda Hudak

RADA WYDAWNICZA:

dr hab. inż. Andrzej Pieczyński, prof. UZ (*Przewodniczący*),

mgr Ryszard Błażyński (*Sekretarz*),

Członkowie: prof. dr hab. inż. Marian Adamski, prof. dr hab. Beata Gabryś,

prof. dr hab. Marian Nowak, dr hab. inż. Michał Drab, prof. UZ,

dr hab. inż. Van Cao Long, prof. UZ, dr hab. inż. Anna Walicka, prof. UZ,

dr hab. inż. Krzysztof Witkowski, prof. UZ, dr hab. Bohdan Halczak,

prof. UZ, dr hab. Zdzisław Wołk, prof. UZ, dr Rafał Ciesielski

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISSN 1895-7323

Skład komputerowy: dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. UZ

Copyright © by IIŚ WILiŚ UZ, Zielona Góra 2014

SPIS TREŚCI

Marzena Nadolna – Weryfikacja efektów termomodernizacji budynku użyteczności publicznej.....	5
Urszula Kołodziejczyk, Marta Gortych, Magda Hudak, David Komarnicki, Aleksandra Szumańska, Agnieszka Śliwińska – Agresywność chemiczna wód powierzchniowych w Międzyrzeckim Rejonie Umocnionym.....	15
Mateusz Cuske, Anna Karczewska, Bernard Gałka – Ultrasonic cleaning of plant roots in their preparation for analysis on heavy metals	25
Łukasz Szałata, Mateusz Cuske, Adam Godzwa – Porównanie modeli propagacji fali akustycznej na przykładzie funkcjonowania zakładu unieszkodliwiania odpadów w Ścinawce Dolnej	33
Mateusz Cuske, Łukasz Szałata, Adam Godzwa, Elżbieta Muszyfaga – Badania monitoringowe gleb na terenie zakładu unieszkodliwiania odpadów w Ścinawce Dolnej w świetle przepisów prawnych wynikających z implementacji dyrektywy IED.....	41
Urszula Kołodziejczyk, Magdalena Czarna, Zbigniew Tarka – Modelowanie rozprzestrzeniania zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego z projektowanej kompostowni osadów ściekowych.....	50
Urszula Kołodziejczyk, Jakub Kostecki, Róża Wasylewicz – Analiza oddziaływania na środowisko planowanej eksploatacji kruszywa w miejscowości Łaz	59
Marlena Piontek, Zuzanna Fedyczak, Katarzyna Łuszczyńska, Hanna Lechów – Toksyczność miedzi, cynku oraz kadmu, rtęci i ołowiu dla człowieka, kręgowców i organizmów wodnych.....	70
Adam Piotr Zając – Samochód jako wyzwanie dla miasta XXI wieku	84
Barbara Walczak, Tomasz Chutko – Zawartość miedzi w glebie w różnych odległościach od krawędzi jezdni drogi krajowej nr 3 w okolicach Nowego Miasteczka	95

MARZENA NADOLNA*

WERYFIKACJA EFEKTÓW TERMOMODERNIZACJI BUDYNKU UŻYTECZNOŚCI PUBLICZNEJ

Streszczenie

Proces termomodernizacji budynku poprzedzony jest opracowaniem audytu energetycznego wskazującego najbardziej optymalne rozwiązanie, przy którym osiągnięte zostaną określone efekty energetyczne i ekologiczne. Na podstawie określonych efektów inwestor może starać się o dofinansowanie inwestycji z funduszy strukturalnych UE. Po zakończeniu prac związanych z termomodernizacją budynku przeprowadzono analizę efektów i porównano je z założonymi.

Słowa kluczowe: termomodernizacja, audyt energetyczny, emisja zanieczyszczeń

WSTĘP

Termomodernizacja budynku to zespół przedsięwzięć mających na celu poprawę efektywności energetycznej obiektu. Głównym celem termomodernizacji jest zmniejszenie kosztów ponoszonych na ogrzewanie i przygotowanie ciepłej wody użytkowej. Zmniejszenie zapotrzebowania na ciepło wpływa na zmniejszenie ilości zużywanego paliwa, co ma korzystny wpływ na ochronę środowiska naturalnego poprzez zmniejszenie emisji zanieczyszczeń. Usprawnienia termomodernizacyjne dotyczą głównie starszych budynków. Dlatego dodatkową korzyścią tego typu przedsięwzięć jest poprawa estetyki zewnętrznej obiektu, która poprzez działania związane z ociepleniem ścian zewnętrznych, wymianę starych zniszczonych okien, zyskuje na atrakcyjności.

Aby główny cel termomodernizacji został osiągnięty przeprowadza się tylko inwestycje ekonomicznie opłacalne, które mają największy wpływ na zmniejszenie strat ciepła i poprawę efektywności energetycznej budynku. Dlatego przed rozpoczęciem prac termomodernizacyjnych konieczne jest przeprowadzenie audytu energetycznego, którego zadaniem jest wskazanie najbardziej optymalnych rozwiązań – zarówno pod względem oszczędności energii, jak

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska

i kosztów termomodernizacji. W ramach audytu energetycznego przeprowadza się działania mające na celu ocenę stanu istniejącego i przegląd możliwych do wykonania usprawnień oraz analizę efektywności ekonomicznej modernizacji. Informacje uzyskane w ramach audytu pozwalają określić możliwe metody oraz wskazać tę najbardziej optymalną.

Na zmiany rynku energii w Polsce dużą rolę odgrywa członkostwo w Unii Europejskiej. Zasadniczo, regulacje krajowe mają swoje podłoże w przyjętych dokumentach strategicznych, określających oczekiwania rozwojowe na rynku energii [Paska i Surma 2014]. Jednak członkostwo w Unii Europejskiej daje również wiele możliwości m.in. korzystanie z funduszy strukturalnych, których zadaniem jest wspieranie restrukturyzacji i modernizacji gospodarek krajów UE. Pozyskanie środków na współfinansowanie remontu budynków dają takie programy jak np. Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego, Europejski Fundusz Społeczny. Funkcje tych programów związane są z rozwojem regionalnym i lokalnym, zwiększeniem konkurencji przedsiębiorstw i poprawą warunków bytowych [Kundera i Szmyt 2008]. Można uzyskać dofinansowanie do remontu budynków użyteczności publicznej, przemysłowych oraz mieszkalnych. Ubieganie się o środki następuje w drodze konkursu wniosków, które powinny być opracowane według określonych zasad, a oceniane są zgodnie z określonymi kryteriami. W przypadku współfinansowania termomodernizacji budynku z funduszy strukturalnych zasadą jest, że najpierw należy ponieść koszty, a następnie można ubiegać się o ich refundację, pod warunkiem, że są to koszty kwalifikowane, czyli związane z realizacją projektu w ramach konkretnego programu operacyjnego. Wydatki kwalifikowane określone są zgodnie z zasadami dotyczącymi danego funduszu strukturalnego oraz zasadami określonymi w wytycznych instytucji zarządzającej danym programem operacyjnym. Dlatego nie jest możliwe stworzenie zamkniętego katalogu kosztów kwalifikowanych. Uzyskanie pomocy unijnej wiąże się z osiągnięciem pewnych określonych we wniosku celów/efektów/rezultatów. Np. celem projektu polegającego na modernizacji źródła ciepła w budynku, może być zmniejszenie emisji zanieczyszczeń do atmosfery.

W 2009 roku przeprowadzono prace związane z termomodernizacją budynku użyteczności publicznej położonego w miejscowości Szprotawa w województwie lubuskim. Budynek znajduje się w strefie konserwatorskiej. Wykonany jest w technologii tradycyjnej i powstał w latach trzydziestych ubiegłego wieku. Współczynniki przenikania ciepła dla wszystkich przegród zewnętrznych nie spełniały wymagań określonych Ustawą [Dz.U. 2008 nr 201 poz. 1238]. Kubatura części ogrzewanej budynku wynosi 19 005 m³. Przed termomodernizacją ogrzewanie budynku odbywało się z własnej kotłowni na paliwo stałe (koks). W kotłowni zainstalowane były dwa kotły żeliwne wodne typu Eco IVA każdy o znamionowej mocy cieplnej 296 kW. Łączna znamionowa moc kotłowni wynosiła 592 kW. Na potrzeby grzewcze budynku roczne zużycie

paliwa wynosiło ok 200 ton koksu w zależności od długości sezonu grzewczego. W budynku wykonana była instalacja centralnego ogrzewania wodnego systemu grawitacyjnego z rozdziałem górnym o temperaturze wody grzejnej 90/70°C. Instalacja c.o. pochodząca z czasów przed rokiem 1945 wykonana była z rur stalowych czarnych ze szwem o połączeniach spawanych. Jako elementy grzejne zastosowane były grzejniki żeliwne typu S130, T1, oraz pionieckie odpowiedniki typu H w wielkości 1 i 4. Instalacja nigdy nie była czyszczona i jej stan ogólny oceniono na zły. W związku z nieszczelnymi oknami i zanieczyszczoną instalacją grzewczą w wielu pomieszczeniach obserwowano nadmierne wychłodzenie.

Ciepła woda użytkowa przygotowywana była lokalnie w pojemnościowych podgrzewaczach elektrycznych.

Prace termomodernizacyjne poprzedzone zostały wykonaniem audytu energetycznego, w którym przeanalizowano i wskazano najbardziej optymalne rozwiązania zarówno pod względem oszczędności energii jak i kosztów termomodernizacji. W zakres prac termomodernizacyjnych wchodziło docieplenie stropodachów, wymiana starych i nieszczelnych okien i drzwi zewnętrznych, modernizacja systemu grzewczego oraz wymiana kotła na paliwo stałe na wysokosprawny kocioł gazowy. Według audytu energetycznego w wyniku przeprowadzonych robót termomodernizacyjnych oszczędność energii na potrzeby grzewcze budynku powinny wynieść 75%. Zgodnie z zaleceniami inwestora audyt energetyczny nie uwzględniał robót związanych z modernizacją instalacji ciepłej wody użytkowej (ciepła woda podgrzewana była w lokalnych pojemnościowych podgrzewaczach elektrycznych). Na etapie projektowym, w związku z modernizacją kotłowni inwestor bez konsultacji z audytorem podjął decyzję centralnego przygotowania ciepłej wody użytkowej i doprowadzenia jej do pomieszczeń szatni, umywalni i pomieszczenia przepieriek. Modernizacja instalacji ciepłej wody polegała na wykonaniu nowej instalacji wody ciepłej i cyrkulacyjnej oraz na centralnym podgrzewie wody w wymienniku zlokalizowanym w kotłowni i zasilanym w ciepło z nowoprojektowanego kotła gazowego i kolektorów słonecznych zamontowanych na dachu budynku. Zaplanowane prace termomodernizacyjne oraz montaż nowej instalacji ciepłej wody z kolektorami słonecznymi przeprowadzone zostały w październiku 2009 roku.

Korzystając z możliwości, jakie daje Polsce członkostwo w Unii Europejskiej inwestor wystąpił z wnioskiem o współfinansowanie prowadzonych robót termomodernizacyjnych w ramach Lubuskiego Regionalnego Programu Operacyjnego. Uzyskanie pomocy unijnej wiązało się z osiągnięciem określonych we wniosku efektów rzeczowych i ekologicznych polegających na 75% zmniejszeniu zapotrzebowania na energię oraz zmniejszenie emisji zanieczyszczeń. Wniosek efektów rzeczowych i ekologicznych opracowany został na podstawie opracowanego wcześniej audytu energetycznego. Najprostszą metodą weryfikacji efektów przeprowadzonych robót jest porównanie ilości zużywanego paliwa

przed i po termomodernizacji. Przed termomodernizacją w zależności od długości sezonu grzewczego na potrzeby grzewcze budynku spalano ok 200 ton koksu rocznie. Wartość opałowa spalanego koksu wynosiła 29 MJ/kg. Po termomodernizacji w wyniku wymiany kotła na paliwo stałe na wysokosprawny kocioł gazowy zużywany był gaz ziemny o wartości opałowej 27 MJ/m³. W tabeli 1 przedstawiono zużycie paliwa wg faktur za dostawę, średnią wartość temperatury zewnętrznej oraz liczbę stopniodni (obliczoną wg Dz.U. 2009 Nr 43 poz. 346) w analizowanych sezonach grzewczych obliczoną na podstawie danych temperaturowych zamieszczonych na stronie <http://www.ekologia.pl/pogoda/polska/>. Dla porównania przedstawiono średnią wartość temperatury zewnętrznej oraz liczbę stopniodni podaną w wycofanej w 2009 roku normie PN-B-02025. Opracowany w 2008 roku audyt energetyczny sporządzony został z uwzględnieniem wyżej wymienionej normy.

Tab. 1. Zestawienie zużycia gazu w latach 2009÷2014

Tab. 1. Summary of gas consumption 2009÷2014

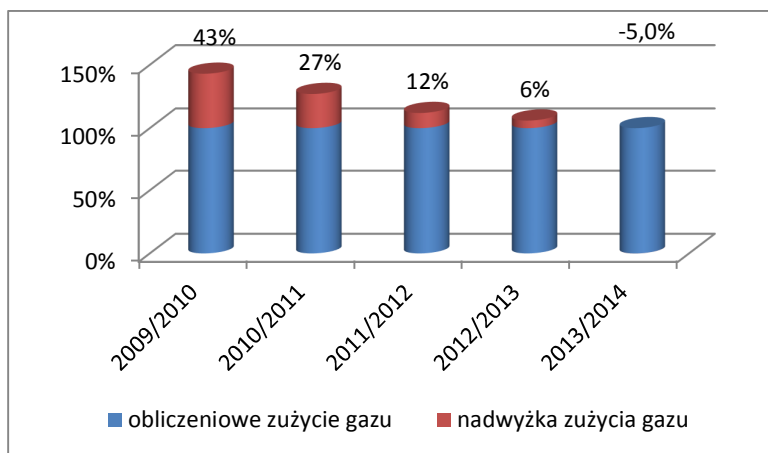
		Przed termomodernizacją	Po termomodernizacji – sezon grzewczy				
			2009/2010	2010/2011	2011/2012	2012/2013	2013/2014
Roczna ilość	koks [ton]	200	-	-	-	-	-
zużywanego paliwa	gaz [m ³]	-	73 174	64 973	57 158	54 093	48 591
Średnia wartość temperatury zewnętrznej [°C]		6,32*	4,85	6,37	7,72	6,69	9,04
Liczba stopniodni S _d		3 760*	3 586	3 700	3 501	3 886	3 179

* wg PN-B-02025 (acc. to PN-B-02025)

Sezon grzewczy 2009/2010 był pierwszym sezonem rozliczeniowym sprawdzanym pod względem spełnienia wymogów określonych we wniosku. Rozpoczęcie sezonu ze względu na termin zakończenia robót termomodernizacyjnych odnotowano na dzień 21 października 2009 r. Budynek był mocno wychłodzony i w pierwszych tygodniach pracy kotłownia działała prawie bez przerw przy pełnym obciążeniu. Średnia wartość temperatury tego sezonu grzewczego była wyjątkowo niska i wynosiła zaledwie 4,85°C. Pośpiech w zakończeniu prac modernizacji kotłowni oraz wykonania instalacji centralnego ogrzewania spowodował, że prawidłowe wyregulowanie instalacji nastąpiło dopiero pod koniec 2010 roku, co mocno wpłynęło na zużycie gazu w pierwszym miesiącu następnego sezonu grzewczego 2010/2011.

Na rysunku 1 przedstawiono procentowe zużycie gazu obliczone w stosunku do obliczeniowego zużycia przy założeniu 75% zmniejszeniu zapotrzebowania na energię grzewczą. Zarówno pierwszy jak i drugi sezon grzewczy nie spełniał

zakładanych efektów termomodernizacji. Zużycie gazu w pierwszym analizowanym sezonie grzewczym (2009/2010) było prawie półtora razy większe od zużycia obliczeniowego. W drugim okresie grzewczym 2010/2011 r. rzeczywiste zużycie gazu stanowiło już 127% zużycia obliczeniowego. Dopiero w następnych sezonach grzewczych, po dokładnym wyregulowaniu instalacji grzewczej zużycie gazu było zbliżone do zużycia obliczeniowego i można było przyjąć, że zakładany efekt termomodernizacji został osiągnięty.



Rys. 1. Procentowe zużycie gazu ziemnego w latach 2009÷2014

Fig. 1. Percentage of the natural gas consumption 2009÷2014

Sezon grzewczy 2013/2014 r. był wyjątkowo korzystny, jeśli chodzi o zużycie gazu. Temperatury zewnętrzne były wysokie, średnia wartość temperatury zewnętrznej tego sezonu grzewczego wyniosła 9,04°C, a liczba stopniodni S_d wyniosła zaledwie 3179. Zużycie gazu w tym sezonie grzewczym było o 5,0% mniejsze od zużycia obliczeniowego. Różne roczne zużycia gazu do ogrzewania uzależnione są od liczby stopniodni grzania. Liczba stopniodni jest dobrym narzędziem do przewidywania ilości zużywanego gazu na cele grzewcze. Jednak dla prawidłowej weryfikacji efektów termomodernizacji powinna być wyznaczana corocznie. Znajomość zużycia energii (gazu) na stopniodzień grzania pozwala obiektywnie badać trendy zmian zużycia energii spowodowanych termomodernizacjami budynków oraz poprawą sprawności kotłów i podgrzewaczy wody [Dopke 2006]. W analizowanym budynku duży wpływ na różnice rzeczywistego i obliczeniowego rocznego zużycia gazu przedstawionego we wniosku o dofinansowanie miał fakt opracowania wniosku na podstawie audytu energetycznego, który nie zakładał modernizacji instalacji ciepłej wody użytkowej. Centralne przygotowanie ciepłej wody przy wykorzystaniu kolektorów

słonecznych i kotła gazowego wpływa na dodatkowy pobór gazu, który nie został uwzględniony w obliczeniach audytu. O zużyciu gazu na potrzeby przygotowania ciepłej wody świadczy zarejestrowany pobór gazu w miesiącach letnich (lipiec, sierpień), poza sezonem grzewczym, który w badanym okresie rozliczeniowym 2010÷2014 r. wahał się od 16 do 310 m³/m-c.

Głównym efektem termomodernizacji określonym we wniosku o dofinansowanie było zmniejszenie emisji zanieczyszczeń. Obliczenia emisji zanieczyszczeń do atmosfery wykonano na podstawie wytycznych opracowanych przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Energią [IOŚ-PIB 2013]. W wytycznych określono sposób obliczania wskaźników oraz przedstawiono wskaźniki emisji dla wybranych substancji w zależności od rodzaju spalnego paliwa. Wielkości emisji są uzależnione od rodzaju paliwa, wielkości zużycia paliwa, parametrów paliwa; wartości opałowej, zawartości popiołu, zawartości siarki oraz sprawności zastosowanego urządzenia redukcyjnego.

Emisję substancji, wyrażoną w kilogramach [kg] oblicza się ze wzoru:

$$E = B \cdot W \quad (1)$$

gdzie:

B – zużycie paliwa; w przypadku paliw stałych oraz ciekłych, wyrażone w megagramach [Mg], w przypadku paliw gazowych, wyrażone w tysiącach metrów sześciennych [tys. m³];

W – wskaźnik emisji wyrażony w gramach na jednostkę zużytego paliwa.

Przed termomodernizacją ogrzewanie budynku odbywało się z własnej kotłowni na paliwo stałe – koks. Po termomodernizacji w wyniku wymiany kotła na paliwo stałe na wysokosprawny kocioł gazowy, jako paliwo stosowany jest gaz ziemny Lw (Gz-41,5).

Na podstawie faktur za zakup paliwa obliczono emisję zanieczyszczeń w poszczególnych sezonach grzewczych, wyniki obliczeń przedstawiono w tab. 2.

Obliczenia emisji zanieczyszczeń przed i po termomodernizacji posłużyły do obliczenia efektu ekologicznego na podstawie, którego opracowane zostały procentowe wskaźniki redukcji zanieczyszczeń w poszczególnych sezonach grzewczych (tab. 3). Drukiem wytłuszczonym zaznaczone zostały wielkości, które nie spełniły zakładanych we wniosku o dofinansowanie parametrów.

Obliczenia efektu ekologicznego termomodernizacji oraz określenie stopnia redukcji zanieczyszczeń na etapie przygotowania wniosku wykonane zostały na podstawie obowiązujących wtedy materiałów informacyjno-instruktażowych Ministerstwa Ochrony Środowiska [MOŚ, ZNiL.1996]. Przedstawione w materiałach wskaźniki emisji zanieczyszczeń różnią się od obecnie obowiązujących wskaźników podawanych przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami [IOŚ-PIB 2013]. Dlatego w trzecim i czwartym sezonie grzewczym pomimo zmniejszenia zużycia gazu deklarowana redukcja tlenków azotu (NO_x/NO₂) nie została osiągnięta. Natomiast redukcja emisji pyłów zawieszonych (TSP) jest spełniona nawet przy zwiększonym poborze gazu w dwóch

pierwszych sezonach grzewczych. Różnice w obliczeniach wskaźników emisji zanieczyszczeń przedstawione zostały w tabeli 4.

Tab. 2. Emisja zanieczyszczeń w sezonach grzewczych 2009÷2014 r.

Tab. 2. Emission of contamination during the heating seasons 2009÷2014

Zanieczyszczenia	Emisja zanieczyszczeń przed termomodernizacją [kg]	Emisja zanieczyszczeń w sezonie grzewczym [kg]				
		2009/2010	2010/2011	2011/2012	2012/2013	2013/2014
Tlenki siarki (SO _x /SO ₂)	19,20	2,94	2,61	2,29	2,19	1,95
Tlenki azotu (NO _x /NO ₂)	200,00	111,89	99,28	86,93	83,37	74,23
Tlenek węgla (CO)	5000,00	22,08	19,60	17,16	16,45	14,65
Dwutlenek węgla (CO ₂)	472000	147222	130634	114382	109694	97670
Pył zawieszony całkowity (TSP)	24,00	0,04	0,03	0,03	0,03	0,02
Benzo(a)piren	0,02	Nie dotyczy				

Tab. 3. Procentowa redukcja zanieczyszczeń w sezonach grzewczych 2009÷2014 r.

Tab. 3. Percentage reduction of pollutants during the heating seasons 2009÷2014.

Zanieczyszczenia	Zakładana redukcja zanieczyszczeń [%]	Procentowa redukcja zanieczyszczeń w sezonie grzewczym [%]				
		2009/2010	2010/2011	2011/2012	2012/2013	2013/2014
Tlenki siarki (SO _x /SO ₂)	86,3	84,7	86,4	88,1	88,6	89,8
Tlenki azotu (NO _x /NO ₂)	72,3	62,7	66,9	71,0	72,2	75,3
Tlenek węgla (CO)	99,6	99,5	99,6	99,7	99,7	99,7
Dwutlenek węgla (CO ₂)	73,5	69,3	72,8	76,2	77,1	79,7
Pył zawieszony całkowity (TSP)	98,3	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9

Tab. 4. Wskaźniki emisji zanieczyszczeń wg wytycznych z 1996 r. i 2013 r.

Tab. 4. The indicators of emissions according to the guidelines from the years 1996 and 2013.

Zanieczyszczczenia	Koks			Gaz ziemny		
	Jednostka	Wskaźniki wg wytycznych 1996	Wskaźniki wg wytycznych 2013	Jednostka wskaźnika	Wskaźniki wg wytycznych 1996	Wskaźniki wg wytycznych 2013
Tlenki siarki (SO _x /SO ₂)	g/Mg	16 000*s	16 000*s	g/m ³	0,0014*s	0,002*s
Tlenki azotu (NO _x /NO ₂)		1 500	500		3,36	1,52
Tlenek węgla (CO)		25 000	25 000		0,19	0,3
Dwutlenek węgla (CO ₂)		2 400 000	2 360 000		1 375	2 000
Pył zawieszony całkowity (TSP)		1 500*A'	1 000*A'		0,0085	0,0005
Benzo(a)piren		-	0,1		-	-

PODSUMOWANIE

- Termomodernizacja budynku powinna być poprzedzona opracowaniem audytu energetycznego wskazującego najbardziej optymalne rozwiązanie zarówno pod względem oszczędności energii jak i kosztów termomodernizacji. Metodyka obliczeń audytów energetycznych pozwala dokładnie określić oszczędności i efekty planowanej inwestycji. Dlatego wszelkiego rodzaju zmiany wprowadzane na etapie projektowania lub wykonawstwa mogą wpływać na wyliczone w audycie efekty. Korzystne jest zaktualizowanie audytu po zakończonym procesie projektowania i kosztorysowania poszczególnych elementów inwestycji (docieplenie przegród zewnętrznych, wymianę okien, projektu kotłowni, instalacji c.o. itp.). Dopiero na podstawie zaktualizowanego audytu właściwe jest opracowanie wniosku o dofinansowanie. Uniknie się wtedy błędów związanych z przyjętymi w audycie wskaźnikowymi cenami robót i materiałów, powierzchniami przegród zewnętrznych – często w audycie, obliczanych na podstawie szkicowych inwentaryzacji oraz wyliczonych na tej podstawie efektów.
- Termomodernizacja budynku pozwala ograniczyć straty ciepła, co korzystnie wpływa na zmniejszenie zapotrzebowania na paliwa opałowe. Zmniejsza

szenie zużycia paliw ogranicza emisję zanieczyszczeń wprowadzanych do powietrza.

- Do weryfikacji efektów termomodernizacji konieczne jest zakończenie całej inwestycji. Niedokończona inwestycja np. niewyregulowana praca instalacji c.o. lub kotłowni może znacząco wpłynąć na ilość zużywanego paliwa.
- Weryfikacja efektów termomodernizacji na podstawie faktur za zakup paliwa jest metodą prostą i wiarygodną. Jednak dokładne określenie efektów powinno uwzględniać wpływ wartości liczby stopniodni S_d charakteryzującej badany sezon grzewczy. Wielkość liczby stopniodni S_d wpływa na wielkość rocznego zapotrzebowania na ciepło a tym samym na wielkość zużycia paliwa.

LITERATURA

1. DOPKE J., 2006. Zależność zużycia gazu ziemnego w gospodarstwach domowych od liczby stopniodni grzania. Rynek Energii - 5.
2. DOPKE J., 2013. Różnice w zużyciu energii na ogrzewanie budynków w wybranych polskich miastach w sezonie grzewczym 2012/2013 r. <http://www.info-ogrzewanie.pl>
3. KUNDERA J., SZMYT W., 2008. Leksykon polityki regionalnej Unii Europejskiej, Oficyna Wolters Kluwer Polska Sp. z o.o. Kraków.
4. PASKA J., SURMA T., 2014. Wyzwania dla Polski w świetle nowej polityki energetycznej Unii Europejskiej. Rynek Energii - 4.
5. Dz.U. 2008 nr 201 poz. 1238 Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 6 listopada 2008 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków technicznych jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie.
6. Dz. U. 2009 nr 43 poz. 346 Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 17 marca 2009 r. w sprawie szczegółowego zakresu i form audytu energetycznego oraz części audytu remontowego, wzorów kart audytów, a także algorytmu oceny opłacalności przedsięwzięcia termomodernizacyjnego.
7. PN-B-02025:2001 Obliczanie sezonowego zapotrzebowania na ciepło do ogrzewania budynków mieszkalnych i zamieszkania zbiorowego – norma wycofana.
8. IOŚ-PIB, 2013. Wskaźniki emisji zanieczyszczeń ze spalania paliw – kotły o nominalnej mocy cieplnej do 5 MW, Warszawa.
9. Materiały informacyjno-instruktażowe. Wskaźniki emisji substancji zanieczyszczających wprowadzanych do powietrza z procesów energetycznego spalania paliw. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa. Warszawa, kwiecień 1996 r.
10. Wskaźniki emisji zanieczyszczeń ze spalania paliw – kotły o nominalnej mocy cieplnej do 5 MW – IOŚ-PIB, Warszawa, styczeń 2013 r.

THE EFFECTS OF PUBLIC BUILDING THERMOMODERNIZATION PROCESSES

S u m m a r y

The process of thermomodernization is preceded by the development of an energy audit indicating the most optimal solution, which will be achieved by certain amount of energy and environmental effects. Based on the specific effects the investor can apply for funding of structural investment funds from EU. After completion of the work associated with the thermal efficiency of the building were analyzed and compared the effects with guidelines.

Key words: thermomodernization, energy audit, emissions

URSZULA KOŁODZIEJCZYK*, MARTA GORTYCH*,
MAGDA HUDAK*, DAVID KOMARNICKI**,
ALEKSANDRA SZUMAŃSKA**, AGNIESZKA ŚLIWIŃSKA*

AGRESYWNOSĆ CHEMICZNA WÓD POWIERZCHNIOWYCH W MIĘDZYRZECKIM REJONIE UMOCNIONYM

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

Fortyfikacje Miedzyrzeckiego Rejonu Umocnionego są często zawodnione. Decydują o tym: opady atmosferyczne, spływy powierzchniowe z okolicznych zlewni oraz poziomy wód gruntowych. W artykule wykazano, że woda zalegająca w sąsiedztwie fortyfikacji reaguje z konstrukcją żelbetową poszczególnych obiektów. Potwierdziły to badania agresywności wód powierzchniowych występujących w sąsiedztwie wybranych fortyfikacji zlokalizowanych w zlewni rzeki Paklicy.

Słowa kluczowe: agresywność wód powierzchniowych, Międzyrzecki Rejon Umocniony

WSTĘP

Na Środkowym Nadodrzu znajdują się liczne fortyfikacje pochodzące z przed II wojny światowej. Zbudowano je w celu zabezpieczenia terytorium Niemiec przed ewentualnym atakiem wojsk polskich oraz planowanej przez Niemców „ofensywy wschodniej”.

Międzyrzecki Rejon Umocniony (MRU) to zespół fortyfikacji Środkowego Nadodrza, w tym: schronów bojowych, zapór przeciwpancernych, mostów i kanałów, o łącznej długości około 80 km [Toczewski 1981, Biskup 1992]. Dzieli się na trzy odcinki: północny, centralny i południowy, różniące się znaczeniem strategicznym, charakterystyką geograficzną oraz gęstością obiektów [Brzoskwinia 1987, Motyl 2000, Sadowski 2005].

* Instytut Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

** studenci Uniwersytetu Zielonogórskiego, członkowie studenckich kół naukowych: „Skamieniały” i „Czysta Woda”

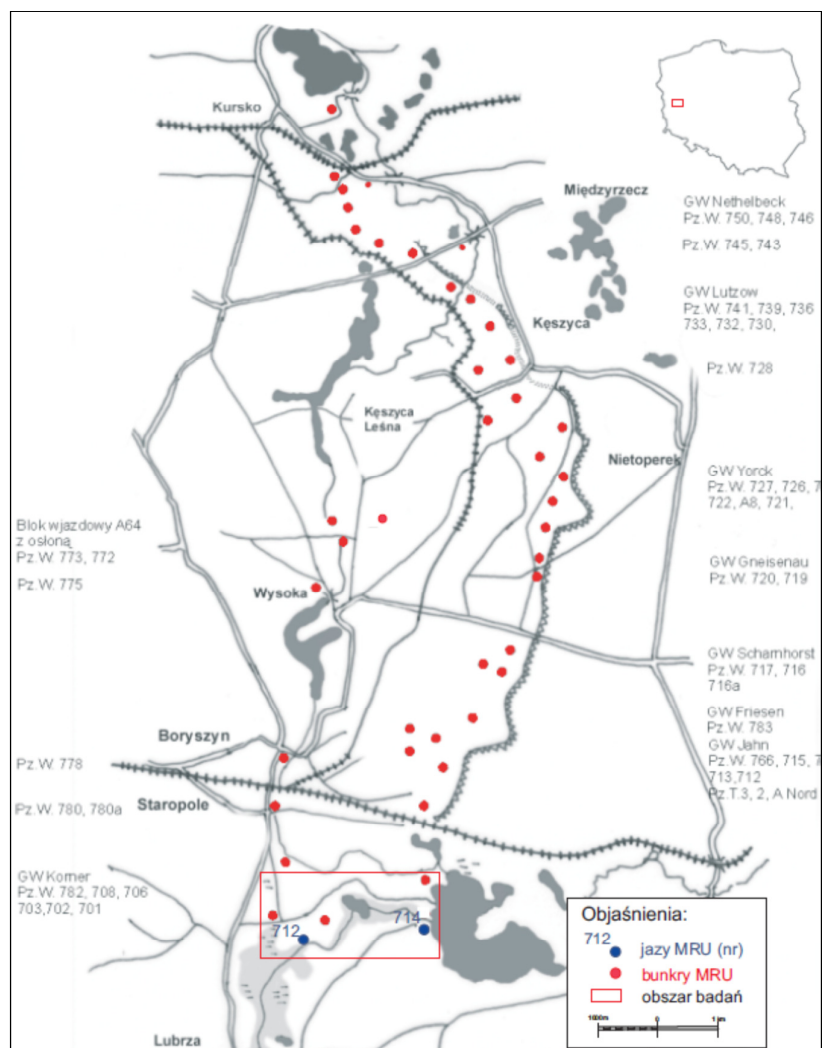
Odcinek centralny MRU (rys. 1) rozciąga się pomiędzy miejscowościami Lubrza, Staropole i Chyciny. Tworzy go 9 grup warownych: GW Lutzow, GW Yorck, GW Gneisenau, GW Scharnhorst, GW Friesen, GW Jahn, GW Schil, GW Nethelbeck oraz GW Komer. Stanowią go głównie jednokondygnacyjne obiekty żelbetowe o odporności B1, gdzie: grubość ścian zewnętrznych wynosi 1 m, grubość stropodachu wynosi 0,8 m, a obiekty są odporne na kilkukrotne trafienie pociskami burzącymi kalibru 120 mm oraz przeciwpancernymi kalibru 105 mm. W centralnym odcinku MRU występują również obiekty o odporności C (niższej od B1), gdzie ściany zewnętrzne mają grubość do 0,6 m, a obiekty są wytrzymałe na pociski burzące kalibru 75 mm i przeciwpancerne kalibru 37 mm, a ponadto – obiekty o odporności B/B1 (wyższej od B1), gdzie ściany zewnętrzne mają grubość 1,5 m, stropodach osiąga grubość 0,8 m, a obiekty są wytrzymałe na pociski burzące kalibru 120 mm oraz przeciwpancerne kalibru 210 mm. Żelbetowe fortyfikacje centralnego odcinka MRU uzupełniają liczne obiekty polowe, w tym: gęste sieci okopów, drewniano-ziemne stanowiska bojowe, polowe magazyny amunicji, wieże obserwacyjne, zapory przeciwpiechotne i przeciwpancerne (tzw. „zęby smoka”) oraz obiekty pozoracyjne.

Podczas działań wojennych, a także licznych powodzi, na Środkowym Nadodrzu zachodziły procesy, które dzisiaj decydują o stanie poszczególnych fortyfikacji oraz uwarunkowaniach geotechnicznych stref nimi umocnionych [Kołodziejczyk 2002, 2004]. Wbudowanie obiektów obronnych w wały przeciwpowodziowe Odry i strefy przykorytowe rzek spowodowało bowiem – w zależności od sytuacji strategicznej (wojennej, powodziowej) – diametralnie różne skutki: 1. wzmocnienie, wynikające z pojawienia się w obrębie gruntu dużej bryły twardego i sztywnego materiału, odpornego na erozję mechaniczną i parcie wód, 2. osłabienie, spowodowane wzmożoną filtracją, jaka miała (i nadal ma) miejsce na styku dwóch ośrodków (beton – grunt) o wyraźnie zróżnicowanym współczynniku przepływu.

Wśród wielu czynników, które mogą powodować niszczenie betonu istotne miejsce zajmuje woda i rozpuszczone w niej substancje chemiczne, co prowadzi do tzw. agresywności wód w stosunku do betonu. W zależności od dominującego procesu chemicznego zachodzi agresywność kwasowa, węglanowa, ługująca i inne. Procesy te potęgują: cykliczne zamrażanie i rozmrażanie wody, wynikające z sezonowych zmian temperatury oraz erozyjna działalność wiatru.

Fortyfikacje centralnego odcinka MRU są często zawodnione. Decydują o tym opady atmosferyczne, spływy z okolicznych zlewni oraz wysoki poziom wód gruntowych.

Woda stagnująca w obrębie obiektów budowlanych wchodzi w reakcję z poszczególnymi elementami konstrukcji żelbetowej. Wskutek agresywności wód dochodzi wówczas do osłabienia poszczególnych elementów konstrukcji [Piasta i in. 1999; Czarnecki i Piotrowski 2010].



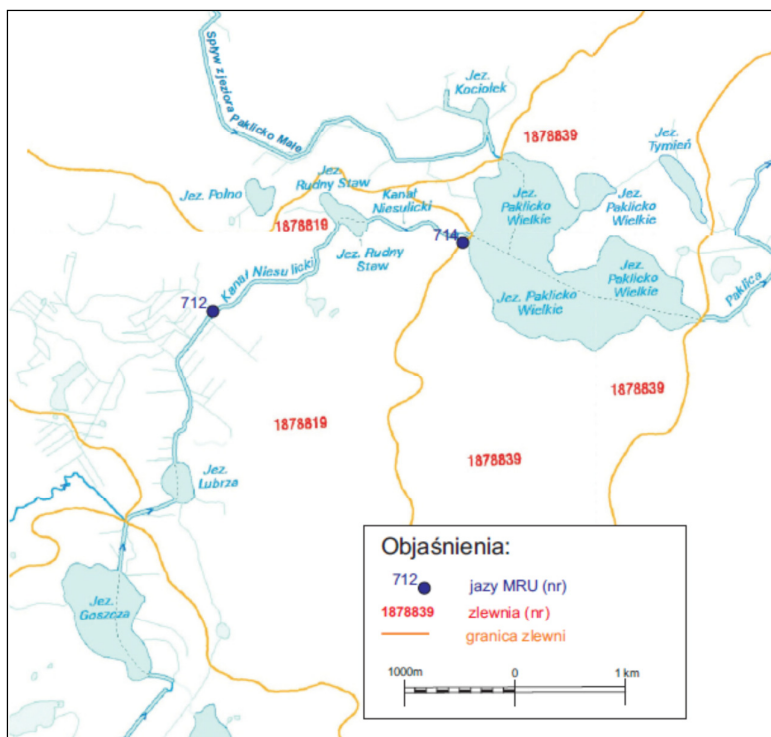
Rys. 1. Mapa centralnego odcinka MRU [Fortress 2004]

Fig. 1. Map of the central section MRU [Fortress 2004]

Autorzy niniejszej publikacji założyli, że agresywność wód ma również miejsce w przypadku obiektów MRU i jest powodem powstawania tam procesu ługowania betonu. W tym celu przeprowadzili badania dotyczące agresji chemicznej wód Kanału Niesulickiego, przepływającego w bliskim sąsiedztwie jazów nr 712 oraz nr 714 należących do MRU, oraz wód zastoiskowych występujących w obrębie tych fortyfikacji.

LOKALIZACJA BADAŃ

Badania zlokalizowano w ujściowym odcinku Kanału Niesulickiego, który stanowi główny dopływ jeziora Paklicko Wielkie i rzeki Paklicy (rys. 2). Dotyczyły one wód występujących w obrębie dwóch jazów Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego (MRU): nr 712 i nr 714.



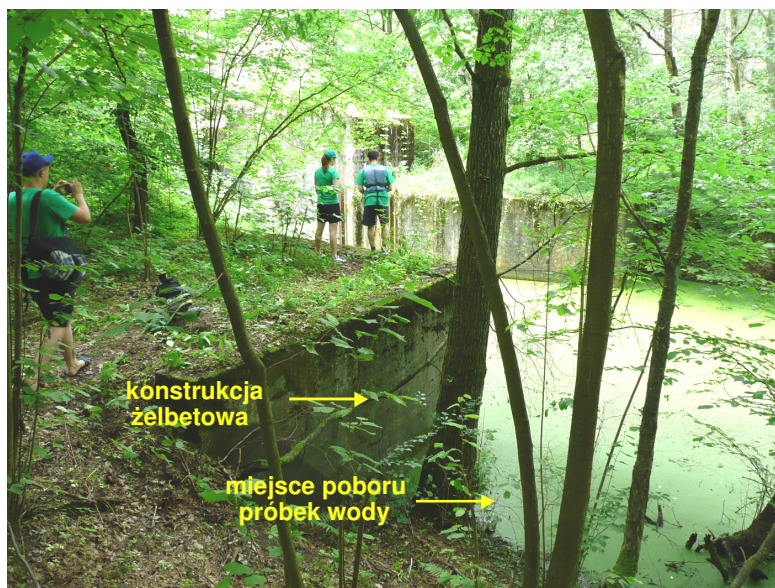
Rys. 2. Zlewnia rzeki Paklicy - wg Mapy Hydrograficznej Polski
[<http://www.kzgw.gov.pl/>]

Fig. 2. The basin of river Paklica according to Polish Hydrographic Maps
[<http://www.kzgw.gov.pl/>]

W dniu 13 czerwca 2014 r., podczas „Spływu Inżyniera” zorganizowanego przez pracowników i studentów Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego, pobrano próbki wody występującej w Kanale Niesulickim oraz w obrębie obiektów MRU zlokalizowanych w pobliżu tego kanału: jazu nr 712 (fot. 1) i jazu nr 714 (fot. 2). Następnie próbki wody poddano badaniom laboratoryjnym pod względem agresywności wody w stosunku do betonu.



Fot. 1. Jaz nr 712, z oznaczeniem miejsca poboru próbek wody
Fot. 1. Water weir No. 712, with indication of the water sampling place



Fot. 2. Jaz nr 714, z oznaczeniem miejsca poboru próbek wody
Fot. 2. Water weir No. 714, with indication of the water sampling place

METODYKA BADAŃ

Każdą próbkę wody pobrano w wyznaczonych punktach badawczych trzykrotnie, do trzech osobnych pojemników, z głębokości 0,5 m, stosując zasady określone w PN-ISO 5667-6:2003.

Badania laboratoryjne próbek wody przeprowadzono zgodnie z wymogami Polskich Norm lub procedur własnych Centralnego Laboratorium Instytutu Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego (tab. 1).

Tab. 1. Zestawienie metodyki oznaczeń poszczególnych parametrów wody
Tab. 1. Summary of methodology determinations of individual parameters of water

Oznaczenie	Jednostka	Metodyka
pH	-	PN-90/C-04540/01
Temperatura	°C	PN-C-04584:1977
Przewodność	μS/cm	PN-EN 27888 (05.1999)
Żelazo ogólne	mg/dm ³	PN-ISO 6332 (10.2001)
Azot amonowy	mg/dm ³	PN-C-04576-4 (12.1994)
Utlenialność (KMnO ₄)	mg O ₂ /dm ³	PN-ENISO 8467 (07.2001)
Zasadowość	mval/dm ³	PN-EN ISO 9963-1 (04.2001)
Chlorki	mg/dm ³	PN-ISO 9297 (12.1994)
Twardość ogólna	mval/dm ³	PN-ISO 6059 (09.1999)
Twardość ogólna	mg CaCO ₃ /dm ³	PN-ISO 6059 (09.1999)
Siarczany	mg/dm ³	Procedura własna: PB-09 edycja 2 z dnia 04.07.2012 Centralnego Laboratorium Instytutu Inżynierii Środowiska
Wapń	mg/dm ³	PN-ISO 6058 (08.1999)
Magnez	mg/dm ³	PN-ISO 6059 (07.1999)
Tlen	mg O ₂ /dm ³	PN-EN 25814 (05.1999)

WYNIKI PRZEPROWADZONYCH BADAŃ I ICH ANALIZA

Woda pobrana z Kanału Niesulickiego, w pobliżu obiektów hydrotechnicznych nr 712 i 714, wykazała cechy agresywności ługującej; zawartość CaCO₃ była w tym przypadku mniejsza od 90 mg CaCO₃·dm⁻³. Natomiast woda zastoi-

skowa, pobrana z bezpośredniego sąsiedztwa obiektów MRU nie wykazała takiej agresywności (tab. 2, 3).

Tab. 2. Wyniki badań próbek wody pobranych z obiektu MRU (jazu nr 712) oraz Kanału Niesulickiego

Tab. 2. The analytical results of water samples taken from the MRU object (weir No. 712) and the Niesulice Water Channel

Rodzaj próbki wody / Parametr		Woda z jazu nr 712			Woda z Kanału Niesulickiego, w sąsiedztwie jazu nr 712		
Oznaczenie próbki		I A	I B	I C	II A	II B	II C
pH	-	8,71	8,41	8,53	7,69	7,39	7,57
		śr.		8,55	śr.		7,55
Temperatura	°C	18,4			17,2		
Przewodność	μS/cm	1104			479		
Żelazo ogólne	mg/dm ³	0,96	0,99	1,02	1,24	1,31	1,26
		śr.		0,99	śr.		1,27
Azot amonowy	mg/dm ³	0,43	0,44	0,43	0,46	0,48	0,48
		śr.		0,43	śr.		0,47
Utlenialność (KMnO ₄)	mg O ₂ /dm ³	8,5	9,7	9,1	4,2	3,9	4,5
		śr.		9,1	śr.		4,2
Zasadowość	mval/dm ³	10,9	11,6	12,3	4,1	3,8	4,1
		śr.		11,6	śr.		4
Chlorki	mg/dm ³	17,8	19,6	19,6	8,1	7,6	8,3
		śr.		19	śr.		8
Twardość ogólna	mval/dm ³	4,76	4,82	4,82	1,68	1,72	1,6
		śr.		4,8	śr.		1,67
Twardość ogólna	mg CaCO ₃ / dm ³	238	241	241	84	86	80
		śr.		240	śr.		83
Siarczany	mg/dm ³	41,5	42,1	42,4	21,9	23,7	22,8
		śr.		42,0	śr.		22,8
Wapń	mg/dm ³	85,1	86,3	85,7	35,2	38,9	37,2
		śr.		85,7	śr.		37,1
Magnez	mg/dm ³	9,6	11,8	10,7	4,4	4,6	3,9
		śr.		10,7	śr.		4,3
Tlen	mg O ₂ /dm ³	7,8	8,9	8,5	2,5	3,5	3
		śr.		8,4	śr.		3

Proces ługowania betonu przez agresywną wodę przypuszczalnie wynika ze zdolności do rozpuszczania poszczególnych związków. Zjawisko to decyduje o tzw. „korozji rozpuszczającej” [Czarnecki i in. 2006]. W analizowanym przypadku jest to korozja I rodzaju, która występuje w wodach miękkich, pozbawionych soli wapniowych. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych przebadane próbki wody wykazały bardzo dobry stan jakości

wody w jazie nr 712 i Kanale Niesulickim płynącym w sąsiedztwie tego jazu dla następujących parametrów: azot amonowy, chlorki, siarczany, wapń, magnez. Natomiast w zakresie przewodności i pH stan jakości wody w jazie nr 712 był dobry, a w Kanale Niesulickim – bardzo dobry. Jakość wody pod względem zawartości tlenu w obrębie jazu nr 712 była bardzo dobra, a w Kanale Niesulickim – poniżej stanu dobrego.

Tab. 3. Wyniki badań próbek wody pobranych z obiektu MRU (jazu nr 714) oraz Kanału Niesulickiego

Tab. 3. The analytical results of water samples taken from the MRU object (weir No. 714) and the Niesulice Water Channel

Rodzaj próbki wody / Parametr		Woda z jazu nr 714			Woda z Kanału Niesulickiego, w sąsiedztwie jazu nr 714		
Oznaczenie próbki		III A	III B	III C	IV A	IV B	IV C
pH	-	8,33	8,5	8,55	6,94	7,11	7,07
		śr.		8,46	śr.		7,04
Temperatura	°C	20,3			19,3		
Przewodność	μS/cm	896			276		
Żelazo ogólne	mg/dm ³	1,2	1,11	1,09	2,58	2,45	2,65
		śr.		1,13	śr.		2,56
Azot amonowy	mg/dm ³	1,89	1,82	1,79	2,02	1,98	1,97
		śr.		1,83	śr.		1,99
Utlenialność (KMnO ₄)	mg O ₂ /dm ³	12,5	10,1	11,6	9,1	9,2	8,7
		śr.		11,4	śr.		9
Zasadowość	mval/dm ³	10,7	11,5	12,1	3,9	3,7	4,1
		śr.		11,4	śr.		3,9
Chlorki	mg/dm ³	20,7	20,3	19,8	4,5	5,5	5
		śr.		20	śr.		5
Twardość ogólna	mval/dm ³	5,2	5,44	5,36	1,74	1,72	1,74
		śr.		5,34	śr.		1,73
Twardość ogólna	mg CaCO ₃ / dm ³	260	272	268	87	86	87
		śr.		267	śr.		87
Siarczany	mg/dm ³	38,2	39,9	38,8	12,5	13,8	13,3
		śr.		39,0	śr.		13,2
Wapń	mg/dm ³	89,2	88,7	87,6	38,9	41,9	41,3
		śr.		88,5	śr.		40,7
Magnez	mg/dm ³	9,7	11,5	10,7	5,1	5,6	4,6
		śr.		10,6	śr.		5,1
Tlen	mg O ₂ /dm ³	8,7	7,9	8,3	2,2	3,4	2,8
		śr.		8,3	śr.		2,8

W jazie nr 714 i Kanale Niesulickim płynącym w sąsiedztwie tego jazu stan jakości wody był bardzo dobry pod względem następujących parametrów: przewodności, pH, zawartości chlorków, siarczanów, wapnia oraz magnezu, natomiast poniżej stanu dobrego – pod względem zawartości azotu amonowego.

Jakość wody pod względem zawartości tlenu w obrębie jazu nr 714 była bardzo dobra, a w Kanale Niesulickim – poniżej stanu dobrego.

PODSUMOWANIE

- Obiekty Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego są często zawodnione i stąd podlegają intensywnemu oddziaływaniu wód powierzchniowych.
- Efektem oddziaływania wody na konstrukcje żelbetowe fortyfikacji jest m.in. proces ługowania betonu.
- Przy ocenie wpływu wód powierzchniowych na konstrukcje żelbetowe zawodnionych obiektów hydrotechnicznych należy zwracać szczególną uwagę na agresywność ługującą wody.

LITERATURA

1. BISKUP K.; 1992. Fortyfikacje Bramy Lubuskiej 1925-1945, Infort, nr 3(4).
2. BRZOSKWINIA W.; 1987. Międzyrzecki Rejon Umocniony, Poznaj Swój Kraj, nr 1.
3. CZARNECKI L., BRONIEWSKI T., HENNING O.; 2006. Chemia w budownictwie. Arkady.
4. CZARNECKI L.; PIOTROWSKI T.; 2010. Oddziaływania środowiskowe na żelbetowe pale fundamentowe. Inżynieria i budownictwo, nr 7/2010.
5. FORTRESS; 2004. Mapa Odcinka Centralnego MRU (Projekt z 1936 r.). http://fortyfikacjewpolsce.pl/owb/images/owb/mapy/central_2004_projekt.jpg
6. 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.
7. KOŁODZIEJCZYK U.; 2004. Wykorzystanie wałów przeciwpowodziowych w niemieckiej strategii obronnej. Przegląd Geologiczny 2004, T. 52, nr 11, 1098-1099.
8. MOTYL K.; 2000. Pozycja Środkowej Odry – rejon Cigacice. Wydawnictwo z serii: Fortyfikacje Ziemi Lubuskiej. Wyd.: Oddział Zielonogórski Tow. Przyjaciół Fortyfikacji. Zielona Góra.
9. PIASTA W.G., SAWICZ Z., KOPROWSKI G.; 1999: Trwałość obciążonego betonu w warunkach agresywności chemicznej. Inżynieria i budownictwo, nr 6/1999.

10. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2014, poz. 1482).
11. SADOWSKI J.; 2005. Międzynarodowe studium Międzyrzecki Rejon Umocniony turystyczną perłą Europy, Gliwice.
12. TOCZEWSKI A.; 1981. Działalność zwiadowczo-dywersyjna polskich grup spadochronowych na Środkowym Nadodrzu. Przegląd Lubuski nr 1981, nr 1, s. 53-65.
13. <http://www.kzgw.gov.pl/pl/Rastrowa-Mapa-Podzialu-Hydrograficznego-Polski.html>.

AGGRESSIVENESS OF CHEMICAL SURFACE WATER IN THE FORTIFIED REGION IN MIĘDZYZRZECZ

S u m m a r y

Fortifications Fortified Region in Międzyrzecz are often watered. Decide: precipitation, surface runoff from the surrounding catchment and groundwater levels. The article shows that the residual water in the vicinity of the fortifications reinforced concrete structure reacts with individual objects. This was confirmed by the aggressiveness of surface water present in the vicinity of the selected fortification located in the basin of the river Paklicy.

Key words: aggressive surface waters, Fortified Region in Międzyrzecz

**MATEUSZ CUSKE, ANNA KARCZEWSKA,
BERNARD GAŁKA***

ULTRASONIC CLEANING OF PLANT ROOTS IN THEIR PREPARATION FOR ANALYSIS ON HEAVY METALS

A b s t r a c t

The paper focuses on ultrasonic method used for cleaning of root material collected from a pot experiment. In the experiment, red fescue was grown on differently contaminated soils amended with organic additions. Determined were total concentrations of Cu and Zn in root material prepared for analysis by hand washing and the use of ultrasonic bath. The results indicate significant differences between the two methods.

Key words: ultrasonic, contaminated soils, heavy metals, pot experiment, roots

INTRODUCTION

The pot experiments using soils contaminated with heavy metals are widely used in the agricultural and earth sciences. This type of experiment makes possible to determine the effect of defined soil pollution on plants in strictly controlled conditions. Pot experiments, in contrast to field experiments, are easy for carrying out and enable thorough sampling of plant material in a laboratory. Pot experiments, compared to the field ones, facilitate statistical analysis of results and are much easier for drawing conclusions. Changing conditions of the experiments, such as soil moisture, sun exposure and temperature, are the most important factors that in the field experiment can cause uncontrolled variability in results [Petersen 1994]. Therefore, in contrast to the field ones, pot experiments may be performed in one growing season and do not need to be repeated in the next seasons. Additional advantages of pot experiments are: low cost of experiment the ability to analyze the various factors affecting the vegetation, the possibility of utilization of soil used in the experiment [Żurbicki 1975].

* Department of Soil Sciences and Environmental Protection, Wrocław University of Environmental and Life Sciences

In spite of the fact that plant material produced in the pot experiments may be easily acquired, there are still some problems with collecting the underground parts of plants for analysis without their contamination by soil particles. The problem becomes particularly aggravating in the case of obtaining fine roots (eg. fine roots of grasses) wherein soil particles are bound to the surface of epidermis. Manual cleaning of root material in this case is not a sufficient method to obtain uncontaminated analytical material for further analysis. Therefore, authors of this study examined the effects of ultrasonic methods used for plant roots cleaning.

Ultrasonic cleaning methods are commonly used in dental and technical sciences. Many studies indicate that the use of ultrasonics does not destroy or alter the properties of materials treated to cleaning (eg. sensitive membranes, metallic surfaces or ceramic materials). Additional advantage of ultrasonic cleaning is possibility to remove contaminants consist of fine materials [Lamminen et al. 2004, Muthukumarana et al. 2004, Weller et al. 1980].

This article presents a comparison of heavy metal concentrations in plant roots collected from the pot experiment, and cleaned by using the traditional method (hand washing) and ultrasonic method (in ultrasonic bath).

MATERIAL AND METHODS

The pot experiment was carried out in 2014. Three various kinds of soils, differently contaminated with heavy metals, were put into the pots (1 kg per pot) and amended with additives modifying solubility of heavy metals, i.e. ground lignite ("brown coal": 50 g per pot), compost (50 g in pot), and beech litter (40 g in pot). Tab. 1 presents the basic properties of soils and additives.

Tab. 1. Soil and additives basic properties

Symbol	Description	Texture	Fraction < 0,002 mm	pH in KCl	Organic carbon content	Cu concen- tration	Zn concen- tration
			%		%	mg·kg ⁻¹	mg·kg ⁻¹
Soil No. 1	Forest soils	SiL		7.2	0.9	301	79
Soil No. 2	Agricultural			7.3	1.0	281	85
Soil No. 3	soils			7.5	0.8	275	110
BC	Brown coal	-		4.5		-	
CO	Compost			6.7			
BL	Beech liter			5.4			

Soil material was collected from the area adjacent to the Copper Smelter Legnica, from the surface soil layer (0-30 cm). Soil material No 1 was collected

from forested stand, and two other soil materials (No 2 and 3) - from agricultural areas (two sites). The soil was sieved and then dried. Dried soil material was used in the pot experiment. Soils were amended with organic additives modifying metals solubility. Soil material was supplemented with water to reach water field capacity. After two weeks red fescue was sown (rate of seeding – 30 g per 1 m²). Pot experiment was carried out 20 weeks. At this time the grass was mown three times. After 20 weeks the roots were collected. The experiment was conducted in triplicate. The experiment lasted six weeks.

Method of collecting root material

A lump of soil with grass roots was pulled out of the pot. The protruding above-ground parts of plants were cut at soil level. Then, the block of soil was gently hand-patted, leaving the roots. Root mass was carefully triturated a mortar with pestle, to get rid of the remnants of dry soil. Material prepared in this way was thereafter divided into two parts and prepared to further cleaning in two ways. Photos 1-4 represent the stages of roots preparation for the chemical analysis.



Phot. 1. Block of soil with roots



Phot. 2. Roots mixed with soil clods ground with pestle in a mortar



Phot. 3. Roots separated with pestle in mortar



Phot. 4. Roots prepared for further cleaning

Methods of roots cleaning

Two methods were used for cleaning the roots, i.e. 1) hand washing and shaking with distilled water, and 2) ultrasonic cleaning. Table 2 presents the stages of roots cleaning in each of two methods.

Tab. 1. Methods of roots cleaning and preparation for chemical analysis

Traditional method (1)	Method with ultrasonic cleaning (2)
- Hand washing in water; - Shaking with distilled water (1 h) - Shaking with distilled water (1h) - Hand washing in distilled water - Drying at 105 deg., and wet digestion	- Hand washing in water; - Shaking with distilled water (1 h) - Shaking with distilled water (1h) - Hand washing in distilled water - Cleaning in ultrasonic bath (5 min, 50 mHz) - Hand washing in distilled water - Cleaning in ultrasonic bath (5 min, 50 mHz) - Drying at 105 deg., and wet digestion

Roots material after cleaning was dried in 105 deg. and wet digested in concentrated perchloric acid. Copper and zinc concentrations were determined in samples by FAAS method [Ostrowska et al. 1991].

RESULTS AND DISCUSSION

The concentration of heavy metals in shoots oscillated at the level described widely in literature [Chen 2004, Beesly 2014, Takács 2001]. The concentrations of copper and zinc, in most cases were lower in the samples subjected to ultrasonic cleaning. These differences ranged from 1% to 57% (in the case of copper) and from 1% to 21% (in the case of zinc). Only a few samples cleaned in ultrasonic bath indicated higher concentrations of metals than the samples without ultrasonic cleaning (and the differences ranged from 1% to 12%). Fig. 1 and 2 present copper and zinc concentrations in root samples.

Higher concentrations of copper in the samples after ultrasonic cleaning were found in the case of soils No 1, i.e. that with higher content of clay fraction. It is worth noticing that this soil contained lower concentrations of Cu and Zn than the concentrations of those metals in the samples of grass roots. Probably insufficient cleaning of roots without ultrasonic assistance allowed the fine soil particles stick to the surface on the roots. The remnants of fine soil particles caused a “dilution effect” to the metal concentrations in root samples which

resulted in lowered concentrations of heavy metals measured after root digestion.

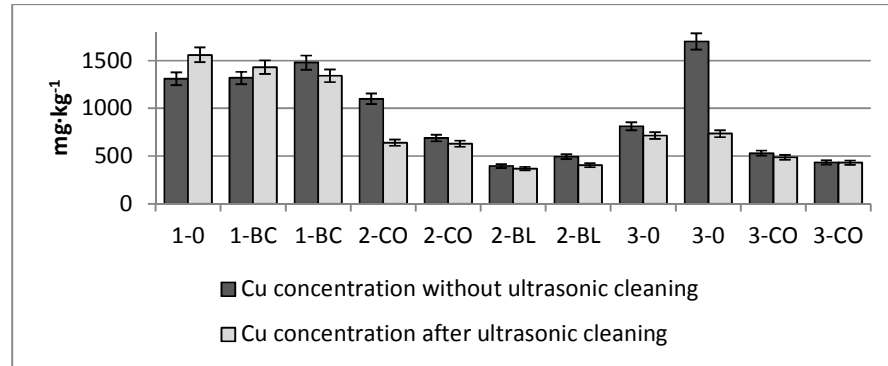


Fig. 1. Copper concentrations in variously cleaned root samples

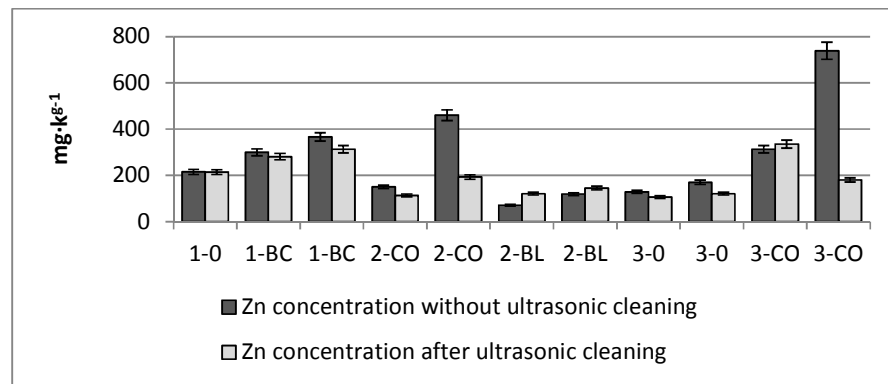


Fig. 2. Zinc concentrations in variously cleaned root samples

Statistical correlation analysis was performed to check whether the differences between metal concentrations in variously cleaned plant roots depend on total concentrations of metals in the samples. Fig. 3 and 4 present related scatterplots. Pearson's correlation coefficient for Cu is -0,428 and for Zn is -0,025.

Statistical analysis indicated significant correlation between the concentrations of copper in the root samples and the differences between analytical results obtained for variously cleaned material (the higher content of copper in the roots, the lower difference between the results obtained with two cleaning methods). In the case of zinc no such correlation was observed. However the

results indicate a significant influence of the ultrasonic cleaning method on final results of the analysis. It is also worth noticing that the differences between replicates of the same samples are lower after ultrasonic cleaning method compare to the first method.

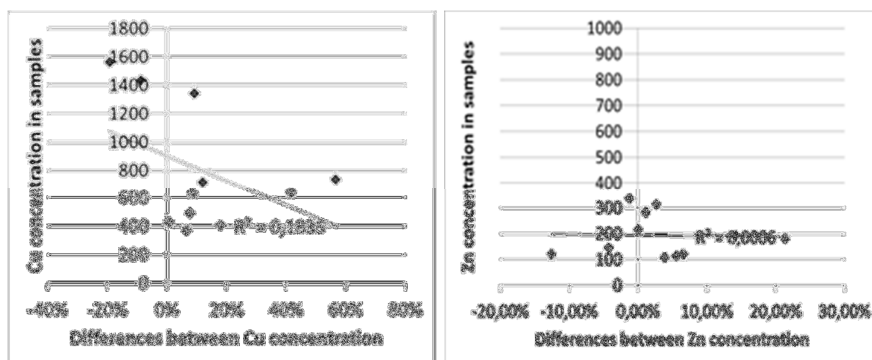


Fig 3 and 4. Scatterplot for heavy metals concentrations and differences between concentrations in samples

CONCLUSIONS

- The use of ultrasonic method for cleaning the root material of plants grown in contaminated soils significantly affects the results of Cu and Zn analyses. In most cases the use of ultrasonic method caused the reduction in the concentration of metal in roots.
- Differences between replicates of the same samples are lower after ultrasonic cleaning method compare to the method without using of ultrasonic cleaning.
- The results confirm the suitability of ultrasonic method for cleaning plant roots and clearly indicate more efficient removal of soil particles from the surface of root epidermis.

Studies are co-financed by the European Union
as part of the European Social Fund



HUMAN CAPITAL
NATIONAL COHESION STRATEGY



DOLNY
ŚLĄSK

EUROPEAN UNION
EUROPEAN
SOCIAL FUND



LITERATURE

1. CHEN Y., SHEN Z., LI X., 2004. The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Applied Geochemistry* 19, 1553-1565.
2. BEESLEY L., INNEH O., NORTON G., MORENO-JIMENEZ E., PARDO T., CLEMENTE R., DAWSON J., 2014. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil. *Environmental Pollution* 186, 195-202.
3. LAMMINEN M., WALKER H., WEAVERS L., 2004. Mechanisms and factors influencing the ultrasonic cleaning of particle-fouled ceramic membranes. *Journal of Membrane Science* Vol. 237, Issues 1-2, 213-223.
4. MUTHUKUMARANA S., YANGA K., SEURENA A., KENTISHA S., ASHOKKUMARB M, STEVENSA G. W., GRIESER F., 2004. The use of ultrasonic cleaning for ultrafiltration membranes in the dairy industry. *Separation and Purification Technology*, Vol. 39 Issues 1-2, 99-107.
5. OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI Z., SZCZUBIAŁKA Z., 1991. *Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin*. IOŚ. Warszawa.
6. PETERSEN R., 1994. *Agricultural Field Experiments: design and analysis*. Marcel Dekker Inc, United States of America, 5-7.
7. TAKÁCS T., BIRÓ B., VÖRÖS I., 2001. Arbuscular mycorrhizal effect on heavy metal uptake of ryegrass (*Lolium perenne* L.) in pot culture with polluted soils. *Developments in Plant and Soil Sciences* Volume 92, 180-181.
8. WELLER R., BRADY J., BERNIER W., 1980. Efficacy of ultrasonic cleaning. *Journal of Endodontics*, Vol. 6, Issue 9, 740-743.
9. ŻURBICKI Z., 1974. *Metodyka doświadczeń wazonowych*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, 29-43.

**ZASTOSOWANIE METODY OCZYSZCZANIA
ULTRADŹWIEKAMI W ANALIZIE KONCENTRACJI
METALI CIĘŻKICH W MATERIALE KORZENIOWYM
POBRANYM Z DOŚWIADCZENIA WAZONOWEGO**

Streszczenie

Przedstawiono wyniki zastosowania metody ultradźwiękowego czyszczenia materiału korzeniowego pobranego z doświadczenia wazonowego. W doświadczeniu wykorzystano różne zanieczyszczone gleby z dodatkami organicznymi a następnie wysiano kostrzewę czerwoną. Oznaczono całkowite zawartości Cu i Zn w wybranych próbkach korzeni kostrzewy po

ich oczyszczaniu ręcznym oraz po zastosowaniu oczyszczania metodą ultradźwiękową. Wyniki wskazują na znaczne różnice pomiędzy zastosowanymi metodami.

Słowa kluczowe: ultradźwięki, gleby zanieczyszczone, metale ciężkie, doświadczenie wazonowe, korzenie

ŁUKASZ SZAŁATA*, MATEUSZ CUSKE**, ADAM GODZWA

**PORÓWNANIE MODELI PROPAGACJI FALI AKUSTYCZNEJ
NA PRZYKŁADZIE FUNKCJONOWANIA
ZAKŁADU UNIESZKODLIWIANIA ODPADÓW
W ŚCINAWCE DOLNEJ**

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

Artykuł przedstawia metodykę prognozowania propagacji fali akustycznej dla Zakładu Unieszkodliwiania Odpadów w Ścinawce Dolnej. Modelowanie wykonano w dwóch różnych programach modelujących: ZewHallas oraz LEQProffesional. Przeprowadzone modelowania wskazują na to, iż pomimo zastosowania dwóch odrębnych modeli matematycznych, wyniki propagacji fali akustycznej są do siebie bardzo zbliżone.

Słowa kluczowe: modelowanie hałasu, propagacja fali akustycznej,

WSTĘP

Funkcjonowanie zakładów przemysłowych wiąże się z powstawaniem potencjalnej presji na środowisko. W badaniach modelowych brane są pod uwagę widzialne skutki związane z oddziaływaniem na środowisko (emisja zanieczyszczeń do atmosfery, emisja odpadów, zmiana krajobrazu czy zanieczyszczenie gleb i wód). Niemniej jednak istotne są również zagrożenia niewidoczne, dające niejednokrotnie większe negatywne efekty niż te wymienione powyżej. Do takich zalicza się m.in.: emisja promieniowania, światła i hałasu. Ta ostatnia może przyczynić się do zakłócenia tzw. „niszy akustycznej” zwierząt, czego skutkiem jest pojawienie się stresorów – także letalnych [Kaleta 2007]. Prowadzone badania potwierdzają, iż u gryzoni i naczelnych górną granicą akceptowalności dźwięku jest poziom dźwięku 85 dB. Ekspozycja na poziom wyższy może powodować utratę słuchu bądź inne niebezpieczne zaburzenia. Ma to duży wpływ na funkcjonowanie zwierząt w środowisku naturalnym, gdy do-

* Zakład Ekologii i Zarządzania Ryzykiem Środowiskowym Wydziału Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska

** Instytut Nauk o Glebie i Ochronie Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

chodzi do modyfikacji klimatu akustycznego związanego z antropopresją. W takim przypadku, wprowadzanie dodatkowych dźwięków przez człowieka może wywoływać typową fizjologiczną reakcję stresową bądź zmianę zachowania zwierzęcia [Dorrance 1975, Kaleta 2007, Makarewicz 2004].

Instrumentem prawnym związanym z oceną wpływu danej instalacji bądź zakładu przemysłowego na środowisko w zakresie wszystkich jego komponentów jest ocena oddziaływania na środowisko. Wynika ona bezpośrednio z implementacji Dyrektywy Rady 85/337/EWG z dnia 27 czerwca 1985 r. w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne. Narzędziem pomocniczym procedurze jest zastosowanie modelowania rozprzestrzeniania się hałasu w środowisku. Choć nie jest ono wymagane pod kątem prawnym w Polsce, to tego typu analiza jest cennym elementem wspomagającym ocenę oddziaływania na etapie projektowania przedsięwzięcia.

W świetle zbliżania do źródeł hałasu przez zabudowy mieszkaniowe, a także inne obiekty ochronione pod względem akustycznym, istotne jest, aby dokonywać rzetelnej oceny wpływu działalności danego zakładu na klimat akustyczny. Obecnie, normy akustyczne ujęte są w odpowiednich aktach prawnych (m.in. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska, czy rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 października 2012 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku) i stanowią formę wartości granicznych. Niemniej jednak w wielu przypadkach normy te nie są dotrzymywane, dlatego w przyszłości decyzja o ustanowieniu odpowiednich wymagań prawnych może zostać przeniesiona na władze lokalne [Nurzyński 2004]. W takim wypadku wykonanie modelowania propagacji fali akustycznej jest nie tylko dodatkowym elementem oceny wpływu inwestycji na środowisko, ale także potrzebnym instrumentem związanym z planowaniem przestrzennym [Fiedor 2003, Pierchała 2007].

Niniejszy artykuł prezentuje porównanie wyników modelowania rozprzestrzeniania się fali akustycznej w środowisku uzyskane przy pomocy dwóch programów modelujących wykorzystujących różne modele matematyczne. Modelowanie wykonane zostało dla Zakładu Unieszkodliwiania Odpadów w Ścinawce Dolnej.

OBIEKT BADAŃ

Zakład Unieszkodliwiania Odpadów w Ścinawce Dolnej użytkuje dwie instalacje związane z gospodarką odpadami: instalację mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów oraz instalację unieszkodliwiania (składowania) odpadów. Zakład posiada kwaterę składowiska, na której składowany jest tzw. balast (pozostałości po mechaniczno-biologicznym przetworzeniu).

Obecnie Zakład posiada status Regionalnej Instalacji Przetwarzania odpadów zgodnie z zapisami Wojewódzkiego Planu Gospodarowania Odpadami, a roczna ilość przyjmowanych zmieszanych odpadów komunalnych kształtuje się na poziomie 54000 Mg. Właścicielem instalacji jest Spółka Pro Eko Natura Sp. z o.o.

MATERIAŁY I METODY

Do modelowania wykorzystano dwa programy modelujące propagację fali akustycznej w środowisku: ZewHalas v. 4 oraz program LEQ Professional 6.1/2014.

Prognoza rozkładu poziomów imisji dźwięku powodowanego pracą urządzeń w ZUO w programie ZewHalas opiera się na modelu propagacji hałasu przemysłowego akceptowanym przez Ministerstwo Środowiska. Obliczenia wykonane za pomocą programu opierają się na instrukcji nr 338/2008 „Metoda określania emisji i imisji hałasu przemysłowego w środowisku” ITB Warszawa. Niniejszy program uwzględnia najważniejsze czynniki decydujące o sposobie propagacji fali akustycznej w środowisku:

- parametry akustyczne kubaturowych źródeł dźwięku związane z izolacyjnością akustyczną właściwą poszczególnych elementów budowlanych i poziomem dźwięku A panującego wewnątrz obiektu,
- poprawkę na rzeczywiste ekrany akustyczne oraz efekt ugięcia fal na ich krawędziach bocznych i górnej według algorytmu najkrótszych dróg,
- tłumiące działanie pasów zieleni,
- tłumienie dźwięku przez powietrze.

Metody obliczeniowe w programie Zewhalas v.4 nie są zgodne z zalecanymi metodami obliczeniowymi zawartymi w normie PN ISO 9613-2. Mianowicie występuje rozbieżność między tym zespołem wzorów a modelem użytym w programie Zewhalas v.4. Jednak w świetle publikacji publikacji Iwonny Żuchowicz-Wodnikowskiej [Żuchowicz-Wodnikowska 2003] rozbieżność ta dotyczy spraw następujących:

- brak jest poprawek na tłumienie przez grunt,
- program oblicza poziom ciśnienia akustycznego jedynie dla umiarkowanych warunków atmosferycznych,
- nie ma możliwości różnicowania współczynników odbicia dźwięku od źródeł pozornych.

Według pomiarów walidacyjnych błąd programu ZewHalas nie przekracza 3 dB. Natomiast model zawarty w normie PN ISO 9613-2 w pewnych przypadkach (hałas typu nieszeroko pasmowego, fluktuacje atmosferyczne, niepłaskość terenu) może dawać błąd przewyższający znacznie 3dB.

Drugie modelowanie zostało wykonane z wykorzystaniem programu LEQ Professional 6.1/2014. Program służy do prognozowania poziomu dźwięku

wokół zakładów przemysłowych na podstawie danych teoretycznych lub empirycznych. Został on oparty o model obliczeniowy zawarty w normie PN-ISO 9613-2 oraz Instrukcje ITB Nr 308 i 338. Zgodnie z wyżej wymienionymi instrukcjami wartość równoważnego poziomu dźwięku identyfikowalnego w dowolnej odległości od punktowego źródła dźwięku można przedstawić za pomocą wzoru [Engel 2001, Makarewicz 1984, Makarewicz 2004, Rudno-Rudzińska 1994]:

$$L_{Aeqrx(i)} = L_{AWeq} + K_o - 10 \log 4 - 20 \log r_x$$

gdzie:

$L_{Aeqrx(i)}$ - równoważny poziom dźwięku emitowanego przez i-te źródło w odległości r_x od niego, dB,

L_{AWeq} - równoważny poziom mocy akustycznej danego źródła (z zastosowaniem korekcji A), dB,

K_o - poprawka uwzględniająca wpływ kąta przestrzennego promieniowania dźwięku,

r_x - odległość dla której określana jest wartość równoważnego poziomu hałasu, m.

Tabela 1 prezentuje źródła hałasu na terenie zakładu.

Tab. 1. Poziom mocy akustycznej i równoważny poziom mocy akustycznej źródeł hałasu na terenie zakładu

Tab. 1. Sound power level and equivalent power level of noise sources in works

Lp.	Źródło hałasu	Poziom mocy akustycznej L_{PAeq} , db	Równoważny poziom mocy akustycznej L_{PAeqT} , db
1.	Przejazd samochodów ciężarowych	95	69
2.	Kompaktor	95	89
3.	Ładowarki	90	89
4.	Młyn wstępny	100	99
5.	Wentylatory	85	75
6.	Budynek sortowni	93	85

Dodatkowo, w modelowaniu ujęto ekran akustyczny, jaki stanowi południowa skarpa stanowiąca jednocześnie granicę zakładu oraz porastający je starodrzew, jako pas zieleni tłumiący rozprzestrzenianie się hałasu.

WYNIKI I DYSKUSJA

Przedstawione graficzne wyniki propagacji fali akustycznej na terenie zakładu oraz w jego bezpośrednim sąsiedztwie wykazują bardzo wysokie podobieństwo. Rycina 1 prezentuje propagację fali wykreśloną w programie ZewHalas v.4, natomiast rycina 2 prezentuje graficzne wyniki modelowania wykonane w programie LEQ Professional 6.1/2014.



Ryc. 1. Wizualizacja propagacji fali akustycznej w programie ZewHalas v.4.

Fig. 1. Visualization of acoustic wave propagation in ZewHalas v.4 program.

Szczególną uwagę należy zwrócić na rozkład izolinii poza południową skarpią oddzielającą zakład od drogi wojewódzkiej 386. Skarpa ta skutecznie ogranicza propagację fali, na co wskazuje równoległe ułożenie izolinii 50 dB w programie ZewHalas. Niemniej jednak izolinie odnoszące się do niższych wartości (45 dB oraz 42 dB) w programie ZewHalas przybierają charakter prawie równoległy do izolinii 50 dB, podczas gdy w programie LEQ Professional izolinie układają się pod kątem prostym. Taki układ izofonów w programie LEQ Professional świadczy o dokładniejszej ocenie wpływu ekranu akustycznego (w tym przypadku skarpy) na rozprzestrzenianie się hałasu w środowisku. Pomimo takiego rozkładu izolinii w programie ZewHalas, wartości rów-

noważnego poziomu dźwięku w południowym obszarze poza Zakładem są do siebie zbliżone.



Ryc. 1. Wizualizacja propagacji fali akustycznej w programie LEQ Professional
Fig. 1. Visualization of acoustic wave propagation in LEQ Professional program

Biorąc pod uwagę rozprzestrzenianie się hałasu w granicach samego zakładu, należy stwierdzić, iż wyniki te w obydwu programach są przybliżone i nie wykazują znacznych różnic (wysokie podobieństwo w rozkładzie izolinii 60 dB). Rozkład izofony 50 dB w obszarze wschodnim, zachodnim oraz północnym jest także zbliżony w obydwóch przypadkach.

Rozkład izofonów, zbliżony w przypadku obydwóch programów wskazuje na to, iż pomimo, że program ZewHałas v.4 nie spełnia zasad modelowania określonych w normie PN ISO 9613-2, może on być z powodzeniem stosowany w prognozowaniu zmian w klimacie akustycznym w przypadku obszarów o urozmaiconej rzeźbie terenu [Żuchowicz-Wodnikowska 2003]. Obydwa programy stanowią niewątpliwie ważny element wspomagający ocenę wpływu inwestycji na klimat akustyczny.

WNIOSKI

Zastosowanie programów modelujących propagację fali akustycznej w środowisku jest istotnym elementem składowym oceny oddziaływania na środowisko, na etapie planowania inwestycji:

Zastosowanie dwóch programów modelujących wskazuje na nieznaczne różnice związane z propagacją fali akustycznej w pobliżu elementów ekranujących, co potwierdza merytoryczne wykorzystanie przeanalizowanych programów;

Program ZewHalas, pomimo niespełnienia kryteriów zawartych w normie PN ISO 9613-2, może być stosowany do uproszczonej oceny wpływu inwestycji na klimat akustyczny;

Program LeqProfesional wykazuje lepsze zastosowanie w praktyce zawodowej, ze względu na zastosowanie bardziej szczegółowego modelu propagacji hałasu w obrębie obiektów ekranizujących,

LITERATURA

1. DORRANCE M., 1975. Effects of snowmobiles on white-tailed deer. *J. Wildl. Managem.*, 39, 563-569.
2. ENGEL Z., 2001. Ochrona środowiska przed drganiami i hałasem, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
3. FIEDOR B., 2003. Instrumenty ekonomiczne i rynkowe w realizacji koncepcji ekorozwoju w: Zarządzanie zrównoważonym rozwojem – Agenda21 w Polsce – 10 lat po Rio; wyd. pod red. T. Borysa. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok.
4. KALETA T., 2007. Wpływ niektórych antropogenicznych zmian środowiskowych na zachowanie się zwierząt. *Życie Weterynaryjne* 83(5), 375-378.
5. MAKAREWICZ R., 1984. Podstawy teoretyczne akustyki urbanistycznej. Wyd. PWN, Warszawa – Poznań.
6. MAKAREWICZ R., 2004. Dźwięki i fale. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
7. NURZYŃSKI J., 2004. Zrównoważony rozwój a ocean akustyczny terenów inwestycyjnych. *Prace Instytutu Techniki Budowlanej* nr 2 (130), 27-42.
8. Pierchała, M., 2007. Analiza przyczynowo-skutkowa oddziaływania zakładów przemysłowych na klimat akustyczny aglomeracji. *Maszyny Górnicze* 25 nr 1, 7-1.
9. RUDNO-RUDZIŃSKA B., 1994. Modelowanie emisji i propagacji dźwięku do prognozowania klimatu akustycznego środowiska zurbanizowanego. Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.

COMPARISON OF ACOUSTIC WAVE PROPAGATION MODELS ON THE EXAMPLE OF FUNCTIONING OF THE DISPOSAL WORKS IN ŚCINAWKA DOLNA

A b s t r a c t

The paper presents the methodology of acoustic wave propagation prediction for Waste Management Plant in Ścinawka Dolna. Modeling was performed in two different modeling programs: ZewHalas and LEQ Proffesional. Modeling carried out indicate that, despite the use of two different mathematical models, the results of the acoustic wave propagation are very similar

Key words: noise modeling, acoustic wave propagation

MATEUSZ CUSKE^{*}, ŁUKASZ SZALAŁA^{}, ADAM GODZWA,
ELŻBIETA MUSZTYFAGA^{*}**

**BADANIA MONITORINGOWE GLEB
NA TERENIE ZAKŁADU UNIESZKODLIWIANIA
ODPADÓW W ŚCINAWCE DOLNEJ
W ŚWIEŹLE PRZEPISÓW PRAWNYCH WYNIKAJĄCYCH
Z IMPLEMENTACJI DYREKTYWY IED**

Streszczenie

Artykuł przedstawia charakterystykę podstawowych właściwości fizyko-chemicznych oraz stan zanieczyszczenia gleb na terenie Zakładu Unieszkodliwiania Odpadów w Ścinawce Dolnej. Niniejsza analiza wykonana w związku z nowelizacją ustawy Prawo Ochrony Środowiska uwzględnia wytyczne związane z opracowaniem raportu początkowego dla instalacji IPPC.

Słowa kluczowe: instalacja IPPC, dyrektywa IED, raport początkowy

WSTĘP

W świetle obecnie wdrażanych zmian do przepisów prawnych dotyczących zanieczyszczenia gleby i ziemi oraz obowiązku monitorowania, a w niektórych przypadkach usuwania tych zanieczyszczeń, konieczne będzie zastosowanie wielu zmian w obecnym systemie ochrony gleb i remediacji. W szczególności dotyczy to obszarów zdegradowanych, bądź narażonych na degradację w wyniku emisji przemysłowych. Obowiązek podjęcia działań remediacyjnych nakłada bezpośrednio Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75UE z dnia 24 listopada 2010r. w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola), nazywana dyrektywą IED (The Industrial Emissions Directive). Dokument ten swoim kształtem merytorycznym nawiązu-

^{*} Instytut Nauk o Glebie i Ochronie Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

^{**} Zakład Ekologii i Zarządzania Ryzykiem Środowiskowym Wydziału Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska

je do zaimplementowanej już w prawie polskim dyrektywy IPPC [Zwoździak i Sówka 2012].

Nowe prawo (w nawiązaniu do dyrektywy IED) kładzie nacisk nie tylko na określeniu wartości granicznych, których nie należy przekraczać, ale także na obowiązku wykonania przez prowadzącego działalność kompleksowej oceny ryzyka środowiskowego i zdrowotnego wynikającej z obecności zanieczyszczeń w glebach. Wynika to bezpośrednio z faktu, iż sama obecność zanieczyszczenia w glebie nie jest miarodajnym czynnikiem decydującym o wystąpieniu faktycznego ryzyka środowiskowego bądź zdrowotnego [Canter 1999, Hitchin 2011]. Wiąże się to między innymi ze specją zanieczyszczeń, ich formami występowania, rozpuszczalnością, właściwościami samego medium (gleby), domieszkami innych substancji oraz innymi, złożonymi czynnikami antropogenicznymi i przyrodniczymi. Dlatego wysoka całkowita zawartość metali ciężkich w glebie, choć stanowi miarodajną informację o poziomie antropopresji, to nie stanowi bezpośrednio zagrożenia dla środowiska [Alloway 1995, Karczevska i Kabała 2010].

Implementacja zapisów dyrektywy IED została dokonana w postaci nowelizacji ustawy z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska, gdzie obszernie rozbudowano zagadnienia związane z ochroną powierzchni ziemi oraz wprowadzono nowe definicje dotyczące remediacji gleb (art. 101a-101r przedmiotowej ustawy). Nowe prawo poza obowiązkiem dostosowania instalacji IPPC do nowopowstających konkluzji BAT, nakłada na zarządzającego instalacją wykonanie raportu początkowego (będącego załącznikiem do wniosku o wydanie bądź zmianę pozwolenia zintegrowanego dla zakładu), jeżeli na terenie zakładu dochodzi do stosowania, produkowania bądź uwalniania substancji powodujących ryzyko, której to definicja określona jest w art. 3 pkt 37a. Choć obecnie nie funkcjonują jeszcze w prawie polskim stosowne rozporządzenia regulujące zakres i sposób wykonywania raportu początkowego, to w znowelizowanej ustawie z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska określono ogólnie zawartość przedmiotowego opracowania, która to określona jest w art. 208 ust. 4 pkt 1-4. Ustawa kładzie nacisk na określenie nie tylko informacji nt. działalności prowadzonej w zakładzie, ale także na zdefiniowanie historycznych działalności prowadzonych na terenie zakładu, a także określeniu ryzyka związanego ze stosowaniem, produkowaniem bądź uwalnianiem substancji powodujących ryzyko [Bukowski J. 2010, Górski M. 2010].

Niniejszy artykuł przedstawia wyniki analiz monitoringowych dla gleb występujących na terenie Zakładu Unieszkodliwiania Odpadów w Ścinawce Dolnej przeprowadzonych na potrzeby sporządzenia raportu początkowego dla przedmiotowego zakładu.

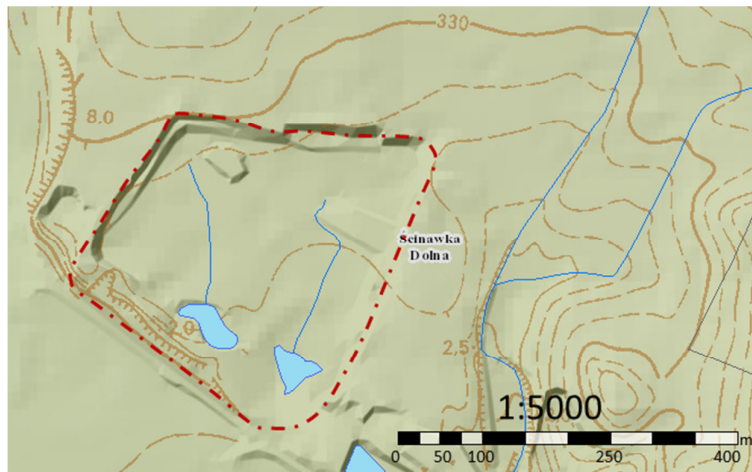
OBIEKT BADAŃ

Lokalizacja i opis działalności

Zakład Unieszkodliwiania Odpadów w Ścinawce Dolnej użytkuje dwie instalacje związane z gospodarką odpadami: instalację mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów oraz instalację unieszkodliwiania (składowania) odpadów. Zakład posiada kwaterę składowiska, na której składowany jest tzw. balast (pozostałości po mechaniczno-biologicznym przetworzeniu). Obecnie zakład posiada status Regionalnej Instalacji Przetwarzania odpadów, a roczna ilość przyjmowanych zmieszanych odpadów komunalnych kształtuje się na poziomie 54000 Mg. Właścicielem instalacji jest Spółka Pro Eko Natura Sp. z o.o.

Działalność prowadzona na terenie zakładu w przeszłości

Obszar lokalizacji Zakładu Unieszkodliwiania Odpadów w Ścinawce Dolnej zawiera się w granicach dawnego wyrobiska kopalni kruszyw (piaski i żwiry). W wyrobisku eksploatowano złoża kruszywa naturalnego „Ścinawka Dolna I”. W wyniku eksploatacji surowców obszar ten został geotechnicznie zdeformowany, a w momencie zakończenia eksploatacji powstało wyrobisko wgłębne o stromych skarpach zewnętrznych pokrywających się z dzisiejszą granicą Zakładu. Rycina 1 prezentuje rzeźbę terenu na etapie zakończenia eksploatacji.



Ryc. 1. Rzeźba terenu na etapie zakończenia eksploatacji kruszywa
(opracowanie własne na podstawie: <http://geoportal.dolnyslask.pl>)

Fig. 1. The relief at the stage of completion of mining works
(own work on the basis of: <http://geoportal.dolnyslask.pl>)

Eksploracja odkrywkowa na analizowanym obszarze spowodowała całkowite zniszczenie i przekształcenie gleb tam występujących. Na terenie ZUO występują przede wszystkim grunty zwałowe (gliniaste i ilaste) stanowiące uszczelnienie dna kwater składowiska, skarpy oddzielające oraz gleby technogeniczne w zdecydowanej większości odizolowane warstwami nieprzepuszczalnymi.

MATERIAŁY I METODY

Miejsca poboru prób zlokalizowano zgodnie z kierunkiem wpływu wód podziemnych (z północy na południe). Lokalizacja miejsc wiąże się z przede wszystkim z możliwością migracji zanieczyszczeń związaną ze spływem wód powierzchniowych i podziemnych. Rycina 2 prezentuje lokalizację punktów monitoringowych. Tabela 1 przedstawia informację nt. punktów pomiarowych.



Ryc. 1. Lokalizacja poboru próbek
Fig. 1. Sampling location

Próbki pobrane zostały z warstwy 0-30. Punkty monitoringowe obejmują obszary zadarnione zlokalizowane na skarpach, przy drogach technologicznych bądź obiektach zakładowych (takich jak: sortownia, bioreaktory czy osadniki).

Tab. 1. Lokalizacja poboru próbek

Tab.1. Localization of sampling

Nr punktu	Poziom pobrania, cm	Lokalizacja	Współrzędne geograficzne
1	0-30	Północna skarpa kwatery	50°30'42.4"N 16°31'15.7"E
2		Skarpa dzieląca kwaterę	50°30'39.0"N 16°31'13.7"E
3		Południowa skarpa kwatery (teren przy zbiornikach)	50°30'35.5"N 16°31'10.1"E
4		Teren przy reaktorach (krawędź drogi)	50°30'34.7"N 16°31'08.2"E
5		Teren za sortownią (południowa granica zakładu)	50°30'32.4"N 16°31'06.0"E

Analizy chemometryczne gleb pobranych na terenie zakładu, wykonane zostały w laboratorium akredytowanym. Analizy fizykochemiczne (pH oraz skład granulometryczny) wykonane zostały w laboratorium Instytutu Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska.

Metale ciężkie zostały oznaczone zgodnie z normą PB-2 wyd. 2 z dn. 02.10.2012, metodą płomieniowej atomowej spektrometrii absorpcyjnej (FAAS). Arsen oznaczono zgodnie z normą PB-4 wyd. 2 z dnia 02.10.2012, metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej z atomizacją elektrotermiczną. Pomiar PCB wykonany został zgodnie z normą PN-ISO 10382:2007, metodą chromatografii gazowej z detekcją wychwytu elektronów. WWA, oznaczone zostały według normy PN-ISO 13877:2004, metodą chromatografii cieczowej.

Odczyn wykonany został metodą potencjometryczną (elektroda), zgodnie z normą PN-ISO 10390:1997, a skład granulometryczny wykonano metodą areometryczno-sitową Bouyoucosa w modyfikacji Casagrande'a i Prószyńskiego.

WYNIKI I DYSKUSJA

Stan wzbogacenia gleb w pierwiastki metaliczne oraz w pozostałe zanieczyszczenia organiczne prezentuje tabela. 2. Tabela 3 przedstawia właściwości fizykochemiczne gleb. Wyniki analiz próbek gleb pobranych z terenu zakładu jednoznacznie wskazują na to, iż gleby i grunty występujące na terenie zakładu nie są zanieczyszczone. Wszystkie skonstatowane wartości (dla arsenu, WWA

oraz metali ciężkich) nie przekraczają wartości progowych określonych w standardach jakości gleb i ziem dla obszarów przemysłowych C (rozporządzenie ministra środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi – Dz. U. nr 165, poz. 1359).

Tab.2. Wyniki analiz chemometrycznych

Tab.2. Results of chemometric analysis

Nr punktu	As	Zn	Pb	Cu	Cr	Ni	Cd	Suma WWA	Suma PCB
	mg · kg ⁻¹								μg · kg ⁻¹
1	10,1	48,4	20,0	20,6	38,6	26,1	<0,5	0,0098	<1,0
2	8,9	82,8	3,1	71,3	192	152	<0,5	<0,010	<1,0
3	9,2	55,1	17,6	18,3	43,3	31,8	<0,5	0,094	<1,0
4	8,5	66,8	11,3	42,7	73	49,3	<0,5	3,59	<1,0
5	8,9	69,3	24,9	24,9	35,3	25,6	<0,5	0,0682	1,07

Zawartość PCB w glebie nie jest obecnie normowana prawnie. Należy jednak zwrócić szczególną uwagę, iż wyniki wskazują na śladowe zawartości tych substancji w analizowanych glebach. W świetle literatury zdefiniowana suma PCB w glebie nie stwarza żadnego zagrożenia środowiskowego [Ciereszko i in. 2004; Żurek, Sadowski 2003].

Zawartość metali ciężkich oraz arsenu w analizowanych glebach jest zbliżona do naturalnych koncentracji tych pierwiastków w glebie [Kabata-Pendias, Pendias 1999]. Nieco podwyższona (choć i tak nieznaczna) zawartość metali ciężkich w glebie pobranej z punktu 2 może być związana z bliskością składowanych odpadów. Jednocześnie może być to skutek uformowania skarpy dzielącej z gruntów budujących skałę macierzysta gleb, która to charakteryzują się zawsze zwiększonymi zawartościami pierwiastków śladowych.

Tab. 1. Właściwości fizykochemiczne gleb

Tab.2. Basic physicochemical properties of soils

Nr punktu	pH	Uziarnienie	Zaw. frakcji <0,002	Zaw. frakcji <0,02
	w KCl		%	
1	5,0	gp	13	23
2	4,3	gp	7	17
3	4,9	gpi	24	42
4	7,2	gp	7	18
5	6,2	gl	12	31

Stężenie WWA w glebie świadczy o braku jakiegokolwiek wpływu transportu samochodowego na stan jakości gleb w obrębie funkcjonującej instalacji Sudoł i in. 1996].

Odczyn analizowanych gleb kształtował się na poziomie od silnie kwaśnego do obojętnego. Silnie kwaśny odczyn zdiagnozowano jedynie dla gleby w pkt. 2. Odczynem kwaśnym charakteryzują się gleby pobrane z pkt. nr 1 i 3. Odczyn obojętny zdiagnozowano dla gleb pobranych w punktach 4 i 5. Pomimo, iż wartość pH dla analizowanych gleb waha się w niskich przedziałach (co może powodować ryzyko związane z ługowaniem potencjalnych zanieczyszczeń w głąb profilu glebowego), to uziarnienie tych gleb jest cechą korzystną, która powoduje sorpcję ewentualnych zanieczyszczeń do kompleksu sorpcyjnego. Analizowane gleby charakteryzują się składem gliny piaszczystej, gliny piaszczysto-łastej oraz piasku gliniastego.

WNIOSKI

- Na terenie Zakładu, w toku przeprowadzonych analiz stwierdzono brak zanieczyszczenia gleb.
- Funkcjonowanie analizowanej instalacji unieszkodliwiania (składowania) odpadów, nie wpływa istotnie na zanieczyszczenie gleb, ziemi i wód podziemnych na terenie zakładu oraz w bezpośrednim sąsiedztwie granic zakładu.
- Ryzyko środowiskowe, dotyczące skażenia komponentów środowiska (wód podziemnych, powierzchniowych, roślin) związane z działalnością prowadzoną na terenie zakładu, w świetle przeprowadzonych badań jest minimalne.
- Przeprowadzone analizy stanowią przyczynek do przeprowadzenia szczegółowej oceny ryzyka środowiskowego związanego z funkcjonowaniem zakładu.

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

Program Operacyjny Kapitał Ludzki, Priorytet VIII Regionalne Kadry Gospodarki, Działanie 8.2 Transfer Wiedzy, Poddziałania 8.2.2 Regionalne Strategie Innowacji



HUMAN CAPITAL
NATIONAL COHESION STRATEGY



DOLNY
ŚLĄSK

EUROPEAN UNION
EUROPEAN
SOCIAL FUND



LITERATURA

1. ALLOWAY B., 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional. Glasgow.
2. BUKOWSKI J., 2010. Wybrane problemy związane z realizacją zadań gminy w zakresie gospodarki odpadami – Wybrane Problemy Prawa Ochrony Środowiska, wyd. pod redakcją Rakoczy B i Pchałek M. Oficyna a Wolters Kluwer business, Warszawa, 223-233.
3. CANTER L., 1999: Environmental Impact Assessment CRC Press LLC, 7-8.
4. CIERESZKO W., WITCZAK A., TOMZA A., BOROWCZ J., 2004. Zawartość ogólnego PCB i kongenerów wskaźnikowych w korze sosny (*pinus sylvestris* L.) oraz w glebie na obszarze Leśnictwa Moracz. Acta Sci. Pol., Silv. Colendar. Rat. Ind. Lignar. 3(2), 23-31.
5. GÓRSKI M., 2010. Przetwarzanie odpadów – jako pojęcie prawne – Wybrane Problemy Prawa Ochrony Środowiska, wyd. pod redakcją Rakoczy B i Pchałek M. Oficyna a Wolters Kluwer business, Warszawa, 223-233.
6. HITCHIN P., 2011. Is Europe ready for the IED and willing? Power Engineering International (January 11), 40-45.
7. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN SA, Warszawa.
8. KARCZEWSKA A., KABAŁA C., 2010. Gleby zanieczyszczone metalami ciężkimi i arsenem na Dolnym Śląsku - potrzeby i metody rekultywacji. Ze-szyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, rolnictwo XCVI, Nr 576, 59-79.
9. SUDOŁ T., FARBISZEWSKA T., FARBISZEWSKA-BAJER J., CWA-LINA B., 1996. Identyfikacja substancji ropopochodnych w gruncie przed i po procesie biodegradacji. Fizykochemiczne Problemy Mineralogiii, 30, 167-175.
10. ZWOŹDZIAK J., SÓWKA I., 2012. Analiza przewidywanych zmian IPPC o istotnym znaczeniu dla gospodarki rolnej – Studia Regionalne i Lokalne Polski Południowo-Wschodniej – Odnawialne źródła energii w rolnictwie i ochronie środowiska, wyd. pod redakcją E. Greli i E. Kowalczyk-Vasilev, Lublin-Susiec.
11. ŻUREK J., SADOWSKI M., 2003. Trwałe zanieczyszczenia organiczne – Monografia. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.

**MONITORING STUDIES OF SOILS IN THE DISPOSAL WORKS
IN ŚCINAWKA DOLNA IN THE LIGHT OF LAW RESULTING
FROM THE IMPLEMENTATION OF IED DIRECTIVE**

A b s t r a c t

The paper presents the basic characteristics of the physico-chemical properties and soil pollution in the disposal works in Ścinawka Dolna. This analysis is made in connection with the amendment of the environmental legislation in Poland takes into account the guidelines for the development of the basic report for IPPC installations.

Key words: IPPC installation, IED Directive, basic report

URSZULA KOŁODZIEJCZYK^{*}, MAGDALENA CZARNA^{**},
ZBIGNIEW TARKA^{**}

**MODELOWANIE ROZPRZESTRZENIANIA
ZANIECZYSZCZEŃ DO POWIETRZA
ATMOSFERYCZNEGO Z PROJEKTOWANEJ
KOMPOSTOWNI OSADÓW ŚCIEKOWYCH**

Streszczenie

W artykule przedstawiono metodykę oceny zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego wskutek działalności kompostowni osadów ściekowych. Oceny dokonano poprzez identyfikację źródeł emisji, wskazanie rodzajów i ilości zanieczyszczeń z poszczególnych źródeł oraz określenie maksymalnych stężeń zanieczyszczeń i częstości ich przekraczania w stosunku do wartości odniesienia lub dopuszczalnych poziomów substancji w środowisku. Temat zrealizowano na przykładzie projektowanej kompostowni osadów ściekowych w miejscowości Zbarzewo (woj. wielkopolskie). Przeprowadzona analiza wykazała brak ponadnormatywnych stężeń zanieczyszczeń powietrza w rejonie planowanego przedsięwzięcia.

Słowa kluczowe: zanieczyszczenie powietrza, kompostownia osadów ściekowych, siarkowodór, amoniak

WSTĘP

W latach 90-tych ubiegłego wieku działania związane z gospodarką osadową ograniczały się tylko do magazynowania osadów na terenie oczyszczalni – w lagunach bądź na poletkach osadowych [Dymaczewski 2011].

Obecnie projektowane oczyszczalnie ścieków zawierają dodatkowo tzw. koncepcję gospodarki osadowej, wymaganą z uwagi na konieczność usuwania ze ścieków związków biogenych (azotu i fosforu). W 2015 r., zgodnie z zapi-

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

^{**} Przedsiębiorstwo Handlowo-Usługowe ZBIGTAR, Osowa Sień

sami dyrektywy Rady 91/271 EWG z dnia 21 maja 1991 r., zakłada się stuprocentową redukcję ładunku zanieczyszczeń biodegradowalnych.

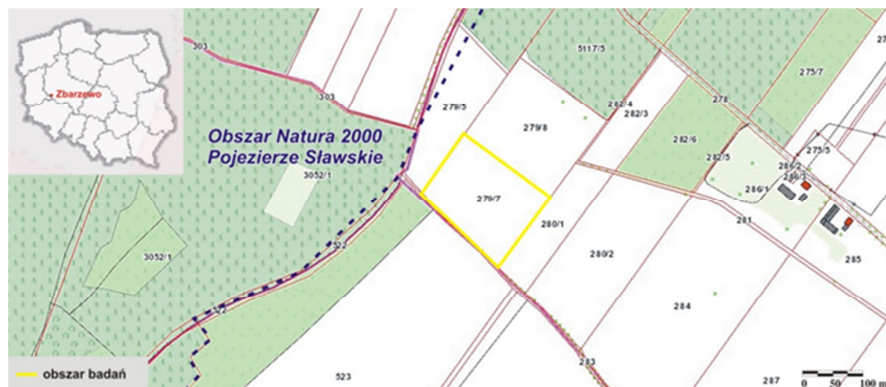
Według definicji zaproponowanej przez Europejski Komitet Normalizacyjny (CEN) osadem ściekowym jest mieszanina wody i ciał stałych. Skład chemiczny osadów ściekowych jest zmienny i zależy, między innymi, od rodzaju oczyszczanych ścieków oraz sposobów ich oczyszczania [Małej 2004]. Szacuje się, że osady ściekowe stanowią 1-3% całkowitej ilości oczyszczanych ścieków [Sadecka 2013]. Kompostowanie osadów ściekowych jest jedną z metod utylizacji odpadów biodegradowalnych [Przywarska, Kotowski 2003].

Kompostowaniu osadów ściekowych towarzyszy emisja odorów. Emisje te są częstym zjawiskiem w instalacjach biologicznego przetwarzania odpadów, a ich rodzaj i intensywność zależy od składu przetwarzanych surowców [Jędrzak 2008]. Aktualne prawodawstwo polskie nie wskazuje metodyki oszacowania zasięgu oddziaływania substancji zapachowych.

Obliczenia emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego z projektowanej kompostowni osadów ściekowych w Zbarzewie przeprowadzono w sposób zgodny z metodyką zamieszczoną w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. z 2010 r., Nr 16, poz. 87). Jako substancje wskaźnikowe przyjęto amoniak i siarkowodór, natomiast jako źródło ich emisji – zbiornik betonowy magazynujący osady ściekowe. Zbiornik będzie tylko częściowo odkryty – w czasie załadunku osadów, co będzie skutkowało wyłącznie okresowym rozprzestrzenianiem się substancji zapachowych.

OPIS PROJEKTOWANEJ KOMPOSTOWNI

Kompostownia będzie zlokalizowana w miejscowości Zbarzewo, gmina Włoszakowice, woj. wielkopolskie (rys. 1) i zostanie przeznaczona do odzysku komunalnych osadów ściekowych. Obiekt składać się będzie z dwukomorowego zbiornika (laguny) o łącznej pojemności 4800 m³, instalacji do odprowadzania i gromadzenia odcieków (zbiornik stalowy o pojemności 10 m³) oraz wewnętrznych dróg i placów manewrowych. Ilość osadów przeznaczonych do przetworzenia (kompostowania) wyniesie 100 000 Mg/rok. Zimą, przy zamrożonej pokrywie glebowej, kiedy obowiązuje zakaz nawożenia gruntów osadami ściekowymi, obydwie komory mogą być napełnione. Poza okresem zimowym osady składowane będą głównie w pierwszej komorze, a dopiero po jej napełnieniu – w drugiej. Każdorazowo osady będą mieszane z wapnem i resztkami roślinnymi (słomą), po czym zostaną poddane badaniom fizyczno-chemicznym i bakteriologicznym, a następnie zostaną wywiezione na grunty rolne. Zgodnie z załącznikiem 1 do ustawy o odpadach będzie to proces odzysku R3 (odzysk substancji organicznych, w tym kompostowanie).



Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań

Fig. 1. Location of the study area

METODYKA BADAŃ

Obliczenia emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego z projektowanej kompostowni wykonano zgodnie z metodyką zamieszczoną w rozporządzeniu (Dz. U. z 2010 r., Nr 16, poz. 87).

W analizowanym przypadku uwzględniono tzw. referencyjne metodyki modelowania poziomów substancji w powietrzu, których podstawę stanowią formuły Pasquille'a. Ilość i różnorodność danych wymusiła konieczność zastosowania programów komputerowych do obliczeń stężeń maksymalnych i średniorocznych substancji w powietrzu, a ponadto – częstości przekroczeń oraz rozkładu tych stężeń w zadanej siatce obliczeniowej. Za reprezentatywną przyjęto różę wiatrów charakterystyczną dla miasta Leszno. Do obliczeń emisji użyto programu AERO 2010.

W pierwszej kolejności obliczono współczynnik aerodynamicznej szorstkości analizowanego obszaru Z_0 , korzystając z zależności:

$$Z_0 = \frac{1}{F} \sum_c F_c \cdot Z_{0c}$$

gdzie:

F – powierzchnia analizowanego obszaru (koła o promieniu 50 m),

Z_0 – średnia wartość współczynnika aerodynamicznej szorstkości terenu dla gruntów rolnych,

c – obszar obliczeniowy (w tym przypadku $c = 1$).

Biorąc pod uwagę powyższe uwarunkowania uzyskano współczynnik aerodynamicznej Z_0 szorstkości terenu:

$$Z_0 = 0,035$$

W obliczeniach przyjęto, że na ogół obydwie komory będą przykryte plan-dekami; tylko podczas rozładunku i pobierania osadów ściekowych jedna z nich będzie okresowo odsłonięta – średnio przez około 2 godziny na dobę, przez 270 dni w roku. Stąd, rozpatrzono emisję amoniaku oraz siarkowodoru z emitora powierzchniowego o wymiarach 80 m x 20 m. Emitor ten podzielono na zespół emitorów zastępczych o boku $d_k = 10$ m, natomiast powierzchniowe źródło zastąpiono zespołem 16 emitorów zastępczych o następujących parametrach: wysokość emitora $h = 1,5$ m, średnica wewnętrzna wylotu emitora $d = 3,7$ m, prędkość odlotowa gazów na wylocie emitora $v = 3$ m/s, temperatura gazów odlotowych na wylocie emitora $T = 293$ K, czas pracy emitora $t = 540$ godz./rok.

Emisję z emitora zastępczego e_k obliczono z wzoru:

$$e_k = E \cdot \left(\frac{d_k}{D}\right)^2$$

gdzie:

E – emisja substancji z emitora lub źródła powierzchniowego lub liniowego,
 d_k – długość boku kwadratowego źródła powierzchniowego lub długość odcinka źródła liniowego, powstałych z podziału źródła powierzchniowego lub liniowego,
 D – długość boku kwadratowego źródła powierzchniowego lub długość źródła liniowego.

Do obliczeń emisji amoniaku wykorzystano wskaźnik emisji $E = 5 \text{ g/m}^2 \cdot 24 \text{ h}^{-1}$ [Hoff, Hornbuckle i in. 2002] oraz wartości odniesienia dla zawartości amoniaku w powietrzu dla jednej godziny ($400 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) i dla roku kalendarzowego ($50 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) podane w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu [Dz. U. z 2010 r., Nr 16, poz. 87].

Obliczenia emisji siarkowodoru oparto o wskaźnik emisji wynoszący $0,35 \text{ g/m}^2 \cdot 24 \text{ h}^{-1}$ [Ogunlaja 2009] oraz wartości odniesienia dla zawartości siarkowodoru w powietrzu dla jednej godziny ($20 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) i roku kalendarzowego ($5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) podane w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu [Dz. U. z 2010 r., Nr 16, poz. 87].

Do obliczeń stężeń maksymalnych zanieczyszczeń zastosowano skrócony zakres obliczeń – pod warunkiem, że spełniona jest zależność:

$$S_{mm} \leq 0,1 D_1$$

gdzie:

S_{mm} – najwyższe ze stężeń maksymalnych substancji w powietrzu,

D_1 – wartość odniesienia substancji w powietrzu lub dopuszczalny poziom substancji w powietrzu, uśredniony dla jednej godziny.

WYNIKI BADAŃ

Emisja **amoniaku** E_{NH_3} ze źródła powierzchniowego dla projektowanej kompostowni wyniesie:

$$\begin{aligned} E_{NH_3} &= 333,33 \text{ g/h} \\ E_{NH_3} &= 92,59 \text{ mg/s.} \end{aligned}$$

Emisja amoniaku z jednego z emitatorów zastępujących źródło powierzchniowe e_{kNH_3} wyniesie:

$$e_{kNH_3} = 1,45 \text{ mg/s.}$$

Najwyższe ze stężeń maksymalnych amoniaku w powietrzu wyniesie:

$$\Sigma S_{mm} = 36,769 \mu\text{g/m}^3 \leq 0,1 D_1 = 40 \mu\text{g/m}^3.$$

W wyniku analizy nie stwierdzono przekroczeń dopuszczalnych stężeń amoniaku w powietrzu spowodowanych eksploatacją projektowanej kompostowni, a obszarowy zasięg oddziaływania w odniesieniu do wartości stężeń przedstawiono na rys. 2 i rys. 3.

Obliczenia emisji **siarkowodoru** E_{H_2S} z projektowanej kompostowni wskazują, że wyniesie ona:

$$\begin{aligned} E_{H_2S} &= 23,33 \text{ g/h} \\ E_{H_2S} &= 6,48 \text{ mg/s.} \end{aligned}$$

Z kolei, emisja siarkowodoru z jednego z emitatorów zastępujących źródło powierzchniowe e_{kH_2S} wyniesie:

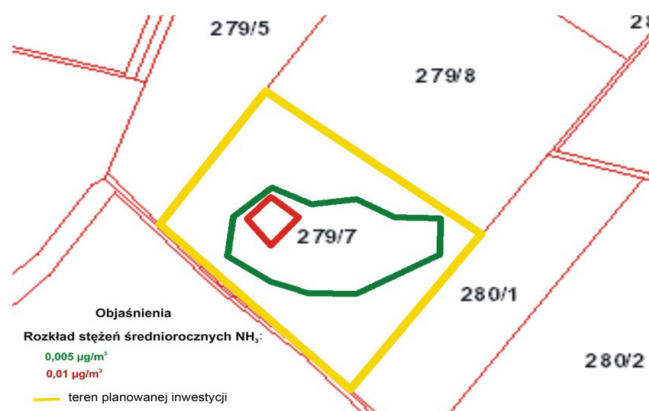
$$e_{kH_2S} = 0,10 \text{ mg/s.}$$

Najwyższe ze stężeń maksymalnych siarkowodoru w powietrzu wyniesie:

$$\Sigma S_{mm} = 1,096 \mu\text{g/m}^3 \leq 0,1 D_1 = 2,00 \mu\text{g/m}^3.$$

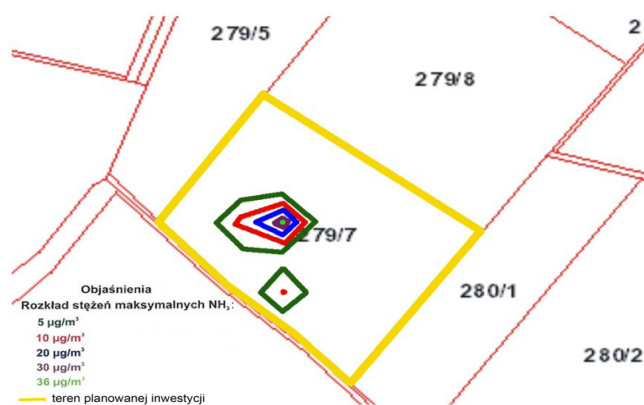
Emisja siarkowodoru wskutek eksploatacji projektowanej kompostowni nie przekroczy dopuszczalnych stężeń siarkowodoru w powietrzu. Obszarowy za-

się oddziaływania w odniesieniu do wartości stężeń przedstawiono na rys. 4 i rys. 5.



Rys. 2. Rozkład stężeń średniorocznych NH_3 w projektowanej kompostowni (skala 1:5000)

Fig. 2. The distribution of average annual concentration of NH_3 in the proposed composting plant (scale 1:5000)



Rys. 3. Rozkład stężeń maksymalnych NH_3 w projektowanej kompostowni (skala 1:5000)

Fig. 3. The distribution of the peak concentration of NH_3 in the proposed composting plants (scale 1:5000)



Rys. 4. Rozkład stężeń średniorocznych H_2S w projektowanej kompostowni (skala 1:5000)

Fig. 4. The distribution of average annual concentration of H_2S in the proposed composting plants (scale 1:5000)



Rys. 5. Rozkład stężeń maksymalnych H_2S w projektowanej kompostowni (skala 1:5000)

Fig. 5. The distribution of the peak concentration of H_2S in the proposed composting plants (scale 1:5000)

PODSUMOWANIE

Analiza dokonana przez autorów wykazała, że przy zastosowaniu projektowanych rozwiązań technologicznych emisja zanieczyszczeń do powietrza z kompostowni osadów ściekowych w Zbarzewie nie przekroczy wartości dopuszczalnych określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. z 2010 r., Nr 16, poz. 87). Przyczyni się do tego zastosowanie specjalnych plandek, które zabezpieczą składowane osady ściekowe przed działaniem czynników atmosferycznych oraz zredukują rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń do atmosfery.

Progi wyczuwalności zapachowej, wynoszące odpowiednio 18 mg/m³ dla amoniaku oraz 0,2 mg/m³ dla siarkowodoru, również nie zostaną przekroczone.

Z przeprowadzonych badań wynika, że przy zachowaniu odpowiednich reżimów technologicznych możliwa jest realizacja inwestycji, które wbrew powszechnym opiniom nie musi oznaczać degradacji środowiska.

LITERATURA

1. DYMACZEWSKI Z. 2011. Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. PZTTS o/Wielkopolski. Poznań.
2. HOFF S., HORNBuckle K., THORNE P., BUNDY D., O'SHAUGHNESSY P. 2002. Iowa concentrated operations air quality study. Iowa State University and The University of Iowa Study Group.
3. JĘDRCAK A. 2008. Biologiczne przetwarzanie odpadów. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
4. MALEJ J. 2004. Odpady i osady ściekowe. Charakterystyka – unieszkodliwianie – zagospodarowanie. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej. Koszalin.
5. OGUNLAJA O. 2009. Measurement of Air Pollutant Emissions from a Confined Poultry Facility. Utah State University.
6. PRZYWARSKA R., KOTOWSKI W. 2003. Podstawy odzysku, recyklingu i unieszkodliwiania odpadów. WSEiSA Bytom.
7. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. z 2010 r., Nr 16, poz. 87).
8. SADECKA Z. 2013. Toksyczność w procesie beztlenowej stabilizacji komunalnych osadów ściekowych. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk vol. 105. Zielona Góra.
9. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. z 2013 r., poz. 21, z późn. zm.).

MODELLING OF THE SPREAD OF POLLUTANTS IN THE AIR ON THE EXAMPLE OF THE PROPOSED SEWAGE SLUDGE COMPOSTING FACILITY

S u m m a r y

A method of assessment of ambient air pollution due to sewage sludge composting activities. The assessment was done by identifying the sources of emissions, an indication of the types and amounts of pollutants from various sources and to determine the maximum concentrations of pollutants, and the frequency of crossing in relation to the reference value or maximum levels of substances in the environment. Subject implemented on the example of the proposed composting of sewage sludge in Zbarzewo (province Greater). The analysis showed no abnormal concentrations of pollutants in the area of the proposed project.

Key words: air pollution, composting plant, hydrogen sulfide, ammonium

URSZULA KOŁODZIEJCZYK^{*}, JAKUB KOSTECKI^{},
RÓŻA WASYLEWICZ^{**}**

**ANALIZA ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO
PLANOWANEJ EKSPLOATACJI KRUSZYWA
W MIEJSCOWOŚCI ŁAZ**

Streszczenie

Rozwój społeczeństwa uzależniony jest od zasobów środowiska. Wśród nich wyróżnić należy zasoby odnawialne i nieodnawialne. Do tej ostatniej grupy zalicza się surowce mineralne, takie jak ropę naftową, węgiel, a także kruszywa mineralne. W pracy przedstawiono analizę oddziaływania na środowisko planowanego wyrobiska piasków i pyłów w miejscowości Łaz, woj. lubuskie.

Słowa kluczowe: oddziaływanie inwestycji na środowisko, kruszywo, uwarunkowania eksploatacji

WSTĘP

Gospodarka surowcami mineralnymi ma niebagatelne znaczenie dla zrównoważonego rozwoju, zwłaszcza w ujęciu lokalnym. Prowadzona nieprawidłowo może przyczynić się do degradacji środowiska i wzrostu napięć społecznych. Wydobycie surowców mineralnych może odbywać się w sposób głębinowy i odkrywkowy. O ile pierwszy z wymienionych sposobów wykazuje średnią uciążliwość wizualną, o tyle wydobycie odkrywkowe prowadzi do degradacji powierzchni ziemi i znacznego przekształcenia krajobrazu [Baran i Turski 1996, Drab 2002].

W miejscowości Łaz (woj. Lubuskie) udokumentowano występowanie złoża piasku o zasobach około 1,1 tys. Mg. Udokumentowana powierzchnia złoża wynosi 5,89 ha, a miąższość złoża sięga 9,8 m (głębokość spągu wynosi 10 m). Przewidziano eksploatację złoża w sposób odkrywkowy.

^{*} Zakład Hydrologii Stosowanej, Instytut Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

^{**} Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów, Instytut Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

Zdegradowane obszary (obejmujące również wyrobiska po eksploatacji surowców mineralnych), zgodnie z polskim prawem [Dz.U.1995.25.150, Dz.U. 2001.60.627] powinny zostać poddane zabiegom rekultywacyjnym, mającym na celu nadanie lub przywrócenie gruntom zdegradowanym albo zdewastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych. Należy mieć na uwadze, że prowadzenie zabiegów rekultywacyjnych będzie o tyle łatwiejsze, o ile mniejsze szkody dla środowiska zostaną wyrządzone w trakcie eksploatacji wyrobiska.

Celem pracy jest próba oceny wpływu eksploatacji odkrywkowej kruszywa w miejscowości Łaz na komponenty środowiska przyrodniczego w ujęciu różnej perspektywie czasowej.

POŁOŻENIE GEOGRAFICZNE

Teren planowanej inwestycji znajduje się w miejscowości Łaz, położonej w zachodniej części Polski, we wschodniej części województwa lubuskiego, ok. 16 km na zachód od Zielonej Góry. Jest on ograniczony od strony północnej drogą krajową nr 282, z pozostałych stron graniczy z przyległymi działkami (grunty orne od strony wschodniej i zachodniej, tereny leśne i droga gruntowa od strony południowej). Szczegółową lokalizację przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań [na podst. www.maps.google.pl, 2013]
Fig. 1 Location of the research area [based on www.maps.google.pl, 2013]

CHARAKTERYSTYKA STANU ŚRODOWISKA

Klimat

Obszar złoża znajduje się w zasięgu klimatu przejściowego, z cechami klimatu oceanicznego. Średnia roczna temperatura wynosi $+9,7^{\circ}\text{C}$, (przy maksimum równym $36,8^{\circ}\text{C}$ i minimum równym $-22,2^{\circ}\text{C}$). Usłonecznienie przekracza 1500 godzin w roku (w roku 2011 usłonecznienie wyniosło ponad 1900 h). Na omawianym obszarze zima jest łagodna i krótka (69 dni), z mało trwałą pokrywą śnieżną, natomiast charakterystyczna jest wczesna wiosna i długie lato (97 dni). Liczba dni pogodnych wynosi 63, pochmurnych 107, a gorących 36. W analizowanym rejonie dominują wiatry z kierunków zachodnich, południowo-zachodnich i północno-zachodnich. Łącznie na sektor W i SW róży wiatrów przypada około 52% wiejących wiatrów. Średni opad roczny (w latach 1971-2010) był niższy od średniego opadu dla Polski i wynosił 581,5 mm [GUS 2012; Kondracki 2009].

Warunki hydrologiczne

Obszar badań sąsiaduje z licznymi (łącznie ok. 76 ha) bezimiennymi zbiornikami wodnymi o antropogenicznej genezie (rys. 2). Większość z nich wykorzystywana jest do hodowli ryb. Powstały one w wyniku eksploatacji czwartorzędowych surowców węglanowych i torfu, w wyniku czego przekształcona została pierwotna powierzchnia tego obszaru. Bezpośrednio przy granicy znajduje się zbiornik wodny (0,11 ha). Przy północno-wschodniej granicy obszaru znajduje się ciek melioracyjny prowadzący wodę do jeziora Zabór.

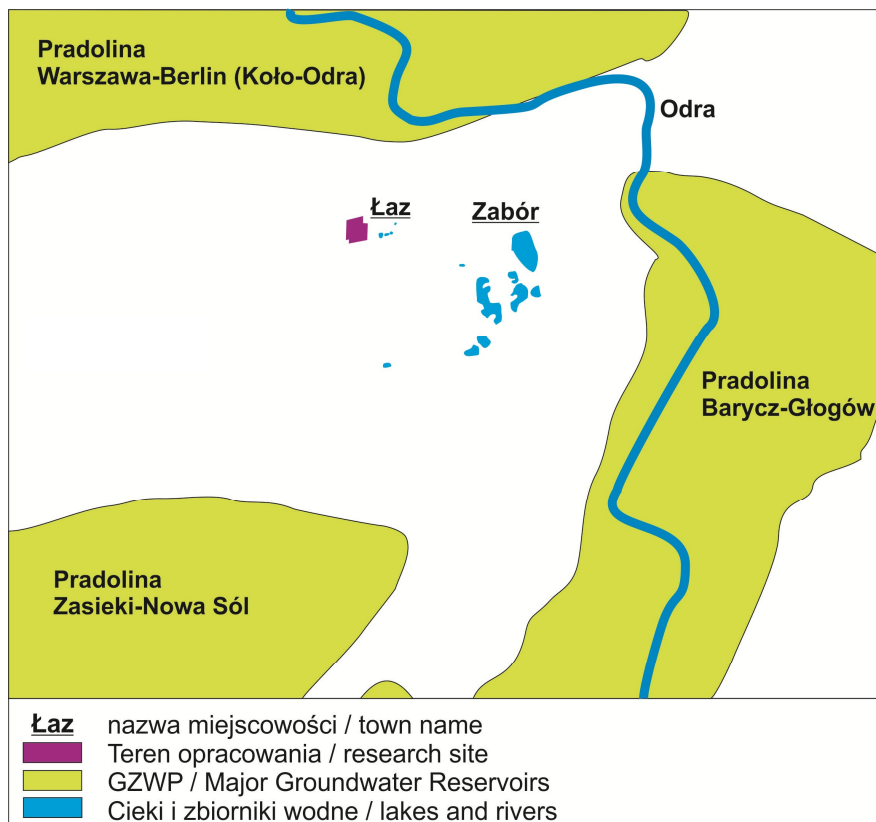
W odległości ok. 2,6 km w kierunku północno-wschodnim przepływa Odra, a około 3 km w kierunku południowo-wschodnim – ciek Śmiga.

W odległości ok. 2-3 km w kierunku wschodnim i południowo-wschodnim znajdują się większe jeziora o naturalnej genezie (w tym jeziora polodowcowe: Liwno Wielkie o pow. 31,47 ha i maksymalnej głębokości 2,3 m i Liwno Małe o pow. 3,37 ha i głęb. 2,1 m), stanowiące centrum tzw. Niecki Zaborskiej. Niecka odwadniana jest Zaborskim Kanałem, wypływającym z jeziora Liwno Wielkie i uchodzącym do Odry.

W rejonie złoża kruszywa Łaz zwierciadło wód podziemnych występuje zazwyczaj na głębokości 1-2 m p.p.t., a miąższość warstwy wodonośnej osiąga 10 – 15 m. Warstwa ta ujmowana jest licznymi studniami typu abisyńskiego i kopanymi.

Teren złoża Łaz leży pomiędzy trzema zbiornikami wód podziemnych, zaliczanymi od sieci GZWP. Są to zbiorniki: nr 150 Warszawa-Berlin (Koło-Odra), nr 302 Barycz-Głogów (W) oraz zbiornik nr 301 (Zasieki-Nowa Sól). Granice tych zbiorników przebiegają w promieniu ok. 2-8 km od obszaru objętego złoża (rys. 2). Poziomy wodonośne stanowią tu głównie utwory czwartorzędu, wystę-

pujące w pradolinach (GZWP nr 150 i 302) oraz w dolinach kopalnych (GZWP nr 301).



Rys. 2. Rozmieszczenie zbiorników wodnych w rejonie badań
(na podst. <http://ikar2.pgi.gov.pl/>)

Fig. 2. Location of water reservoirs in the research area
(based on: <http://ikar2.pgi.gov.pl/>)

Gleby

Badany rejon charakteryzuje się dominacją gleb mało urodzajnych, wytworzonych na podłożu osadów polodowcowych. Są to głównie gleby bielcowe, piaszczyste i słabo-gliniaste. Obszar złoża kruszywa Łaz zalega na glinach zwałowych.

Występujące w tym obszarze gleby charakteryzują się odczynem kwaśnym (pH 5-6) i bardzo kwaśnym (pH <5). W przeważającej części (97%) są to słabe grunty rolne, V i VI klasy bonitacyjnej. W latach minionych teren opracowania

był nieużytkiem porolnym. Świadczy o tym stan zaobserwowany, w tym postępującą sukcesję naturalną.

Obecny sposób użytkowania (stwierdzony na podstawie wizji lokalnej) ogranicza się do ich odłogowania.

Struktura przyrodnicza

Od północy i południa teren ograniczony jest wąskim pasem drzew iglastych i liściastych. Centralną część obszaru stanowi roślinność ruderalna, charakterystyczna dla odłogowanych gruntów rolnych.

Od strony zachodniej teren graniczy z obszarem rolnym (obecnie nieużytki, w przeszłości teren rolny). W południowo-zachodnim rogu znajduje się obszar zalesiony. Od strony wschodniej dominuje skupisko dziko rosnących drzew, z przewagą sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*). W okolicy spotkać można również dęby (*Quercus sp.*) i robinie akacjową (*Robinia pseudoacacia*).

Z uwagi na charakter obszaru (nieużytki porolne) oraz poczynione obserwacje, pod względem różnorodności fauny i flory teren badań można zaklasyfikować jako niezróżnicowany. Ze względu na sąsiedztwo enklawy leśnej, sporadycznie pojawiają się tutaj większe ssaki i ptaki.

Surowce mineralne

Na obszarze gminy Zabór stwierdzono występowanie 3 rodzajów kopalin: glin, surowców ceramiki budowlanej i pokrewnych (złoża: Drożki II oraz Droszków-Zabór - eksploatowane do 1995 r., aktualnie wyłączone z eksploatacji), złóż kruszyw naturalnych (Łaz, Zabór – eksploatowane okresowo) oraz złoża kredy jeziornej (Zabór I i II – aktualnie wyłączone z eksploatacji) [<http://geoportal.pgi.gov.pl>].

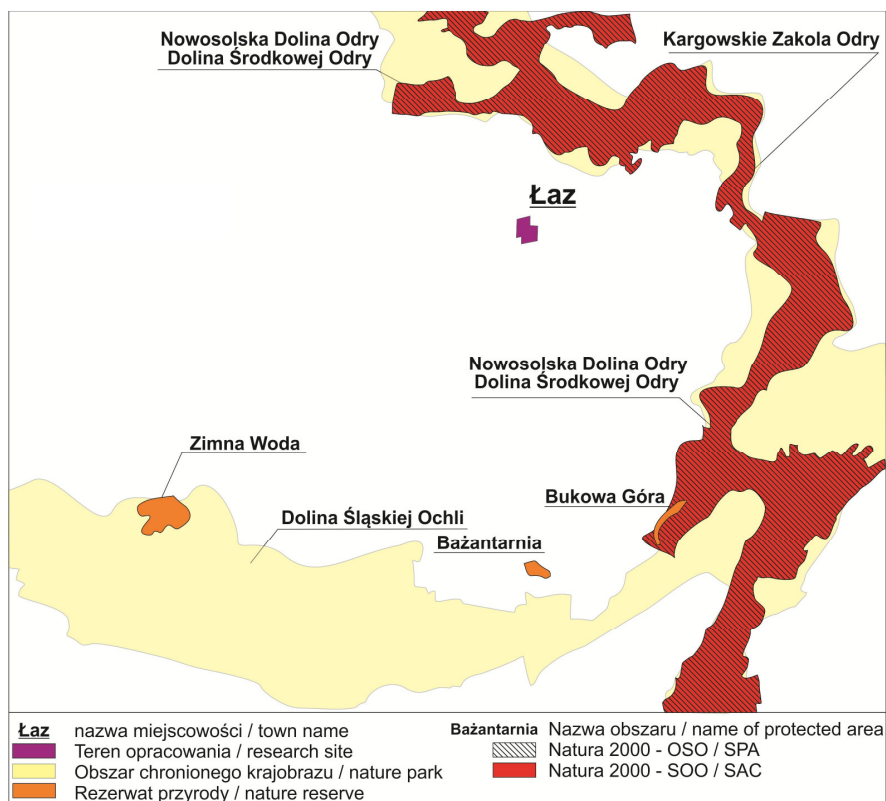
Kopaliną dominującą na tym obszarze jest kruszywo, w tym: piasek drobnoziarnisty i piasek średnioziarnisty zalegający do głębokości od 2 do 9,8 m p.p.t. (zasoby tego surowca oszacowano na 480,7 tys. Mg).

Chronione prawnie elementy środowiska

Obszar złoża kruszywa Łaz nie znajduje się w obrębie żadnej prawnej formy ochrony przyrody. Najbliżej (2,5-6 km) umiejscowione są obszary zaliczone do europejskiej sieci Natura 2000 (Obszar Specjalnej Ochrony „Kargowskie Zakola Odry” – kod PLH080012, Obszar Specjalnej Ochrony „Nowosolska Dolina Odry” – kod PLH080014 oraz Obszar Specjalnej Ochrony „Dolina Środkowej Odry” – kod PLB080004 [Natura2000, 2014]).

Obiekty chronione punktowo (pomniki przyrody), jakie są zlokalizowane na terenie Gminy Zabór, obejmują kilka dębów szypułkowych i lipy drobnolistne – występują one ok. 5 km na północny-wschód od terenu złoża [RDOS w Gorzowie Wlkp. 2014].

Nieco dalej znajdują się obszary chronionego krajobrazu: nr 21 – Nowosolska Dolina Odry (ok. 7 km w kierunku południowo-wschodnim), nr. 18 – Krośnieńska Dolina Odry (ok. 9 km w kierunku półn.-zach.) oraz nr 23 – Dolina Śląskiej Ochli (12 km w kierunku półd.). [Dz. U. Woj. Lub. Nr 9, Poz. 172 z p. zm.]. Z kolei, w odległości 10-13 km położone są 3 rezerваты przyrody: Zimna Woda (półd.-zach.), Bażantarnia (na półd.) oraz Bukowa Góra (na półd.-wsch.). W odległości ok. 30 km w kierunku półn.-zach. znajduje się Gryżyński Park Krajobrazowy (wraz z otuliną) oraz, zlokalizowany w odległości 31 km w kierunku wschodnim, Przemęcki Park Krajobrazowy. Elementy środowiska objęte ochroną prawną, jakie wydzielono w sąsiedztwie złoża kruszywa Łaz, przedstawiono na rys. 3.



Rys. 3. Rozmieszczenie obszarów chronionych w rejonie złoża kruszywa Łaz
(oprac. wł. na podst. <http://geoserwis.gdos.gov.pl>)

Fig. 3. Location of protected areas around the planned open-pit mine
(based on: <http://geoserwis.gdos.gov.pl>)

ANALIZA ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO

Znaczne oddziaływanie na środowisko planowanej odkrywki, utworzonej wskutek eksploatacji kruszywa, będzie miało miejsce głównie w zakresie abiotycznych komponentów środowiska (powierzchni ziemi, surowców mineralnych, wody powierzchniowej i podziemnej). Z uwagi na niską różnorodność biologiczną występującą na tym terenie, a także – brak obszarów chronionych obrębie złoża, oddziaływanie na biotyczną część środowiska będzie znikome (tab. 1).

Tab. 1. Zestawienie oddziaływań złoża kruszywa Łaz na komponenty środowiska
Tab. 1. Summary of impacts on various components of the environment

Elementy środowiska objęte oddziaływaniami eksploatacji złoża / Elements of the environment under the impact of resource exploitation	Rodzaj oddziaływania / Type of environmental impact												
		Bezpośrednie / direct	Pośrednie / indirect	Wtórne / secondary	Skumulowane / cumulative	skumulowane z urbanizacją / cumulative with urbanisation	Krótkoterminowe / short-term	Średnioterminowe / medium term	Długoterminowe / long-term	Stałe / permanent	Chwilowe / instantaneous	Pozytywne / positive	Negatywne / negative
Siedliska przyrodnicze / natural habitats	A	0	0	0	0	+	0	+	+	+	0	0	+
	B	0	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	0
Różnorodność biologiczna / biodiversity	A	0	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	+
	B	0	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	0
Ludzie / people	A	+	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	+
	B	+	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	0
Zwierzęta / animals	A	+	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	+
	B	+	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	0
Rośliny / plants	A	+	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	+
	B	+	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	0
Woda / water	A	+	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	+
	B	0	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	+
Powietrze / air	A	+	0	0	0	+	0	+	0	+	0	0	+
	B	+	0	0	0	+	+	+	+	+	0	+	0

Powierzchnia ziemi / soil surface	A	+	0	0	0	+	0	+	+	+	0	+	+
	B	+	0	0	0	0	0	+	+	+	0	+	0
Krajobraz / landscape	A	+	0	0	0	0	0	0	+	+	0	+	+
	B	+	0	0	0	0	0	0	+	+	0	+	0
Klimat / climate	A	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0
	B	+	0	0	0	0	0	+	+	+	0	+	0
Zasoby naturalne / natural resources	A	+	+	0	0	+	0	0	+	+	0	0	+
	B	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+
Zależności pomiędzy w/w / relationship between all above	A	+	+	0	0	+	0	+	+	+	0	+	+
	B	+	+	0	0	+	+	+	+	+	0	+	+

Skala oddziaływań: A- podczas eksploatacji, B – po zakończeniu rekultywacji „+” – występuje, „0” – nie występuje

Environmental impact: A – during exploitation, B – after reclamation, „+” – present, „0” – absent

Biorąc pod uwagę obecne zagospodarowanie terenu, jego funkcji oraz otoczenia, nie stwierdzono by przedmiotowa inwestycja w znacznym stopniu uszczupliła bioróżnorodność oraz liczebność roślin i zwierząt. Oddziaływanie pozytywne wiąże się z kolei z prawidłowo przeprowadzoną rekultywacją tego terenu i szansą nadania mu większej wartości przyrodniczej od dotychczasowej (m.in. zarybienie stawu, wprowadzenie nowych gatunków roślin).

Z uwagi na odległość nie stwierdzono wystąpienia oddziaływań bezpośrednich, pośrednich, wtórnych, skumulowanych, krótkoterminowych, średnioterminowych i długoterminowych, a także stałych i chwilowych, wpływających niekorzystnie na tereny i gatunki objęte ochroną prawną, w tym obszary Natura 2000.

Stwierdzono występowanie oddziaływania na ludzi oraz występującą na tym terenie i w jego bezpośrednim sąsiedztwie florę oraz faunę. Wynika ono z faktu stosowania do prac wydobywczych ciężkiego sprzętu, który zakłócać może klimat akustyczny. Narażony na oddziaływanie jest głównie pobliski dom jednorodzinny, zlokalizowany w odległości ok. 300 m w kierunku wschodnim. Sytuację poprawia fakt rozgraniczenia terenu zabudowanego od terenu planowanej eksploatacji szpalerem drzew. Kolejnym elementem niekorzystnego oddziaływania będzie podwyższony poziom zapylenia, zwłaszcza w okresie letnim (pora sucha). Doraźne przeciwdziałanie temu stanowi rzeczy polegać może na polewaniu wodą traktu dojazdowego oraz stosowaniu przez samochody ciężarowe osłon (plandek) uniemożliwiających rozwiewanie ładunku.

Przedmiotowa inwestycja dotyczy odkrywkowej eksploatacji kruszywa, zatem - w sposób istotny zostaną naruszone zasoby naturalne, w tym powierzchnia ziemi. Przeobrażeniu ulegnie jednak relatywnie nieduży fragment krajobrazu (ok. 5,89 ha). W związku z eksploatacją konieczne będzie zebranie nadkładu

i zgromadzenie go na przymach poza granicami wyrobiska (w celu późniejszego wykorzystania do rekultywacji terenu poeksploatacyjnego). Pozostawienie filarów ochronnych w postaci pasów zieleni na granicy odkrywki zabezpieczy sąsiednie obszary przed negatywnym oddziaływaniem eksploatacji oraz umożliwi właściwe wyprofilowanie skarp wyrobiska (ochrona przed procesami osuwiskowymi).

Zastosowanie metod odkrywkowych do eksploatacji kruszywa wiąże się również z negatywnym oddziaływaniem na wody powierzchniowe i podziemne. Przedmiotowa eksploatacja będzie prowadzona systemem „na mokro”, a mimo to należy się liczyć z naruszeniem reżimu hydrologicznego w obrębie złoża (m.in. może nastąpić całkowite osuszenie zbiornika położonego w bezpośrednim sąsiedztwie odkrywki). Nie przewiduje się natomiast ujemnego oddziaływania eksploatacji na występujące w pobliżu większe jeziora (Liwno Wielkie, Liwno Małe, Jezioro Zabór) oraz na kanały i rzeki (Zaborski Potok, Odra). W zależności od przyjętego kierunku rekultywacji terenu poeksploatacyjnego można natomiast spodziewać się wzrostu wskaźnika jeziorności na tym obszarze.

W wyniku eksploatacji kruszyw mineralnych naruszone zostaną zasoby klimatu akustycznego i czystości powietrza. Ma to związek z podwyższonym zapyleniem i emisją hałasu podczas pracy ciężkiego sprzętu. Jednakże, oddziaływanie to będzie miało charakter średniookresowy, zależny od czasu eksploatacji złoża oraz ilości i jakości pracujących maszyn.

Po prawidłowo przeprowadzonej rekultywacji można spodziewać się korzystnego wpływu na krajobraz (rekultywacja w kierunku wodno-leśnym podniesie wartości przyrodnicze tego obszaru) i klimat (zależnie od kierunku i prawidłowości prowadzenia procesu rekultywacji, może nastąpić poprawa mikro-klimatu).

PODSUMOWANIE

Odkrywkowe wydobywanie surowców mineralnych jest jedną z najczęściej stosowanych metod ich eksploatacji [Hartman i Mutmanský 2002]. Jest jednocześnie powodem znacznej degradacji zasobów środowiska, zwłaszcza w okresie funkcjonowania przedsięwzięcia. Powszechnie obserwowane przy tego typu inwestycjach są: degradacja szaty roślinnej i cennych przyrodniczo siedlisk, konieczność magazynowania nadkładu, degradacja powierzchni ziemi, wzrost zapylenia, zaburzenie klimatu akustycznego oraz pogorszenie warunków hydrologicznych [Kambani 2003, Korkmaz i inni 2011, Ramani 2012].

W przypadku płytko zalegających surowców mineralnych (tak jak w omawianym przypadku) wydobywanie metodą odkrywkową jest jedynym, zasadnym ekonomicznie rozwiązaniem (pomimo znacznego wpływu na środowisko). Mi-

nimalizowanie negatywnych oddziaływań zależy przede wszystkim od podejścia wykonawcy oraz przestrzegania podstawowych zasad ochrony środowiska i wydanej koncesji. Decydujący wpływ na jakość środowiska będzie miała jednak prawidłowo przeprowadzona rekultywacja wyrobiska [Baran i Turski 1996, Greinert i Greinert 1999, Drab 2002]. Z jednej strony daje ona możliwość na poprawę mikroklimatu i stworzenia ciekawego turystycznie, przyjaznego mieszkańcom miejsca. Z drugiej – przeprowadzona w sposób nieprofesjonalny może przyczynić się do problemów środowiskowych w późniejszych latach.

LITERATURA

1. BARAN S., TURSKI R., 1996: *Degradacja, ochrona i rekultywacja gleb*, Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Lublinie, Lublin, s. 223.
2. DRAB M., 2002: Efekty biologicznej rekultywacji byłego złoża kruszywa budowlanego Dobroszów Wielki w województwie lubuskim, Redakcja Wydawnictw Naukowo-Technicznych, Zielona Góra, s. 112.
3. DZ. U. 1995 NR 16 POZ. 78 z pn. zmianami – Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych.
4. DZ. U. 2001 NR 62 POZ. 627 Z P. ZMIANAMI – Ustawa Prawo ochrony środowiska.
5. DZ. U. WOJ. LUB. NR 9, POZ. 172 Z P. ZMIANAMI – Rozporządzenie nr 3 Wojewody Lubuskiego z dnia 17 lutego 2005 roku w sprawie obszarów chronionego krajobrazu.
6. GEOSERWIS, 2013: Portal GDOS, <http://geoserwis.gdos.gov.pl>.
7. GEOPORTAL, 2013: Portal PGI, <http://geoportal.pgi.gov.pl>.
8. GREINERT H., GREINERT A., 1999: Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego, Wyd. Pol. Zielonogórskiej, Zielona Góra, s. 326.
9. GUS, DEPARTAMENT BADAŃ REGIONALNYCH I ŚRODOWISKA – Ochrona środowiska, 2012, Warszawa, s. 599.
10. HARTMAN H.L., MUTMANSKY J.M., 2002: *Introductory Mining Engineering*, John Wiley & Sons, USA, s. 570.
11. KAMBANI S.M., 2003: Small-scale mining and cleaner production issues in Zambia, *Journal of Cleaner Production*, 11, 141–146.
12. KONDRACKI J., 2009: *Geografia regionalna Polski*, PWN, Warszawa, s. 440.
13. KORKMAZ H., ÇETIN B., EGE Í., KARATAŞ A., BOM A., ÖZŞAHİN E., 2011: Environmental effects of stone pits in Hatay (Turkey), *Procedia Social and Behavioral Sciences*, 19, 504–510.
14. NATURA2000, 2013: Europejska Sieć Ekologiczna Natura 2000 – Portal Ministerstwa Środowiska, <http://natura2000.gdos.gov.pl>.

15. PGI, 2013. Geoportal Państwowego Instytutu Geologicznego. Dostępny w World Wide Web: <http://ikar2.pgi.gov.pl/>.
16. RAMANI R.V., 2012: Surface Mining Technology: Progress and Prospects, *Procedia Engineering* 46, 9–21.
17. RDOŚ W GORZOWIE WIELKOPOLSKIM, serwis internetowy 2013, <http://gorzow.rdos.gov.pl>.
18. www.maps.google.pl – serwis internetowy.

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF THE PLANNED OPEN PIT STONE MINE IN ŁAZ

S u m m a r y

The development of society depends on environmental resources, which can be divided into renewable and non-renewable. The last group includes minerals such as oil, coal, and break-stone. The paper presents the environmental impact assessment of the planned open-pit stone mine in Łaz, conditions for the location of the break-stone open pit mine in Łaz, Lubuskie Province.

Key words: environmental impact assessment, stone mine, environmental conditions

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

**TOKSYCZNOŚĆ MIEDZI, CYNKU ORAZ KADMU,
RTĘCI I OŁOWIU DLA CZŁOWIEKA, KRĘGOWCÓW
I ORGANIZMÓW WODNYCH**

Streszczenie

*Praca dotyczy toksyczności wybranych metali ciężkich w koncentracjach śladowych: dwóch zaliczanych do mikroelementów- Cu i Zn oraz trzech znajdujących się w czołowie trucizn zawodowych i środowiskowych - Cd, Hg i Pb. Przedstawiono stan wiedzy w oparciu o przegląd literatury na temat toksyczności tych pierwiastków dla człowieka i kręgowców oraz wyniki badań własnych dla organizmów reprezentujących biocenozę wodną: rozwielitkę *Daphnia magna* Strauss oraz wypławka *Dugesia tigrina* Girard. Ustalano, że szereg toksyczności metali ciężkich dla człowieka i kręgowców oraz badanych organizmów wodnych jest zbieżny. Najbardziej toksyczna jest rtęć i jej związki, najmniej cynk. Miedź jest silniejszą trucizną dla organizmów wodnych, natomiast ołów dla ludzi i kręgowców.*

Słowa kluczowe: metale śladowe, toksyczność, biologiczne testy toksyczności, metody bioindykacyjne, *Daphnia magna*, *Dugesia tigrina*

WPROWADZENIE

Większość metali śladowych odgrywa ważną rolę w prawidłowym funkcjonowaniu organizmów żywych, spełniając rolę czynników regulujących procesy lub stanowiąc składowe enzymów (koenzymów). Metale takie zalicza się do pierwiastków niezbędnych. Dla niektórych, jak: Cd, Hg, Pb dotychczas nie wykazano biologicznej niezbędności [Piotrowski 2008]. Istotną cechą metali ciężkich jest ich duża persystencja środowiskowa. Rozwój cywilizacyjny przyczy-

^{*} Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inż. Łądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Ekologii Stosowanej

^{**} doktorantka w Zakładzie Ekologii Stosowanej IIŚ WILiŚ

^{***} doktorantka kierunku inżynieria środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

nia się do wzrostu poziomu ich zawartości w różnych elementach środowiska. Ze względu na rozpowszechnienie oraz toksyczność szczególną uwagę zwraca się na zanieczyszczenia związkami: kadmu, ołowiu i rtęci [Kabata-Pendias i Pendias 1979]. Pierwiastki te kumulują się w organizmie człowieka, stanowiąc poważny problem, podczas gdy inne metale ciężkie są stosunkowo szybko wydalone z organizmu [Piotrowski 2008]. Toksyczne stają się, gdy ich poziom osiągnie lub przekroczy stężenie progowe PC (paralysis concentration), powodujące objawy porażenia. Każda niekorzystna zmiana miejscowa wywołuje zaburzenia ogólne, a uszkodzenia w obrębie poszczególnych narządów prowadzą do zaburzeń obejmujących cały ustrój [Piontek 1997a]. Często organy najbardziej zaatakowane to te, w których następuje eliminacja lub detoksykacja pierwiastka (u człowieka są to: wątroba i nerki) [Manahan 2006]. W organizmie ludzkim metale śladowe prawie zawsze występują w postaci utlenionej lub związanej. Mogą przyłączyć się do niektórych anionów w płynach ustrojowych i być transportowane po całym organizmie. Powodują blokowanie enzymów, zaburzenia przepuszczalności błon biologicznych, syntezy białka i wytwarzania ATP, prowadzące do uszkodzenia łańcucha kwasów nukleinowych – DNA i RNA. Wypierają inne metale z połączeń w metaloenzymach. W postaci nieorganicznych kationów wykazują skłonności do silnego wiązania z białkami. Łatwość przenikania przez błony biologiczne może skutkować biokumulacją i zahamowaniem wydzielania z organizmu, a zależy od: postaci chemicznej, trwałości związku i jego rozpuszczalności w wodzie i tłuszczach, obecności innych substancji w otoczeniu i od odczynu pH [Janssen i in. 2003].

Na świecie, w tym także w Polsce, prowadzi się liczne badania (zarówno *in vitro*, jak i *in situ*) nad wpływem metali ciężkich na organizmy [Siwek 2008]. Skutki niewłaściwego postępowania człowieka w stosunku do środowiska dobitnie wystąpiły w ekosystemach wodnych [Piontek 1997a].

METALE ŚLADOWE W ŚRODOWISKU

Występowanie i cyrkulacja metali ciężkich w środowisku jest zjawiskiem powszechnym, związanym z procesami naturalnymi (glebotwórczymi, erupcją wulkanów, wietrzeniem skał) [Piontek i in. 2012]. Potencjalne zagrożenie stanowią pierwiastki, których stężenie przekracza naturalny poziom, między innymi w wyniku działalności człowieka.

Środowisko może być skażone metalami przez:

- działalność przemysłową np. górnictwo i hutnictwo,
- rolnictwo, w tym stosowanie pestycydów zawierających metale, które były szeroko stosowane przed rozwojem syntetycznych związków organicznych,
- gospodarkę komunalną i komunikację-emisja spalin.

Metale dostające się do gleby lub osadów zostają wymyte do innych przedziałów środowiska po bardzo długim czasie. Wraz z obniżeniem odczynu pH rozpuszczalność metali wzrasta i stają się one bardziej ruchliwe [Fijałkowski i in. 2012]. Kwaśne deszcze sprzyjają przemieszczaniu się metali do niższych poziomów profilu glebowego, gdzie mogą uszkadzać głęboko zakorzenione rośliny i zanieczyszczać wody gruntowe. W systemach wodnych mogą z kolei zostać „uwięzione” w osadach dennych. Często ma miejsce adsorpcja na różnych cząsteczkach lub osadzanie się substancji chemicznych na ściankach zbiornika [Walker i Hopkin 2002].

Do organizmów żywych dostają się głównie z pokarmem, pochodzącym ze skażonych terenów. Mniej intensywnie wchłanianie występuje przez układ oddechowy czy absorpcję skórą. Ponadto obserwuje się występowanie interakcji między metalami śladowymi w organizmie [Wiackowski 2010].

TOKSYCZNOŚĆ WYBRANYCH METALI ŚLADOWYCH

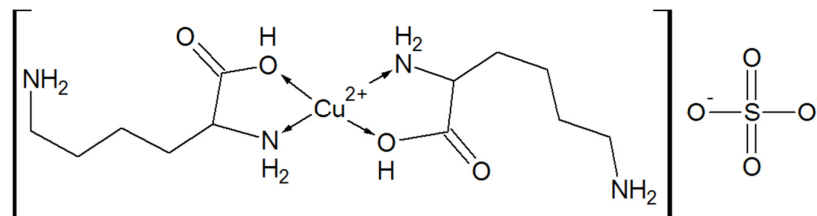
Niebezpieczeństwo wiąże się z ich toksycznym oddziaływaniem na rośliny i zwierzęta, z zaburzeniem wielu funkcji fizjologicznych oraz z silnym antagonizmem w stosunku do wielu pierwiastków, których rola w życiu organizmów jest bardzo istotna. Mogą one przechodzić do materii żywej z wody, gleby czy też z powietrza. Toksyczność metali ciężkich wykazywano jednak najczęściej na podstawie różnych gatunków zwierząt, głównie kręgowców, a zwłaszcza drobnych gryzoni [Wiackowski 2010], a także organizmów reprezentujących biocenozę wodną, głównie skorupiaków planktonowych-rozwielitka [Piontek 1997].

Miedź

Podstawową funkcją miedzi w organizmie jest udział w procesach oksydacyjno-redukcyjnych, gdzie występuje jako składnik koenzymu, reguluje metabolizm, transport żelaza i metabolizm kolagenu. We krwi miedź występuje w kompleksach z histydyną, treoniną, kwasem glutaminowym. Prawie połowa dawki wchłoniętej do krwiobiegu jest metabolizowana przez ceruloplazminę. Miedź w postaci kompleksów z aminokwasami (rys. 1) i albuminami transportowana jest do wątroby, nerek, jelit i innych tkanek.

Część miedzi zawartej w komórkach wątroby występuje w postaci rozpuszczalnej. Nadmiar miedzi powoduje zmniejszenie stężenia hemoglobiny, uszkodzenie wątroby i nerek. W związku z tym, że miedź jest antagonistą cynku, jej nadmiar prowadzi do niedoboru cynku, a co za tym idzie, niedoborów immunologicznych [Aoyagi i Baker 1993]. Źródłem gromadzenia miedzi w organizmie jest spożywanie roślin i warzyw z terenów narażonych na emisję metalami ciężkimi. Do częstych objawów toksycznych ,po spożyciu należą: uszkodzenie

nerek, wątroby, naczyń włosowatych, biegunka, bóle i skurcze jelit [Seńczuk 2006].



Rys. 1. Przykład kompleksu miedź - lizyna [Aoyagi i Baker 1993]
Fig. 1. Example of complex copper - lysine [Aoyag i Baker 1993]

Cynk

Źródłem zanieczyszczeń środowiska cynkiem jest spalanie węgla, ropy naftowej i jej produktów oraz ścieki komunalne. Ze względu na łatwą rozpuszczalność, cynk zawarty w zwałowiskach odpadów górniczych i przemysłowych przedostaje się często do wód gruntowych. Dodatkowym źródłem tego metalu w glebach są niektóre preparaty ochrony roślin, a także nawozy fosforowe. Pobieranie cynku przez organizmy żywe jest regulowane hormonalnie i na ogół zwiększa się proporcjonalnie do jego stężenia w pożywieniu. Prawdopodobnie zaburzenia metabolizmu metali niezbędnych dla organizmu są główną przyczyną toksyczności tego pierwiastka, gdyż wchłaniany jest on tym samym szlakiem co żelazo i glin. Początkowo wchłonięty cynk gromadzi się u kręgowców w wątrobie, gdzie tworzy kompleksy z różnymi białkami. Następnie odkłada się w nerkach i gruczołach płciowych. W osoczu transportowany jest głównie jako kompleks albuminowo-cynkowy, cynkowo-makroglobulinowy i w niewielkich ilościach jako kompleks z metalotioneiną. Wdychanie świeżo wytworzonych dymów zawierających tlenek cynku w stężeniach powyżej 15 mg/m³ powoduje wystąpienie choroby przypominającej grypę, zwaną „gorączką odlewników”. Objawami zatrucia cynkiem są: upośledzona odpowiedź immunologiczna, redukcja frakcji HDL cholesterolu, obniżony poziom miedzi we krwi. Ostre zatrucie cynkiem objawia się wymiotami, bólami nadbrzusza, zmęczeniem i ospałością. Chlorek cynku (ZnCl₂) działa drażniąco na skórę, błony śluzowe oraz spojówki, powodując w większych stężeniach oparzenia [Seńczuk 2006, Omaye 2004].

Kadm

Kadm jest pierwiastkiem, który ze względu na: dużą koncentrację w powietrzu, wodzie i glebie, szybkie przemieszczanie się w łańcuchu troficznym (gleba-roślina-człowiek), łatwe wchłanianie i biokumulację w organizmach żywych oraz toksyczne działanie, stanowi jedno z poważniejszych zagrożeń środowiska

naturalnego i człowieka [Czeczot i Majewska 2010]. W środowisku występuję w rudach: cynkowych i ołowiowych. Emitowany do atmosfery podczas pożarów lasów, erupcji wulkanów oraz w wyniku wietrzenia skał. Znalazł zastosowanie w ochronie przed korozją, w produkcji baterii niklowo-kadmowych oraz elektrotechnice i reaktorach jądrowych. Do antropogenicznych źródeł dyspersji kadmu w ogólnym środowisku i artykułach spożywczych zalicza się produkcję przemysłową, stosowanie rolniczo nawozów fosforowych oraz kadm obecny w osadach ściekowych. [Satarug i in. 2003].

Kadm dostaje się do organizmu człowieka głównie z pożywieniem, wodą oraz wziewnie w wyniku palenia tytoniu. Spalenie 1 papierosa powoduje zaabsorbowanie przez organizm ok. 0,1-0,15 µg kadmu. Palacze przeciętnie mają 4-5 razy wyższe stężenie kadmu we krwi niż osoby niepalące [Written i Hu 2002]. Zawartość tego pierwiastka w organizmie ludzi zdrowych wynosi ok. 5-40 mg.

Kadm gromadzi się przede wszystkim w nerkach – ok. 80% oraz w wątrobie. Narażenie zawodowe na związki kadmu wiąże się ze zwiększonym ryzykiem zachorowania na raka nerki [Il'yasova i Schwarz 2005]. Toksyczne działanie w organizmie wykazują jony kadmu nie związane z białkiem (metalotioneiną). Kadm wpływa na procesy metabolizmu innych pierwiastków w organizmie, takich, jak : cynk, miedź, magnez, żelazo i inne, zmieniając morfologię i czynności określonych narządów. Przykładowo zastępując cynk w reakcjach biologicznych, zaburza syntezę DNA, RNA i białek, a także aktywność enzymatyczną enzymów zawierających Zn [Cousins i in. 2003].

Po spożyciu skażonej kadmem żywności u zatrutych występowały nudności, wymioty, ślinotok, bóle brzucha, uszkodzenie nerek oraz niewydolność krążenia. Ekspozycja na dymy tlenku kadmu, w stężeniu powyżej 0,5 mg Cd/m³ powoduje m.in.: rozedmę płuc, uszkodzenie czynności nerek, zmiany w układzie kostnym, bóle kończyn i kręgosłupa.

Rtęć

Rtęć nawet w niskich stężeniach stanowi zagrożenie dla organizmów żywych, ponieważ nie są znane jakiekolwiek funkcje metaboliczne tego pierwiastka. Formy organiczne rtęci są zwykle bardziej szkodliwe (nawet 10-krotnie) niż nieorganiczne. Stężenie 5 µg/l wywołuje już toksyczne efekty w środowisku wodnym [Boening 2000]. Głównym źródłem zanieczyszczenia środowiska jest spalanie produktów ropy naftowej oraz węgla [Pirrone i in. 2010]. Rtęć po utlenieniu do rtęci dwuwartościowej tworzy związki metylo-CH₃Hg⁺ i dimetylortęciowe (CH₃)₂Hg. Metylacja rtęci zwiększa możliwości pokonywania bariery biologicznej. Następstwem czego jest jej bioakumulacja w organizmach żywych (szczególnie w rybach i morskich ssakach) do poziomów tysiące razy większych niż w wodzie. Do organizmu rtęć dostaje się głównie z żywnością przez układ pokarmowy oraz wziewnie, poprzez układ

oddechowy. Rozmieszczenie w organizmie zależy od rodzaju związku oraz czasu ekspozycji. Związki rtęci mogą zakłócać większość reakcji enzymatycznych, ponieważ reagują z białkami zawierającymi grupy sulfhydrylowe. Najwyższe stężenie rtęci występuje w nerkach, natomiast najbardziej podatny na uszkodzenia jest mózg, w którym stężenia metylortęci potrafi osiągnąć poziom 5-krotnie wyższy od stężenia we krwi. Opary rtęci toksycznie oddziałują na płuca, powodując ostatecznie niewydolność oddechową i zgon. Przewlekłe narażenie na małe stężenia par rtęci powoduje uszkodzenie ośrodkowego układu nerwowego z objawami osłabienia, zaburzeniami pamięci, zmiennością nastrojów, bólem głowy i kończyn, zapaleniem błony śluzowej i dziąseł oraz innymi [Seńczuk 2006].

Ołów

Pierwiastek silnie toksyczny w stosunku do organizmów żywych, działający wielonarządowo. Głównym źródłem zanieczyszczenia są huty ołowiu, cynku, miedzi, zakłady produkujące akumulatory, kable, druty, przemysł chemiczny, przemysł transportowy. Ołów dostaje się do organizmu człowieka przez układ pokarmowy z wodą i żywnością oraz wziewnie. Wchłonięty przechodzi do układu krążenia, a następnie do innych narządów w zależności od ich ukrwienia. Początkowo gromadzi się w wątrobie, sercu, nerkach, następnie w skórze i mięśniach. Zaburzenia układu krwiotwórczego i ośrodkowego systemu nerwowego są bardzo charakterystycznym objawem zatrucia organizmu ludzkiego ołowiem [Krzywy i in. 2010]. W końcowym etapie pierwiastek odkłada się w tkance kostnej, w której kumuluje się przez całe życie, stanowiąc wyznacznik wielkości ekspozycji na ołów [Seńczuk 2006]. Ołów jest mutagenny i może powodować raka, ponadto ma możliwość przechodzenia przez łożyskowo.

SZKODLIWOŚĆ WYBRANYCH METALI W DAWKACH

W literaturze podane są wyniki badań nad toksycznością metali ciężkich w stosunku m.in. do organizmów wodnych, kręgowców czy człowieka. W tabeli 1 zestawiono dane toksyczności Cu, Zn oraz Cd, Hg i Pb wybrane z kilku pozycji literaturowych, natomiast w tabeli 3 przedstawiono najwyższe dopuszczalne stężenie Cu, Cd, Hg i Pb w miejscu pracy.

Tab. 1. Zestawienie przykładowych danych literaturowych toksyczności Cu, Zn oraz Cd, Hg i Pb dla kręgowców i człowieka [Seńczuk 2006, Karty Charakterystyki Substancji Niebezpiecznych POCh zgodnych z aktualnymi Ustawami]

Tab.1. Summary of literature data sample toxicity of Cu, Zn and Cd, Hg and Pb for vertebrates and human [Seńczuk 2006, Material Safety Data Sheets POCh compatible with current Acts]

Związek	Dawka	Organizm	Objawy
CuCl ₂	584 mg/kg m.c. doustnie jako substancja bezwodna	szczur	śmierć
CuSO ₄	50 mg/kg m.c. doustnie	człowiek	śmierć
	500 mg doustnie	człowiek	wymioty
	4-5 mg/kg m.c. dożylnie	królik	śmierć
	50 mg/kg m.c. doustnie	królik	śmierć
	300 mg/kg m.c. doustnie	szczur	śmierć
ZnCl ₂	3000-5000 mg doustnie	człowiek	śmierć
	200-300 mg/kg m.c.	świnka morska, szczur	zaburzenia czynnościowe organizmu
ZnSO ₄	5000-10 000 mg doustnie	człowiek	śmierć
	750 mg/kg paszy	owce	zmiany embriotoksyczne i teratogenne
	1260 mg/kg m.c.	szczur	śmierć
CdCl ₂	668 mg/kg doustnie	szczur	śmierć
Cd(NO ₃) ₂	300 mg/ kg m.c. doustnie	szczur	śmierć
Dymy Cd	5 mg/ m ³ inhalacja 8 h	człowiek	śmierć
HgCl ₂	29 mg/kg doustnie	człowiek	śmierć
	41 mg/ kg przez skórę	królik	śmierć
	1 mg/kg doustnie	szczur	śmierć
Pb ²⁺	100 µg Pb/ cm ³ we krwi	człowiek	zatrucie ostre- pieczenie w ustach, wymioty, kolka jelitowa, biegunka, spadek ciśnienia krwi i temp. ciała
	>70 µg Pb/ 100 cm ³ krwi >50 µg Pb/ 100 cm ³ krwi	człowiek	niedokrwistość u: -dorosłych -u dzieci

$C_4H_6Pb \cdot 3H_2O$	4665 mg/kg doustnie	szczur	śmierć
$PbCl_2$	60-300 mg/kg do żołądkowo	szczur	śmierć
	2-10 mg / kg dootrzewnowo	szczur, mysz	śmierć
$Pb(NO_3)_2$	93 mg/ kg	szczur	śmierć

Tab. 2. Najwyższe Dopuszczalne Stężenia (NDS) : Cu, Cd, Hg i Pb w środowisku pracy [Rozp. Ministra z dnia 29 listopada 2002]

Tab. 2. Maximum Allowable Concentrations (NDS): Cu, Cd, Hg and Pb in the work environment [Reg. Minister dated 29 November 2002]

Nazwa substancji chemicznej	NDS mg / m ³
Miedź i jej związki w przeliczeniu na Cu:	
a) dymy tlenków i sole rozpuszczalne	0,1
b) pyły tlenków i sole nierozpuszczalne	1
Kadm i jego związki nieorganiczne w przeliczeniu na Cd- pyły i dymy	0,01
Ołów i jego związki nieorganiczne w przeliczeniu na Pb	0,05
Rtęć i jej związki w przeliczeniu na Hg	
a) organiczne	0,01
b) nieorganiczne	0,05
c) pary rtęci	0,025

MATERIAŁY I METODY

W laboratorium Instytutu Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego przeprowadzono badania bioindykacyjne oparte na zastosowaniu organizmów testowych: rozwielitek *Daphnia magna* Straus oraz wypławków *Dugesia tigrina* Girard, pochodzących z hodowli własnej. Sposób hodowli i prowadzenia biotestów zostały opracowane i przedstawione przez Piontek [Piontek 1997, 2001, 2004]. Do obliczeń wartości stężeń LC 50 zastosowano metodę interpretacji graficznej (analiza probitowa). Otrzymane wyniki poddano testowi zgodności rozkładu doświadczalnego z rozkładem normalnym. W obliczeniach wykorzystano test χ^2 . Badane rozkłady uznano za wystarczająco zbliżone z rozkładem normalnym, jeżeli prawdopodobieństwo w teście χ^2 było większe od 0,7 [Weber 1972]. Otrzymane wyniki badań biotoksykologicznych substancji dla rozwielitek *Daphnia magna* i wypławków *Dugesia tigrina* oceniano pod względem stopnia ich toksyczności w oparciu o klasyfikację Liebmann [1962] (Tabela 1).

Tab. 3. Stopnie toksyczności trucizn wg Liebmann [1962]

Tab.3. Degrees of toxicity of poisons by Liebmann [1962]

Stężenie substancji [mg dm ⁻³]	Stopnie toksyczności	Klasa
< 1	wysoko trująca	I
1 – 10	mocno trująca	II
10 – 100	średnio trująca	III
100 – 1000	słabo trująca	IV
> 1 000	ledwie trująca	V

Testy zostały wykonane w sześciu powtórzeniach, co oznacza, że do jednego testu użyto ponad 600 organizmów testowych, a uzyskane w ten sposób wyniki są szczególnie wiarygodne. W doświadczeniu badano toksyczność następujących związków: ZnCl₂, ZnSO₄, CuCl₂, CuSO₄, CdCl₂, Cd(NO₃)₂, HgCl₂, C₄H₆Pb·3H₂O, PbCl₂, Pb(NO₃)₂.

WYNIKI

Wyniki testów na toksyczność ostrą (w ciągu 24 godzin) z użyciem bioindykatora *Daphnia magna* 6 związków: ZnCl₂, ZnSO₄, CuCl₂, CuSO₄, CdCl₂, Cd(NO₃)₂ [Piontek i in. 2012] przedstawia tabela 4.

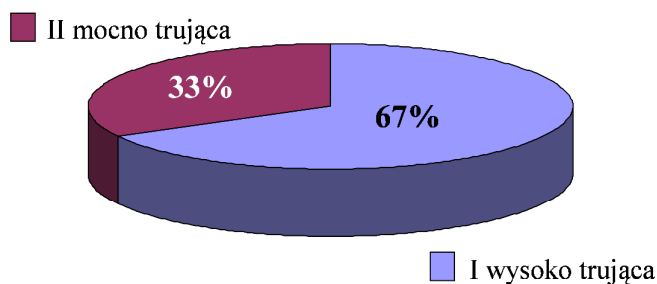
Największą toksyczność wykazały związki miedzi: chlorek miedzi CuCl₂ (24-h LC 50 0,04 mg dm⁻³), siarczan miedzi CuSO₄ (24-h LC 50 0,18 mg dm⁻³), następnie chlorek kadmu CdCl₂ (24-h LC 50 0,37 mg dm⁻³), azotan kadmu Cd(NO₃)₂, (24-h LC 50 0,40 mg dm⁻³). Według stopni toksyczności trucizn Liebmann [1962] są one dla *D. magna* substancjami wysoko trującymi (I klasa toksyczności). W przeprowadzonych badaniach substancje wysoko trujące stanowią 67% (rys. 1). Chlorek cynku ZnCl₂ (24-h LC 50 1,99 mg dm⁻³), siarczan cynku ZnSO₄ (24-h LC 50 2,81 mg dm⁻³) wykazały mniejszą toksyczność (II – klasa toksyczności).

Stężenia toksyczne wybranych substancji w stosunku do zastosowanych organizmów testowych zestawiono w tabeli 5, podając LC 50 dla rozwielitek i wypławków.

Szeregi toksyczności dla obu zastosowanych bioindykatorów są zbieżne. Najbardziej toksyczny, z zastosowanych soli, okazał się chlorek rtęci. W dalszej kolejności związki: miedzi, kadmu, a następnie sole ołowiu i cynku.

Tab.4. Wyniki toksyczności ostrej sześciu wybranych substancji dla *Daphnia magna*
 Tab.4. The results of acute toxicity of six selected substances to *Daphnia magna*

Lp.	Badana substancja	24-h LC 50	Klasyfikacja trucizn
		[mg dm ⁻³]	wg Liebmann [1962]
1.	Azotan kadmu Cd(NO ₃) ₂	0,4	I klasa (wysoko trująca)
2.	Chlorek kadmu CdCl ₂	0,37	I klasa (wysoko trująca)
3.	Chlorek cynku ZnCl ₂	1,99	II klasa (mocno trująca)
4.	Siarczan cynku ZnSO ₄	2,81	II klasa (mocno trująca)
5.	Chlorek miedzi CuCl ₂	0,04	I klasa (wysoko trująca)
6.	Siarczan miedzi CuSO ₄	0,18	I klasa (wysoko trująca)



Rys. 2. Toksyczność substancji dla *D. magna*
 Fig. 2. Toxicity of substances for *D. magna*

Tab. 5. Toksyczny wpływ wybranych trucizn na *D. magna* i *D. tigrina* [Piontek 1996, 1999, 2001]

Tab. 5. Toxic effect of some poisons on *D. magna* i *D. tigrina* [Piontek 1996, 1999, 2001]

Substancja	<i>D. magna</i> 48-h LC 50 [mg dm ⁻³]	<i>D. tigrina</i> 240-h LC 50 [mg dm ⁻³]
Siarczan cynku ZnSO ₄	2,40	5,20
Chlorek kadmu CdCl ₂	0,06	1,20
Siarczan miedzi CuSO ₄	0,04	0,50
Azotan ołowiawy Pb(NO ₃) ₂	0,16	2,48
Chlorek ołowiawy PbCl ₂	0,28	3,42
Octan ołowiowy C ₄ H ₆ Pb·3H ₂ O	7,80	5,20
Chlorek rtęciowy HgCl ₂	0,007	0,015

PODSUMOWANIE

Działanie toksyczne metali śladowych w stosunku do organizmów żywych jest związana z możliwością ich kumulacji. Nawet pierwiastki niezbędne mogą okazać się toksyczne w momencie osiągnięcia stężenia granicznego – dawki progowej. Zjawisko jest niebezpieczne i przyczynia się do powstania szeregu objawów patologicznych, w tym zmian i uszkodzeń narządów wewnętrznych, a nawet śmierci. Intensywność oddziaływania toksycznego zależy od szeregu czynników, w tym od: rodzaju, stężenia, postaci chemicznej i trwałości związku zawierającego metal oraz jego rozpuszczalności w wodzie i tłuszczach, obecności substancji towarzyszących, odczynu pH oraz od kondycji organizmu i czasu ekspozycji.

Toksyczne działanie zanieczyszczeń bezpośrednio na organizm człowieka jest trudne do oszacowania. Z danych literaturowych wynika, że dla człowieka oraz kręgowców najbardziej toksyczna jest rtęć. Następnie, z różnym nasileniem, trujące są kolejno metale: ołów, kadm, miedź i cynk.

Toksykologia wody ma kluczowe znaczenie w toksykologii środowiskowej. Wyniki badań prowadzone przy użyciu różnych organizmów mogą być ekstrapolowane na człowieka. W oszacowaniu zagrożenia toksycznego stosowane są bioindykatory, czyli gatunki roślin i/lub zwierząt, wykazujące wrażliwość i charakterystyczne reakcje na określony czynnik toksyczny. Jedną z metod stosowanych w toksykologii są biotesty, w których za kryterium oceny toksycznego wpływu trucizn przyjmuje się LC 50 - stężenie letalne, powodujące śmierć 50 % organizmów testowych po ściśle określonym czasie ekspozycji w powietrzu (mg/m^3) lub w wodzie (mg/dm^3).

Przeprowadzone badania bioindykacyjne z wykorzystaniem rozwielitek *Daphnia magna* i wypławków *Dugesia tigrina* wykazały, że rtęć jest równie wysoce trująca w stosunku do zastosowanych organizmów wodnych. Następne w szeregu toksyczności znalazły się związki: miedzi, kadmu, ołowiu i cynku. Różnice w kolejności szeregu toksyczności omawianych pierwiastków dla organizmów testowych oraz dla człowieka i kręgowców wynikają z posiadania odmiennych organów detoksykacyjnych, kumulacji metali, masy ciała, a także długości życia.

LITERATURA

1. AOYAGI S., BAKER D.; 1993. Copper-Amino Acid Complexes Are Partially Protected against Inhibitory Effects of L-Cysteine and L-Ascorbic Acid on Copper Absorption in Chicks . Jour. of Nutrition, 388-395.
2. BOENING D. W.; 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review Chemosphere 40, 1335-1351.

3. COUSINS R.J., BLANCHARD R. K. , MOORE J. B., CUI L., GREEN C. LIUZZI J. P., CAO J., BOBO J.A.; 2003. Regulation of zinc metabolism and genomic outcomes. JN The Journal of Nutrition, Volume: 133, 1521S-1526S.
4. CZECZOT H., MAJEWSKA M.; 2010. Kadm- zagrożenie i skutki zdrowotne. Farm Pol., 66(4), 243-250.
5. FIJAŁKOWSKI K., KACPRZAK M., GROBELAK A., PLACEK A.; 2012. Wpływ wybranych parametrów na mobilność metali ciężkich, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 15(1), 81-92.
6. L'YASOVA D., SCHWARTZ G.G.; 2005. Review. Cadmium and renal cancer. Toxicology and Applied Pharmacology 207, 179–186.
7. JANSSEN, C.R., HEIJERICK, D.G., DE SCHAMPHELAERE, K.A.C., ALLEN, H.E.; 2003. Environmental risk assessment of metals: tools for incorporating bioavailability. Environ. Int. 28, 793–800.
8. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H.; 1979. Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym. Wydawnictwo Geologiczne. Warszawa.
9. KRZYWY I., KRZYWY E., PASTUSZAK-GABINOWSKA M., BRODKIEWICZ A.; 2010. Ołów-czy jest się czego obawiać? Annales Academiae Medicae Stetinensis. Roczniki Pomorskiej Akademii Medycznej w Szczecinie, 56(2), 118-128
10. LIEBMANN H.; 1962. Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie. G. Fischer Verlag, Jena.
11. MANAHAN S.E.; 2006. Toksykologia środowiska, Wyd. PWN, Warszawa, 268-276.
12. NAŁĘCZ-JAWECKI G.; 2003. Badanie toksyczności środowiska wodnego metodą bioindykacji. Biul. Wydz. Farm. AMW (2).
13. OMAJE S.T.; 2004. Food and Nutritional Toxicology. CRC Press LLC. <http://www.sciencelibrary.net/592/food-and-nutritional-toxicology-s-omaje-crc-2004-www.html>
14. PIONTEK M.; 1983/1984. The regenerative ability of the planarian *Dugesia tigrina* (Girard) and the possibility of its use in reproduction of this species. Acta Hydrobiologica, 25/26:81-88.
15. PIONTEK M.; 1997. Ocena stopnia toksyczności wybranych związków chemicznych na podstawie testów z *Daphnia magna* Straus. [Toxicity assessment of 28 mineral and organic chemical compounds on the basis of tests with *D. magna* Straus]. Zeszyty Naukowe Politechniki Zielonogórskiej, 111, Inżynieria Środowiska 5: 49-59.
16. PIONTEK M.; 1997 a. Rozwój biologicznych metod oceny stopnia toksyczności trucizn w środowisku wodnym. Zeszyty Naukowe Politechniki Zielonogórskiej, nr 111, Inżynieria Środowiska 5, 31-47.
17. PIONTEK M.; 1998. Application of *Dugesia tigrina* Girard in toxicological studies of aquatic environments. Pol. Arch. Hydrobiol. 45: 565-572.

18. PIONTEK M.; 1999a. Use of the planarian *Dugesia tigrina* Girard in studies of acute intoxication. Pol. Arch. Hydrobiol. 46: 41-48.
19. PIONTEK M.; 1999b. Use of a planarian *Dugesia tigrina* Girard in the studies of acute toxicity of organic substances. Pol. Arch. Hydrobiol. 46: 331-338.
20. PIONTEK M.; 2001. Toksyczny wpływ trzech związków ołowiu na *Daphnia magna* Straus i *Dugesia tigrina* Girard [Toxic effect of three lead compounds on *Daphnia magna* Straus and *Dugesia tigrina* Girard. Zeszyty Naukowe nr 125, Inżynieria Środowiska nr 11, Politechnika Zielonogórska, 285-292.
21. PIONTEK M.; 2004. Grzyby pleśniowe i ocena zagrożenia mikotoksycznego w budownictwie mieszkaniowym. Zielona Góra, Wydawnictwo Uniwersytetu Zielonogórskiego, 174 ss.
22. PIONTEK M., WALCZAK B., CZYŻEWSKA W. LECHÓW H.; 2012. Miedź, kadm i cynk w pyłe drogowym miast oraz określenie toksyczności związków tych metali metodą biologiczną. Problemy Nauk Biologicznych. Kosmos. T. 61, nr 3, s.409-415.
23. PIOTROWSKI J., K.; 2008. Podstawy toksykologii. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne Warszawa. Wyd 2.
24. PIRRONE N., CINNIRELLA S., FENG X., FINKELMAN R.B., FRIEDLI H.R., LEANER J., MASON R., MUKHERJEE A.B., STRACHER G.B., STREETS D.G., TELMER K.; 2010. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, Volume: 10, 4719-4752.
25. Rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Społecznej z dnia 29 listopada 2002 r. w sprawie najwyższych dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia w środowisku pracy (Dz. U. Nr 217, poz. 1833, z 2005 r. Nr 212, poz. 1769, z 2007 r. Nr 161, poz. 1142, z 2009 r. Nr 105, poz. 873, z 2010 r. Nr 141, poz. 950)
26. SATARUG S., BAKER J. R. , URBENJAPOL S., HASWELL-ELKINS M., REILLY P.E.B., WILLIAMS D. J., MOORE M. R.; 2003. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. Toxicology Letters 137, 65-83.
27. SEŃCZUK W.; 2006. red.: Toksykologia współczesna. Wyd. PZWL, Warszawa, 360-442.
28. SIWEK M.; 2008. Rośliny w skażonym metalami ciężkimi środowisku przemysłowym. Część I- Pobieranie, transport i toksyczność metali ciężkich (śladowych). Wiadomości Biologiczne 52, 7-22.
29. STAREK A.; 2007. Toksykologia narządowa. Wyd. PZWL, Warszawa.
30. WALKER C.H., HOPKIN S.P.; 2002. Podstawy ekotoksykologii, Wyd. PWN, Warszawa.

31. WEBER E.; 1972. Grundriß der Biologischen Statistik. VEB Fischer Verlag, Jena.
32. WIĄCKOWSKI S.; 2010. Toksykologia środowiska człowieka. Of. Wyd. Branta, Bydgoszcz, 53-73.
33. WITTMAN R., HU H.; 2002. Cadmium exposure and nephropathy in a 28-year- Old female metals worker. Environ Health Perspect., 110, 1261–1266.

TOXICITY OF SOME TRACE METAL

S u m m a r y

*The work concerns the toxicity of some heavy metals (trace): two belonging to microelements - Cu and Zn, and three are at the forefront of occupational and environmental poisons - Cd, Hg and Pb. Presented knowledge literature on the toxicity of these elements for human and vertebrates and the results of the study organisms representing biocenosis water: water flea *Daphnia magna* Strauss and planaria *Dugesia tigrina* Girard. Determined that a number of heavy metal toxicity to humans and vertebrates and aquatic organisms tested converges. The most toxic mercury and its compounds, at least zinc. Copper is a stronger poison to aquatic organisms, but lead to humans and vertebrates.*

Key words: trace metals, the toxicity, biological toxicity tests, methods of bio-indicative, *Daphnia magna*, *Dugesia tigrina*

ADAM PIOTR ZAJĄC*

SAMOCHÓD JAKO WYZWANIE DLA MIASTA XXI WIEKU

Streszczenie

Wraz z rozwojem motoryzacji coraz większym problemem staje się nadmierna liczba samochodów w miastach. Od czasu popularyzacji samochodów miasta były obiektem gruntownej przebudowy, mającej na celu dostosowanie ich przestrzeni do potrzeb właścicieli samochodów. Obecnie koncepcje budowy miast oraz strategie transportowe stawiają sobie za główny cel ograniczanie transportu indywidualnego i promocję bardziej ekologicznych form przemieszczania się. Celem tekstu jest prezentacja negatywnych następstw nadmiernej liczby samochodów dla jakości życia w mieście.

Słowa kluczowe: miasto, samochód, transport zbiorowy, zagospodarowanie przestrzeni, mobilność, socjologia transportu, jakość życia

WPROWADZENIE – SAMOCHÓD JAKO INTRUZ W MIEŚCIE

Samochód zabija nasze miasta. Taką tezę postawił w swojej książce *Die Totale Auto Gesellschaft* (niem. *totalne społeczeństwo samochodowe*) niemiecki autor Hans Dollinger już w roku 1972. Od tamtego czasu upłynęło ponad 40 lat i wprowadzono wiele rozwiązań, zarówno prawnych, technologicznych, jak i instytucjonalnych, które na trwałe zmieniły oblicze motoryzacji. Dzięki zaawansowanym technologiom nowoczesne samochody produkują mniej zanieczyszczeń oraz konsumują mniej paliwa, są także bardziej bezpieczne. Jednak ze względu na stale rosnącą liczbę pojazdów, środowisko miejskie staje się jeszcze bardziej narażone na negatywne skutki rozwoju motoryzacji. Dlatego ograniczanie nadmiernej liczby samochodów prywatnych jest w dalszym ciągu jednym z głównych celów europejskiej polityki transportowej [por. Komisja Europejska 2011].

Podobnie jak inne dziedziny życia społecznego, kształt motoryzacji ewoluuje wraz ze zmianami cywilizacyjnymi [Dennis i Urry 2009]. Współcześnie co-

* Instytut Socjologii, Uniwersytet Warszawski

raz wyraźniej słyhać głosy postulujące ograniczenie liczby pojazdów. Poza kosztami środowiskowymi istotną konsekwencją rozwoju motoryzacji jest także rosnące zapotrzebowanie na przestrzeń, która szczególnie na terenach miejskich jest dobrem ograniczonym i wymaga starannego zarządzania i planowania. Poza samochodami z tej samej, ograniczonej przestrzeni korzystają inne grupy użytkowników, jak piesi i rowerzyści, co może prowadzić do rozmaitych sytuacji konfliktowych. Celem poniższego tekstu jest prezentacja negatywnych skutków nadmiernej liczby samochodów dla jakości życia w miastach. Jest to niewątpliwie zagadnienie o charakterze interdyscyplinarnym, które w chwili obecnej spotyka się raczej z umiarkowanym zainteresowaniem socjologów, dużo częściej zaś spotyka się z zainteresowaniem miejskich planistów oraz inżynierów.

KRYTYKA INDYWIDUALNEGO TRANSPORTU SAMOCHODOWEGO

Uzależnienie miast od samochodu wywołało wiele negatywnych konsekwencji dla jakości życia, jak większe zanieczyszczenie powietrza oraz hałas, zatory uliczne wydłużające czas dojazdu, czy też wysokie nakłady finansowe ponoszone na utrzymanie i dalszy rozwój infrastruktury drogowej. Najbardziej kłopotliwą i zarazem najmniej znaną konsekwencją nadmiernego wykorzystania aut jest jednak problem kosztów zewnętrznych. Tą nazwą określane są wszystkie wydatki związane z transportem samochodowym, które nie są ponoszone przez podróżującego, lecz są przerzucane na wszystkich obywateli. Są to m.in. koszty wypadków niepokrywane z ubezpieczenia, koszty kongestii, czy też zajęcia terenu pod infrastrukturę [Wesołowski 2008]. W obliczu znacznego obciążenia dla finansów publicznych istotnym problemem staje się ograniczenie skali indywidualnego transportu samochodowego. Jest to możliwe w przypadku stosowania odpowiedniej polityki transportowej oraz właściwego planowania miasta, tak aby redukować popyt na przewozy i atrakcyjność transportu indywidualnego [Newman i Kenworthy 2006, Wesołowski 2008].

Krytyczne wobec samochodów oraz kultury automobilizmu prace publikowane są obecnie na całym świecie przez reprezentantów różnych dziedzin nauki. Przykładem może być koncepcja uzależnienia od samochodu (ang. *automobile dependency*), rozwijana przez australijskich badaczy [Newman i Kenworthy 1999 i 2000]. Głównym wyznacznikiem uzależnienia od samochodu jest nadmierne wykorzystanie tej formy komunikacji w podróżach, mierzone liczbą przejechanych kilometrów lub liczbą samochodów osobowych na 1000 mieszkańców. Zjawisko to dotyczy przede wszystkim miast Ameryki Północnej oraz Australii [Newman i Kenworthy 2000] w mniejszym zaś stopniu europejskich ośrodków miejskich oraz szybko rozwijających się miast azjatyckich.

Pomimo widocznych związków organizacji transportu z jakością życia w miastach badacze społeczni stosunkowo rzadko zajmują się tematyką trans-

portu. Tymczasem, jak zauważa Urry [2009], mobilność jest współcześnie częścią rdzenia życia społecznego. Socjologia, interesując się podróżowaniem w niewystarczającym stopniu, odwraca się od bardzo ważnego aspektu współczesnego świata, który tworzą różnego rodzaju przepływy. Podobnie twierdzi Yago [1983], który podkreśla także oddziaływanie transportu na związki pomiędzy społeczeństwem a przestrzenią fizyczną. Sposób zagospodarowania przestrzeni oraz funkcjonowanie transportu mają, zdaniem tego autora, wpływ na to jak funkcjonuje całe społeczeństwo. Uzależnienie transportu miejskiego od samochodów będzie miało zatem znaczące konsekwencje dla całości interakcji zachodzących pomiędzy jego mieszkańcami.

SAMOCHÓD JAKO WYZWANIE DLA PROJEKTANTÓW PRZESTRZENI

Chociaż ludzie żyją w miastach od kilku tysięcy lat, to wcześniej żaden czynnik nie miał tak silnego wpływu na sposób planowania przestrzennego. Wynalazek samochodu towarzyszy ludzkości już ponad 100 lat i zrewolucjonizował sposób kształtowania przestrzeni miejskiej.auta wymagają nie tylko miejsc parkingowych, ale przede wszystkim sieci szerokich ulic, które będą w stanie pomieścić rosnące potoki ruchów. W ten sposób historycznie ukształtowane miasta, w których nie przewidziano wystarczających zasobów przestrzeni na późniejszy rozwój infrastruktury drogowej, trzeba było przebudowywać, najczęściej poprzez modyfikację sieci ulic i towarzyszące jej wyburzenia budynków. Takie działania były najczęściej realizowane w II połowie XX wieku i wiązały się nie tylko z dużymi nakładami finansowymi, ale także znacznymi kosztami społecznymi.

Collins, Bean i Kearns [2009] zauważają, że zmiany związane z dostosowaniem przestrzeni do potrzeb aut wpłynęły na większość sfer codziennego życia ludzi, włączając w to życie rodzinne, pracę, edukację oraz sposób spędzania wolnego czasu. Drastycznie wydłużył się także dystans, jaki człowiek musi przebyć, aby zaspokoić codzienne potrzeby. Dzieje się tak, gdyż posiadanie samochodu zmienia diametralnie sposób postrzegania dystansu fizycznego: człowiek jest w stanie podróżować na zdecydowanie dalsze dystanse ze względu na większą prędkość przejazdu. Częstsze podróże na długie dystanse powodują rosnącym zapotrzebowaniem na szerokie arterie komunikacyjne i późniejszy wzrost kosztów obsługi infrastruktury drogowej.

Pojawienie się aut w miastach spowodowało także zmianę sposobu myślenia o tym, dla kogo przeznaczone są ulice. Wcześniej ulica miejska była inkluzywna, mógł z niej korzystać każdy, kto nie zagrażał innym użytkownikom [Norton 2008]. Podróżowano na piechotę, konno, na wozach, czy też pierwszymi tramwajami. Pomimo występujących kolizji i wypadków, korzystanie z ulicy było stosunkowo bezpieczne dla wszystkich grup użytkowników. Pojawienie się

samochodu zmieniło jednak reguły współżycia różnych grup użytkowników przestrzeni. Poruszając się po mieście użytkownicy muszą wchodzić ze sobą w interakcję, na przykład obserwując swoje zachowania nawzajem, chociażby w celu uniknięcia zderzenia [Conley 2012]. Kierowcy aut potrzebują specjalnych rozwiązań ze względu na dużą prędkość i masę swoich pojazdów. Samochody, które poruszają się zdecydowanie szybciej niż inni uczestnicy ruchu, wymogły powstanie odrębnych przepisów prawnych regulujących jazdę po drogach, a także oddzielenie ruchu pieszych od aut poprzez wydzielenie chodników. Usankcjonowanie ruchu pieszego miało na celu zwiększenie bezpieczeństwa i umożliwienie płynnego poruszania się pojazdów silnikowych. W dalszej kolejności powstały formy zagospodarowania przestrzeni mające na celu jeszcze silniejszą segregację poziomą (kładki oraz przejścia podziemne) oraz pionową (np. ogrodzenia uniemożliwiające przekraczanie ulic w niedozwolonych miejscach) różnych grup poruszających się ciągami komunikacyjnymi. Tym samym samochody zdobyły ulice, a ich właściciele stali się uprzywilejowanymi użytkownikami miasta na długie lata

Nowe sposoby projektowania przestrzeni, będące w dużej mierze następstwem epoki modernizmu w architekturze, uwzględniały przede wszystkim potrzeby właścicieli samochodów [Newman i Kenworthy 2000]. Celem ich projektantów było przede wszystkim umożliwienie sprawnego poruszania się stale rosnącej liczby aut. Dla planistów przestrzeni miejskiej pojawił się nowy priorytet: miejsce ogólnie pojętego interesu publicznego zastąpiła efektywność i stałe dążenie do zwiększenia efektywności środków transportu, a zatem szybkości, przepustowości i płynności ruchu na miejskich ulicach [Norton 2008]. Przykładem takiego sposobu myślenia może być sformułowana już w 1959 r. przez niemieckiego architekta Hansa Bernharda Reichowa koncepcja miasta sprawiedliwego dla samochodu (niem. *die autogerechte Stadt*), która w centrum uwagi projektantów stawiała samochody, dyskryminując tym samym inne grupy użytkowników, jak na przykład osoby piesze [Beim 2007]. Najwięcej problemów z płynnością ruchu nastroczają planistom i inżynierom punkty węzłowe, w których przecinają się potoki ruchu z różnych stron, czyli skrzyżowania. Aby umożliwić sprawny przejazd, stosuje się zatem rozmaite rozwiązania: od sygnalizacji świetlnej przez rondo po skrzyżowania wielopoziomowe. Im bardziej skomplikowana forma przestrzenna, tym więcej terenu zajmuje taki węzeł drogowy i tym samym w większym stopniu oddziałuje na swoje otoczenie. Tym samym rozwiązania opracowane z myślą o samochodach niejednokrotnie pomijają lub nawet dyskryminują interesy innych grup użytkowników korzystających z tych samych ciągów komunikacyjnych.

Dzięki separacji innych grup możliwe było zwiększenie płynności ruchu samochodowego oraz ograniczyć liczbę zatrzymań (związaną na przykład z obecnością świateł drogowych), jednak pozostali użytkownicy ulicy zostali zmuszeni do większego wysiłku przy przekraczaniu takich arterii i pokonywania za

pomocą schodów wytworzonej różnicy poziomów. Oczywiście budowa takich obiektów jest uzasadniona w przypadku dróg szybkiego ruchu czy też na peryferiach miast. Jednak ich powszechne występowanie w na terenie zurbanizowanym drastycznie obniża atrakcyjność przestrzeni dla niezmotoryzowanych użytkowników. Dlatego rozwiązania stosowane współcześnie w Europie Zachodniej na obszarach miejskich zakładają równe traktowanie wszystkich użytkowników, a niejednokrotnie wręcz dyskryminację kierowców aut, w celu poprawy warunków ruchu innych grup. Przykładem takich działań mogą być chociażby strefy uspokojonego ruchu (tzw. strefy „Tempo 30”), czyli takie ukształtowanie jezdni i chodników, aby wymusić niską prędkość pojazdów i zachować maksimum powierzchni dla pieszych [Wesołowski 2008].

WSPÓŁCZESNE TRANSFORMACJE MIAST SAMOCHODOWYCH

Dwudziestowieczna rewolucja w projektowaniu przestrzeni miejskiej, utożsamiana z epoką modernizmu w architekturze, okazała się niewystarczająca. Z czasem stało się jasne, że głównym efektem stałego rozwoju sieci drogowej na obszarach miejskich są coraz większe korki, spowodowane wzrastającą z każdą nową inwestycją atrakcyjnością transportu indywidualnego [Duranton i Turner 2009].

Od ostatniej dekady XX wieku można zaobserwować narastającą falę krytyki i pojawiające się postulaty powrotu do miast o mniejszej skali, przyjaznych dla mieszkańców. Większość miast w krajach rozwiniętych dostrzega wagę problemu nadmiernej liczby aut i stara się tworzyć polityki, które powinny ograniczać liczbę samochodów [Newman i Kenworthy 2006]. Koncepcje rozwijane w tym nurcie opierają się przede wszystkim na takich ideach, jak mądry rozwój (ang. *smart growth*) i nowy urbanizm [Henderson 2009]. Postulują one lepszą dostępność miasta dla innych grup użytkowników, najczęściej kosztem ograniczenia miejsca dla samochodów. Rolą miasta jest także zapewnienie mieszkańcom alternatywnych sposobów poruszania się, w tym wydajnego transportu publicznego. Miejsce takiej transformacji stał się w ostatnich latach m.in. Nowy Jork, który postanowił radykalnie ograniczyć transport samochodowy na Manhattanie. Jak się okazuje, nawet gęsta zabudowa miejska nie uniemożliwia ograniczenia przestrzeni zarezerwowanej do tej pory dla samochodów.

W podobnym kierunku zmierza także polityka Unii Europejskiej [Komisja Europejska 2011], która postuluje stopniowe ograniczanie liczby samochodów z silnikami spalinowymi w miastach, promowanie alternatywnych form mobilności oraz wprowadzanie dodatkowych opłat za korzystanie z dróg publicznych, co ma rozwiązać problem kosztów zewnętrznych transportu samochodowego. Poszczególne kraje członkowskie w nieco odmienny sposób realizują jej zale-

cenia i trudno mówić o spójnym wzorcu ograniczania mobilności indywidualnej. Można natomiast stwierdzić, że obecnie samochód znajduje się w ogniu krytyki a w miastach Europy Zachodniej rodzi się wręcz „kultura postsamochodowa”. Nie oznacza to, że samochody znikną zupełnie z europejskich miast, ale korzystanie z nich będzie z każdym rokiem coraz bardziej przemyślane i zarazem racjonalne, będzie się także wiązać z wyższymi kosztami (np. płatne parkowanie, opłaty za wjazd do centrum). W obliczu łatwo dostępnych innych środków transportu podróżowanie samochodem w mieście może zostać ograniczone do jedynie wąskiej grupy osób, dla których będzie to w dalszym ciągu optymalny wybór, pomimo wzrastających korków i ograniczonej przepustowości ulic. Na ograniczaniu ruchu samochodowego zyskują przede wszystkim obszary śródmiejskie, które stają się miejscami spotkań oraz konsumpcji na niespotykaną wcześniej skalę.

Transformacje współczesnych miast w obszarze transportu oraz zagospodarowania przestrzeni stanowią także istotny impuls dla ich rozwoju. Przestrzeń centrów miast udostępniona pieszym przyciąga zdecydowanie więcej osób, a zaniedbane do tej pory ulice stają się znowu atrakcyjne. Przykładem takie zjawiska może być tworzenie stref pieszych w Kopenhadze [por. Gehl 2009]. Przy odpowiedniej koordynacji tych przemian, dbającej także o interes mieszkańców danej okolicy, europejskie miasta mają szansę wejść na nową ścieżkę wzrostu ekonomicznego, która będzie wiązała się także z istotną poprawą jakości życia w mieście. Jest to możliwe dzięki mniejszej emisji zanieczyszczeń, ograniczaniu hałasu a także odzyskiwaniu przestrzeni, która na obszarach śródmiejskich jest bardzo ograniczona. W miejscach do tej pory zajętych przez parkowane pojazdy możliwe jest utworzenie nowych miejsc spotkań i spędzania wolnego czasu.

POLSKI KONTEKST ROZWOJU MOTORYZACJI

Przytoczone koncepcje i opis zjawiska bazują głównie na źródłach amerykańskich oraz obserwacjach i badaniach wykonanych w krajach Europy Zachodniej. W Polsce problem nadmiernej liczby samochodów w miastach oraz negatywnych tego konsekwencji jest jeszcze wciąż słabo rozpoznany. Z dostępnych badań dotyczących innych problemów miejskich wynika jednak, że w także w tym kraju występuje większość spośród negatywnych zjawisk wymienionych przez zagranicznych badaczy.

Jak podaje Beim [2011], w Polsce wciąż bardzo szybko rośnie liczba samochodów w przeliczeniu na 1000 mieszkańców. Pomiędzy 1999 a 2009 rokiem współczynnik motoryzacji wzrósł o 80% i wynosił w 2011 roku 432 pojazdy na tysiąc mieszkańców. Niepokojącą tendencją jest także fakt, że największe ośrodki miejskie w Polsce notują zdecydowanie wyższe wartości tego wskaźni-

ka niż metropolie niemieckie czy też francuskie. Na koniec 2009 roku w Warszawie współczynnik motoryzacji wynosił 536 aut osobowych, w Poznaniu 515, a w Krakowie 464. W Berlinie było to odpowiednio 318 samochodów, w Wiedniu 392, w Hamburgu 402, natomiast w aglomeracji paryskiej 417 [wszystkie dane za: Beim 2011]. Co więcej, największe polskie miasta plasują się zdecydowanie powyżej wartości średniej dla kraju, co jest przeciwieństwem tendencji występujących w innych krajach Europy. Jako przyczynę takiego stanu rzeczy wskazuje się z reguły niedostateczny poziom rozwoju transportu publicznego oraz brak skutecznych działań prowadzących do ograniczenia liczby samochodów w miastach [Beim 2011, Wesołowski 2008]. Należy przypuszczać, iż wraz z dynamicznym rozwojem sieci drogowej w najbliższych latach wzrośnie także liczba samochodów i ich znaczenie w codziennym życiu Polaków. Będą zwiększały się także koszty utrzymania i dalszego rozwoju coraz sukcesywnie rozbudowanej sieci drogowej.

Istotny jest także aspekt kulturowy zjawiska automobilizmu. Po 1989 roku samochód stał się dla Polaków jednym z symboli awansu społecznego. Posiadanie własnego środka transportu znacząco ułatwiało także codzienne funkcjonowanie w kraju, który wciąż boryka się z niedorozwojem infrastruktury transportowej, nie tylko drogowej, ale także kolejowej i lotniczej. Podróżowanie własnym autem jest często szybsze i zdecydowanie bardziej komfortowe niż na przykład pociągiem. Ponadto po wejściu do Unii Europejskiej znacząco wzrosła liczba importowanych samochodów używanych, które były dostępne także dla osób nieposiadających wystarczającej sumy pieniędzy na zakup nowych pojazdów. Przy niskim poziomie usług transportowych świadczonych przez podmioty publiczne własny samochód był podstawowym środkiem zwiększenia własnej mobilności, zarówno w skali miasta bądź aglomeracji (dojazdy do pracy), jak i kraju (podróże biznesowe oraz wyjazdy turystyczne). Można zatem stwierdzić, że transport indywidualny zdecydowanie szybciej zbliżył się do stanu porównywalnego z innymi krajami Unii Europejskiej niż ma to miejsce w przypadku infrastruktury i transportu publicznego.

Nadmiernej liczbie aut sprzyja też coraz bardziej widoczne w Polsce zjawisko suburbanizacji. Jak stwierdzili Smętkowski, Jałowiecki i Gorzelak [2008], duże polskie miasta doświadczają w ostatnich latach intensywnych procesów suburbanizacyjnych. W ostatnich 10 latach tylko Kraków i Warszawa zwiększyły liczbę mieszkańców, wszystkie inne zanotowały zaś spadki [Kobalczyk 2011]. Jednocześnie rośnie liczba osób zamieszkujących tereny przyległe do największych miast. Mieszkańcy polskich miast wyprowadzają się na przedmieścia, co nie tylko wydłuża ich czas dojazdów do pracy, ale wiąże się także z potrzebą budowy dodatkowej infrastruktury i dostarczenia usług publicznych na tereny wcześniej niezamieszkałe. Koszty rozbudowy sieci drogowej oraz rozwoju wydajnych systemów transportowych stanowią istotną część budżetów inwestycyjnych podmiejskich gmin. Wraz z niedostatecznym poziomem rozwo-

ju usług na obszarach peryferyjnych, w tym także transportu zbiorowego, na znaczeniu zyskuje samochód, który staje się podstawowym środkiem komunikacji i służy zwłaszcza dojazdowi do miasta, gdzie koncentruje się życie kulturalne i towarzyskie.

Wzrastająca świadomość negatywnych konsekwencji nadmiernej motoryzacji oraz presja ze strony instytucji międzynarodowych na redukcję emisji gazów cieplarnianych pozwalają przypuszczać, że w niedługim czasie także w Polsce powstaną przepisy prawne ograniczające liczbę samochodów prywatnych. Należy jednak pamiętać, iż skuteczna polityka transportowa powinna nie tylko zwiększać obciążenia finansowe dla kierowców aut, ale także aktywnie promować alternatywne formy mobilności. Istotne jest także, aby to same miasta zaczęły promować korzystanie z transportu zbiorowego i pozostawienie samochodów w domach. Niewątpliwie dobrym przykładem mogliby być sami władarze miast, gdyby tylko zrezygnowali z codziennych dojazdów do pracy w urzędzie własnymi samochodami.

W polskich miastach nadal nie ma odpowiednich warunków do poruszenia się na co dzień rowerem, transport publiczny zaś nie stanowi w wielu przypadkach realnej alternatywy dla dojazdów własnym samochodem, ze względu na niezadowalającą jakość przewozów – małą liczbę kursów, stosunkowo wysokie ceny biletów oraz niewystarczające pokrycie transportem publicznym obszarów aglomeracyjnych, skutkujące jego niską dostępnością [Beim 2011; Smętkowski, Jałowiecki i Gorzelak 2009]. Wytyczenie sieci dróg rowerowych czy zagwarantowanie priorytetu komunikacji publicznej to zadania wciąż nie w pełni wykonane w polskich miastach. Dopóki poruszającym się autami prywatnymi nie zapewni się alternatywnych możliwości podróżowania, tak długo wybór własnego samochodu będzie dla wielu kierowców racjonalnym wyborem, nawet w przypadku wyższych kosztów podróży i ograniczeniu przepustowości ulic.

WNIOSKI – PRZYSZŁOŚĆ MOTORYZACJI INDYWIDUALNEJ

Niewątpliwie można powiedzieć, że świat stoi obecnie u progu motoryzacyjnej rewolucji. Zdaniem Johna Urrego i Dennisa Kingsleya [2009] przemysł motoryzacyjny będzie musiał zmienić swoje oblicze, aby dostosować się do zmieniającej się sytuacji społeczno-ekonomicznej. Będzie to dotyczyło wykorzystania alternatywnych źródeł energii oraz nowych materiałów, które uczynią transport samochodowy bardziej bezpiecznym i przyjaznym dla środowiska. Ponadto przyszłe pojazdy będą wykorzystywały nowoczesne technologie komunikacyjne, które dotychczas w umiarkowany sposób zostały zaadaptowane przez branżę motoryzacyjną. Urry i Kingsley prognozują ponadto kolejną, istotną przemianę: deprywatyzację transportu. W przyszłości samochody nie zawsze będą prywatną własnością użytkowników, lecz mogą należeć do prywatnych

i publicznych podmiotów, które będą je udostępniały użytkownikom, na przykład na zasadzie *carsharingu*. Może to być jednym ze sposobów ograniczenia liczby aut, zwłaszcza w miastach. W ten sposób transport stanie się bardziej uspołeczniony. Wzrośnie liczba interakcji w jakie będą wchodzić ze sobą pasażerowie, ale pojawi się także potrzeba lepszej koordynacji działań poszczególnych mieszkańców. Służyć temu mogą takie rozwiązania, jak systemy roweru miejskiego lub miejskie wypożyczalnie samochodów. Rozwiązania te istnieją w chwili obecnej w bogatych miastach zachodnich i można spodziewać się ich stopniowej dyfuzji i szerszego upowszechnienia tych idei.

Ograniczenie motoryzacji stwarza też możliwość podniesienia atrakcyjności życia w miastach i dzięki temu kontrolę zjawiska rozlewania się miast. Tak jak inne wynalazki, samochód wrósł na trwałe w życie współczesnego człowieka i stanowi niewątpliwie ważną zdobycz cywilizacyjną. Przykłady europejskie wskazują, że przeciwdziałanie nadmiernemu wykorzystaniu aut jest możliwe, wymaga jednak zapewnienia alternatywnych sposobów poruszania się. Do miast planujących radykalne ograniczanie ruchu aut prywatnych na obszarze centrum należą, m.in. Madryt, Helsinki oraz Hamburg, gdzie stosowne zapisy znalazły się w miejskich strategiach transportowych. Aby ograniczyć skutecznie popyt na indywidualny transport samochodowy, należy zatem połączyć działania związane ze zniechęcaniem do korzystania z niego oraz te, które zachęcają do korzystania z transportu zbiorowego [Wesołowski 2008]. Samo ograniczanie ruchu aut w centrach miast, na przykład poprzez wprowadzanie opłat za wjazd, nie jest jednak działaniem wystarczającym. Równolegle należy zagwarantować wysokiej jakości transport publiczny, a także odpowiednie warunki do poruszania się pieszo oraz rowerem, dzięki budowie odpowiedniej infrastruktury. Tylko wtedy obecni użytkownicy samochodów będą mogli zmienić środek transportu bez przeświadczenia o odgórnym narzucaniu im pewnych rozwiązań.

Opisane wyżej nowe formy mobilności nie są z pewnością ostateczną wersją tego, jak będziemy się poruszali, zarówno na terenie miast, jak i pomiędzy nimi w przyszłości. Patrząc na historię rozwoju transportu łatwo zauważyć, że tak jak w przypadku innych dziedzin życia, rozwój technologii przyspiesza istotnie kolejne przemiany. Im łatwiej będzie podróżować, tym częściej będziemy to robić. Pytaniem bez odpowiedzi pozostaje wciąż kwestia, czy przy rosnącej mobilności indywidualnej uda się z wykorzystaniem ekologicznych technologii ograniczyć łączną sumę zanieczyszczeń emitowanych przez środki transportu. Aby tego dokonać, należy z pewnością zmienić współczesne wzorce mobilności przestrzennej, które generują znaczny popyt na przemieszczanie się pomiędzy różnymi miejscami, ważnymi dla poszczególnych sfer naszego życia, jak nauka, praca czy życie rodzinne. Wzrastającego popytu na przejazdy nie zahamował nawet rozwój technologii informatycznych. Człowiek musi nauczyć się korzystać z różnych form mobilności w sposób bardziej przemyślany i racjonalny a także wykorzystywać na szerszą skalę technologie zeroemisyjne. Stworzenie

bardziej racjonalnego modelu mobilności, bazującego na autach prywatnych w mniejszym stopniu, jest z pewnością jednym z ważniejszych wyzwań w najbliższej przyszłości

LITERATURA

1. BEIM M., 2007. Modelowanie procesu urbanizacji w aglomeracji poznańskiej z wykorzystaniem sztucznych sieci neuronowych i automatów komórkowych. Poznań: Uniwersytet Adama Mickiewicza.
2. BEIM M., 2011. Transport Miejski w obliczu zmian. Dostęp: <http://www.sobieski.org.pl/transport-miejski-w-obliczu-zmian> [04/01/2015]
3. COLLINS D., BEAN C., KEARNS R., 2009. 'Mind That Child': Childhood, Traffic and Walking in Automobilized Space. W: Conley J., McLaren A. T. (red.), *Car Troubles. Critical Studies of Automobility and Auto-Mobility*. Burlington: Ashgate Publishing Company (127-146).
4. CONLEY J., 2012. *A Sociology Of Traffic: Driving, Cycling, Walking*. W: Vannini P. (red.), *Technologies of Mobility in the Americas*. Oxford-Bern: Peter Lang (219-237).
5. CONLEY J., MCLAREN A.T., 2009. *Car Troubles. Critical Studies of Automobility and Auto-Mobility*. Burlington: Ashgate Publishing Company.
6. DENNIS K., URRY J., 2009. *Post-Car Mobilities*. W: Conley J., McLaren A.T. (red.), *Car Troubles. Critical Studies of Automobility and Auto-Mobility*. Burlington: Ashgate Publishing Company (235-252).
7. DOLLINGER H., 1972. *Die Totale Auto Gessellschaft*. Muenchen: Carl Hensen Verlag.
8. DURANTON G., TURNER M.A., 2009. *The Fundamental Law of Road Congestion: Evidence from US cities*. Working Paper 370. Toronto: University of Toronto, Department of Economics. Dostęp: <http://www.economics.utoronto.ca/public/workingPapers/tecipa-370.pdf> [02/01/2015].
9. GEHL J., 2009. *Życie między budynkami. Użytkowanie przestrzeni publicznych*. Kraków: Wydawnictwo RAM.
10. HENDERSON J., 2009. *The Politics of Mobility: De-essentializing Automobility and Contesting Urban Space*. W: Conley J., McLaren A. T. (red.), *Car Troubles. Critical Studies of Automobility and Auto-Mobility*. Burlington: Ashgate Publishing Company., (147-164).
11. KOBALCZYK P., 2011. *Wielka ucieczka z wielkich miast*. W: *Rzeczpospolita*, 06/01/2011. Dostęp: <http://prawo.rp.pl/artykul/589935.html> [03/01/2015].

12. KOMISJA EUROPEJSKA, 2011. Biała Księga - Plan utworzenia jednolitego europejskiego obszaru transportu – dążenie do osiągnięcia konkurencyjnego i zasobooszczędnego systemu transportu. Bruksela: Komisja Europejska.
13. NEWMAN P., KENWORTHY J., 1999. Sustainability and Cities: Overcoming Automobile Dependence. Washington: Island Press.
14. NEWMAN P., KENWORTHY J., 2000. The Ten Myths of Automobile Dependence. World Transport Policy & Practice, Volume 6, (No. 1), (15–25.)
15. NEWMAN P., KENWORTHY J., 2006. Urban Design to Reduce Automobile Dependence. Opolis, Vol. 2, (No. 1), s. 35-52.
16. NORTON P., 2008. Fighting Traffic: The Dawn of the Motor Age in the American City. Cambridge-Massachusetts: The MIT Press.
17. SMĘTKOWSKI M, GORZELAK G., JAŁOWIECKI B., 2009. Obszary metropolitalne w Polsce: problemy rozwojowe i delimitacja. Raporty i Analizy EUROREG, 1/2009. Warszawa: Centrum Europejskich Studiów Regionalnych i Lokalnych, Uniwersytet Warszawski.
18. URRY J., 2009. Socjologia mobilności, Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
19. WESOŁOWSKI J., 2008. Miasto w ruchu. Przewodnik po dobrych praktykach w organizowaniu transportu miejskiego. Łódź: Instytut Spraw Obywatelskich.
20. YAGO G., 1983. The Sociology of Transportation. Annual Review of Sociology, Vol. 9/1983, s. 171-190. Dostęp: <http://www.jstor.org/stable/2946062> [01/01/2015].

CAR AS A CHALLENGE FOR 21ST CENTURY CITY

S u m m a r y

Increasing number of cars in urban areas is becoming bigger problem in many developed countries. Popularization of private cars in cities caused redevelopment of urban area, which has mainly focused on adapting space to needs of car owners. Current urban concepts and transportation strategies usually aim for constricting car traffic and promoting more sustainable means of transport. Subject of this article is presentation of negative outcomes excessive number of cars for quality of life in urban areas.

Key words: city, car, public transport, land-use, mobility, sociology of transport, quality of life

BARBARA WALCZAK*, TOMASZ CHUTKO*

**ZAWARTOŚĆ MIEDZI W GLEBIE W RÓŻNYCH
ODLEGŁOŚCIACH OD KRAWĘDZI JEZDNI DROGI
KRAJOWEJ NR 3 W OKOLICACH NOWEGO MIASTECZKA**

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki koncentracji w glebie miedzi całkowitej oraz potencjalnie dostępnej dla roślin w różnych odległościach od krawędzi jezdni przy drodze krajowej nr 3 w okolicy Nowego Miasteczka. Wyniki porównano z obowiązującymi w Polsce normami. Zawartość miedzi form ogólnych wynosiła od 6 do 135 mg·kg⁻¹, zaś form potencjalnie dostępnych dla roślin od 5-80 mg·kg⁻¹. Największe stężenia miedzi stwierdzono tuż przy krawędzi jezdni, niższe stężenia miedzi stwierdzono w glebach położonych dalej od drogi. Porównując wartość miedzi z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi stwierdza się, że nie zostały przekroczone wartości graniczne dla gruntów grupy B.

Słowa kluczowe: gleby, miedź, pH, zasolenie

WSTĘP

Wzrost mobilności ludności w ostatnich dziesięcioleciach wpłynął na szybki rozwój motoryzacji, niosąc za sobą konieczność rozbudowy obecnej infrastruktury drogowej oraz budowy nowych szlaków komunikacyjnych. Transport drogowy wywiera negatywny wpływ na środowisko. Niesie za sobą możliwość skażenia środowiska metalami ciężkimi a najbardziej narażonymi miejscami są gleby leżące wzdłuż szlaków komunikacyjnych.

Komunikacja i transport pomiędzy obszarami zasiedlonymi przez ludzi odbywa się obecnie poprzez:

- transport drogowy (kołowy)

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska; Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

- wodny
- kolejowy
- lotniczy.

Każdy z wyżej wymienionych rodzajów transportu wywiera wpływ na środowisko i oddziałuje na glebę w swój specyficzny sposób. Największy wpływ na depozycję metali ciężkich w glebach wykazuje transport kołowy. Znacznie mniejszym udziałem charakteryzuje się transport kolejowy, ponadto infrastruktura sieci kolejowej jest słabiej rozwinięta [Greinert H., Greinert A., 1999].

Analizując wpływ transportu na depozycję metali ciężkich można stwierdzić, że zjawisko to jest wywołane poprzez [Greinert H., Greinert A., 1999]:

- organiczne związki powstające podczas niepełnego spalania paliw,
- związki organiczne i mineralne stosowane jako wzbogacające skład paliw oraz smarów,
- związki emitowane do środowiska podczas ścierania się opon,
- metale ciężkie stosowane jako dodatki do paliw (oleów), smarów, olejów oraz innych materiałów (Cu, Zn, Cd, Ni i inne),
- substancję wydobywającą się z aut podczas wypadków i kolizji drogowych (wycieki z pękniętych zbiorników, cystern)
- gazy ze spalania paliw wydostające się z układu wydechowego (SO_2 , NO_x),
- sól stosowana zimą do posypywania dróg.

W chwili obecnej produkuje się paliwa nie zawierające ołowiu, lecz przy ich spalaniu do środowiska przedostają się inne metale ciężkie.

W warstwie powierzchniowej gleb Polski na terenach rolniczych, zawartość mieści się w wartościach 1,0-36,0 mg $\text{Cu} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Średnie geometryczne zawartości miedzi w glebach piaszczystych kształtują się na poziomie 4,48 mg $\text{Cu} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., a w glebach pyłowych i gliniastych 12,53 mg $\text{Cu} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Na tej podstawie stwierdzono, że gleby pyłowe i gliniaste zawierają trzykrotnie więcej miedzi niż gleby piaszczyste. Naturalna zawartość miedzi w glebach lekkich bardzo kwaśnych i kwaśnych wynosi 15 mg $\cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., w glebie lekkiej o odczynie obojętnym i średniej lekko kwaśnej i ciężkiej kwaśnej stanowi 25 mg $\cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. oraz w glebie średnio ciężkiej i ciężkiej o odczynie lekko kwaśnym lub obojętnym wynosi 40 mg $\cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. [Siuta 1995].

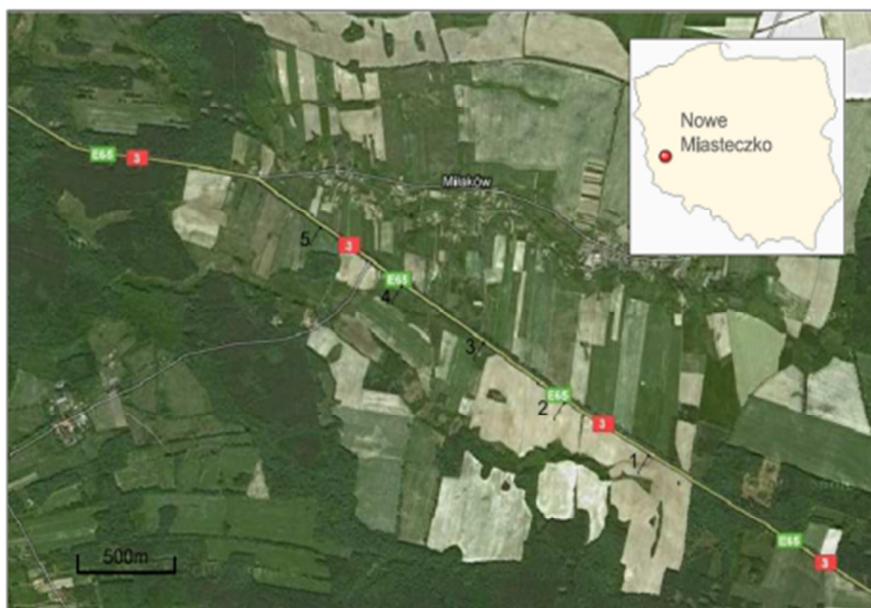
Obszarami na jakich stwierdzono niską zawartość rozpuszczalnych form miedzi są góry i podgórze. Rejonami gdzie stwierdzono nadmierne stężenia miedzi, wynoszące nawet kilkaset mg w kg były lokalne obszary zanieczyszczone przez przemysł górniczy i hutniczy oraz przetwarzanie miedzi i obrabianie miedzionośnych stopów [Siuta 1995].

CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAŃ

Teren na którym został przeprowadzony pobór próbek glebowych położony jest w województwie lubuskim, w powiecie nowosolskim. Miejsce badań oddalone jest ok. 4 km od Nowego Miasteczka. Badany obszar zlokalizowany jest przy drodze krajowej nr 3, będącej częścią trasy europejskiej E65.

Dzięki swojemu położeniu i randze droga, przy której zostały pobrane próbki glebowe charakteryzuje się dość dużym natężeniem ruchu. W celu dokładnego rozeznania ilości samochodów poruszających się zostały wykonane pomiary ilości aut poruszających się na trasie. W dniu 21.03.2011 r. w godzinach 17-18 przejechało 552 samochodów osobowych i 160 aut ciężarowych, a w dniu 25.03.2011 r. w godz. 13-14 przejechało 668 aut osobowych i 216 aut ciężarowych.

Na rysunku 1 przedstawiono obszar poboru próbek glebowych i jego lokalizację. Numery 1, 2, 3, 4, 5 przedstawiają prostopadłe do trasy rzędy, z których pobierano materiał glebowy. Dokładne rozmieszczenie punktów wraz z naniesionymi odległościami i nazwami zostało przedstawione na rysunku 2.



Rys. 1. Lokalizacja miejsca poboru prób [<http://mapy.google.pl/>]

Fig. 1 .Location of the sampling [<http://mapy.google.pl/>]

Obszar z którego pobierano próbki glebowe jest użytkowany rolniczo. Charakteryzuje się płaską rzeźbą terenu pozbawioną większych wzniesień, czy ja-

kichkolwiek zagłębień. Nie porasta go żadna roślinność drzewiasta ani krzaczasta z wyjątkiem pasa drzew wzdłuż jezdni.

Najbliższą miejscowością jest Nowe Miasteczko, oddalone od badanego rejonu o ok. 4 km.

Przemysł jest słabo rozwinięty w mieście i gminie Nowe Miasteczko. Dane meteorologiczne na omawianym obszarze w 2006 r. [Fedak 2007]:

- średnia temperatura powietrza ($9,7^{\circ}\text{C}$),
- roczna suma opadów (443 mm),
- średnia prędkość wiatru (2,7 m/s),
- usłonecznienie (1934 h),
- średnie zachmurzenie (5,2 oktanów).

METODYKA BADAŃ

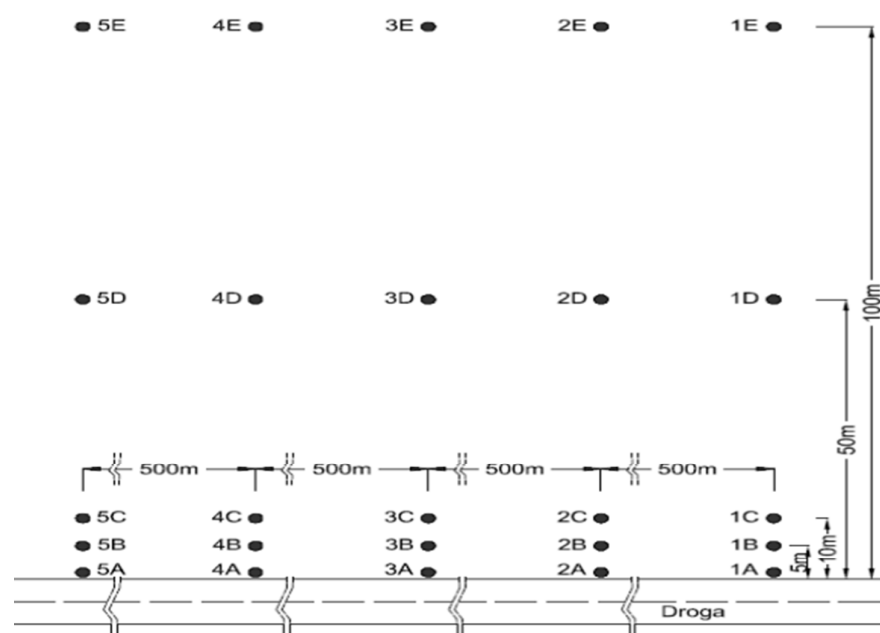
Punkty pomiarowe zostały zlokalizowane w równej odległości od siebie, co 500 m po jednej stronie drogi krajowej nr 3, będącej częścią trasy europejskiej E65 z dala od zabudowań miejskich. Wybierając lokalizację kierowano się dużym natężeniem ruchu drogowego przy danej trasie. Na rys. 2 przedstawiono schemat poboru próbek glebowych. Wyznaczono 25 punktów pomiarowych (1.A, 1.B, 1.C, 1.D, 1.E, 2.A, 2.B, 2.C, 2.D, 2.E, 3.A, 3.B, 3.C, 3.D, 3.E, 4.A, 4.B, 4.C, 4.D, 4.E, 5.A, 5.B, 5.C, 5.D, 5.E), rozmieszczonych w pięciu rzędach oddalonych od siebie o 500 m. Każdy rząd składał się z pięciu miejsc pomiarowych oddalonych od krawędzi jezdni o następujące odległości:

- pobór próbki 1 (1.A) – przy krawędzi jezdni,
- pobór próbki 2 (1.B) – 5 m od krawędzi jezdni,
- pobór próbki 3 (1.C) – 10 m od krawędzi jezdni,
- pobór próbki 4 (1.D) – 50 m od krawędzi jezdni,
- pobór próbki 5 (1.E) – 100 m od krawędzi jezdni.

Poboru próbek dokonano 25 października 2010 roku z głębokości 0-20 cm za pomocą szpadla. Próbką glebową z każdego z punktów była pobierana jako zbiorcza z 3 wykopów, a następnie wymieszana. Z jednego miejsca pobrano 1 kg gleby. W pobranych próbkach glebowych oznaczono następujące właściwości:

- skład granulometryczny gleb oznaczono za pomocą metody Casagrandy zmodyfikowaną poprzez Prószyńskiego (PN-R04033 i 04044), podział utworów glebowych dokonano na podstawie normy PTG z 2008 r.
- pH gleb oznaczono potencjometrycznie w H_2O
- zasolenie oznaczono konduktometrycznie, jako przewodność elektrolityczną w stosunku gleba woda 1:2,5

- zawartość Cu w formie ogólnej, oznaczono metodą spektrometrii absorpcji atomowej AAS FL, w wyciągach uzyskanych po spaleniu gleby w ilości 5 g w piecu muflonowym w temperaturze 550°C a następnie rozтворzeniu w wodzie królewskiej oraz formy łatwo dostępnej po rozтворzeniu 10 g gleby w 0,1 dm³ 0,1M HCl bez spalania w piecu.



Rys. 2. Schemat rozmieszczenia punktów poboru gleb
Fig. 2. Schematic layout of the soil sampling point

WYNIKI

Większość próbek glebowych określono jako piasek luźny z wyjątkiem 5E, którą określono jako piasek słabogliniasty. Wyniki składu granulometrycznego przedstawiono w tabeli 1.

Największą wartość zasolenia zanotowano w glebie pobranej w punkcie 1A, gdzie uzyskano wartość 485 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ zaś najniższą w glebie pobranej w punkcie 2E, gdzie odnotowano wartość 220 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Średnie wartości wynosiły, dla punktów: położonych przy drodze 374 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, oddalonych 5 m od drogi 291 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, oddalonych 10 m od drogi 275 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, oddalonych 50 m od drogi 252,8 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, oddalonych 100 m od drogi 252,4 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Wartości zasolenia

najwyższe są tuż przy krawędzi jezdni i większości przypadków zmniejsza się wraz z odległością. Wartość zasolenia gleb przedstawiono w tabeli 1.

Tab. 1. Skład granulometryczny i przewodnictwo elektrolityczne EC w próbkach glebowych

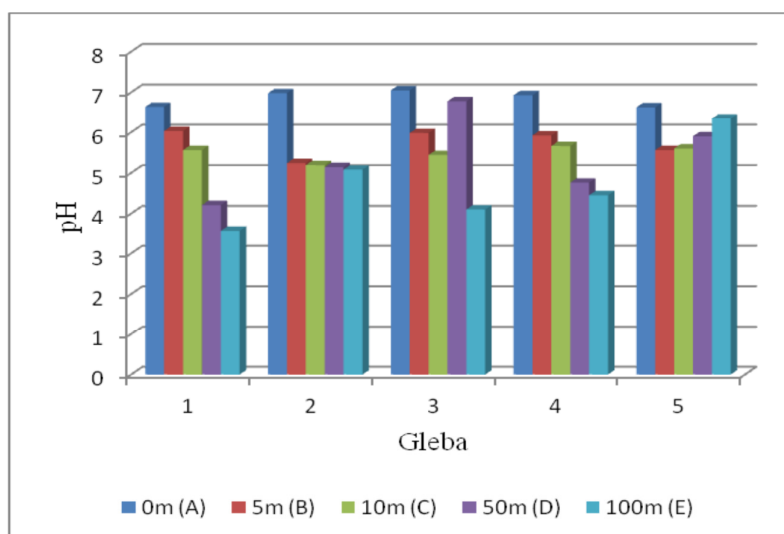
Table 1. Grain size and electrolytic conductivity EC in soil samples

Nr próbki	Udział procentowy frakcji			Typ gleby	EC $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
	2 mm-50 μm	50 μm -2 μm	>2 μm		
1A	96	4	0	piasek luźny	486
1B	93	7	0	piasek luźny	328
1C	97	3	0	piasek luźny	289
1D	97	3	0	piasek luźny	249
1E	100	0	0	piasek luźny	247
2A	98	2	0	piasek luźny	396
2B	100	0	0	piasek luźny	210
2C	96	4	0	piasek luźny	256
2D	93	7	0	piasek luźny	203
2E	96	4	0	piasek luźny	220
3A	97	3	0	piasek luźny	237
3B	94	6	0	piasek luźny	350
3C	97	3	0	piasek luźny	285
3D	95	5	0	piasek luźny	273
3E	96	4	0	piasek luźny	249
4A	97	2	1	piasek luźny	352
4B	96	4	0	piasek luźny	295
4C	91	8	0	piasek luźny	271
4D	96	4	0	piasek luźny	225
4E	91	8	1	piasek luźny	253
5A	98	2	0	piasek luźny	399
5B	94	6	0	piasek luźny	272
5C	99	1	0	piasek luźny	274
5D	94	5	1	piasek luźny	314
5E	86	14	0	piasek słabo gliniasty	293

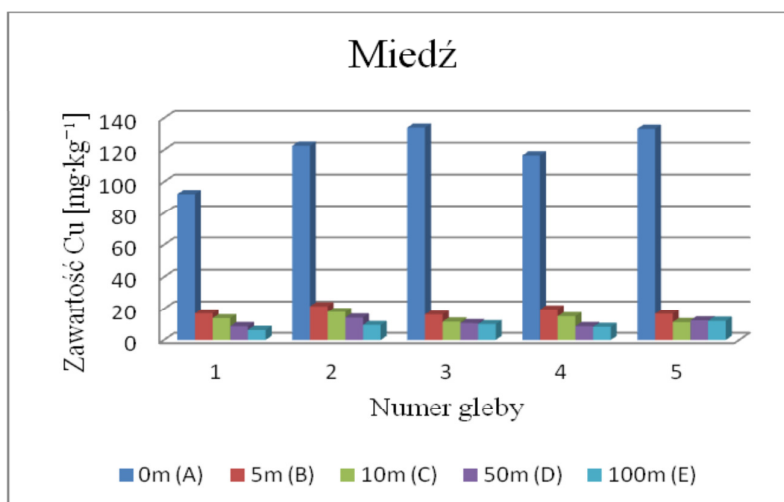
Na rys. 3 przedstawiono wartości pH w H_2O . Największą wartość zanotowano w glebie pobranej w punkcie 3A, gdzie uzyskano pH równe 7,46, zaś najniższą w glebie pobranej w punkcie 1E, gdzie odnotowano pH wynoszące 3,8.

Na rys. 4 przedstawiono zawartości miedzi w próbkach glebowych rozpuszczonych w wodzie królewskiej. Największą wartość zanotowano w glebie 3A, gdzie uzyskano wartość $134,09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ zaś najniższą w glebie 1E, gdzie odnotowano wartość $6,35 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Średnie wartości wynosiły dla punktów położonych

przy drodze $119,78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, oddalonych 5 m od drogi $18,17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, oddalonych 10 m od drogi $13,88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, oddalonych 50 m od drogi $10,89 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, oddalonych 100 m od drogi $9,24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

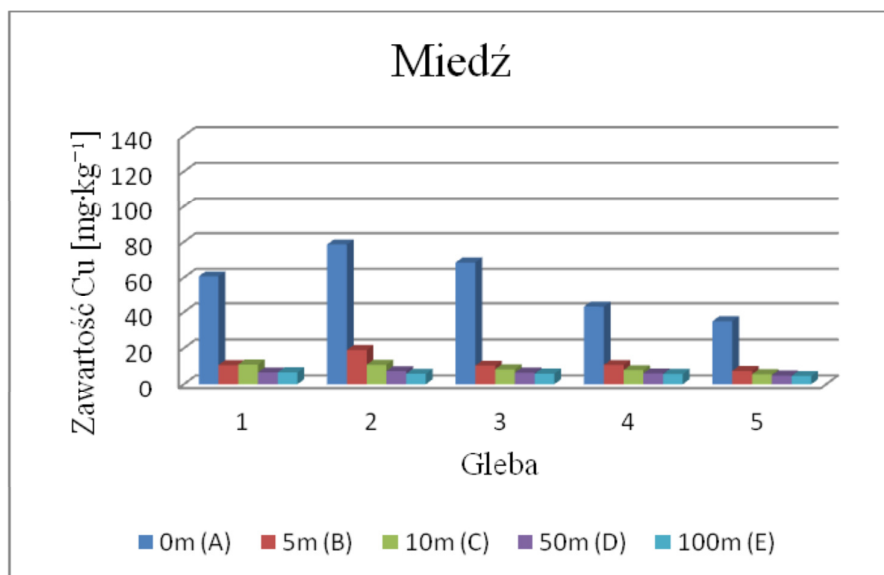


Rys. 3. Wartość pH w H_2O w próbkach glebowych
Fig. 3. The pH in H_2O values of soil samples



Rys. 4. Ogólna zawartość Cu w próbkach glebowych
Fig. 4. The total content of Cu in soil samples

Na rys. 5 przedstawiono zawartości miedzi form łatwo dostępnych w próbkach glebowych. Największą koncentrację zanotowano w glebie 2A, gdzie uzyskano wartość $78,58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ zaś najniższą w glebie 5E, gdzie odnotowano stężenie $4,59 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Średnie wartości wynosiły dla punktów położonych przy drodze $57,13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, oddalonych 5 m od drogi $11,58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, oddalonych o 10 m od drogi $8,65 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, oddalonych 50 m od drogi $6,23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, oddalonych 100 m od drogi $5,72 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. W próbkach glebowych położonych tuż przy krawędzi jezdni odnotowano wartości kilkukrotnie wyższe niż w próbkach oddalonych od drogi. Wraz z odległością od drogi koncentracja miedzi stopniowo maleje.



Rys. 5. Zawartość Cu rozpuszczonej w $0,01 \text{ M HCl}$ w próbkach glebowych

Fig. 5. The content of Cu dissolved in $0,01 \text{ M HCl}$ in soil samples

DYSKUSJA

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdza się, że odczyn badanych gleb jest różnorodny, jednakże najwyższe wartości pH odnotowano przy krawędzi drogi. Analizowane gleby z rond w Lublinie [Łabuda 2005], a także gleby w bliskiej okolicy szlaków komunikacyjnych w Płocku [Kusińska i in. 2005] miały odczyn zasadowy, co może wskazać zasadotwórczy charakter pyłów komunikacyjnych i podwyższanie pH gleb, na które przedostają się pyły. Skład granulometryczny odpowiada piaskom luźnym z wyjątkiem jednej próbki gdzie

stwierdza się piasek słabo gliniasty. Taki skład granulometryczny wskazuje na małą zawartość części spławianych, a dużą zawartość frakcji piasku, co może mieć wpływ na gorsze właściwości sorbowania zanieczyszczeń. Gleby o wyższej zawartości frakcji drobnych zawierają z reguły więcej składników, mają większe zdolności do sorbowania [Greinert i Greinert 1999]. Zasolenie badanych próbek glebowych wykazuje najwyższe wartości przy krawędzi jezdni, mniejsze 5 m od drogi, pozostałe punkty mają podobną wartość zasolenia. Największe zasolenie w próbkach tuż przy ulicy może świadczyć o przedostawaniu się soli pochodzącej z substancji stosowanych do walki ze śliskością zimową.

Zawartość miedzi ogólnej w badanych próbkach glebowych oscyluje w granicach od 6 do 135 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ i od 5 do 80 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dla form dostępnych. Zawartość przeciętna tego pierwiastka w glebach kształtuje się na poziomie 5-20 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [Greszta i in. 2002], a całkowita zawartość miedzi dla gleb Polski mieści się w granicach od 1 do 140 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [Kabata-Pendias i Pendias 1999]. Porównując uzyskane wyniki do otrzymanych przez Kusińską i in. [2005] podczas badań gleb aglomeracji Płockiej stwierdza się dość dużą koncentrację miedzi w glebie zlokalizowanej przy trasie w okolicy Nowego Miasteczka, gdyż w Płocku średnia zawartość miedzi w pobliżu dróg wynosiła 14,07 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Większe ilości zanieczyszczeń w glebach w pobliżu tras komunikacyjnych (w tym metali ciężkich) zostały bezspornie wykazane w licznych badaniach [Licznar i Licznar 2005, Simeonova i in. 2005, Wieczorek i in. 2005, Dmuchowski i Bednarek 2005]. Wielu z badaczy podaje wyniki zawartości metali ciężkich tradycyjnie łącząc je z komunikacją, Pb, Cd, Zn, i Cu są związane w ten sposób według Jabena i in. [2001]. Zestawiając otrzymane wyniki z danymi [Grigaliavičienė i in. 2004] dotyczącymi stężenia metali ciężkich wzdłuż dróg leśnych w odległości 5 i 10 m od krawędzi jezdni, stwierdza się spore podobieństwo. Analizując uzyskane wyniki poprzez porównanie ilości miedzi w obu formach stwierdza się, że większość metali ciężkich jest trwale wiązana w glebach w formach trudno dostępnych dla roślin. Identycznych zależności dopatrył się Juda-Rezler [2000] podczas prowadzenia swoich obserwacji. Największe stężenie miedzi uzyskano w glebach położonych tuż przy krawędzi jezdni w stosunku do gleb położonych dalej. Tam zawartość miedzi była ustabilizowana i spadała nieznacznie. Glebę zalicza się do III stopnia zanieczyszczenia przez miedź w próbkach pobranych tuż przy krawędzi jezdni (na podstawie wartości granicznych sporządzonych przez Kabatę-Pendias i Pendias [1999]). Oddalając się od krawędzi jezdni zauważalny jest spadek zanieczyszczenia gleb do poziomu I stopnia zanieczyszczenia na odcinkach położonych od 5 do 10 m. Gleby w odległości 50 i 100 m wykazują 0 i I stopień zanieczyszczenia miedzią. Porównując wartość miedzi z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi stwierdza się, że nie zostały przekroczone wartości graniczne dla gruntów grupy B.

WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań uzyskano następujące wnioski:

- gleby w najbliższej odległości od drogi charakteryzują się wyższym pH a także przewodnością elektrolityczną w stosunku do gleb w dalszej odległości;
- zawartość miedzi całkowitej a także form potencjalnie dostępnych dla roślin w glebie wykazuje najwyższe stężenie przy krawędzi jezdni i maleje wraz z odległością;
- zawartość miedzi w glebie spełnia wymogi Rozporządzenia Ministra Środowiska z 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi dla gruntów grupy B.

LITERATURA

1. DMUCHOWSKI W., BEDNAREK M.; 2005. Influence of Road and railway transportations router on environmental pollution with heavy metals on the basis of bioindicative methods. *Ecological Chemistry and Engineering*. 12.4. 369-375.
2. FEDAK R., 2007; *Rocznik statystyczny Województwa Lubuskiego*. Wydział Poligrafii Urzędu Statystycznego we Wrocławiu, Wrocław.
3. GREINERT H., GREINERT A.; 1999. Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego. Wydawnictwo Politechniki Zielonogórskiej, Zielona Góra.
4. GRESZTA J., GRUSZKA A., KOWALKOWSKA M.; 2002. Wpływ emisji na ekosystem. Wydawnictwo Naukowe Katowice, Katowice.
5. GRIGALAVIČIENĖ I., RUTKOVIEŅĖ., MOROZAS V.; 2004. The accumulation of heavy metals Pb, Cu and Cd At roadside forest soil. *Polish Journal of Environmental Studies*. Olsztyn.
6. JABEEN N., AHMET S., HASSAN T., ALAM N. M.; 2001. Levels and Sources of heavy metals in house dust. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 247.1. 145-149.
7. JUDA-REZLER K.; 2000. Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko. Ofic. Wyd. Politechniki Warszawskiej. Warszawa. 86-89.
8. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H.; 1999. Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
9. KUSIŃSKA A., BAUMAN-KASZUBSKA H., DZIĘGIELEWSKA-SITKO A.; 2005. Soil environment contamination in the Płock agglomeration. *Chemia i Inżynieria Ekologiczna*. Warszawa.
10. Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych. 2008. PTG.
11. LICZNAR S. E., LICZNAR M.; 2005. Oddziaływanie aglomeracji miejskiej Wrocławia na poziomy próchnicze gleb Parku Szczytnickiego. *Roczniki gleboznawcze*. LVI. 1-2. 113-118.

12. ŁABUDA S.Z.; 2005. Element ratios in soils on traffic circles as indices of environmental hazards. *Chemia i Inżynieria Ekologiczna*. 12.1-2. 93-101.
13. SIMEONOVA P., SIMEONOV V., LUX L., DAKOVA I., SPANOS T.; 2005. Chemometric evaluation of the air quality in an industrial region, Case study Kosice, Slovakia. *Ecological Chemistry and Engineering*. 12. 7. 727-737.
14. SIUTA J.; 1995. Gleba diagnozowanie stanu i zagrożenia. Wydanie I, Usługi Poligraficzne „Kama”, Warszawa.
15. WIECZOREK J., WIECZOREK Z., BIENIASZEWSKI T.; 2005. Cadmium and Lead Content in Cereal Grains and Soil from Cropland Adjacent to Roadways. *Polish Journal of Environmental Studies*. 14.4. 535-540.
16. URZĄD STATYSTYCZNY (red.) FEDAK R., 2007; Województwo lubuskie 2007. US we Wrocławiu, Wrocław.
17. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359).

COPPER CONTENT IN SOIL AT DIFFERENT DISTANCES FROM ROAD EDGE NATIONAL ROADS NO 3 NEAR NOWE MIASTECZKO

S u m m a r y

This paper presents the results of the copper concentration in the soil forms approaching high-lighted the general and potentially available to plants at different distances from the edge of the roadway at the national road No. 3 in the area of Nowe Miasteczko. The results were compared with the Polish standards. The total Cu content ranged of 6-135 mg·kg⁻¹, and Cu potentially available to plant of 5-80 mg·kg⁻¹. The highest copper concentration was achieved right at the edge of the road. Lower copper concentrations were obtained in soil localized farther from the road. Comparing the value of copper to the Regulation of the Minister of Environmental of 9 September 2002 on standards for soil quality and land quality standards states that Cu concentrations did not exceed the limit values for soil group B and C.

Key words: roadside soil, copper, pH, salinity



**UNIwersytet ZIELONOGÓRSKI
WYDZIAŁ INŻYNIERII LĄDOWEJ I ŚRODOWISKA
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

**NA KIERUNKACH INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ORAZ ARCHITEKTURA KRAJOBRAZU**

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

Studia drugiego stopnia **magisterskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych i niestacjonarnych (1,5-roczone).

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.wils.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna

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

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

Strona internetowa Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska:

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

Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:

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



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

**ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY**

Oferujemy wykonanie:

- 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;
- badań właściwości wód powierzchniowych i podziemnych, w tym przeznaczonych do spożycia;
- badań ścieków komunalnych i przemysłowych, osadów ściekowych i odpadów;
- badań gleb i gruntów wraz z podaniem zaleceń uprawowych i rekultywacyjnych;
- projektów zagospodarowania terenów o różnej funkcjonalności.