

Agnieszka PLACEK, Małgorzata KACPRZAK, Anna NAPORA\*

## **ZMIANA MOBILNOŚCI CYNKU I OŁOWIU NA SKUTEK WPROWADZENIA DODATKÓW MINERALNO- -ORGANICZNYCH DO ŚRODOWISKA GLEBOWEGO**

Mobilność metali ciężkich w glebie dotyczy przede wszystkim form przyswajalnych i biodostępnych dla organizmów roślinnych, które z łatwością przenikają do roztworu glebowego. Możliwość rozprzestrzeniania się tego typu substancji zanieczyszczających w środowisku glebowym oraz zagrożenie ich infiltrowania do roztworu glebowego i wód podziemnych ma szczególne znaczenie w zabieganiu biomagnifikacji metali ciężkich w ekosystemie. O mobilności metali ciężkich w glebie decydują formy ich występowania oraz mechanizmy ich wiązania z organicznymi i nieorganicznymi składnikami gleb. W celu ograniczenia ruchliwości pierwiastków metalicznych i ich stabilizacji w podłożu glebowym wprowadza się do gruntu substancje o charakterze organicznym i mineralnym. Niniejsza praca skupia się na wpływie doglebowych dodatków mineralno-organicznych na mobilność wybranych metali ciężkich w formie przyswajalnej.

### **1. WPROWADZENIE**

#### **1.1. MOBILNOŚĆ METALI CIĘŻKICH W ŚRODOWISKU GLEBOWYM**

Pod pojęciem metali ciężkich rozumie się pierwiastki chemiczne o ciężarze właściwym wyższym niż wartość  $4,5 \text{ g/cm}^3$  i masie atomowej mieszczącej się w zakresie 63,54–200,59 u. W reakcjach chemicznych metale ciężkie wykazują tendencję do oddawania elektronów i posiadają właściwości redukujące. Najczęściej pojęcie pierwiastków metalicznych używa się w odniesieniu do: Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Cd, Pb oraz Hg [1, 4, 7, 13].

---

\* Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii, ul. J.H. Dąbrowskiego 73, 42-201 Częstochowa, agnieszka.placek@o2.pl.

Metale ciężkie są uznawane za naturalny składnik litosfery oraz biosfery. Jednakże znaczny wzrost zawartości tych pierwiastków w poszczególnych elementach środowiska, przekraczający naturalne stężenie w przyrodzie i będący skutkiem rozwoju współczesnych technologii oraz przemysłu, sprawia, że są traktowane jako zanieczyszczenia oraz zagrożenie ekologiczne [10–12, 16, 18].

Na skażenie szkodliwymi pierwiastkami metalicznymi są przede wszystkim narażone tereny położone w bezpośrednim pobliżu obiektów przemysłowych i szlaków komunikacyjnych o wzmożonym ruchu samochodowym. Metale ciężkie powodują degradację czynnej powierzchni ziemi oraz stanowią duże zagrożenie w łańcuchu pokarmowym roślin, zwierząt oraz ludzi [16, 32, 36].

Mobilność metali ciężkich w glebie dotyczy przede wszystkim form przyswajalnych i biodostępnych dla organizmów roślinnych, które z łatwością przenikają do roztworu glebowego. Możliwość rozprzestrzeniania się tego typu substancji zanieczyszczających w środowisku glebowym oraz zagrożenie ich infiltrowania do roztworu glebowego i wód podziemnych ma szczególne znaczenie w zabieganiu wnikania metali ciężkich do łańcucha pokarmowego [2, 8–10, 12].

O mobilności metali ciężkich w środowisku glebowym decydują formy ich występowania oraz mechanizmy ich wiązania z organicznymi i nieorganicznymi składnikami gleb. Bardzo ważne są także warunki panujące w glebie, zwłaszcza właściwości fizyczne oraz chemiczne, które w istotny sposób wpływają na mobilność pierwiastków śladowych oraz ich przyswajalność przez rośliny. Sposób wiązania metali ciężkich, a tym samym ich biodostępność, zależy od wielu właściwości gleby, do których zaliczyć można m.in.: zawartość materii organicznej, odczyn, pojemność sorpcyjną, formę występowania kationów, koncentrację makro- i mikroelementów, potencjał oksydacyjno-redukcyjny i działalność mikroorganizmów. Wszystkie te czynniki decydują jednocześnie o ilości pierwiastków metalicznych podlegających kumulacji w materiale biologicznym oraz procesowi sorpcji, kompleksowania, bądź ulegających unieruchomieniu w cząstkach gleby [1, 3, 8, 13, 33, 34].

## 1.2. IMMOBILIZACJA METALI CIĘŻKICH W GLEBIE

Unieruchamianie pierwiastków metalicznych w gruncie ma zatem za zadanie zniewelowanie zagrożenia dla stanu środowiska oraz zdrowia i życia ludzi poprzez zapobieganie biomagnifikacji metali ciężkich w ekosystemie. Dzięki immobilizacji zanieczyszczeń w glebie możliwe jest przywrócenie wartości estetycznych oraz użytkowych terenów zdegradowanych, zgodnie z obecnym lub planowanym przeznaczeniem i zagospodarowaniem określonego obszaru. Proces ten można łączyć z innymi technikami rekultywacji skażonych regionach tj. fitoremediacja [2, 15, 17, 35].

W celu ograniczenia mobilności metali ciężkich i ich stabilizacji w środowisku glebowym wprowadza się do gruntu substancje o charakterze organicznym i mineralnym, np. komposty z odpadów komunalnych, osady ściekowe, torf, ziemia okrzemkowa, związki fosforu i wapnia (nawozy), wapno, popioły ze spalania węgla, pyły

z przemysłu cementowego, muły węglowe, a także nawozy organiczno-mineralne na bazie węgla brunatnego [3, 6, 9, 19–21, 30, 31, 35].

Zmiana mobilności ksenobiotyków (cynku i ołowiu) w podłożu glebowym na skutek aplikacji substancji o charakterze organicznym i nieorganicznym jest przedmiotem rozważań niniejszej pracy.

## 2. MATERIAŁY I METODY

### 2.1. ZASTOSOWANE MATERIAŁY

W przeprowadzonym doświadczeniu wykorzystano materiały glebowe pochodzące z dwóch, różnych terenów zdegradowanych. Pierwszy z nich został pobrany z pierwszej strefy wpływu Huty Cynku “Miasteczko Śląskie” S.A. Przedsiębiorstwo to specjalizuje się w produkcji cynku i jego stopów, kadmu, ołowiu oraz kwasu siarkowego. Teren ten jest zmieniony antropogenicznie i zdegradowany na skutek działalności przemysłowej huty. Gleby występujące na tym obszarze to bielice o kwaśnym lub lekko kwaśnym odczynie. Materiał glebowy pochodzący z terenu Miasteczka Śląskiego charakteryzuje się wysoką koncentracją metali ciężkich, w szczególności cynku, kadmu i ołowiu oraz wykazuje niską wartość pH i niewielką pojemność sorpcyjną. Jest to gleba uboga w pierwiastki biogenne oraz substancje organiczne. Ponadto jest to typ gleby piaszczystej o niskiej wilgotności (tabela 1).

Drugim terenem zdegradowanym jest obszar Kopalni Węgla Brunatnego Bełchatów. Pobrany, na potrzeby doświadczenia, materiał glebowy pochodził ze zwałowiska zewnętrznego Pola Szczerców, skupiający urobek piaskowo-ilasty z różnych poziomów wydobywczych. Gleba z terenu kopalni węgla brunatnego w Bełchatowie należy do typu gleb bielicowych oraz brunatnych, których żyzność została obniżona w skutek działalności antropogenicznej, co kwalifikuje ją do gleb jałowych. W wyniku działalności górniczej materiał glebowy nie posiada prawidłowego profilu glebowego. Ponadto cechuje się wysoką wartością pH oraz niską wilgotnością. Zawiera niewielką koncentrację pierwiastków biogennych oraz materii organicznej. Wykazuje również znacznie niższe stężenie metali ciężkich niż w przypadku gleby z terenu Miasteczka Śląskiego (tabela 1).

W eksperymencie wazonowym zastosowano również trzy typy dodatków glebowych mających za zadanie ograniczenie mobilności przyswajalnych metali ciężkich w środowisku glebowym: sorbent mineralny, muły węglowe pochodzące z kopalni węgla kamiennego oraz sorbent o charakterze organicznym.

Tabela 1. Charakterystyka materiałów glebowych

Parametr	Materiał glebowy z terenu zdegradowanego w Miasteczku Śląskim	Materiał glebowy z terenu pokopalnianego w Bełchatowie
Odczyn (pH w H <sub>2</sub> O)	5,49 ± 0,02	8,11 ± 0,04
Odczyn (pH w 1 M KCl)	5,02 ± 0,02	7,90 ± 0,03
CEC [cmol(+)/ kg s.m.]	3,18 ± 0,12	23,93 ± 0,21
C ogólny [g/kg s.m.]	12,91 ± 0,02	4,05 ± 0,05
N Kjeldhala [mg/kg s.m.]	577,50 ± 18,12	108,50 ± 123,71
P ogólny [mg/kg s.m.]	176,55 ± 1,34	132,16 ± 1,11
Zn [mg/kg s.m.]	1751,60 ± 57,49	15,22 ± 0,12
Cd [mg/kg s.m.]	28,78 ± 1,23	0,38 ± 0,01
Pb [mg/kg s.m.]	1696,20 ± 87,13	4,84 ± 0,08

## 2.2. PRZEBIEG DOŚWIADCZENIA

Przeprowadzone doświadczenie miało charakter wazonowy i było prowadzone w warunkach inkubatora laboratoryjnego. Dwa typy materiałów glebowych wraz z dodatkami mineralno-organicznymi, w odpowiednich dawkach, zostały umieszczone w szklanych wazonach i nawodnione, a następnie inkubowane przez okres 4 tygodni w temperaturze około 20–25°C. Badania wykonano z użyciem dwóch rodzajów gleb (próby kontrolne) oraz gleb z domieszką trzech dodatków w różnych kombinacjach (tabela 2). Dodatki doglebowe zostały zaaplikowane w dawkach 0,25–4% (wagowe).

Tabela 2. Typ mieszanek glebowych wykorzystanych w doświadczeniu wazonowym

Typ dodatków mineralno-organiczných	Materiał glebowy z terenu zdegradowanego w Miasteczku Śląskim					Materiał glebowy z terenu pokopalnianego w Bełchatowie				
	0,25%	0,5%	1%	2%	4%	0,25%	0,5%	1%	2%	4%
sorbent mineralny	0,25%	0,5%	1%	2%	4%	0,25%	0,5%	1%	2%	4%
muły węglowe	0,25%	0,5%	1%	2%	4%	0,25%	0,5%	1%	2%	4%
Sorbent organiczny	0,25%	0,5%	1%	2%	4%	0,25%	0,5%	1%	2%	4%

## 2.3. ZASTOSOWANE PROCEDURY BADAWCZE

Pobrane materiały glebowe z terenów zdegradowanych, po uprzednim przesianiu, zostały poddane procesowi suszenia w temperaturze 105°C. W celu charakterystyki wykorzystanych w doświadczeniu gleb, wykonano analizy fizyczno-chemiczne prób glebowych, takie jak:

- pH w H<sub>2</sub>O i 1M KCl oznaczono metodą potencjometryczną, według normy PN-ISO 10390:1997 [22],

- skład granulometryczny gleby określono z wykorzystaniem metody sitowej, zgodnie z polskimi normami PN-ISO 11277: 2005 i PN-R-04032:1998 [25, 28]. Przy podziale na frakcje oraz grupy granulometryczne zastosowano Polską Normę PN-R-04033:1998 [29].
- zawartość węgla ogólnego określono po suchym spaleniu, zgodnie z Polską Normą PN-ISO 10694:2002 [23],
- zawartość azotu ogólnego (Kjeldahla) oznaczono zgodnie z Polską Normą PN-ISO 11261:2002 [26],
- zawartość fosforu ogólnego oznaczono, po zmineralizowaniu w analitycznie czystym kwasie azotowym, metodą spektrofotometryczną zgodnie z Polską Normą PN-EN ISO 6878:2006 [27].
- kwasowość hydrolityczną oznaczono zmodyfikowaną metodą Kappena [14],
- sumę kationów zasadowych oznaczono metodą Kappena [14],
- zawartość metali ciężkich, po mineralizacji w analitycznie czystym kwasie azotowym przy zastosowaniu mineralizatora mikrofalowego Berghof, oznaczono zgodnie z Polską Normą PN-ISO 11047:2001 na spektrofotometrze plazmowym ICP- OES IRIS Interpid II XSP ThermoICP [24].

W celu określenia zmiany mobilności pierwiastków metalicznych, w badanych glebach zdegradowanych określono rozpuszczalne formy metali ciężkich (fitoprzysswajalnych) metodą bazującą na ekstrakcji metali z gleby 0,01M roztworem chlorku wapnia (iloraz masy gleby do objętości roztworu wynosił 1:10) [14]. Następnie zawartość wyekstrahowanych metali ciężkich oszacowano na spektrofotometrze plazmowym ICP- OES IRIS Interpid II XSP ThermoICP.

#### 2.4. ANALIZA STATYSTYCZNA

Analizę statystyczną otrzymanych w doświadczeniu danych wykonano w programie Statistica 10.0 oraz Excel 2007. Pozyskane dane zostały zanalizowane z wykorzystaniem jednoczynnikowej analizy wariancji (ANOVA) lub testu Tukey'a. Wyznaczono również współczynnik korelacji Pearsona.

### 3. WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA WYNIKÓW

#### 3.1. ZMIANY ZAWARTOŚCI METALI CIĘŻKICH W MATERIAŁACH GLEBOWYCH PO WPROWADZENIU SORBENTU ORGANICZNEGO

W przeprowadzonym doświadczeniu wazonowym badano zmianę mobilności metali ciężkich, w formie przyswajalnej, następującą na skutek wprowadzenia do gleby substancji mineralnych (sorbent mineralny) oraz organicznych (muły węglowe, sor-

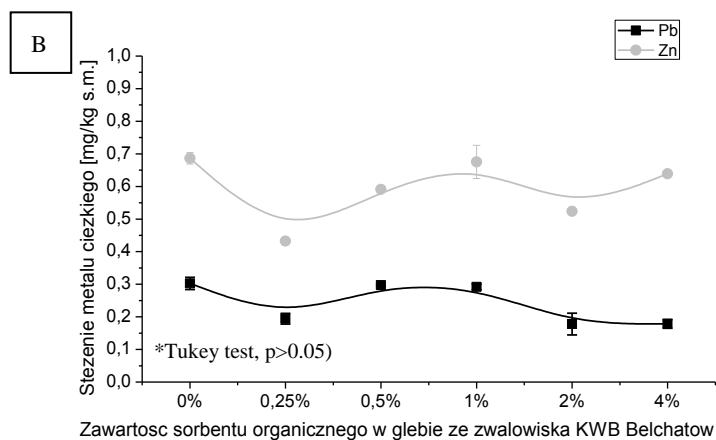
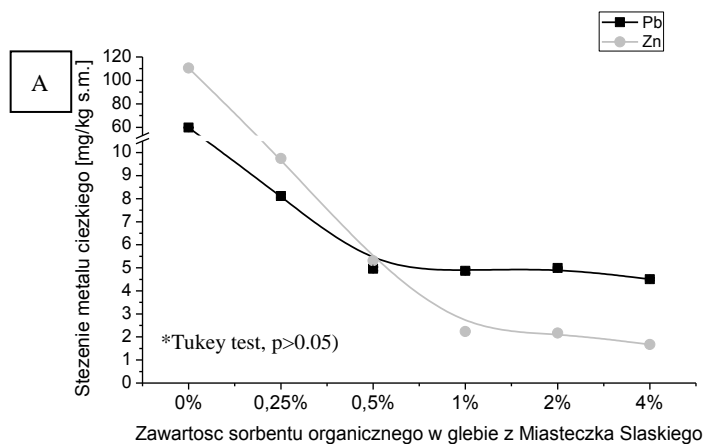
bent organiczny). Ruchliwość wybranych pierwiastków metalicznych była analizowana w dwóch typach gleb zdegradowanych, cechujących się skrajnie różną ich zawartością (rys.1–rys.3). W materiałach glebowych, pochodzących z obydwu terenów zmienionych antropogenicznie, śledzono zmianę zawartości mobilnych metali ciężkich (na przykładzie Zn) oraz mało ruchliwych pierwiastków (na przykładzie Pb).

Stopień mobilności cynku i ołowiu w formie przyswajalnej został określony na podstawie zmiany ich koncentracji w środowisku glebowym. Przyjęto, iż pierwiastki metaliczne cechujące się dużym powinowactwem do przenikania do roztworu glebowego (metale mobilne), występują w dużej koncentracji (w formie fitoprzyswajalnej) w ekstrakcie glebowym na bazie 0,01M roztworu chlorku wapnia. Jednocześnie uznano, że metale ciężkie o niewielkiej skłonności do przemieszczania się w gruncie (pierwiastki słabo mobilne) są obecne w niskim stężeniu we wspomnianym ekstrakcie glebowym. Mobilność metali ciężkich w glebie związana jest z formą w jakiej pierwiastki te występują. Wynika to z faktu, że formy przyswajalne i biodostępne dla organizmów roślinnych, posiadają zwiększone powinowactwo do wiązania się z rozpuszczalną frakcją roztworu glebowego.

Wprowadzenie do materiałów glebowych, pobranych z dwóch terenów zdegradowanych działalnością człowieka, sorbentu organicznego w znaczący sposób wpływa na mobilność przyswajalnych form metali ciężkich (rys.1). Szczególnie widoczne zjawisko unieruchomienia pierwiastków metalicznych w formie przyswajalnej, w odniesieniu do próby kontrolnej (0%), można zaobserwować przy ich dużym stężeniu, czyli w przypadku gleby pobranej z obszaru huty cynku (rys. 1A). Procesowi immobilizacji uległy zarówno mobilne pierwiastki (Zn), jak i metale mało ruchliwe (Pb). Podobną sytuację odnotowano w przypadku gleby mniej skażonej metalami ciężkimi, pochodzącej z rejonu pokopalnianego (rys. 1 B).

Dodatek doglebowy w postaci sorbentu organicznego (w dawce 1–2%) można uznać za substancję skutecznie ograniczającą mobilność metali ciężkich w środowisku glebowym, uniemożliwiając w ten sposób ich infiltrację do głębszych warstw profilu glebowego i wód podziemnych. Ponadto zastosowanie tego typu dodatków niweluje ryzyko pobrania pierwiastków metalicznych przez organizmy roślinne oraz ich kumulacji w kolejnych ogniwach łańcucha troficznego. Immobilizujące działanie sorbentu organicznego, w stosunku do biodostępnych form metali ciężkich, związane jest z dużą zawartością węgla organicznego, węglanów wapnia i podwyższeniem pH gleb zdegradowanych.

Zjawisko ograniczenia mobilności przyswajalnych form metali ciężkich, po wprowadzeniu do gleby substancji organicznych, zostało odnotowane również przez innych autorów [5, 9, 19–21, 31, 32].



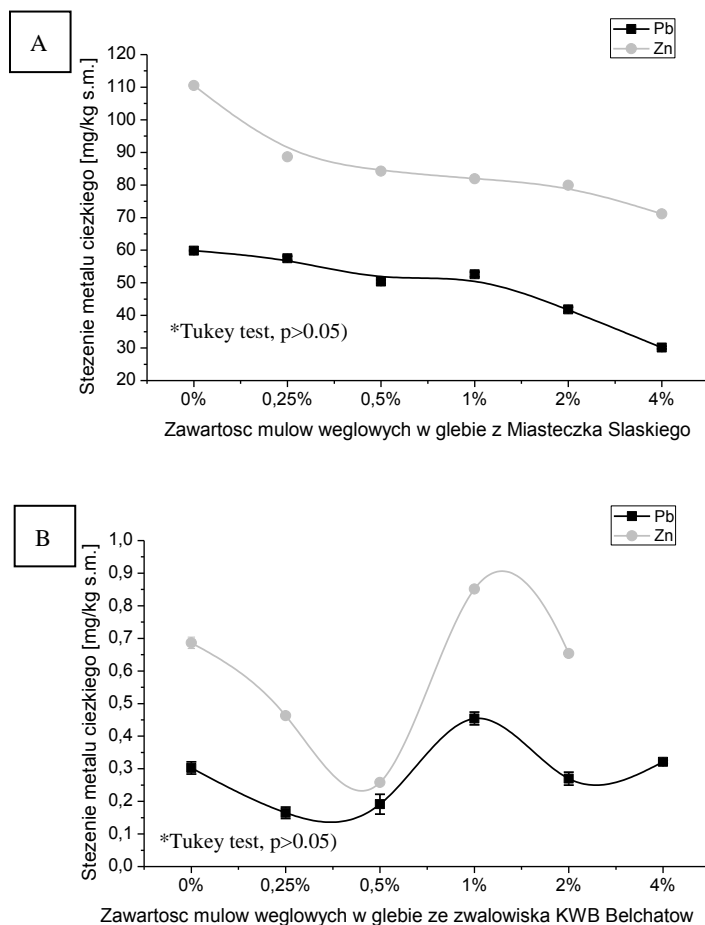
Rys. 1. Wpływ sorbentu organicznego na mobilność metali ciężkich w glebach zdegradowanych (A – gleba z Miasteczka Śląskiego, B – gleba ze zwałowiska KWB Belchatów)

### 3.2. ZMIANY ZAWARTOŚCI METALI CIĘŻKICH W MATERIAŁACH GLEBOWYCH PO APLIKACJI MUŁÓW WĘGLOWYCH

W trakcie doświadczenia analizowano także wpływ aplikacji mułów glebowych do środowiska glebowego na ruchliwość pierwiastków metalicznych w nim zawartych (rys. 2).

Muły węglowe, za sprawą dobrych właściwości sorpcyjnych związanych z dużą zawartością materii organicznej, doskonale blokują migrację jonów metali ciężkich. Zjawisko to jest szczególnie widoczne w środowisku silnie skażonym tymi pierwiastkami (rys. 2 A). Ten dodatek organiczny wpływa na obniżenie mobilności pierwiast-

ków wyróżniających się wysoką oraz niewielką tendencją do przemieszczania się w glebie (odpowiednio Zn i Pb).



Rys. 2. Wpływ mułów węglowych na mobilność metali ciężkich w glebach zdegradowanych (A– gleba z Miasteczka Śląskiego, B – gleba ze zwalowiska KWB Belchatów)

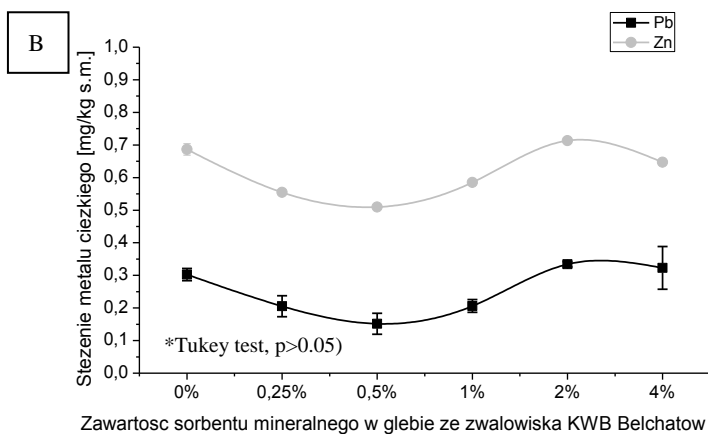
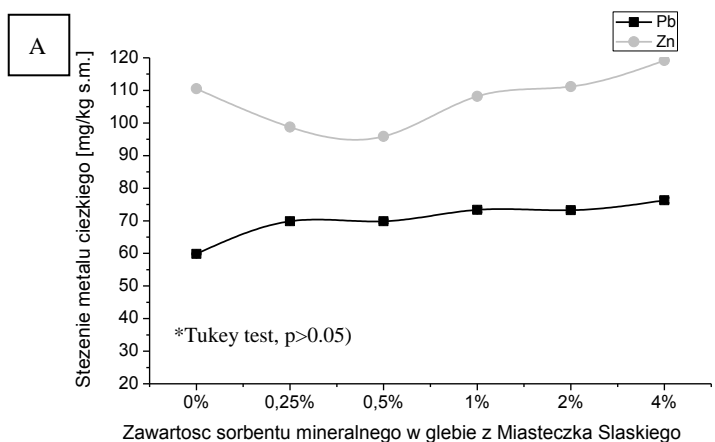
Jednakże w sytuacji niewielkiej zawartości metali ciężkich w glebie pokopalnianej, można było zauważyć, że muły węglowe mogą również stać się przyczyną skażenia środowiska glebowego (rys. 2 B). Zatem następstwem aplikacji mułów glebowych do podłoża glebowego, z terenu KWB Belchatów, był wzrost zawartości Pb w gruncie.

Ograniczenie mobilności wybranych pierwiastków metalicznych w wyniku wprowadzenia do gleby substancji odpadowych zostało odnotowane również przez Kacprzak, Nowak i inni, Ociepę, Sims i inni [13, 19, 20, 32].



### 3.3. ZMIANY ZAWARTOŚCI METALI CIĘŻKICH W MATERIAŁACH GLEBOWYCH PO WPROWADZENIU SORBENTU MINERALNEGO

Podczas doświadczenia wazonowego badano również zależność wprowadzenia do zdegradowanego podłoża glebowego sorbentu mineralnego na zawartość i stopień mobilności przyswajalnych form metali ciężkich (rys.3).



Rys. 3. Wpływ sorbentu mineralnego na mobilność metali ciężkich w glebach zdegradowanych (A– gleba z Miasteczka Śląskiego, B – gleba ze zwałowiska KWB Belchatów)

Na podstawie przeprowadzonego eksperymentu oraz uzyskanych wyników badań stwierdzono, że aplikacja sorbentu mineralnego do środowiska glebowego nie wpływa w znaczący sposób na ograniczenie mobilności biodostępnych form pierwiastków metalicznych w gruncie (rys. 3 B). Ponadto wykorzystanie tej substancji w immobili-

zacji metali ciężkich, może przynieść odwrotny efekt. Odnotowano bowiem, że sorbent mineralny przyczynił do znacznego wzrostu zawartości mobilnych frakcji pierwiastków w glebie, takich jak Pb i Zn. Zjawisko to było szczególnie widoczne po wprowadzeniu sorbentu do gleby silnie zdegradowanej nadmierną koncentracją metali ciężkich w podłożu glebowym (rys. 3 A).

Wpływ substancji nieorganicznych na mobilność pierwiastków metalicznych w podłożu glebowym został zauważony przez wielu badaczy [6, 9, 20, 30].

#### 4. PODSUMOWANIE

Zn oraz Pb zaliczane są do metali ciężkich wykazujących dużą szkodliwość dla środowiska przyrodniczego, gdy występują w nadmiernej koncentracji. Jednakże toksyczność i łatwość przechodzenia tych pierwiastków metalicznych do roztworu glebowego, infiltracji do wód podziemnych oraz wnikania do łańcucha pokarmowego roślin, zwierząt oraz ludzi jest silnie uzależniona od formy ich występowania w środowisku glebowym. Czynniki te decydują bowiem o stopniu mobilności metali ciężkich w glebie. Zatem informacje dotyczące form występowania metali ciężkich w glebach oraz mechanizmów ich wiązania z organicznymi i nieorganicznymi składnikami gleb są bardzo ważne, gdyż znajomość jedynie całkowitej zawartości pierwiastków metalicznych w gruncie jest niewystarczająca. Oceniając stężenie metali ciężkich i ich formy chemiczne należy uwzględnić warunki panujące w glebie, zwłaszcza właściwości fizyczne oraz chemiczne, które w istotny sposób wpływają na mobilność pierwiastków śladowych oraz ich przyswajalność przez rośliny.

Wprowadzenie dodatków glebowych o charakterze organicznym oraz nieorganicznym w istotnym stopniu wpływa na powyższe czynniki, decydując jednocześnie jaka ilość pierwiastków metalicznych ulegnie kumulacji w materiale biologicznym oraz jaka podda się procesowi sorpcji, kompleksowania, bądź zostanie unieruchomiona w cząstkach gleby. Wykorzystane w doświadczeniu substancje w różnym stopniu przyczyniły się do ograniczenia mobilności pierwiastków metalicznych w środowisku glebowym.

Zastosowanie sorbentu organicznego do immobilizacji metali ciężkich w podłożu glebowym okazało się skutecznym zabiegiem blokującym migrację jonów metali ciężkich. Substancja ta zatem może oraz powinna być wykorzystywana w pracach remediacyjnych terenów zdegradowanych nadmierną kumulacją pierwiastków metalicznych w gruncie. Ważne jest jednak zastosowanie odpowiedniej dawki, która z jednej strony ograniczy ruchliwość metali w środowisku glebowym, a z drugiej nie spowoduje wzrostu zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego o charakterze pyłowym.

Z kolei aplikacja mułów węglowych do gleb zdegradowanych przyczyniła się do zmniejszenia stopnia mobilności przyswajalnych form metali ciężkich, ale tylko

w dużej dawce. Wprowadzenie mulów węglowych gwarantuje także wzrost zawartości materii organicznej, pierwiastków biogennych oraz zwiększenie właściwości sorpcyjnych gleb, przyczyniając się do poprawy kondycji gleb zdegradowanych i zdewastowanych. Jednakże wykorzystanie mulów węglowych niesie ze sobą również ryzyko skażenia i wprowadzenia dodatkowego źródła przyswajalnych form metali ciężkich. Podobne zjawisko odnotowano w przypadku aplikacji sorbentu mineralnego do gleb zdegradowanych.

Proces ograniczenia mobilności pierwiastków w środowisku glebowym, które powodują degradację czynnej powierzchni ziemi oraz stanowią duże zagrożenie ekologiczne, jest możliwy do osiągnięcia przy wykorzystaniu wybranych produktów odpadowych o charakterze mineralnym i organicznym. Należy mieć jednak na uwadze fakt, że substancje te mogą być również dodatkową przyczyną skażenia środowiska glebowego metalami ciężkimi, z uwagi na ich pochodzenie, i nie we wszystkich przypadkach ta metoda ich zagospodarowania jest przyjazna dla środowiska naturalnego.

*Praca finansowana z projektu BIOTENMARE POL NOR/201734/76 realizowanego w ramach Programu Polsko – Norweska Współpraca Badawcza.*

*Autorki Agnieszka Placek oraz Anna Napora otrzymały stypendium w ramach projektu DoktoRIS – Program stypendialny na rzecz innowacyjnego Śląska współfinansowanego przez Unię Europejską w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego.*



**KAPITAŁ LUDZKI**  
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI

**UNIA EUROPEJSKA**  
EUROPEJSKI  
FUNDUSZ SPOŁECZNY



#### LITERATURA

- [1] ADRIANO D., *Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*, Springer Verlag, New York, 2001.
- [2] ALKORTA I., HERNANDEZ-ALLICA J., BECERRIL J.M., AMEZAGA I., ALBIZU I., GABISU C., *Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic*, Environmental Science and Bio/Technology, 2004, Vol. 3, 71–90.
- [3] ASHWORTH D.J., ALLOWAY B.J., *Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc*, Environmental Pollution, 2004, vol. 127, 137–144.
- [4] BIELAŃSKI A., *Podstawy chemii nieorganicznej*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2004
- [5] CAO X., MA L.Q., SHIRALIPOUR A., *Effects of compost and phosphate amendments on arsenic mobility in soils and arsenic uptake by the hyperaccumulator, Pteris vittata L.*, Environ. Pollut, 2003, Vol. 126, 157–167.
- [6] CAO X., WAHBI A., MA L., LI B., YANG Y., *Immobilization of Zn, Cu, and Pb in contaminated soils using phosphate rock and phosphoric acid*, J. Hazard. Mater, 2009, Vol. 164, 555–564.

- [7] DZIADEK K., WACŁAWEK W., *Metale w środowisku*, Cz. I Metale ciężkie (Zn, Cu, Ni, Pb, Cd) w środowisku glebowym, Katedra Fizyki Chemicznej Uniwersytetu Opolskiego, Instytut Chemii, Vol. 10, No. 1–2, Opole, 2005.
- [8] FIJAŁKOWSKI K., KACPRZAK M., GROBELAK A., PLACEK A., *The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soil*, Inżynieria i Ochrona środowiska, 2012, Vol. 15, No. 1, 81–92.
- [9] GROBELAK A., KACPRZAK M., GROSSER A., NAPORA A., *Chemofitostabilizacja gleby zanieczyszczonej kadmem, cynkiem i ołowiem*, Rocznik Ochrona Środowiska, 2013, Vol. 15, 1982–2002.
- [10] GWOREK B., BARAŃSKI A., CZARNOWSKI K., SIENKIEWICZ J., PORĘBSKA G., *Procedura oceny ryzyka w zarządzaniu gruntami zanieczyszczonymi metalami ciężkimi*, Dział Wydawnictw Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 2000.
- [11] GWOREK B., MOCEK A., *Obieg pierwiastków w przyrodzie*, Dział Wydawnictw Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 2001.
- [12] KABATA-PENDIAS A., PIOTROWSKA M., MOTOWICKA-TERELAK T., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., FILIPIAK K., KRAKOWIAK A., PIETRUCH C., *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, Siarka i WWA*, Dział Wydawnictw Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce 1995.
- [13] KACPRZAK M., *Wspomaganie procesów remediacji gleb zdegradowanych*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2007.
- [14] KARCEWSKA A., KABAŁA C., *Metody analiz laboratoryjnych gleb i roślin*, wersja 4, Akademia Rolnicza we Wrocławiu, Wrocław 2005.
- [15] KUMPIENE J., LAGERKVIST A., MAURICE C., *Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments-A review*, Waste Manage, 2008, Vol. 28, 215–225.
- [16] MACIAK F., *Ochrona i rekultywacja środowiska*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa 1999.
- [17] MENCH M., VANGRONVELD N.W., LEPP N.W., EDWARDS R., *Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments*, [w:] Vangronsveld J., Cunningham S. D. (red), *Metal-Contaminated Soils: In Situ Inactivation and Phytoremediation*, Springer-Verlag, Berlin 1998, 151–182.
- [18] NIESIOBĘDZKA K., *Mobilność i biodostępność metali ciężkich w środowisku glebowym*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2004, Vol. 7, 393–399.
- [19] NOWAK M., KACPRZAK M., GROBELAK A., *Osady ściekowe jako substytut glebowy w procesach remediacji i rekultywacji terenów skażonych metalami ciężkimi*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2010, Vol. 13, 121–131.
- [20] OCIEPA E., *Wpływ nawozu organiczno-mineralnego wytworzonego z węgla brunatnego na fitoprzyswajalność Zn, Cd i Pb* [w:] *Osady ściekowe problem aktualny*, pod red. J.B. Bień, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2001.
- [21] PARK J.H., LAMB D., PANEERSELVAM P., CHOPPALA G., BOLAN N., CHUNG J.W., *Role of organic amendmends on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils*, J. Haz. Mater, 2011, Vol. 185, 549–574.
- [22] PN-ISO 10390 : 1997. Jakość gleby. Oznaczanie pH.
- [23] PN-ISO 10694:2002. Jakość gleby, Oznaczanie zawartości węgla organicznego i całkowitej zawartości węgla po suchym spalaniu (analiza elementarna).
- [24] PN-ISO 11047:2001. Jakość gleby. Oznaczanie kadmu, chromu, kobaltu, miedzi, ołowiu, manganu, niklu i cynku w ekstraktach z wodą królewską. Metody płomieniowej i elektrotermicznej absorpcyjnej spektrometrii atomowej.
- [25] PN-ISO 11277:2005. Jakość gleby - Oznaczanie składu granulometrycznego w mineralnym materiale glebowym - Metoda sitowa i sedymentacyjna.

- [26] PN-ISO 11261: 2002. Jakość gleby. Oznaczanie azotu ogólnego. Zmodyfikowana metoda Kjeldahla.
- [27] PN-EN ISO 6878:2006. Jakość wody. Oznaczanie fosforu. Metoda spektrofotometryczna z molibdenianem amonu.
- [28] PN-R-04032:1998. Gleba i utwory mineralne, Podział próbek i oznaczanie składu granulometrycznego.
- [29] PN-R-04033:1998 Gleby i utwory mineralne. Podział na frakcje i grupy granulometryczne.
- [30] RAICEVIC, S., KALUDJEROVIC-RADOICIC T., SOUBOULIS A.I., *In-situ stabilization of toxic metals in polluted soils using phosphates: theoretical prediction and experimental verification*, Journal of Hazardous Materials, 2005, Vol. 117, 41–53.
- [31] SANCHEZ-MONEDERO M.A, MONDINI C., DE NOBILI M., LEITA L., RoOLG A., *Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter*, Waste Management, 2004, Vol. 24, 325–332.
- [32] SIMS J.T., PIERZYNSKI G.M., *Assessing the impacts of agricultural, municipal, and industrial by-products on soil quality*, [w]: J.F. Power, W.A. Dick (red), Land Application of Agricultural, Industrial and Municipal By-products, Soil Science Society of America Inc., 2000, 237–262.
- [33] TSADILAS C.D., *Heavy Metals Forms in Biosolids, Soils and Biosolid-Amended Soil* [w]: Magdi Selim H (red) Dynamics and Bioavailability of Heavy Metals in the Rootzone, CRC Press, 2001, 271–291.
- [34] VIOLANTE A., COZZOLINO V., PERELOMOV L., CAPORALE A.G., PIGNA M., *Mobility and bioavailability of HM and metalloids in the soil*, J. Soil. Sci. Plant Nutr., 2010, Vol. 10, No. 3, 268–292.
- [35] WANG L.Q., LUO L., MA Y.B., WEI D.P., HUA L., *In situ immobilization remediation of heavy metals-contaminated soils: a review*, Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, Vol. 20, No. 5, 1214–1222.
- [36] WU G., KANG H., ZHANG X., SHAO H., CHU L., RUAN C., *A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities*, Journal of Hazardous Materials, 2010, Vol. 174, 1–8.

#### THE MOBILITY CHANGE OF ZINC AND LEAD DUE TO THE INTRODUCTION OF ORGANIC AND MINERAL ADDITIVES TO THE SOIL

The mobility of heavy metals in soil is associated with the form, in which this elements are present. This phenomenon occurs, due to the fact, that the absorbable and bioavailable forms, to plant organisms, has increased affinity to binding to the soluble fraction of the soil solution. The possibility of the spread of this type of pollutants in the soil environment and the threat of infiltration into the deeper soil solution and groundwater is particularly important in terms of heavy metals biomagnification in ecosystems. In order to limit the mobility of the heavy metals and ensure their stability in the subsoil fraction, the organic and mineral soil additives are introduced. This work is focused on the impact of soil mineral and organic additives, on the mobility of selected heavy metals in soil.