

Kadm w środowisku glebowym

Marzena Zielazińska, Jadwiga Wyszowska

Katedra Mikrobiologii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski

ul. Plac Łódzki 3, 10-727 Olsztyn-Kortowo

e-mail: jadwiga.wyszowska@uwm.edu.pl

Słowa kluczowe: kadm, gleba, zanieczyszczenie, aktywność mikrobiologiczna

Wprowadzenie

Gleba stanowi ważny element środowiska, gdyż jest ogniwem w przyrodniczym obiegu pierwiastków, a także niezbędnym elementem łańcucha troficznego: gleba–roślina–człowiek [22]. Jest komponentem środowiska najbardziej narażonym na zanieczyszczenia pochodzące z różnych źródeł. Postęp cywilizacyjny, a co za tym idzie industrializacja i intensyfikacja rolnictwa sprawiają, że do gleby wprowadzane są coraz większe ilości ksenobiotyków, w tym również metali ciężkich. Substancje te ulegają rozproszeniu w środowisku glebowym i kumulowane są w nim przez dłuższy czas [17, 46]. Metale ciężkie przedostając się do gleby, wody i powietrza, stwarzają zagrożenie dla zdrowia zwierząt i ludzi [23]. Długotrwałe zanieczyszczenie może sięgać kilkuset, a nawet kilku tysięcy lat (okres półtrwania kadmu w glebie wynosi 15–1100 lat) [1].

Występowanie i źródła kadmu w środowisku glebowym

Kadm jest białym metalem o niebieskawym odcieniu. Występuje przede wszystkim w rudach siarczkowych cynku, ołowiu i miedzi. Jest on zwykle uzyskiwany jako produkt uboczny przy produkcji cynku. Metal ten został odkryty w 1817 roku przez niemieckiego chemika Fridericha Strohomeyera. Związki kadmu są w różnym stopniu rozpuszczalne w wodzie: od dobrze rozpuszczalnych (np. octan i chlorek) do praktycznie nierozpuszczalnych (np. tlenek i siarczek). Kadm powoli rozpuszcza się w kwasach, a nie rozpuszcza się w zasadach [53]. Omawiany pierwiastek jest metalem

należącym do grupy 12 (cynkowce) w układzie okresowym, liczba atomowa 48, masa atomowa 112,41. Jego nazwa pochodzi od nazwy rudy cynku – kalaminu.

Geochemiczne właściwości kadmu są bardzo podobne do cynku, chociaż wykazuje on większą podatność do tworzenia połączeń z siarką. Występuje przede wszystkim w postaci dwuwartościowej i tworzy różne jony kompleksowe (np. CdOH^+ , CdHCO_3^- , CdCl^- , $\text{Cd}(\text{OH})_4^{2-}$). Kadm jest silnie rozproszony w skałach, a jego zawartość mieści się w granicach od 0,03 do 0,22 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [23]. Występowanie tego metalu w glebie jest ściśle związane ze składem chemicznym skały macierzystej, natomiast na jego rozmieszczenie wpływają w znacznym stopniu procesy tworzenia się gleby [10]. Kabata-Pendias i Pendias [23] wskazują na duży udział kadmu w skałach magmowych oraz w łupkach. Kaniuczak i Hajduk [24] zaobserwowali wyższą koncentrację badanego metalu ciężkiego w glebach wytworzonych ze skał fliszowych, a największe z utworów deluwialnych, o czym może decydować fakt dużej zawartości w tych utworach minerałów ilastych i próchnicy, a to z kolei związane jest z zwiększonym pobieraniem tego metalu przez kompleks sorpcyjny gleby. Zależności te potwierdzają badania Murawskiej i in. [33], którzy stwierdzili większą zawartość badanego ksenobiotyku w próbkach glebowych z wysoką zawartością próchnicy oraz dużą ilością minerałów ilastych. Czarnowska [10] zwraca uwagę na fakt, że skały osadowe, z których wytworzyły się gleby na znacznym obszarze naszego kraju są ubogie w metale ciężkie. Podwyższona koncentracja opisywanego metalu w glebie może być więc wynikiem procesów glebotwórczych oraz działalności antropogenicznej.

Według skali jakości, opracowanej w Instytucie Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach, gleby ze względu na zawartość kadmu podzielono następująco [43]:

- 0° – zawartość naturalna,
- I° – zawartość podwyższona,
- II° – słabe zanieczyszczenie,
- III° – średnie zanieczyszczenie,
- IV° – silne zanieczyszczenie,
- V° – bardzo silne zanieczyszczenie.

Według Terelaka i in. [43] w Polsce około 88,9% gleb wykazuje naturalną zawartość kadmu, a odpowiednio (I) – 9,5%, (II) 1,1%, (III, IV, V) – 0,54%.

Kadm wprowadzany jest do gleby wraz z nawozami fosforowymi i wieloskładnikowymi, z osadami ściekowymi [12], w procesach hutniczej przeróbki rud metali nieżelaznych: cynku, ołowiu, miedzi, w wyniku korozji obiektów metalowych [1] oraz w wyniku ścierania się opon i innych części pojazdów na szlakach komunikacyjnych [17].

Właściwości biogeochemiczne kadmu odnoszą się głównie do przemian, jakim podlegają jony kadmu w glebie. Pierwiastek naturalnie występujący w glebie, czy też pochodzący ze źródeł antropogenicznych bierze udział w obiegu materii, jednakże nie ma udowodnionej funkcji biologicznej. Kadm wykazuje duże podobieństwo do jonów cynku, co sprawia, że może go zastępować w wielu biokompleksach i w ten sposób zmieniać ich aktywność biologiczną [23, 45].

Metale ciężkie, które wskutek działalności antropogenicznej dostają się do gleby, podlegają różnym przemianom [23]. Według Kozery-Suchardy i Gworek [27] o zachowaniu się tych zanieczyszczeń decydują dwie grupy zjawisk, pierwsze obejmują procesy prowadzące do zmniejszenia ich rozpuszczalności i ruchliwości, drugie zaś związane są ze zwiększeniem mobilności, a przez to toksyczności tych pierwiastków.

Toksyczność i biodostępność kadmu uzależniona jest między innymi od formy tego metalu [37]. Występuje on w formie łatwo rozpuszczalnej, wymiennej, węglanowej, skompleksowanej z substancją organiczną [2, 42] oraz wytrąconej w postaci siarczków [21, 48]. Największe jednak zagrożenie stwarzają jony wolne, łatwo rozpuszczalne [25, 45]. Ruchliwość jonów kadmu, jego biodostępność, a co za tym idzie obecność form łatwo rozpuszczalnych uzależniona jest w głównej mierze od odczynu gleby [15]. Kadm wykazuje dużą ruchliwość w glebach o odczynie kwaśnym, natomiast wzrost wartości pH pociąga za sobą unieruchamianie jonów tego metalu, a przez to zmniejszenie jego toksycznego oddziaływania [8, 30].

Angelova i Ivanov [2] uszeregowali metale ciężkie pod względem mobilności w środowisku kwaśnym: $Cd > Ni > Zn > Mn > Cu > Pb$. Szereg ten ukazuje, że w glebach kwaśnych spośród badanych metali ciężkich kadm wykazuje większą ruchliwość. Z badań przeprowadzonych przez Wiśniowską-Kielian [50] wynika, że na dostępność kadmu dla roślin ma wpływ również wilgotność gleby. Zaobserwowała ona, że wraz ze zwiększeniem wilgotności badanych gleb zmniejszyła się ilość pobierania kadmu przez rośliny.

Koncentracja i biodostępność kadmu w glebie są kontrolowane przez procesy sorpcji i adsorpcji na powierzchni koloidów glebowych [9, 31]. Zagadnienie sorpcji związane jest z właściwościami gleby takimi jak odczyn, wilgotność, skład granulometryczny i zawartość próchnicy. Przyczyną tego procesu jest występowanie na powierzchni ciał stałych niezrównoważonych ładunków elektrostatycznych, które powodują adsorpcję cząstek z fazy gazowej i ciekłej [29]. Proces ten jest istotny z ekologicznego punktu widzenia, gdyż może prowadzić do obniżenia ilości kadmu uwalnianego do roztworu glebowego [17].

Na sorpcję kadmu ma znaczny wpływ zawartość materii organicznej oraz minerałów ilastych. Potwierdzeniem tej tezy są wyniki Curyło i Jasiewicz [8], którzy zaobserwowali, że dodatek materii organicznej istotnie obniżył zawartość badanego metalu w roślinach. Greinert [20] stwierdził, że dodatek iłu wpłynął na zmniejszenie się koncentracji kadmu w roślinie testowej (groch łuskowy gładki).

Wpływ kadmu na żyzność gleby

Żyzność gleby jest definiowana jako stan, który zapewnia najlepsze warunki bytowania mikroorganizmów, rozwoju i plonowania roślin, a także odporność na zanieczyszczenia [45]. Według Trasar-Cepeda i in. [44] biologiczne i biochemiczne właściwości są dobrym indykátorem stanu gleby. Wskaźnikiem stanu środowiska

może być aktywność enzymów glebowych, liczebność drobnoustrojów [45], plonowanie roślin [32, 41], a także procesy przemian azotu glebowego [4].

Na aktywność biologiczną składa się szereg przemian zachodzących w glebie. Jednym z takich wskaźników jest aktywność enzymów glebowych [35]. Frakcją gleby mającą największy wpływ na aktywność biologiczną mikroorganizmów glebowych oraz wydzielanych przez nie enzymów są koloidy glebowe: minerały ilaste, komórki drobnoustrojów oraz humus [6].

Na uwagę zasługuje fakt, iż kompleksy humusowo-enzymowe, mimo że mogą charakteryzować się niższą aktywnością niż w przypadku enzymu wolnego, zapewniają stabilność katalityczną enzymu i wzrost odporności na czynniki degradujące [6, 16].

Z badań Wyszowskiej i Kucharskiego [51] wynika, że kadm dodawany w ilości $60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ gleby powodował istotne zmniejszenie się aktywności dehydrogenaz, fosfatazy kwaśnej i alkalicznej oraz ureazy, szczególnie wrażliwe na działanie badanego metalu okazały się dehydrogenazy. Potwierdzeniem tego faktu są również wyniki uzyskane przez Nowak i in. [35] oraz Renella i in. [37]. Badania Wyszowskiej i Kucharskiego [52] pozwoliły uszeregować metale pod względem wzrastającego działania inhibicyjnego na enzymy:

na dehydrogenazy: $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cr}_{(\text{VI})} > \text{Hg} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Cr}_{(\text{III})}$,

na ureazę: $\text{Cu} > \text{Hg} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Cr}_{(\text{III})} > \text{Cr}_{(\text{VI})}$,

na fosfatazę kwaśną: $\text{Cu} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Cr}_{(\text{III})} > \text{Cr}_{(\text{VI})} > \text{Hg}$,

na fosfatazę alkaliczną: $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Hg} > \text{Cr}_{(\text{VI})}$.

Ważnym czynnikiem związanym z żyznością gleby jest jej aktywność biologiczna uwarunkowana liczebnością drobnoustrojów bytujących w glebie [26]. Mikroorganizmy odgrywają istotną rolę w funkcjonowaniu środowiska, gdyż regulują procesy transformacji i mineralizacji naturalnych komponentów jak i ksenobiotyków [41]. Wpływ kadmu na obniżenie liczebności i różnorodności mikroorganizmów jest uwarunkowany rodzajem gleby i źródłem zanieczyszczenia [45]. Dar [12] zaobserwował, że toksyczne oddziaływanie kadmu na liczebność bakterii i grzybów była uzależniona od rodzaju gleby zastosowanej w doświadczeniu. Liczebność badanych grup drobnoustrojów była wyższa w glebie piaszczystej niż w gliniastej.

Inhibicyjny wpływ kadmu na liczebność mikroorganizmów glebie znalazł potwierdzenie w badaniach Ledin i in. [30] oraz Wang i in. [47]. Według Grabowskiego i in. [19] metale ciężkie mogą obniżać aktywność mikrobiologiczną mikroorganizmów związaną z intensywnością oddychania czy szybkością wzrostu.

Według Bååth [4] proces nityfikacji jest bardzo wrażliwym indykatorem zanieczyszczenia metalami ciężkimi. Antil i in. [3] badając wpływ kadmu na przemiany mocznika w glebie zaobserwowali inhibicyjne działanie badanego metalu jedynie w przypadku nityfikacji. Niekorzystne działanie kadmu na przebieg nityfikacji według Gouia i in. [18] związane jest z inaktywowaniem przez niego enzymów aktywnych w tym procesie.

Wpływ kadmu na rośliny i drobnoustroje glebowe

Kadm jest metalem ciężkim, o dużej toksyczności zarówno dla mikroorganizmów [19], roślin, zwierząt jak i człowieka [9, 30]. Drobnoustroje i rośliny pobierają ze środowiska mikro- i makroelementy, które są im niezbędne do prawidłowego funkcjonowania. Mogą one pełnić funkcje strukturalne, katalityczne. Jednakże w środowisku znajdują się również pierwiastki, które nie mają znaczenia fizjologicznego, przykładem takiego pierwiastka jest kadm [13].

Toksyczne działanie metali na mikroorganizmy polega głównie na blokowaniu centrów aktywnych enzymów, reakcji z grupami – SH, konkurencji z podstawowymi metabolitami, podstawianiu jonów metali występujących w białkach, np. żelaza w cytochromach i w hemoglobinie, oraz niszczeniu błony komórkowej [1, 34].

Drobnoustroje charakteryzują się zróżnicowaną wrażliwością na dużą koncentrację kadmu w podłożu. Grabowski i in. [19], którzy badali niekorzystny wpływ metali ciężkich na mikroorganizmy, uszeregowali je według wzrastającej toksyczności: $Cu > Pb > Zn > Cd > Hg > Ni > Co > Cr_{(VI)}$.

Według Wang [47] nadmierna kumulacja kadmu powoduje zahamowanie wzrostu, a nawet śmierć wrażliwego na niego mikroorganizmu. Mimo wysokiej toksyczności metali ciężkich drobnoustroje mają mechanizmy umożliwiające im funkcjonowanie w środowiskach o dużym zanieczyszczeniu, a wzrost ilości organizmów tolerancyjnych w zanieczyszczonym środowisku jest wynikiem fizjologicznej adaptacji [4]. Może być to również związane z mechanizmem homeostazy, który umożliwia organizmom tolerowanie wahań poziomu pierwiastków [1].

Mikroorganizmy wykształciły wiele mechanizmów obronnych, co sprawia że pojawienie się w środowisku wysokich stężeń metali toksycznych może prowadzić do biokumulacji ich w komórkach drobnoustrojów [36]. Mechanizmy pobierania jonów metalu mogą być różne. Mogą być one związane z transportem przez błony przy udziale transporterów białkowych, z syntetyzowaniem i wydzielaniem do środowiska związków chelatujących, sorpcji ksenobiotyku w obrębie śluzów powierzchniowych, wiązanie przez biopolimery zespołu ścianowo-błonowego [5, 7].

Jednym z mechanizmów regulacji stężenia jonów metali ciężkich jest transport do wnętrza komórek. Jony kadmu mogą być transportowane przy udziale transporterów CorA z rodziny MIT (metal inorganic transport) oraz białek transportowych RND (resistance, nodulation, cell division). Wypływ jonów kadmu z komórek bakterii jest możliwy przez białka z rodziny CDF (cation-diffusion facilitators) [36]. Innym transporterem biorącym udział w wiązaniu metali ciężkich są białka metalotioneiny. Są to niskocząsteczkowe proteiny o dużej zawartości cysteiny i wysokim powinowactwie do jonów kadmu, miedzi i cynku [28, 36].

Metale ciężkie są transportowane do wnętrza komórek bakterii również z udziałem związków kompleksujących [5, 40]. Mogą to być produkty przemian metabolicznych takie jak siarczki, węglany, jony fosforanowe [13]. Liczne drobnoustroje wydzielają siderofory – związki chelatujące jony Fe^{3+} . Do tej grupy należą związki

pochodne ketacholu, związki heksamowe: enterobactin, ferrichrome (Fc), ferrioxamine B (DFO), coprogen (COP) [5].

Kadm może dostawać się do komórek bakterii również na drodze fałszywego transportu przez kanały manganowe czy wapniowe, wypierając w ten sposób jony niezbędne dla prawidłowego funkcjonowania metabolizmu [28, 30, 40]. Docelowe miejsca akumulacji metali we wnętrzu komórek mogą być różne. Sinice i drożdże gromadzą metale w wakuolach, często w postaci granul polifosforanowych [7]. Przeniesienie metali ciężkich w formie kompleksu PC-CdS (PC – *phytochelatina*) do wakuoli związane jest z występowaniem transportera z rodziny ABC, kodowanego przez gen *htm 1* (heavy metal tolerance) [36]. Drobnoustroje mogą również unieszkodliwiać metale ciężkie poprzez zmianę stopnia utlenienia lub poprzez metylację przeprowadzając je w postać lotną [7]. Bakterie przeprowadzające metylację kadmu zostały znalezione w osadach dennych rzek, jezior i mórz, glebach oraz w przewodzie pokarmowym zwierząt i ludzi [1].

Zanieczyszczenie gleby metalami ciężkimi może spowodować wzrost pobierania ich przez rośliny, a tym samym stwarza ryzyko włączenia nadmiernej ich ilości do diety człowieka. Kadm nie jest pierwiastkiem niezbędnym do rozwoju roślin, lecz chętnie jest pobierany przez system korzeniowy [18, 37]. Wyróżniamy dwa mechanizmy pobierania pierwiastków śladowych przez korzenie: bierny – związany z procesem dyfuzji – oraz aktywny – przebiegający wbrew gradientowi stężeń przy użyciu energii metabolicznej [23].

Fitotoksyczność kadmu jest wynikiem zakłócenia procesów fizjologicznych wskutek zaburzeń w pobieraniu mikro- i makroelementów niezbędnych do prawidłowego funkcjonowania. Może być też związana z deformacją systemu korzeniowego [32]. Podczas wzrostu w glebach o podwyższonej zawartości tego pierwiastka rośliny wykazują charakterystyczne symptomy toksyczności tego metalu: zahamowanie wzrostu, ograniczenie transpiracji, chloroza liści spowodowana zmianą w strukturze chloroplastów [17, 41].

Badania Gaj [13] wykazały toksyczne oddziaływanie badanego ksenobiotyku na rośliny, przy czym oddziaływanie to było najsilniejsze we wczesnych fazach rozwojowych. Podobnie w badaniach Curyło i Jasiewicz [8] kadm miał ujemny wpływ na plonowanie selera. Zastosowanie nawozów organicznych spowodowało zmniejszenie jego toksycznego oddziaływania, natomiast pod wpływem zastosowanego nawożenia mineralnego zaobserwowano wzrost toksycznego oddziaływania badanego pierwiastka na roślinę.

Mechanizm tolerancji roślin na metale ciężkie związany jest z procesami ograniczającymi pobieranie i transport metali, procesami detoksykacji na błonach komórkowych i wewnątrz komórki [23]. Wzrost stężenia metali ciężkich w komórkach powoduje indukcję syntezy niskocząsteczkowych białek zwanych fitochelatynami, charakteryzujących się dużą zawartością cysteiny i glutationu. Główną ich funkcją jest utrzymanie homeostazy metali w komórce [48]. Metale ciężkie mogą być gromadzone i unieszkodliwiane w wakuolach, ścianie komórkowej, przestworach komórkowych, pęcherzykach diktiosomalnych, siateczce śródplazmatycznej [41].

Podsumowanie

Rozwój przemysłu i intensyfikacja rolnictwa sprawiają, że środowisko glebowe coraz częściej narażone jest na zanieczyszczenie substancjami toksycznymi, takimi jak metale ciężkie, w tym także kadmem. Stanowią one niejednokrotnie źródło chorób roślin, zwierząt i człowieka, jeśli występują w podwyższonych ilościach. Według Międzynarodowej Agencji Badań nad Rakiem (IARC) i Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) tylko związki chromu (VI), niklu, arsenu i kadmu zalicza się do 1 grupy, czyli do grupy substancji o stwierdzonych silnych właściwościach kancerogennych dla ludzi. Również według decyzji Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2455/2002/WE z 20 listopada 2001 r. kadm zaliczany jest do priorytetowych substancji niebezpiecznych [11]. Mechanizmy toksyczności metali są w dalszym ciągu słabo poznane, szczególnie na poziomie molekularnym. Problem zanieczyszczenia gleby kadmem stał się powodem licznych badań dotyczących jego wpływu na aktywność gleby, liczebność mikroorganizmów, a także na plonowanie roślin [12, 18, 32, 51]. Podjęto również próbę opracowania metod ograniczania skutków zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi [28, 38], jednakże wciąż mało znane są skuteczne metody unieszkodliwiania zanieczyszczenia gleb kadmem.

Literatura

- [1] Alloway B.J., Ayres D.C. 1999. Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska. PWN, Warszawa: 218–221.
- [2] Angelova V., Ivanov K. 2000. Distribution and forms of lead, copper, zinc, cadmium and magnese in industrially polluted soil. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 472: 53–59.
- [3] Antil R.S., Gupta A.P., Narwal R.P. 2001. Nitrogen transformation and microbial biomass content in soil contaminated with nickiel and cadmium from industrial wastewater irrigation. *Urban Water* 3: 299–302.
- [4] Bååth E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations. *Water Air Soil Pollut.* 47: 335–379.
- [5] Badura L. 1999. Czy znamy wszystkie uwarunkowania toksycznego oddziaływania metali ciężkich na bakterie. Na pograniczu chemii i biologii Tom III (red. Koroniak H., Barciszewski J.), UAM, Poznań: 57–66.
- [6] Burns R.G. 1982. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.* 14: 423–427.
- [7] Chmielowski J. 1991. Mechanizmy ługowania i akumulacji metali przez drobnoustroje. *Biotechnologia* 3–4 (13–14): 63–73.
- [8] Curyło T., Jasiewicz C. 1997. Porównanie działania nawozów mineralnych i organiczno-mineralnych na pobieranie oraz toksyczność kadmu i niklu dla roślin. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 448a: 45–51.

- [9] Czaban J. 2000. Microbial transformation of cadmium sorbet by soil. *Pol. J. Environ. Studies* 9(6): 455–462.
- [10] Czarnowska K. 1983. Wpływ skały macierzystej na zawartość metali ciężkich w glebach. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 242: 51–61.
- [11] Decyzja nr 2455/2001/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 20 listopada 2001 r. ustanawiająca wykaz priorytetowych substancji w dziedzinie polityki wodnej oraz zmieniająca dyrektywę 2000/60/WE.
- [12] Dar H. 1996. Effects of cadmium and sewage-sludge on soil microbial biomass and enzyme activities. *Bioresour. Technol.* 56: 141–145.
- [13] Ehrlich H.L. 1997. Microbes and metals. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 48: 687–692.
- [14] Gaj R. 2000. Response of plants in early growth stages to heavy metals and nitrogen. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 472: 241–249.
- [15] Gębski M. 1997. Aktywność Cd a zmiany pH roztworu glebowego przy stosowaniu KCl lub K₂SO₄ w warunkach laboratoryjnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*: 117–123.
- [16] Gołębiowska D., Grzyb-Miklewska J. 1991. Kompleksy humus-enzym. I. Aktywność enzymatyczna gleb w świetle właściwości kompleksów humus-enzym. *Post. Nauk Rol.* 4/5/6: 105–115.
- [17] Gorlach E., Gambuś F. 2000. Potencjalnie toksyczne pierwiastki śladowe w glebach. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 472: 275–296.
- [18] Gouia H., Ghorbal M.H., Meyer C. 2000. Effect of cadmium on activity of nitrate reductase and on other enzymes of the nitrate assimilation pathway in bean. *Plant Physiol. Biochem.* 38: 629–638.
- [19] Grabowski J., Scully P.P., Edwards R. 1997. Toksyczność metali dla mikroorganizmów – badania metodą fluorogennego substratu. *Biotechnologia* 1(36): 25–36.
- [20] Greinert A. 1995. Wpływ dodatku iłów do gleby piaskowej na plonowanie roślin oraz sorpcję i przyswajalność Pb, Cd i Zn. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 418: 485–490.
- [21] Jackowska I. 1997. Uruchamianie jonów niklu, kadmu z frakcji pyłowej gleby pod wpływem zmian odczynu i temperatury. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 448a: 161–166.
- [22] Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motwicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch C. 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb: metale ciężkie, siarka i WWA. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 5–18.
- [23] Kabata-Pendias A., Pendias H. 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa: 156–170.
- [24] Kaniuczak J., Hajduk E. 1995. Kadm i ołów w glebach południowo-wschodniej Polski. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 418: 241–246.
- [25] Karczewska A. 2003. Perspektywy zastosowania fitoremediacji w rekultywacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. *Ochr. Środ. Zasob. Natur.* 25/26: 27–54.
- [26] Kobus J. 1995. Biologiczne procesy a kształtowanie żyzności gleby. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 421a: 209–219.
- [27] Kozera-Sucharda B., Gworek B. 2002. Czynniki determinujące sorpcję i mobilność metali ciężkich w środowisku. *Ochr. Środ. Zasob. Natur.* 23/24: 47–55.
- [28] Krämer U., Chardonens A.N. 2001. The use of transgenic plants in the bioremediation of soils contaminated with trace elements. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 55: 661–672.

- [29] Kwapisz J., Gworek B. 2000. Rola składników gleby w wiązaniu metali ciężkich oraz możliwości ich określenia. *Ochr. Środ. Zasob. Natur.* 19: 51–63.
- [30] Ledin M., Krantz-Rulcker C., Allard B. 1999. Microorganisms as metal sorbents: comparison with other soil constituents in multi-compartment system. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1639–1648.
- [31] McLaren R.G., Backes C.A., Rate A.W., Swift R.S. 1998. Cadmium and cobalt desorption kinetics from soil clays: effect of sorption period. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 332–337.
- [32] Motowicka-Terelak T., Terelak H. 2000. Fitotoksyczność glinu, kadmu i cynku w glebach zaziarczonych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 472: 517–525.
- [33] Murawska B., Sychaj-Fabisiak E., Janowiak J. 1997. Zawartość niklu i kadmu w różnych typach gleb użytkowanych rolniczo. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 448a: 261–268.
- [34] Nies D. 1999. Microbial heavy resistance: molecular biology and utilisation for biotechnological processes. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 51(6): 730–750.
- [35] Nowak J., Niedźwiecki E., Dziel M. 1999. Wpływ metali ciężkich na zmiany aktywności enzymatycznej gleby. *Rocz. Glebozn.* 50 1/2: 61–68.
- [36] Ow D.W. 1996. Heavy metal tolerance genes: prospective tools for bioremediation. *Resour. Conserv. Recycle.* 18: 135–149.
- [37] Renella G., Mench M., Leie D., Pietramellara G., Ascher J., Ceccherini M.T., Landi L., Nannipieri P. 2004. Hydrolase activity, microbial biomass and community structure in long-term Cd, contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.* 36: 443–451.
- [38] Salt D.E., Smith R.D., Raskin I. 1998. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 49: 643–668.
- [39] Schloter M., Dilly O., Munch J. C. 2003. Indicators for evaluating soil quality Agriculture. *Ecol. Environ.* 98: 255 – 262.
- [40] Skłodowska A. 2000. Biologiczne metody ługowania metali ciężkich – biohydrometalurgia. *Post. Mikrobiol.* 39: 73–89.
- [41] Stroiński A. 1998. Fizjologiczne i biochemiczne aspekty odporności roślin na działanie kadmu. *Rozprawy naukowe 290, Roczn. AR Poznań:* 77 ss.
- [42] Szerszeń L., Karczewska A., Kabała C. 1997. Formy i dynamika kadmu w glebach zanieczyszczonych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 448a: 309–315.
- [43] Terelak H., Motwicka-Terelak T., Pietruch C. 2000. Pierwiastki śladowe (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) w glebach użytków rolnych Polski. *Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa:* 69 ss.
- [44] Trasar-Cepeda C., Leiros C., Gil-Sotres F., Seoane S. 1998. Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils* 23: 100–106.
- [45] Vig K., Megharaj M., Sethunathan N., Naidu R. 2003. Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review. *Adv. Environ. Res.* 8: 121–135.
- [46] Waalkes M.P. 2003. Cadmium carcinogenesis. *Mutat. Res.* 533: 107–120.
- [47] Wang A., Chen J., Crowley D.E. 2004. Changes in metabolic and structural diversity of a soil bacterial community in response to cadmium toxicity. *Biol. Fert. Soils* 39: 452–456.
- [48] White C., Sayer J.A., Gadd G.M. 1997. Microbial solubilization and immobilization of toxic metals: key biogeochemical processes for treatment of contamination. *FEMS Microbiol. Rev.* 20: 503–516.

- [49] Wierzbicka M. 1995 Oddziaływanie metali ciężkich na rośliny. *Kosmos* 44(3–4): 639–651.
- [50] Wiśniowska-Kielian B. 2000. Wpływ wilgotności gleby na pobieranie metali ciężkich przez rośliny. Cz. II. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 472: 679–768.
- [51] Wyszowska J., Kucharski J. 2004. Aktywność biochemiczna gleby zanieczyszczonej kadmem. *Rocz. Glebozn.* 55(2): 527–538.
- [52] Wyszowska J., Kucharski J. 2003. Właściwości biochemiczne i fizykochemiczne gleby zanieczyszczonej metalami ciężkimi. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 492: 435–442.
- [53] Zając-Nędza M., Langauer-Lewowicka H. 2001. Kadm. W: *Choroby zawodowe* (red. Marek K.). Wydawnictwo Lekarskie PZWL, Warszawa: 195–199.

Cadmium in soil environment

Key words: cadmium, soil, contamination, microbiological activity

Summary

Development of the industry and intensification of agriculture often cause a threat of soil environment pollution with heavy metals.

These toxic substances are the sources of plant, animal and human diseases, when they occur in increased amounts.

Knowledge of contamination reasons, and the mechanisms responsible for their spread in soil solution, enables to limit the consequences of their occurrence.