

Ewa Hanus-Fajerska*, Joanna Augustynowicz*, Ewa Muszyńska,
Aleksandra Koźmińska*****

ORGANIZMY PRZYDATNE W OCZYSZCZANIU ŚRODOWISKA Z NADMIERNYCH STĘŻEŃ PIERWIASTKÓW METALICZNYCH

ORGANISMS USEFUL IN ENVIRONMENT REMEDIATION FROM EXCESSIVE CONCENTRATION OF METLLIC ELEMENTS

Słowa kluczowe: *Eucaryota*, *Procaryota*, fitoremediacja, metale ciężkie, teren zanieczyszczony, układy symbiotyczne.

Key words: *Eucaryota*, *Procaryota*, phytoremediation, heavy metals, polluted land, symbiotic interactions.

Streszczenie

W niniejszej pracy dyskutowano nad wpływem zanieczyszczeń metalicznych na żyjące organizmy prokariotyczne i eukariotyczne. Przybliżono również tematykę związaną z adaptacją określonych organizmów do stresu wywołanego obecnością metali ciężkich w środowisku. Tematyka prezentowanej pracy pozwala na pogłębienie wiedzy z zakresu mechanizmów i technologii fitoremediacji.

Summary

In the following publication the influence of metallic pollutants on living prokaryotic and eucaryotic organisms has been discussed. The other mentioned important issues were ad-

* *Dr inż. Ewa Hanus-Fajerska, dr Joanna Augustynowicz – Katedra Botaniki i Fizjologii Roślin, Wydział Ogrodniczy, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Al. 29 Listopada 54, 31-425 Kraków; e-mail: e.hanus@org.ur.krakow.pl; augustyn@ogr.ur.krakow.pl*

** *Mgr inż. Ewa Muszyńska – Studium Doktoranckie Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Katedra Botaniki i Fizjologii Roślin, Wydział Ogrodniczy, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Al. 29 Listopada 54, 31-425 Kraków; e-mail: puzoneczka@gmail.com*

****Inż. Aleksandra Koźmińska – Biotechnologia – Studia Międzywydziałowe, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Al. 29 Listopada 54, 31-425 Kraków; e-mail: ola.kozminska.88@gmail.com*

aptation of given organisms to heavy metal stress, along with improved understanding of phytoremediation mechanisms and technologies.

1. WPROWADZENIE

Niewątpliwe zalety, które wynikają z ciągle trwającego postępu cywilizacyjnego nie umniejszają związanych z nim niebezpieczeństw. Sukcesywnie następuje zanieczyszczenie, bądź nawet lokalne skażenie środowiska przyrodniczego, co generuje również znaczne anomalie klimatyczne. Wymienione procesy stanowią bezpośrednie zagrożenie dla dobrobytu społeczeństw oraz zdrowia człowieka, przy czym problem osiągnął już rangę zagrożenia globalnego. W zależności od źródła emisji dochodzi do punktowego, liniowego lub powierzchniowego zanieczyszczenia poszczególnych elementów środowiska, które jest szczególnie nasilone na obszarach uprzemysłowionych. Obszary te stanowią jednocześnie szczególnie zaludnione miejsca globu, przy czym liczba ludności zamieszkującej te miejsca stale wzrasta [Brar i in. 2000, Millis i in. 2004, Kabata-Pendias i Mukherjee 2007, Szewczyk 2008].

Większość zanieczyszczeń gromadzą rośliny, zarówno te dziko rosnące, jak i ich gatunki oraz odmiany uprawiane w celach użytkowych [Antosiewicz 1992, Porębska i Gworek 1999, Clemens 2006, Chaney i in. 2007]. Jest to zjawisko bardzo niekorzystne, ponieważ to właśnie rośliny stanowią podstawę łańcucha troficznego, a zatem za ich pośrednictwem substancje szkodliwe są przekazywane do organizmu człowieka.

Spore niebezpieczeństwo dla zdrowia człowieka wynika z powszechnego skażenia substancjami powstającymi na drodze syntezy z ropy naftowej (np. polichlorowanymi bifenyłami, PCB) lub produktami ich termicznej obróbki, obejmującymi np. wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Do substancji szczególnie niebezpiecznych należą również związki metali. Problem z obecnością nadmiernego stężenia jonów metali w środowisku polega na tym, że w przeciwieństwie do skażeń organicznych nie mogą one być zdegradowane. W odniesieniu do potrzeb żywieniowych roślin pierwiastki metaliczne obejmują zarówno pierwiastki stanowiące niezbędne makro- (Ca, Mg) i mikroelementy (Fe, Cu, Zn, Mn, Mo, Ni), jak i pierwiastki balastowe (Pb, Cd, Hg). Toksyczny wpływ metali ciężkich nie jest zatem uzależniony od potrzeb organizmów w tym zakresie i dotyczy zarówno pierwiastków balastowych, które zaburzają czynności życiowe, jak i mikroelementów w razie znacznego przekroczenia ich optymalnej koncentracji [Trap i Karlson 2001, Rybka 2007, Appenroth 2010, Manahan 2010].

Pierwiastki metaliczne mogą stanowić naturalny element ekosystemów, jeżeli ich gromadzenie następuje w wyniku wietrzenia określonych skał macierzystych czy w wyniku erupcji wulkanicznych. Zanieczyszczenia antropogeniczne natomiast, znacznie groźniejsze w skutkach, są generowane w trakcie bytowej, przemysłowej, a także rolniczej działalności człowieka. Rolnictwo może stanowić źródło metali ciężkich, jeżeli zanieczyszczenia wyini-

kają ze stosowania określonych nawozów, pestycydów, czy też środków używanych w celu konserwacji żywności. Do groźnych zanieczyszczeń są zaliczane również odpady z intensywnej hodowli trzody chlewnej i drobiu oraz ścieki z zakładów przetwórczych.

Na terenach zlokalizowanych wzdłuż autostrad i trakcji kolejowych do zanieczyszczenia dochodzi w efekcie awarii lub braku odpowiednich zabezpieczeń przewożonych materiałów. Uwalnianie metali ciężkich towarzyszy także procesowi spalania benzyny, ropy naftowej, oleju i węgla oraz powstaje w wyniku ścierania opon, nawierzchni dróg i przewodów trakcji elektrycznych.

Wskutek opadania pyłów atmosferycznych niosących ładunek zanieczyszczeń, spływu ścieków lub pylenia ze zwałowisk lub osadników przemysłowych może na rozległych obszarach stopniowo dochodzić do znacznej degradacji gleb, zanieczyszczenia powietrza i wód. Dlatego na wymienionych terenach wody opadowe mogą stanowić dodatkowe źródło zanieczyszczeń powierzchni Ziemi [Kabata-Pendias i Pendias 1999, Dziadek i Waclawek 2005, Gruca-Królikowska i Waclawek 2006].

Toksyczność związków metali wynika przede wszystkim z ich zdolności do tworzenia wiązań z grupami funkcyjnymi licznych enzymów i białek strukturalnych wszystkich organizmów. Ponadto jony niektórych metali, np. Cr(VI), mogą wykazywać silną aktywność oksydoredukcyjną, przyczyniając się tym samym do powstawania licznych dysfunkcji na tle mechanizmów rodnikowych, np. peroksydacji lipidów błonowych [Manahan 2010]. Rośliny, grzyby, organizmy grzybopodobne, zwierzęta i człowiek niejednakowo reagują na poszczególne jony metali.

2. PRZYSTOSOWANIE ORGANIZMÓW JĄDROWYCH I BEZJĄDROWYCH DO ŚRODOWISK ZASOBNYCH W METALE

W wyniku procesu ewolucji doszło do wyodrębnienia gatunków, podgatunków bądź ekotypów roślin naczyniowych, a także określonych taksonów innych organizmów eukariotycznych i gatunków oraz szczepów organizmów prokariotycznych, które wykształciły różnicowane mechanizmy adaptacyjne, umożliwiające im życie w środowiskach zasobnych w pierwiastki metaliczne [Baker 1981, Badura i in. 1977, Antosiewicz 1992, Badura 1997, Clemens i in. 2002, Bert i in. 2003, Clemens 2006].

Większość pierwiastków zgromadzona jest w podłożu, zatem do roślin naczyniowych wnika głównie za pośrednictwem roztworu glebowego.

W pobieraniu jonów metali ciężkich przez korzenie tych roślin uczestniczą mechanizmy, które w trakcie ewolucji zostały przystosowane do przyswajania mikroelementów. Rośliny są jednocześnie poddawane również działaniu zanieczyszczeń atmosferycznych. Tempo pobierania pierwiastków metalicznych, a zatem ich wpływ na organizm rośliny naczyniowej, jest w dużej mierze zależne od formy, w jakiej pierwiastki te występują w podłożu. Zatem do istotnych czynników warunkujących ten proces należy skład jonowy roztworu i jego stę-

żenie oraz odczyn, stopień napowietrzenia substratu, potencjał oksydoredukcyjny i zawartość materii organicznej w podłożu.

Skoro proces prowadzący do konieczności reagowania roślin lądowych na stres rozpoczyna się w warstwie korzeniowej roślin bardzo istotnym czynnikiem jest aktywność mikroorganizmów i organizmów glebowych zasiedlających ryzosferę [Badura 1997, Gambuś i Rak, 2000, Millis i in. 2004, Škarpa i Hlušek 2007]. Na terenach zdegradowanych szczególnie ważna może okazać się obecność w podłożu określonych gatunków grzybów mikoryzowych [Turnau 1993, Leyval i in. 1997, Turnau i in. 2002]. Ze względu na obfitość łatwo dostępnych substancji pokarmowych w niezaburzonych siedliskach populacje mikroorganizmów i organizmów zasiedlających ryzosferę są liczne, a ich bioróżnorodność jest znaczna. W siedliskach skażonych natomiast następuje silne zachwianie równowagi w liczbie populacji poszczególnych organizmów, a także w ich strukturze.

Prawidłowy rozwój roślin siedlisk zanieczyszczonych metalami ciężkimi jest w dużej mierze uzależniony od możliwości sprawnego funkcjonowania ekosystemów glebowych i stopnia ich wykształcenia [Badura i in. 1977, 1983a, Badura i Górską-Jędruszek 1983b, Turnau i Mesjasz-Przybyłowicz 2003, Jurkiewicz i in. 2004, Khan 2005, Usman i Mohamed 2009]. Z tego względu w ostatnich latach biologiczne metody remediacji środowiska znacznie zyskują na znaczeniu, ponieważ nie tylko zapobiegają konieczności sterylizacji podłoża, a wręcz przeciwnie umożliwiają dynamiczny wzrost bioróżnorodności organizmów glebowych i liczebności osobników populacji makro- i mikrobioty [Wenzel i in. 2004, Ghosh i Singh 2005]. Symbioza mutualistyczna, polegająca na wytworzeniu mikoryz z korzeniami licznych gatunków roślin, stanowi czynnik oddziałujący na produktywność ekosystemów. W celu umożliwienia odbudowy zbiorowisk roślinnych na terenach silnie skażonych konieczne jest wprowadzenie odpowiednich propagul grzybów, zwłaszcza tych skutkujących wytworzeniem symbiozy arbuskularnej. Warunkiem powodzenia tego zabiegu jest zastosowanie odpowiednio wyselekcjonowanych szczepów, które będą przystosowane do wzrostu w skażonym podłożu, mikoryzacji korzeni i obniżenia szkodliwego wpływu toksycznych dla roślin stężeń pierwiastków lub związków zanieczyszczających substrat. Ich obecność w podłożu jest szczególnie ważna na terenach składowania materiałów poflotacyjnych, które są ubogie w biogeny, zwłaszcza w związki azotu i fosforu, przy czym jednocześnie cechuje je niska zdolność do retencji wodnej i wysokie stężenia metali ciężkich [Turnau i in. 2002, Cabała i in. 2007]. Na przykład, podwyższoną tolerancję brzozy na wysokie stężenia cynku wykazano w przypadku symbiozy jej korzeni z *Amanita muscaria* i *Paxillus involutus* [Turnau 1993]. Po izolacji *Rhizopogon roseolus* i *Suillus luteus* z hałd cynkowych stwierdzono, że mufka grzybniowa odpowiada za efekt biofiltracji, przy czym poszczególne szczepy grzybów mikoryzowych mają różną zdolność wiązania metali i obniżania toksyczności podłoża.

Różnice w efektywności detoksykacji obserwuje się również pomiędzy szczepami poszczególnych gatunków bakterii występujących na terenach skażonych [Badura 1997,

Wenzel i in. 2004, Khan 2005, Usman i Mohamed 2009]. Wprowadzenie drzew na terenie zwałowisk poprodukcyjnych umożliwia poprawę struktury podłoża i zwiększenie w nim zawartości materii organicznej, co stwarza lepsze warunki rozwoju zarówno innym gatunkom roślin, jak i towarzyszącym im mikroorganizmom. Po osiągnięciu prawidłowo wykształconej mikoryzy, możliwości przetrwania roślin w toksycznych warunkach znacznie wzrastają, gdyż w wyniku stopniowej poprawy struktury podłoża następuje wzrost dostępności ubogiej puli pierwiastków biogenych. W konsekwencji następuje poprawa kondycji fizjologicznej roślin poprzez zmianę bilansu regulatorów wzrostu i rozwoju, obniżenie stresu związanego z niską zawartością wody, a także wzrost odporności na potencjalnie zagrażające roślinom patogeny. Na terenach zanieczyszczonych związkami metali ciężkich grzyby ektomikoryzowe, często wchodzące w mikoryzę z roślinami drzewiastymi, pojawiają się zwykle szybciej aniżeli grzyby arbuskularne, ponieważ wytwarzają drobne zarodniki łatwo rozprzestrzeniane przez wiatr. Witalność roślin rosnących w takich warunkach ulega poprawie, ponieważ następuje efektywne unieruchamianie związków metali ciężkich w obrębie grzybni i zahamowanie ich transferu do tkanek roślinnych [Leyval i in. 1997, Turnau i in. 2002]. Prawidłowa selekcja szczepów grzybów przeznaczonych do inokulacji siewek przeznaczonych do wysadzania na tereny o zwiększonej zawartości metali ciężkich, pozwala zatem na szybszą stabilizację nasadzeń. Prócz tego, badania składu gatunkowego grzybów mikoryzowych mogą być również wykorzystane do oceny stopnia toksyczności podłoża oraz przeprowadzania weryfikacji doboru materiału roślinnego stosowanego w jego remediacji.

W ekosystemach wodnych podwyższone stężenie metali ciężkich może być także przyczyną zmniejszenia różnorodności gatunkowej organizmów fotosyntetyzujących, takich jak rośliny eukariotyczne samożywne plechowce wodne, zwyczajowo określane jako glony, czy prokariotyczne sinice [Pawlik-Skowrońska 2002, Kalinowska i in. 2008].

W bioakumulacji związków metalicznych mają znaczenie niewymagające nakładów energii procesy fizykochemiczne (sorpcja), ale też procesy oparte na potencjale metabolicznym żywych organizmów. W grupie roślin naczyniowych odpornych na działanie jonów metali ciężkich znajdują się gatunki zarówno wolnoptywające (*Eichornia crassipes*, *Nymphaea spontanea*, *Lemna trisulca*, *Salvinia* spp.), zanurzone (*Hydrilla verticillata*), jak i zakorzenione w osadzie dennym (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*) [Dhote i Dixit 2009]. Organizmy prokariotyczne wykazują dużą zdolność sorpcji metali ciężkich, na przykład *Anacystis nidulans* i *Spirulina platensis* mogą akumulować znaczne ilości Ni, *Chroococcus parisi* może wiązać jony Zn, Cu i Cd, a *Aphanocapsa nidulans*, *A. cylindrica* i *Synechocystis aquatilis* pobierają Cd z roztworu wodnego nawet w ilości 10–40 μmol Cd/g s.m. (ok. 1–4,5 mg Cd/ g s.m.). Za dużą pojemność sorpcyjną sinic odpowiada specyficzna budowa kompleksu ścianowo-błonowego, a także wysoka wartość stosunku powierzchni komórki do jej objętości. Istotne znaczenie w sorpcji powierzchniowej metali ma też grubość warstwy śluzów otoczkowych, które wiążą kationy metali dzięki licznym grupom karbok-

sylowym wchodzącym w skład kwasów organicznych oraz karbonylowym i hydroksylo-
wym należącym do cząsteczek sacharydów. Obecność sinic nie tylko wpływa na stężenie
jonów metali w roztworze, ale również na ich przemieszczanie z toni wodnej do osadów
dennych. W warunkach laboratoryjnych wyselekcjonowano szczepy kilku gatunków z ro-
dzaju *Synechococcus* charakteryzujące się tolerancją na podwyższone stężenia Zn i Cd.
Indukowane przez Cd i Zn białka sinic zawierają dużo cysteiny, lecz różnią się od metalo-
tionein organizmów eukariotycznych obecnością aromatycznych reszt aminokwasowych
[Skowroński i in. 2002]. Gatunki z rodzaju *Anabaena*, a także *Anacystis nidulans*, *Micro-
cystis aeruginosa*, *Nostoc muscorum*, wydzielają związki chelatujące Fe i Cu, określane
jako siderofory. Wykazano też, że tak zwane morskie kwasy huminowe, czyli substan-
cje wydzielane podczas zakwitnięcia *Trichodesmium*, mają zdolność kompleksowania Cd i Cu
[Pawlik-Skowrońska 2002].

W odporności na metale gatunków glonów należących do różnych grup systematycz-
nych istnieją bardzo duże różnice. Przykładowo, znane są gatunki okrzemek wykazujące
dziesięciokrotnie większą odporność na Cu niż bruzdnice. Podobne różnice można nawet
wykazać w odniesieniu do jednego rodzaju, czego przykład może stanowić rodzaj *Eugle-
na*. *Euglena mutabilis* wykazuje dwukrotnie większą odporność na Cd, Ni i Al i osiemnasto-
krotnie większą odporność na Fe niż *Euglena gracilis*, która wykazuje natomiast dwukrot-
nie większą odporność na Cu niż *E. mutabilis*. W wodach zanieczyszczonych związkami
metali ciężkich obficie występują nitkowate zielenice z rodziny Ulotrichales (*Ulothrix* spp.,
Klebsormidium spp.) z rodziny Chaetophorales (*Stigeoclonium tenue*), a także drobne ziele-
nice z rodzajów *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Chlamydocapsa*, *Oocystis* i *Scenedesmus*
[Skowroński i in. 2002].

3. PRAKTYCZNE WYKORZYSTANIE ROŚLIN DO OCZYSZCZANIA TERENÓW SKAŻONYCH METALAMI

Skład chemiczny tkanek roślinnych nie jest jedynie uzależniony od właściwości pod-
łoża, lecz także w znacznym stopniu od okresu ekspozycji populacji na szkodliwy poziom
pierwiastków metalicznych [Badura 1997, Kabata-Pendias i Pendias 1999, Millis i in. 2004,
Škarpa i Hlušek 2007]. Prócz badań mechanizmów rządzących przemianami substancji
chemicznych i ich interakcji z żywymi organizmami niezbędne jest intensywne doskonalenie
skutecznych i nieinwazyjnych metod oczyszczania terenów zdegradowanych.

Metody remediacji, które polegają na zmianie właściwości fizykochemicznych substratu,
jego filtracji czy parowaniu, doprowadzają do zniszczenia mikroflory glebowej, ale jed-
nocześnie ze względu na konieczność transportu ogromnych mas podłoża wymagają spo-
rych nakładów finansowych.

Oczyszczanie skażonych osadów wodnych, a także wód powierzchniowych i grun-
towych, jest ogromnie trudne technicznie do przeprowadzenia. Technologia detoksykacji

in situ fazy stałej lub płynnej z jonów metal ciężkich, substancji radioaktywnych oraz ze związków organicznych, która polega na wykorzystaniu odpowiednio dobranych szczepów bakterii, grzybów i taksonów roślin nie tylko nie jest tak kosztochłonna, a jednocześnie jest bardzo korzystna dla środowiska przyrodniczego. Do fitoremediacji wykorzystuje się rośliny wykazujące zdolność do akumulacji, degradacji bądź immobilizacji zanieczyszczeń i zdolne do stosunkowo szybkiego wzrostu i rozwoju w siedlisku skażonym [Porębska i Ostrowska 1999, Trap i Karlson 2001, Wenzel i in. 2004, Ghosh i Singh 2005, Shah i Nongkynrih 2007].

Fitoremediacja związków metali obejmuje:

- fitoekstrakcję,
- fitostabilizację,
- fitowolatyzację

oraz

- ryzofiltrację.

Fitodegradacja nie jest stosowana, ze względu na to, że związki metali nie podlegają metabolicznemu rozkładowi, tak jak substancje organiczne.

Fitoekstrakcja. W fitoekstrakcji najczęściej stosowanej w celu oczyszczania podłoża skażonych związkami metali ciężkich lub substancjami radioaktywnymi, wykorzystuje się naturalną zdolność roślin z grupy hiperakumulatorów do gromadzenia w organach nadziemnych wysokich stężeń tych związków bez efektu toksyczności [Baker 1981, Shah i Nongkynrih 2007]. Przy zastosowaniu tej technologii ważna jest łatwość zarówno uprawy, jak i zbioru roślin [Ghosh i Singh 2005, Marecik i in. 2006]. Do fitoekstrakcji Pb stosuje się *Thlaspi rotundifolium*, a do fitoekstrakcji Zn, Cd, Ni, Co, bądź Mn odpowiednie ekotypy *T. caerulescens* [Baker i in. 1994, Lasat i in. 1996, Perronnet i in. 2003, Comino i in. 2005]. W celu fitoekstrakcji Cu, Cd i Ni można zastosować liczne gatunki z rodzaju *Alyssum* [Broadhurst i in. 2004, Comino i in. 2005, Galardi i in. 2007], natomiast *Arabidopsis halleri* może zostać użyty w trakcie oczyszczania podłoża z Zn i Cd [Bert i in. 2000, 2003]. Z reguły powolny wzrost metalofitów, czyli gatunków roślin występujących na podłożu wzbogaconym geochemicznie w jony metali i wykazujących zdolność do ich selektywnej akumulacji, uważany jest jako czynnik limitujący wydajność procesu. Ważne są więc gatunki, które charakteryzuje szybkie tempo rozwoju organów wegetatywnych. Należy do nich *Berkheya coddii* – hiperakumulator niklu (Ni). Roślina ta mikoryzowana odpowiednimi szczepami grzybów wydawnie zwiększa produkcję biomasy i jednocześnie ilość gromadzonego w tkankach Ni [Turnau i Mesjasz-Przybyłowicz 2003]. Do fitoekstrakcji znieczyszczonych wód, prócz organizmów prokariotycznych i roślin niższych, mogą zostać wykorzystane rośliny naczyniowe, czego przykład może stanowić ostatnio opisany gatunek rzęśli długoszyjkowej (*Callitriche cophocarpa*), o niezwykle wysokim potencjale fitoremediacyjnym w odniesieniu do jonów Cr(VI) [Augustynowicz i in. 2010].

Alternatywne rozwiązanie stanowi wykorzystanie roślin o szybszym przyroście biomasy, pomimo niższego współczynnika biokoncentracji. W licznych jednostkach naukowych prowadzi się badania dotyczące możliwości wykorzystania w tym celu roślin zielnych i drzewiastych o bardzo zróżnicowanej przynależności systematycznej [Porębska i Gworek 1999, Porębska i Ostrowska 1999, Keller i in. 2003, Pulford i Watson 2003, Jurkiewicz i in. 2004, Rączka i Gawroński 2004, Meers i in. 2007, January i in. 2008, Usman i Mohamed 2009]. Ważny jest również poziom dostępności jonów metali dla roślin stosowanych w trakcie fitoekstrakcji. Frakcja biodostępna, czyli pula jonów dostępna dla roślin w określonych warunkach środowiskowych, nie obejmuje całkowitej zawartości pierwiastków metalicznych w podłożu i jest zwykle znacznie mniejsza. Wzrost biodostępności mógłby skrócić trwanie zabiegu, dlatego podejmowane są próby stosowania substancji chelatujących, co określane jest jako fitoekstrakcja wspomagana [Jurkiewicz i in. 2004, Karczevska i in. 2008, Usman i Mohamed 2009]. Jak już wyjaśniano, skład mikroflory glebowej również wywiera istotny wpływ na efektywność fitoekstrakcji [Leyval i in. 1997, Turnau i in. 2002, Khan 2005, Kalinowska i in. 2008, Usman i Mohamed 2009].

Fitostabilizacja. W trakcie rekultywacji silnie skażonych terenów duże znaczenie ma fitostabilizacja, umożliwiająca wydatne ograniczenie przemieszczania jonów. Zmniejszenie dostępności pierwiastków metalicznych w środowisku zapobiega ich transferowi do kolejnych ogniw łańcucha pokarmowego oraz migracji toksycznych jonów do wód gruntowych. W metodzie tej wykorzystuje się gatunki roślin, które mogą przeprowadzać immobilizację jonów metali przez ich adsorpcję na korzeniach lub dzięki wytwarzaniu określonych eksudatów korzeniowych (aminokwasów, kwasów organicznych), powodując wytrącenie związków metali w postaci osadów bądź ich zmianę w formę mniej dostępną [Wenzel i in. 2004]. Zastosowanie fitostabilizacji pozwala na stopniowe odtworzenie pokrywy roślinnej, która pełni funkcje przeciwerozyjne i glebotwórcze, a tu umożliwia proces naturalnej kolonizacji obszarów poddanych tego rodzaju zabiegom. Z tego powodu fitostabilizacja jest szczególnie zalecaną metodą stabilizacji podłoża zwałowisk przemysłowych [Férot i in. 2006, Domínguez i in. 2009]. Często w tym celu wykorzystuje się gatunki naturalnie występujące na danym obszarze, czasem również mieszanki traw i roślin bobowatych oraz określone rośliny drzewiaste. W celu umocnienia skarp zbiorników wodnych najczęściej stosuje się trzciny (*Phragmites* spp.), pałki (*Typha* spp.) oraz inne gatunki roślin właściwe temu siedlisku [Pulford i Watson 2003, Ghosh i Singh 2005].

Fitowolatylicacja. Skażenie środowiska Hg stanowi duże zagrożenie. Do rekultywacji obszarów i wód skażonych Hg można stosować fitowolatylicację czyli fitowaporację. Następuje wówczas pobranie pierwiastka przez rośliny i jego odparowanie w zmodyfikowanej i znacznie mniej toksycznej formie do atmosfery, gdzie ulega rozrzedzeniu [Ghosh i Singh 2005]. Formy nieorganiczne rtęci w wyniku działalności mikroorganizmów ulegają przekształceniu do niezwykle toksycznych i łatwo przyswajalnych przez organizmy żywe form metylowanych. Usuwanie związków Hg jest bardzo trudne, pomimo że znane

są gatunki roślin zdolne do pobierania i akumulacji tego pierwiastka. Niestety nie mają one odpowiednich enzymów katalizujących reakcję redukcji Hg^{2+} do Hg^0 . Stosuje się więc techniki inżynierii genetycznej, wprowadzając bakteryjne geny enzymów do organizmów roślinnych, dzięki czemu uzyskują one pożądaną cechę [Raskin i in. 1997, Marrecik i in. 2006].

Ryzofiltracja. Przy oczyszczaniu powierzchniowych zbiorników wodnych z niewielkich stężeń jonów metali ciężkich lub związków radioaktywnych, można posłużyć się metodą fitofiltracji, w której wykorzystuje się zdolność korzeni do akumulowania zanieczyszczeń z roztworów [Ghosh i Singh 2005, January i in. 2008]. Rośliny stosowane do ryzofiltracji powinien charakteryzować szybki wzrost systemu korzeniowego i duża produkcja biomasy. W odniesieniu do roślin lądowych zalecane jest przygotowanie materiału w uprawie hydroponicznej. Korzyść wynikająca z zastosowania roślin lądowych jest związana z ich bardziej rozbudowanym systemem korzeniowym w porównaniu do roślin wodnych, co zwiększa efektywność pobierania zanieczyszczeń. W tej technologii stosuje się kapustę sitowatą (*Brassica juncea*), białuń indiański (*Datura innoxia*), wiechlinę łąkową (*Poa pratensis*), mietlicę pospolitą (*Agrostis capillaris*), pontaderię gruboogonkową (*Eichhornia crassipes*), rzęsę drobną (*Lemna minor*), czy określone gatunki azolli (*Azolla pinnata*) i wąkroty (*Hydrocotyle umbellata*). Ryzofiltrację można również stosować do oczyszczania wód gruntowych oraz ścieków przemysłowych, kopalnianych i komunalnych. W celu utylizacji ścieków komunalnych coraz częściej są zakładane niewielkie oczyszczalnie przydomowe, których działanie oparte jest na wybranych rodzajach drzew, takich jak wierzby (*Salix* spp.) czy topole (*Populus* spp.) oraz roślinach typowych dla terenów podmokłych jak trzciny (*Phragmites* spp.), pałki (*Typha* spp.) i sitowia (*Scirpus* spp.). Do oczyszczania wód gruntowych przydatne są rośliny drzewiaste [Keller i in. 2003, Pulford i Watson 2003, Rączka i Gawroński 2004, Meers i in. 2007, Shah i Nongkynrich 2007, Dhote i Dixit 2009].

Fitoremediacja może być wykorzystywana jako odrębna technologia lub może stanowić uzupełnienie metod tradycyjnych. Kluczowy jest dobór materiału roślinnego przydatnego do określonych warunków prowadzenia zabiegu. Znane technologie fitoremediacji są łatwe w wykonaniu i wydatnie podnoszą walory estetyczne środowiska. Można je odpowiednio dobierać w celu oczyszczania niewielkich bądź bardzo dużych powierzchni [Ghosh i Singh 2005, Chaney i in. 2007]. Na rozległych obszarach wzrost roślin mogą jednak utrudniać niekorzystne warunki środowiska, a zwłaszcza nieodpowiedni odczyn, niewielka zawartość substancji odżywczych, ekspozycja na silne nasłonecznienie i susza. Co więcej, w doborze odpowiedniego materiału roślinnego ciągle napotykaną są znaczne trudności w trakcie oczyszczania podłoża i wód skażonych mieszaniną kilku związków, we wzajemnej interakcji [Keller i in. 2003, Kabata-Pendias i Mukherjee 2007, Shah i Nongkynrich 2007].

Nadal otwarta jest możliwość praktycznego wykorzystania genów odporności wyselekcjonowanych w trakcie procesu ewolucji z zastosowaniem technik biotechnologii roślin [Clemens i in. 2002, Eapen i D'Souza 2005].

PIŚMIENNICTWO

- ANTOSIEWICZ D. 1992. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. Act. Soc. Bot. Pol. 61: 281–299.
- APPENROTH K.J. 2010. What are “heavy metals” in Plant Sciences? Acta Physiol. Plant 32: 615–619.
- AUGUSTYNOWICZ J., GROSICKI M., HANUS-FAJERSKA E., LEKKA M., WALOSZEK A., KOŁOCZEK H. 2010. Chromium(VI) bioremediation by aquatic macrophyte *Callitriche cophocarpa* Sendtn. Chemosphere 79: 1077–1083.
- BADURA L. 1997. Metale ciężkie w ekosystemach lądowych a ekotoksykologia. W: Drob-noustroje w środowisku, występowanie, aktywność i znaczenie. W. Barabasz (red.) AR Kraków: 13–21.
- BADURA L., DUNAJCZAK K., GALIMSKA-STYPA R. 1983a. Badania modelowe nad oddziaływaniem ołowiu na mikroorganizmy glebowe. Cz. I. Bakterie. Acta Biol. 12: 11–18.
- BADURA L., GALIMSKA-STYPA R., MROZOWSKA J. 1977. Wpływ cynku i miedzi na zmiany ilościowe i jakościowe zespołów bakterii glebowych w badaniach modelowych. Acta Biol. 4: 7–23.
- BADURA L., GÓRSKA-JĘDRUSZEK W. 1983b. Badania modelowe nad oddziaływaniem ołowiu na mikroorganizmy glebowe. Cz. II. Grzyby mikroskopowe. Acta Biol. 12: 20–34.
- BAKER A.J.M. 1981. Accumulators and excluders: Strategies in the response of plants to heavy metals. J. Plant Nutr. 3: 643–645.
- BAKER A.J.M. REEVES R.D., HAJAR A.S.M. 1994. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & Presl. (Brassicaceae). New Phytol. 127: 61–68.
- BERT V., MACNAIR M.R., DE LAGUERIE P., SAUMITOU-LAPRADE P., PETIT D. 2000. Zinc tolerance and accumulation in metalicolous and non metalicolous populations of *Arabidopsis halleri* (Brassicaceae). New Phytol. 146: 225–233.
- BERT V., MEERTS P., SAUMITOU-LAPRADE P., SALIS P., GRUBER W., VERBURGGEN N. 2003. Genetic basis of Cd tolerance and hyperaccumulation in *Arabidopsis halleri*. Plant Soil 249: 9–18.
- BRAR M.S., MALHI S.S., WIŚNIEWSKA-KIELIAN B., SINGH A.P., ARORA C.L., GILL K.S. 2000. Effects of irrigation with contaminated sewage water on potentially toxic trace element contents in soil and potato plants in north-western India. Zesz. Prob. Post. Nauk Rol. 472: 103–114.
- BROADHURST C.L., CHANEY R.L., ANGLE J.S., MAGUEL T.K., ERBE E.F., MURPHY C.A. 2004. Simultaneous hyperaccumulation of nickel, manganese and calcium in *Alyssum* leaf trichomes. Environ. Sci. Technol. 38: 5797–5802.
- CABAŁA J., IDZIAK A., KONDRACKA M., KLECZKA M. 2007. Fizykochemiczne własności odpadów występujących w obszarach historycznej przeróbki rud Zn-Pb. Prace Na-

- ukowe GIG, Nr III: 141–152.
- CHANEY R.L., ANGLE J.S., BROADHURST C.L., PETERS C.A., TAPPERO R.V., SPARKS D.L. 2007. Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. *Journal Environm. Qual.* 36: 1429–1433.
- CLEMENS S. 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* 88: 1707–1719.
- CLEMENS S., PALMGREN M.G., KRAMER U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends Plant Sci.* 7: 309–315.
- COMINO E., WHITING S.E., NAUMANN P., BAKER A.J.M. 2005. Salt (NaCl) tolerance in the Ni hyperaccumulator *Alyssum murale* and the Zn hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Soil* 270: 91–99.
- DHOTE S., DIXIT S. 2009. Water quality improvement through macrophytes – a review. *Environ. Monit. Assess* (152): 149–153.
- DOMINGUEZ M.T., MADRID F., MARANON T., MURILLO J.M. 2009. Cadmium availability in soil and retention in oak roots. *Chemosphere* 76: 480–486.
- DZIADEK K., WACŁAWEK W. 2005. Metale w środowisku. Cz. I. Metale ciężkie (Zn, Cu, Ni, Pb, Cd) w środowisku glebowym. *Chemia, Dydaktyka, Ekologia, Meteorologia* 10: 33–44.
- EAPEN S., D'SOUZA S.F. 2005. Prospect of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. *Biotech. Adv.* 23: 64–114.
- FEROT H., LEFEBRE C., GRUBER W., COLLIN C., DOS SANTOS A., ESCARRE J. 2006. Specific interactions between local metallophilous plants improve the phytostabilization of mine spoils. *Plant Soil* 282: 53–65.
- GALARDI F., CORRALES I., MEGONI A., PUCCI S., BARLETTI L., BARZANTI R., ARNETOLI M., GABBRIELLI R., GONELLI C. 2007. Intra-specific differences in nickel tolerance and accumulation in the Ni-hyperaccumulator *Alyssum bertolonii*. *Environ. Exp. Bot.* 60: 377–384.
- GAMBUŚ F., RAK M. 2000. Wpływ właściwości gleby na rozpuszczalność związków kadmu. *Zesz. Prob. Post. Nauk Rol.* 472: 251–257.
- GHOSH M., SINGH S.P. 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 3(1): 1–18.
- GRUCA-KRÓLIKOWSKA S., WACŁAWEK W. 2006. Metale w środowisku. Cz. II. Wpływ metali ciężkich na rośliny. *Chemia, Dydaktyka, Ekologia, Metrologia* 11: 41–56.
- JANUARY M.C., CUTRIGHT T.J., VAN KEULEN H., WEI R. 2008. Hydroponic phytoremediation of Cd, Cr, Ni, As, and Fe: can *Helianthus annuus* hyperaccumulate multiple heavy metals? *Chemosphere* 70: 531–537.
- JURKIEWICZ A., ORŁOWSKA E., ANIELSKA T., GODZIK B., TURNAU K. 2004. The influence of miccorrhiza and EDTA application on heavy metal uptake by different maize cultivars. *Acta Biol. Crac. Ser. Bot.* 46: 7–18.

- KABATA-PENDIAS A., MUKHERJEE A.B. 2007. Trace elements from soil to human. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 550.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa: 398.
- KALINOWSKA R., TRZCIŃSKA M., PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2008. Glony glebowe terenów pogórnicych skażonych metalami ciężkimi. Wiad. Bot. 53: 63–79.
- KARCZEWSKA A., SPIAK Z., KABAŁA C., SZOPKA K., JEZERSKI P., KOCAN K., 2008. Ocena możliwości zastosowania metody wspomaganej fitoekstrakcji do rekultywacji gleb zanieczyszczonych emisjami hutnictwa miedzi. Wyd. Zante, Wrocław: 144.
- KELLER C., HAMMER D., KAYSER A., RICHNER W., MRODBECK M., SENNHAUSER M. 2003. Root development and heavy metal phytoextraction efficiency comparison of different plant species in the field. Plant Soil 249: 67–81.
- KHAN A.G. 2005. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. J. Trace Elem. Med. Biol. 18: 355–364.
- LASAT M.M., BAKER A.J.M., KOCHIAN L.V. 1996. Physiological characterization of root Zn²⁺ absorption and translocation to shoots in Zn hyperaccumulator and nonaccumulator species of *Thlaspi*. Plant Physiol. 112: 1715–1722.
- LEYVAL C., TURNAU K., HASELWANDTER K. 1997. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects. Mycorrhiza 7: 139–153.
- MANAHAN S.E. 2010. Toksykologia środowiska. Wyd. Nauk. PWN: 530.
- MARECIK R., KRÓLICZAK P., CYPLIK P. 2006. Fitoremediacja – alternatywa dla tradycyjnych metod oczyszczania środowiska. Biotechnol. 74: 88–97.
- MEERS E., VANDECASTEELE B., RUTTENS A., VANGRONSVELD J., TRACK F.M.G. 2007. Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. Environ. Exp. Bot. 60: 57–68.
- MILLIS P.R., RAMSEY M.H., JOHN E.A. 2004. Heterogeneity of cadmium concentration in soil as a source of uncertainty in plant uptake and its implication for human health risk assessment. Sci. Tot. Environm. 36: 49–53.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2002. Tajemnice odporności glonów i sinic na toksyczne metale ciężkie. Kosmos. Prob. Nauk Biol. 51: 175–184.
- PERRONNET K., SCHWARTZ CH., MOREL J.L. 2003. Distribution of cadmium and zinc in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown on multicontaminated soil. Plant Soil 249: 19–25.
- PORĘBSKA G., GWOREK B. 1999. Ocena przydatności roślin w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Ochr. Środ. Zas. Nat. 17: 81–89.
- PORĘBSKA G., OSTROWSKA A. 1999. Heavy metal accumulation in wild plants: implications to phytoremediation. Pol. J. Environ. Stud. 8(6): 433–442.
- PULFORD I.D., WATSON C. 2003. Phytoremediation of heavy-metal contaminated land by

- trees – a review. *Curr. Opin. Plant Biol.* 12: 529–540.
- RASKIN I., SMITH R.D., SALT D.E. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from environment. *Curr. Opin. Biotech.* 8: 221–226.
- RĄCZKA M., GAWROŃSKI S. 2004. Ocena przydatności do fitoremediacji wybranych gatunków drzew i krzewów ozdobnych z rodziny motylkowatych. *Rocz. AR Pozn. Ogród.* 356: 181–188.
- RYBKA A. 2007. Rekultywacja i rewitalizacja wybranych terenów przemysłowych zdegradowanych w wyniku katastrof ekologicznych związanych z funkcjonowaniem obiektów paliwowych na obszarach głównych zbiorników wód podziemnych w regionie świętokrzyskim. W: *Rekultywacja i rewitalizacja terenów zdegradowanych*. P. Goliński (red.). Wyd. Futura: 171–186.
- SHAH K., NONGKYNRIH J.M. 2007. Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biol. Plant.* 51(4): 618–634.
- SKARPA P., HLUSEK J. 2007. Effect of selected factors on the total content of heavy metal in soil. *Ecol. Chem. Eng.* 14(3/4): 397–404.
- SKOWROŃSKI T., KALINOWSKA R., PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2002. Glony środowisk zanieczyszczonych metalami ciężkimi. *Kosmos Prob. Nauk Biol.* 51: 165–173.
- SZEWCZYK W. 2008. Wstępne wyniki oceny zdrowotności dębu szypułkowego na podstawie stopnia ubytku aparatu asymilacyjnego wybranych drzewostanów dębowych nadleśnictwa Chojna. *Zesz. Prob. Post. Nauk Rol.* 531: 211–215.
- TRAP S., KARLSON U. 2001. Aspects of phytoremediation of organic pollutants. *J. Soils Sed.* 1: 1–7.
- TURNAU K. 1993. Mikoryza w siedliskach skażonych metalami toksycznymi. *Wiad. Bot.* 37: 43–58.
- TURNAU K., JURKIEWICZ A., GRZYBOWSKA. 2002. Rola mikoryzy w bioremediacji terenów zanieczyszczonych. *Kosmos. Prob. Nauk Biol.* 51: 185–194.
- TURNAU K., MESJASZ-PRZYBYŁOWICZ J. 2003. Arbuscular mycorrhiza of *Berkheya coddii* and other Ni-Hyperaccumulating members of Asteraceae from ultramafic soils in South Africa. *Mycorrhiza* 13: 185–190.
- USMAN A.R.A. MOHAMED H.M. 2009. Effect of microbial inoculation and EDTA on the uptake and translocation of heavy metal by corn and sunflower. *Chemosphere* 76: 839–899.
- WENZEL W.W., LOMBI E., ADRIANO D.C. 2004. Root and rhizosphere process in metal hyperaccumulation and phytoremediation technology. W: *Heavy metal stress in plant: from biomolecules to ecosystems*. M.N.V. Prasad (red.). Springer-Verlag; Berlin, Heidelberg: 313–345.