



Fitoremediacja – alternatywa dla tradycyjnych metod oczyszczania środowiska

Roman Marecik, Paweł Króliczak, Paweł Cyplik

Katedra Biotechnologii i Mikrobiologii Żywności, Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego, Poznań

Phytoremediation – an alternative method for environmental cleanup

Summary

Phytoremediation is a new, promising, quickly developing technique for environmental clean-up. Some plants have the ability to accumulate contaminants by building them into the structure of their own cells, others can collect and metabolize toxins as a result of the natural process of adaptation to difficult life conditions in contaminated environment. The idea of introducing plant systems for environmental cleaning has many advantages, including significantly lower remediation costs compared to traditional methods, convenience of use, favourable effect on soil, and stimulation of the growth of microbial populations. Additionally, the technology is friendly to the environment and improves its aesthetic features.

Key words:

phytoremediation, bioremediation.

Adres do korespondencji

Roman Marecik,
Katedra Biotechnologii
i Mikrobiologii Żywności,
Akademia Rolnicza
im. Augusta
Cieszkowskiego,
ul. Wojska Polskiego 48,
60-627 Poznań;
e-mail:
romarc@owl.au.poznan.pl

1. Wprowadzenie

Dokonujący się na przestrzeni ostatniego stulecia rozwój przemysłu oraz wzrost liczby ludności na świecie spowodowały znaczne, niekorzystne zmiany w środowisku przyrodniczym. Następstwem wzrastającej ilości uwalnianych przez przemysł oraz gospodarstwa domowe substancji o charakterze chemicznym i biologicznym jest ich kumulacja we wszystkich elementach środowiska, tzn. glebie, wodzie i powietrzu. Przekroczenie dopusz-

czalnego progu skażenia środowiska poszczególnymi substancjami może stanowić poważne zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt. Może również zachwiać równowagę pomiędzy populacjami organizmów żywych zajmującymi dane siedlisko.

Duże zagrożenie dla środowiska naturalnego niesie ze sobą intensyfikacja produkcji rolniczej, która wynika ze wzrastającego zapotrzebowania na żywność oraz chęci uzyskiwania większych dochodów przez jej producentów. Chemiczne środki ochrony roślin (pestycydy) stosowane do zwalczania chwastów, chorób i szkodników, poza zamierzonym efektem, mogą wywoływać także niekorzystne, trudne do przewidzenia skutki. Stosowane w dużych ilościach, nie zawsze zgodnie z zasadami dobrej praktyki rolniczej, stały się przyczyną skażenia gleby i wody, a także żywności.

Duże nadzieje pokłada się w wykorzystaniu metod biologicznych jako skutecznego sposobu oczyszczania środowiska. Wśród tych metod coraz większe znaczenie zaczynają odgrywać technologie fitoremediacji wykorzystujące aktywność roślin polegającą na pobieraniu i degradacji ksenobiotyków zanieczyszczających środowisko.

2. Fitoremediacja

Troska o czystość środowiska i konieczność przywracania jego pierwotnych właściwości zmuszają człowieka do szukania nowych, alternatywnych sposobów jego oczyszczania. Z rosnącym przekonaniem zaczyna się doceniać szczególną rolę roślin w utrzymaniu jakości naszego życia. Rośliny, oprócz pełnienia tradycyjnych funkcji, takich jak dostarczanie żywności, ciepła, schronienia, ubrań, leków, biorą aktywny udział w procesach krążenia składników, które decydują o jakości powietrza, wody i gleby.

Obiecującą i szybko rozwijającą się techniką oczyszczania środowiska jest fitoremediacja. Pierwsze udane próby wykorzystania roślin do rolniczego zagospodarowania ścieków komunalnych podejmowano w Niemczech już na początku XIX w. Od dawna doceniana jest także rola roślin w oczyszczaniu powietrza wielkich aglomeracji miejskich, jednakże największe zainteresowanie techniką fitoremediacji i pierwsze jej wdrożenia przypadają dopiero na początek lat osiemdziesiątych (1). Dostrzeżono wówczas szersze możliwości wykorzystania roślin, nie tylko do oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych, ale również do usuwania z gleby metali ciężkich i ksenobiotyków organicznych powstałych w wyniku rozwoju przemysłu. Na podstawie prac nad fitoremediacją gleb skażonych metalami ciężkimi opracowano odpowiednie technologie chronione prawami patentowymi (1,2).

Termin fitoremediacja, będący połączeniem słów z języka greckiego *phyton*, oznaczającego roślinę i łacińskiego *remediare* (naprawiać), zaproponował Ilia Raskin w 1991 r. (3). Technologia ta polega na zastosowaniu roślin zdolnych do wzrostu w skażonym środowisku i oddziaływania na biologiczne, chemiczne i fizyczne procesy, których celem jest usunięcie ksenobiotyków z układu biologicznego (4-6). Roś-

liny wykorzystywane w procesach fitoremediacji powinny charakteryzować się tolerancją na duże stężenia ksenobiotyków, wysokim stopniem akumulacji lub biodegradacji zanieczyszczeń, nawet przy relatywnie niskim poziomie skażenia, zdolnością do akumulacji kilku zanieczyszczeń jednocześnie, szybkim wzrostem, dużą produkcją biomasy, odpornością na choroby i szkodniki, a także trudne warunki środowiskowe.

Niektóre rośliny charakteryzują się zdolnością do akumulacji zanieczyszczeń wbudowując je w strukturę własnych komórek, inne mogą pobierać i metabolizować toksyny jako naturalny efekt przystosowania się do trudnych warunków bytowania w skażonym środowisku. Poprzez substancje wydzielane przez korzenie, rośliny mogą powodować unieruchomienie ksenobiotyków i ograniczać ich migrację w głąb profilu glebowego (7).

3. Techniki fitoremediacji

Oddziaływanie roślin na substancje zanieczyszczające środowisko może przybierać różne formy w zależności od gatunku rośliny, właściwości zanieczyszczeń, czy też specyficznych warunków panujących w otoczeniu (7,8).

Ze względu na sposób w jaki rośliny wpływają na oczyszczanie skażonych ekosystemów wyróżnia się główne rodzaje fitoremediacji: fitoekstrakcja, fitodegradacja, ryzofiltracja, fitostabilizacja, fitoewaporacja. W praktyce jednak mechanizmy usuwania lub detoksykacji poszczególnych zanieczyszczeń są bardziej złożone i często wynikają z połączenia różnych wymienionych metod (6,8).

3.1. Fitoekstrakcja

Fitoekstrakcja jest techniką najczęściej stosowaną w oczyszczaniu gleb i osadów skażonych substancjami nieorganicznymi, głównie metalami ciężkimi i substancjami radioaktywnymi. W metodzie tej wykorzystuje się rośliny zdolne do pobierania dużych ilości ksenobiotyków z podłoża. Pobrane substancje są następnie transportowane do poszczególnych tkanek, gdzie ulegają koncentracji i akumulacji (9,10). Tolerancja roślin na wysokie stężenia zanieczyszczeń, najczęściej toksycznych, i możliwość ich akumulacji uzależniona jest od odpowiednich mechanizmów pozwalających na ich unieczynnienie. Pobrane przez roślinę ksenobiotyki mogą gromadzić się w wakuolach lub też wchodzić w reakcje ze związkami występującymi w roztworze cytoplazmy. Proces ten nie jest ostatecznie dobrze poznany, jednakże największe znaczenie przypisuje się reakcjom chelatowania metali przez kwasy organiczne (cytryniany, jabłczany) lub syntetyzowane enzymatycznie (γ EC)-izopeptydy zwane fitochelatynami (11,12). Znaczny wzrost ilości pobieranych jonów Cr, Cu, Zn, Cd, Pb, Ni uzyskuje się obecnie poprzez dodawanie do podłoża syntetycznych, organicz-

nych związków chelatujących. Znalazły one zastosowanie w tzw. fitoekstrakcji indukowanej, polegającej na zastosowaniu związków chelatujących w określonej fazie wzrostu roślin. Dzięki temu zabiegowi gwałtownie wzrasta ilość pobieranych i akumulowanych przez rośliny jonów metali ciężkich (13). Po zakończeniu okresu wegetacji rośliny ze zakumulowanym ksenobiotykiem zbiera się z oczyszczonej powierzchni za pomocą typowych maszyn rolniczych, a następnie poddaje się procesom termicznym, fizycznym, chemicznym lub mikrobiologicznym w celu skoncentrowania ksenobiotyku. Ze względów praktycznych (zminimalizowanie kosztów związanych ze zbiorem), rośliny stosowane w tej metodzie, oprócz zdolności do akumulacji dużej ilości zanieczyszczeń, szybkiego wzrostu i dużej produkcji biomasy, powinny odznaczać się akumulacją ksenobiotyków w częściach nadziemnych – łodygach i liściach (14).

3.2. Fitodegradacja

Fitodegradacja (fitotransformacja) polega na zdolności wybranych gatunków roślin do pobierania zanieczyszczeń ze skażonych miejsc, a następnie ich transformacji za pomocą kompleksów enzymatycznych cyklu metabolicznego. Fitodegradacja może zachodzić również na zewnątrz roślin (bezpośrednio w strefie korzeniowej) dzięki enzymom degradującym wydzielanym do środowiska (10). Duże znaczenie dla degradacji ksenobiotyków odgrywają także interakcje pomiędzy korzeniami roślin a mikroorganizmami ich ryzosfery. Metoda fitodegradacji znalazła zastosowanie w usuwaniu różnych zanieczyszczeń organicznych z gleby, osadów, a także wód gruntowych i powierzchniowych. Do ksenobiotyków organicznych łatwo degradowalnych zalicza się m.in. węglowodory C_1-C_{15} , alkohole, fenole, aminy, kwasy i estry, w odróżnieniu od polichlorowanych bifenyli (PCBs), chlorowanych węglowodorów (np. trichloroetyleny – TCE), wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (PAHs), pochodnych materiałów wybuchowych (np. 2,4,6-trinitrotoluenu – TNT, 6-hydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazyny – RDX), substancji ropopochodnych czy pestycydów, których rozkład biologiczny jest utrudniony (15).

Do najważniejszych grup enzymów katalizujących reakcje degradacji należą: dehalogenazy (transformacja związków zawierających chlor), nitroreduktazy (rozkład materiałów wybuchowych i innych nitrozwiązków), nitrylasy (rozkład cyjanin i związków aromatycznych), peroksydazy (degradacja związków fenolowych), fosfatazy (degradacja pestycydów organofosforowych), oksygenazy (rozszczepianie pierścieni aromatycznych), a także hydrolazy, liazy, izomerazy i transferazy (6,7,16). Rozkład pobranych przez roślinę ksenobiotyków może być całkowity, do dwutlenku węgla i wody, lub częściowy. Pochodne częściowego rozkładu zanieczyszczeń mogą być włączane w struktury roślinne, np. na drodze lignifikacji.

Możliwość pobierania ksenobiotyków z podłoża zależy nie tylko od gatunku roślin i wielkości transpiracji, ale przede wszystkim od fizykochemicznych właściwości

samych zanieczyszczeń, takich jak: rozpuszczalność, prężność par, masa cząsteczkowa. Najważniejszym czynnikiem jest biodostępność ksenobiotyku, którą często wyraża się w postaci współczynnika podziału pomiędzy oktanol i wodę ($\log K_{ow}$). Do najlepiej pobieranych przez rośliny należą umiarkowanie hydrofilowe związki o współczynniku $\log K_{ow}$ od 0,5 do 3. Związki lipofilne o $\log K_{ow} > 3$ ulegają zbyt silnej sorpcji na powierzchni korzeni i w glebie, by mogły być pobierane i transportowane przez rośliny. Również związki chemiczne bardzo dobrze rozpuszczalne w wodzie ($\log K_{ow} < 0,5$) posiadają ograniczoną dostępność dla roślin ponieważ są zbyt słabo sorbowane przez korzenie. Biodostępność ksenobiotyków wynikająca ze współczynnika $\log K_{ow}$ związana jest bezpośrednio z białko-lipidową budową membran cytoplazmatycznych (16,17).

3.3. Fitostabilizacja

Rośliny mogą wpływać na fizyczne i chemiczne właściwości zanieczyszczeń powodując ich unieruchomienie w glebie. Specyficzna immobilizacja ksenobiotyków, głównie metali ciężkich, może zachodzić wskutek absorpcji i akumulacji metali w korzeniach roślin, adsorpcji na powierzchni korzeni lub wytrącania w strefie ryzosferowej. Wpływ roślin na zawarte w podłożu metale wynika z ich oddziaływania na środowisko glebowe oraz chemizm zanieczyszczeń. Związki organiczne produkowane przez rośliny i wydzielane do ryzosfery, oraz dwutlenek węgla, mogą zmieniać pH gleby, wpływać na jej potencjał oksydoredukcyjny, redukować jony toksycznych metali do form niedostępnych dla roślin (18). Duże znaczenie ma również zmniejszanie biodostępności szkodliwych jonów na drodze wytrącania w postaci nierozpuszczalnych soli.

Unieruchomione substancje mają ograniczoną zdolność do przemieszczania się w głąb profilu glebowego i dalej do wód gruntowych, a tym samym do dalszych ogniw łańcucha pokarmowego. Wprowadzanie roślin zdolnych do wzrostu w środowisku skażonym szkodliwymi substancjami zabezpiecza również przed dalszą degradacją terenów, np. w wyniku ich erozji (10,14).

3.4. Ryzofiltracja

Mechanizm ryzofiltracji opiera się na zdolności wybranych gatunków roślin wodnych do adsorpcji lub wytrącania zanieczyszczeń na powierzchni korzeni, pobierania i akumulacji szkodliwych związków w tkankach korzenia (1,7). Technikę tę wykorzystuje się do usuwania jonów metali ciężkich oraz pierwiastków radioaktywnych, występujących w relatywnie niskich stężeniach, skażających środowisko wodne (10). Spośród wszystkich metali ciężkich, za pomocą ryzofiltracji najefektywniej usuwany jest ołów. Remediacja środowiska z ołowiu przez systemy korzeniowe roślin jest kilkadziesiąt razy bardziej wydajna aniżeli, np. arsenu (11).

Procesy sorpcyjne zachodzące na powierzchni korzeni odgrywają najważniejszą rolę w usuwaniu metali ciężkich za pomocą ryzofiltracji. Sorpcja zanieczyszczeń jest procesem złożonym, wynikającym z oddziaływań fizykochemicznych pomiędzy rośliną i ksenobiotykiem (procesy chelacji, wymiany jonowej). Procesy te nie wymagają aktywnego układu biologicznego i zachodzą również na martwej tkance korzeniowej.

Znacznie mniejsze znaczenie dla efektywności ryzofiltracji mają procesy biologiczne związane z aktywnym pobieraniem ksenobiotyków, akumulacją w wakuolach czy transportem do górnych partii roślin (19). Dowiedziono, że zastosowanie młodych roślin gorczycy (*Brassica juncea*) do ryzofiltracji metali ciężkich daje zwykle lepsze efekty aniżeli stosowanie roślin dojrzałych. Technikę hodowli siewek w kulturach hydroponicznych w celu usuwania toksycznych metali określa się jako blastofiltrację (20). W badaniach prowadzonych przez Dushenkova nad ryzofiltracją jonów ołowiu wykazano, że procesy precypitacji odgrywają najmniej znaczącą rolę w remediacji tego ksenobiotyku ze środowiska (21).

Mimo że środowisko wodne stanowi naturalne siedlisko roślin wykorzystywanych w procesie ryzofiltracji, to coraz większą uwagę zwraca się również na możliwość użycia do tego celu roślin lądowych. Rośliny hodowane w kulturach hydroponicznych i aeroponicznych odznaczają się znacznie większą efektywnością w ryzofiltracji zanieczyszczeń aniżeli rośliny wodne (11).

3.5. Fitoewaporacja

Zjawisko fitoewaporacji (ang. *phytovolatilization*) polega na pobieraniu zanieczyszczeń przez rośliny, transpiracji, a następnie ich odparowaniu w zmodyfikowanej formie. Mechanizm fitoodparowania wykorzystywany jest głównie do oczyszczania środowiska wodnego oraz gleb skażonych selenem, rtęcią lub arsenem (8,10). Fitooodparowaniu mogą ulegać także niektóre związki organiczne, takie jak trójchloroetylen, benzen, nitrobenzen, fenol, atrazyna (22).

Remediacja środowiska skażonego selenem jest najlepiej poznanym przykładem fitoewaporacji. Selen skażający środowisko występuje najczęściej w postaci selenianu (SeO_4^{2-}), selenitu (SeO_3^{2-}) oraz rzadziej w formie organicznej, selenometioniny. Szybkość pobierania selenu z podłoża zależy zarówno od jego chemicznej formy jak i innych czynników, takich jak: stężenie SO_4^{2-} , który jest jonem współzawodniczącym, oraz poziom glutationu i O-acetyloseryny w komórkach roślin. Pobrany selen na drodze reakcji enzymatycznych w chloroplastach przy udziale m.in. ATP sulfurylasy, APS reduktazy, reduktazy glutationowej, reduktazy siarczynowej i S-metylmetioniohydrolazy, jest redukowany do dimetyloselenidu (DMSe) lub dimetyldiselenidu (DMDSel) i uwalniany do atmosfery. Obie metylowane formy selenu (DMSe i DMDSel) odznaczają się od 500 do 700 razy mniejszą toksycznością aniżeli selen w formie nieorganicznej (23-25).

Skażenie środowiska związkami zawierającymi rtęć stanowi poważne zagrożenie dla zdrowia ludzi i niejednokrotnie było przyczyną ciężkich zatruc. Nieorganiczne formy rtęci w wyniku działania mikroorganizmów ulegają przekształceniu do form metylowanych (CH_3Hg^+), które są łatwo przyswajane przez organizmy żywe.

Usuwanie związków rtęci, zwłaszcza ze środowiska wodnego, przysparza wiele trudności, dlatego obiecującą techniką remediacji tego związku jest fitoremediacja przez fitoodparowanie. Znane są rośliny zdolne do pobierania i akumulacji rtęci, jednakże nie posiadają one odpowiednich enzymów katalizujących reakcje redukcji Hg^{2+} do Hg^0 . Dlatego dużą nadzieję wiąże się z technikami inżynierii genetycznej. Rośliny transgeniczne, takie jak: rzodkiewnik (*Arabidopsis thaliana*), tytoń (*Nicotiana tabacum*) czy żółta topola (*Liliodendron tulipifera*), zawierające geny bakteryjne enzymów – liazy organicznych związków rtęci (MerB) i reduktazy rtęciowej (MerA), zdolne są do pobierania rtęci (głównie w formie metylowanej), a następnie jej redukcji do formy elementarnej Hg^0 (26-28). Zredukowana rtęć Hg^0 , charakteryzująca się znacznie mniejszą toksycznością aniżeli formy CH_3Hg^+ czy Hg^{2+} , jest uwalniana przez aparat transpiracyjny rośliny do atmosfery, gdzie ulega rozrzedzeniu (11).

Techniki ewaporacji, mimo wymiernych efektów w usuwaniu związków selenu i rtęci, postrzegane są jako metody ryzykowne ze względu na znaczną toksyczność tych pierwiastków występujących w dużych stężeniach (29).

4. Zalety i ograniczenia fitoremediacji

Techniki fitoremediacji, oprócz zasadniczych korzyści, wynikających z oczyszczenia środowiska z zanieczyszczających go substancji, posiadają szereg innych zalet. Niewątpliwą zaletą fitoremediacji jest bezpośrednio jej zastosowanie w miejscu wystąpienia skażenia (*in situ*). W technice tej, w odróżnieniu od metod tradycyjnych, nie stosuje się dodatkowych związków ekstrahujących, dlatego powstaje bardzo mała ilość zanieczyszczeń wtórnych. Rośliny poprzez zwarty system korzeniowy chronią zdegradowane gleby przed erozją powodowaną przez czynniki atmosferyczne. Uwalnianie do środowiska wydzielin roślin zwiększa liczebność i aktywność mikroorganizmów glebowych, zwiększając żyzność gleby i poprawiając jej zdegradowaną strukturę (6,30). Jedną z zasadniczych zalet fitoremediacji jest wielokrotnie niższy koszt oczyszczenia skażonych miejsc w porównaniu z technikami tradycyjnymi. Szacuje się, że zastosowanie technik fitoremediacji do usuwania ołowiu z powierzchni 1 ha ziemi, kosztuje około 40 tys. USD, przy czym jest to koszt rozłożony na 30 lat trwania procesu (31). Dla porównania, koszt wykorzystania technik tradycyjnych sięga nawet 1-2,5 mln USD/ha (10). Koszt oczyszczenia środowiska wodnego za pomocą systemów roślinnych szacuje się na około 3-30 USD na 1 m³ (32). Ze względu na to, że techniki z użyciem roślin nie oddziałują destrukcyjnie na środowisko, a dodatkowo polepszają jego walory estetyczne, fitoremediacja cieszy się dużą akceptacją społeczną.

Mimo wielu zalet technika fitoremediacji napotyka szereg ograniczeń. Jednym z podstawowych jest stosunkowo długi czas oczyszczania, który w przypadku metali ciężkich wynosi nawet 30 lat. Na szybkość usuwania zanieczyszczeń mają wpływ takie czynniki jak: długość sezonu wegetacyjnego, rodzaj gleby, pH, odpowiednia ilość składników odżywczych, wody, odporność roślin na choroby i szkodniki (31). Dodatkowo rośliny mogą oczyszczać podłoże tylko do głębokości penetracji przez system korzeniowy. Długość korzeni większości roślin zielnych wynosi od 30 do 120 cm, a w przypadku drzew od 5 do 10 m (7). Zanieczyszczenia zalegające poniżej zasięgu systemu korzeniowego nie są dostępne dla roślin i nie ulegają fitoremediacji. Kolejną wadą jest trudny do przewidzenia kierunek degradacji pobranej przez roślinę substancji. Na skutek przemian wywołanych aktywnością rośliny mogą powstawać niekorzystne metabolity o znacznie większej toksyczności aniżeli substancja macierzysta (6). Związki zakumulowane w tkankach roślinnych mogą przedostawać się do dalszych ogniw łańcucha pokarmowego, np. wskutek zjadania przez zwierzęta. Poważną przeszkodą w wykorzystaniu roślin w procesach fitoremediacji może być także zbyt niska ich odporność na wysokie stężenia toksycznych związków skażających środowisko.

Techniki fitoremediacji są w dalszym ciągu rozwijane. Prowadzonych jest wiele badań polegających na selekcji roślin o szczególnych właściwościach remediacyjnych, a także na zastosowaniu metod inżynierii genetycznej, umożliwiającej nadawanie im nowych korzystnych cech, pozwalających na pokonanie niektórych ograniczeń fitoremediacji.

5. Zastosowanie fitoremediacji

Metoda usuwania zanieczyszczeń przy udziale roślin znajduje szerokie zastosowanie zarówno w oczyszczaniu gleby i osadów, jak również wód powierzchniowych i gruntowych. Technikę tę z powodzeniem stosuje się do usuwania pierwiastków biogenych ze ścieków bytowo-gospodarczych w małych przydomowych oczyszczalniach oraz remediacji zanieczyszczeń występujących na dużych obszarach, powstałych na skutek wielkoprzemysłowej działalności człowieka, czy też w wyniku katastrof ekologicznych (33,34). Do zanieczyszczeń tych należą przede wszystkim substancje nieorganiczne, takie jak metale ciężkie (11,35), pierwiastki radioaktywne (36-38) i związki organiczne, w tym: substancje ropopochodne (39), pestycydy (40), pochodne benzenu, toluenu (16).

Oczyszczanie środowiska za pomocą roślin lub działania uniemożliwiającego rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń (immobilizacja, stabilizacja), stanowią ważną alternatywę dla konwencjonalnych, bardzo kosztownych technologii, polegających głównie na usuwaniu warstwy skażonego podłoża i ekstrakcji ksenobiotyków za pomocą chemicznych eluentów (14). Stosowanie tradycyjnych technik powoduje dodatkowo nieodwracalne zmiany w strukturze gleby oraz powstawanie dużych ilości niebezpiecznych odpadów.

W Polsce, na początku lat dziewięćdziesiątych powstało kilkanaście oczyszczalni, wykorzystujących rośliny (głównie trzcinę – *Phragmites australis*) do oczyszczania ścieków. W obiektach tego typu oczyszcza się od kilkudziesięciu do kilkuset m³ ścieków na dobę. Duże zdolności buforowe powodują, że oczyszczalnie roślinne mogą być wykorzystywane do oczyszczania ścieków, których skład i objętość w różnych okresach użytkowania ulegają znacznym wahaniom (41). Fitoremediację stosowano także do oczyszczania terenów w sąsiedztwie huty cynku Waryński na Górnym Śląsku. Fitoekstrakcję metali ciężkich, indukowaną dodatkiem związków chelatujących, prowadzono na obszarze o powierzchni 1 ha wykorzystując do tego celu gorczycę sarepską (*Brassica juncea*) (42). Na terenie Górnego Śląska prowadzone są także prace nad fitoekstrakcją metali ciężkich z hałd przemysłowych. Obecność roślin na hałdach zmniejsza także ryzyko ich erozji co dodatkowo ogranicza możliwość rozprzestrzenienia się zanieczyszczeń (43).

Badania dotyczące możliwości wykorzystania roślin do remediacji środowisk skażonych lub zdegradowanych prowadzone są przez wiele ośrodków naukowych. W Polsce zagadnieniem tym zajmują się m.in. Akademia Rolnicza im Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych w Katowicach, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach, Uniwersytet Warszawski, Akademia Rolnicza w Szczecinie i wiele innych.

Literatura

1. Utsunomyia T., (1980), Japanese Patent Application No. 55-72959.
2. Raskin I., Kumar N., Dushenkov S., Salt D. E., PhytoTech Inc., (1994), Patent No. 05364451.
3. Raskin I., Kumar N., Dushenkov S., Salt D. E., (1994), Curr. Opin. Biotechnol., 5, 285-290.
4. Cunningham S. D., Berti W. R., (1998), Eds. N. Terry, G. Banuelos, Ann Arbor Press, 1-26.
5. McCutcheon S. C., Rock S. A., (2001), Int. J. Phytoremediat., 3(1).
6. Susarla S., Medina V. F., McCutcheon S. C., (2002), Ecol. Eng., 18, 647-658.
7. Cunningham S. C., Berti W. R., Huang J. W., (1995), *Battelle*, Ed. R. Hinchee, Lewispub, New York, 1-19.
8. LeDuc D., Terry N., (2005), Environ. Biotechnol., 32, 514-520.
9. Baker A. J. M., Brooks R. R., (1989), Biorecovery, 1, 81-126.
10. EPA/600/R-99/107, (2000), *Introduction to phytoremediation*, Cincinnati, Oh., 1-71.
11. Raskin I., Smith R. D., Salt D. E., (1997), Curr. Opin. Biotech., 8, 221-226.
12. Chaney R. L., Malik M., Li Y. M., Brown S. L., Brewer E. P., Angle S., Baker A. J. M., (1997), Curr. Opin. Biotech., 8, 279-284.
13. Lim J. M., Salido A. L., Butcher D. J., (2004), Microchem. J., 76, 3-9.
14. Salt D. E., Blaylock M., Kumar N., Dushenkov V., Ensley B. D., Chet I., Raskin I., (1995), Biotech., 13, 468-475.
15. Gianfreda L., Rao M. A., (2004), Enzyme Microb. Tech., 35, 339-354.
16. Schnoor J. L., Licht L. A., McCutcheon S. C., Wolfe M. L., Carreira L. H., (1995), Environ. Sci. Technol., 29(7), 318-323.
17. Alkorta I., Garbisu C., (2001), Bioresource Technol., 79, 273-276.
18. Lytle C. M., Lytle F. W., Yang N., Qian J. H., Hansen D., Zayed A., Terry N., (1998), Environ. Sci. Technol., 32, 3087-3093.

19. Kumar P. B. A. N., Dushenkov V., Motto H., Raskin I., (1995), *Environ. Sci. Technol.*, 29(5), 1232-1239.
20. Salt D. E., Pickering I. J., Prince R. C., Gleba D., Dushenkov V., Smith R. D., Raskin I., (1997), *Environ. Sci. Technol.*, 31(6), 1636-1644.
21. Dushenkov V., Kumar P. B. A. N., Motto H., Raskin I., (1995), *Environ. Sci. Technol.*, 29(5), 1239-1246.
22. Burken J. G., Schnoor J. L., (1999), *Int. J. Phytoremediation*, 1(2), 39-151.
23. Banuelos G. S., Ajwa H. A., Terry N., Zayed A., (1997), *J. Soil Water Conserv.*, 52(6), 426-430.
24. Zayed A., Lytle C. E., Terry N., (1998), *Planta*, 206, 284-292.
25. Terry N., Zayed A. M., Souza M. P., Tarun A. S., (2000), *Annu. Rev. Plant Phys.*, 51, 401-432.
26. Meagher R. B., Heaton A. C. P., (2005), *Environ. Biotechnol.*, 32, 502-513.
27. Bizily S. P., Rough C. L., Meagher R. B., (1999), *Nat. Biol.*, 18, 213-217.
28. Claton L. R., (2004), *Trends in Biotechnol.*, 22(10), 496-498.
29. Watanabe M. E., (1997), *Environ. Sci. Technol.*, 31(4), 182-186.
30. Burken J. G., Schnoor J. L., (1996), *J. Environ. Eng.*, 122(11), 958-963.
31. Cunningham S. D., Berti W. R., Huang J. W., (1995b), *Trends Biotechnol.*, 13(9), 393-398.
32. Macek T., Mackowa M., Kas J., (2000), *Biotechnol. Adv.*, 18, 3-34.
33. Madison M., Licht L. A., Wilson D., (1994), *Proceedings of the 87th Meeting of the Air & Waste Management*, Cincinnati, Oh., 94-WA86.03.
34. Berrgman B. A., Cheng J., Classen J., Stomp A. M., (2000), *T. ASAE*, 43(2), 263-269.
35. Huang J. W., Cuningham S. D., (1996), *New Phytol.*, 134, 75-84.
36. Broadly M. R., Willey N. J., (1997), *Environ. Pollut.*, 97(1-2), 1-15.
37. Entry J. A., Watrud L. S., (1998), *Water, Air Soil Pollut.*, 104, 339-352.
38. White P. J., Broadly M. R., (2000), *New Phytol.*, 147, 241-256.
39. Radwan S. S., Al-Adwadh H., El-Nemr I. M., (2000), *Int. J. Phytoremediation*, 4, 383-396.
40. Arthur E. I., Coats J. R., (1998), *Phytoremediation*, Eds. Kearney P., Roberts T., John Wiley & Sons Ltd. Chichester, U. K., Chapter 11, 251-283.
41. Dzikiewicz M., (1995), „Oczyszczalnie hydrobotaniczne”, Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna – Gdańsk, 47-51.
42. Kucharski R., Sas-Nowosielska A., Kuperberg J. M., (2005), International Workshop “Current developments in remediation of contaminated sites” IUNG, Puławy, 46.
43. Stuczyński T., Siebielec G., (2005), International Workshop “Current developments in remediation of contaminated sites” IUNG, Puławy, 31.