



Polskie Towarzystwo Botaniczne  
Oddział w Białymstoku

## **Różnorodność biologiczna – od komórki do ekosystemu.**

Rośliny i grzyby w zmieniających się  
warunkach środowiska

pod redakcją  
**Iwony Ciereszko i Andrzeja Bajguza**

Polskie Towarzystwo Botaniczne  
Białystok 2013

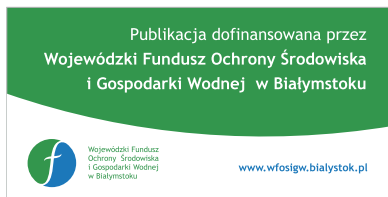
Redakcja naukowa

dr hab. **Iwona Ciereszko**, prof. UwB

dr hab. **Andrzej Bajguz**

Recenzenci

prof. dr hab. **Elżbieta Romanowska**; prof. dr hab. **Wiesław Fałtynowicz**; prof. dr hab. **Czesław Hołdyński**; dr hab. **Iwona Ciereszko**, prof. UwB; dr hab. **Mirosława Kupryjanowicz**, prof. UwB; dr hab. **Grażyna Łaska**, prof. PB; dr hab. **Dorota Nalepka**, prof. PAN, Kraków; dr hab. **Andrzej Bajguz**; dr hab. **Agnieszka Gniazdowska-Piekarska**; dr hab. **Bożena Kiziewicz**; dr **Anna Matwiejuk**



Copyright © 2013 by: Polskie Towarzystwo Botaniczne – Oddział w Białymstoku.  
Wszystkie prawa zastrzeżone

ISBN 978-83-62069-37-8

Korekta językowa:

**Urszula Glińska**

Projekt okładki:

**Magdalena Muśko**

wykorzystano fotografie autorstwa: Anety Adamczuk; Ewy Żebrowskiej; Piotra Talałaja

Redaktor techniczny:

**Andrzej Poskrobko**

Realizacja:

**Agencja Wydawnicza EkoPress**

601 311 838

# 7 Fitoremediacja – alternatywa na czyste środowisko

Alicja Piotrowska-Niczyporuk / Andrzej Bajguz

Uniwersytet w Białymstoku  
Wydział Biologiczno-Chemiczny, Instytut Biologii,  
Zakład Biochemii Roślin i Toksykologii

ul. Świerkowa 20B, 15-950 Białystok  
e-mail: alicjap@uwb.edu.pl

## Streszczenie

Postęp przemysłowy i cywilizacyjny, oprócz bezsprzecznych korzyści, niesie za sobą degradację środowiska. Obiecujące możliwości w procesach remediacji – usuwania różnego rodzaju zanieczyszczeń z atmosfery, gleby i wody daje zastosowanie roślin. W fitoremediacji wykorzystuje się naturalną zdolność wybranych gatunków roślin do wzrostu i rozwoju w ekosystemach skażonych substancjami organicznymi i nieorganicznymi, a także ich pobierania i detoksykacji. Naturalne fitoremediatory powinny charakteryzować się rozwiniętym systemem korzeniowym, szybkim wzrostem, dużą produkcją biomasy, tolerancją na skażenia oraz zdolnością akumulowania kilku zanieczyszczeń jednocześnie. Ze względu na sposób, w jaki rośliny wpływają na oczyszczanie skażonych ekosystemów, wyróżnia się główne techniki fitoremediacji: fitoekstrakcję, fitodegradację, fitostabilizację, fitoewaporację i ryzofiltrację. W rzeczywistości jednak mechanizmy usuwania czy detoksykacji zanieczyszczeń są bardziej złożone i często wynikają z połączenia różnego rodzaju metod. Fitoremediacja – jak każda metoda – posiada niewątpliwe zalety, jak również pewne ograniczenia, ale generalnie uważana jest za metodę przyjazną środowisku, tanią, mało inwazyjną i akceptowaną społecznie. Technika ta jest powszechnie postrzegana jako alternatywa dla ingerujących w środowisko metod fizyko-chemicznych, które mogą przyczyniać się do wtórnych zanieczyszczeń gleby, wody oraz powietrza. Fitoremediacja znajduje szerokie zastosowanie na zdegradowanych terenach poprzemysłowych, gdzie pomaga przywrócić je do takiego stanu, aby mogły być użytkowane jako obszary rekreacyjne lub mieszkalne.

**Słowa kluczowe:** fitoekstrakcja, fitodegradacja, fitostabilizacja, fitoewaporacja, ryzofiltracja

---

**Różnorodność biologiczna – od komórki do ekosystemu.**

Rośliny i grzyby w zmieniających się warunkach środowiska

## 7.1. Wstęp

Dokonujący się na przestrzeni ostatniego stulecia rozwój przemysłu i rolnictwa spowodował niekorzystne zmiany w środowisku przyrodniczym. Skażona gleba, woda i powietrze stanowią poważne zagrożenie dla zdrowia człowieka, jak również powodują zachwianie równowagi pomiędzy populacjami organizmów żywych zajmujących dane siedlisko. Dlatego bardzo ważne jest poszukiwanie nowych rozwiązań oczyszczania zagrożonych ekosystemów, spośród których coraz większego znaczenia nabierają metody biologiczne. Badania naukowe wykazały, że pewne gatunki roślin, dzięki swoim specyficznym cechom, posiadają zdolność pobierania i degradacji ksenobiotyków zanieczyszczających środowisko. Poprzez aktywny wpływ na zachodzące w naturze procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne, zmieniają je tak, aby umożliwić przebieg własnego cyklu życiowego. Co więcej, rośliny te wyposażone w mechanizmy obronne, pobierając, metabolizując i/lub koncentrując we własnych tkankach substancje toksyczne, oczyszczają środowisko (Marecik i in. 2006; Grobelak i in. 2010).

## 7.2. Fitoremediacja i jej zastosowanie

Termin fitoremediacja stanowi połączenie słów – języka greckiego: *phyton*, oznaczającego „roślinę” i łacińskiego: *remediare*, odnoszącego się do czasownika „naprawiać” (Raskin i in. 1994). Fitoremediacja polega na zastosowaniu w skażonym środowisku roślin zdolnych do wzrostu i oddziaływania na zachodzące w nim: biologiczne, chemiczne oraz fizyczne procesy, by w efekcie przyczynić się do usunięcia ksenobiotyków z układu biologicznego (Meagher 2000).

Rośliny wykorzystywane w tej metodzie oczyszczania środowiska 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 również powodować unieruchomienie

ksenobiotyków i ograniczać ich migrację w środowisku (Marecik i in. 2006; Ali i in. 2013).

Idea użycia roślin do ograniczenia zanieczyszczeń w środowisku była znana od dawna i trudno przypisać jej konkretną datę implementacji czy też pochodzenie. Pierwsze udane próby wykorzystania fitoremediacji do rolniczego zagospodarowania ścieków komunalnych miały miejsce w Niemczech już na początku XIX wieku. Od dawna doceniana jest także rola roślin w oczyszczaniu powietrza wielkich aglomeracji miejskich, chociaż największe zainteresowanie tą metodą i pierwsze wdrożenia zostały podjęte dopiero na początku lat osiemdziesiątych ubiegłego wieku (Raskin i in. 1994).

Fitoremediacja znalazła zastosowanie w dwóch obszarach. Pierwszym są zdegradowane tereny przemysłowe, a celem fitoremediacji jest ich przywrócenie do stanu bezpiecznego w zagospodarowaniu tak, aby mogły być użytkowane jako tereny rekreacyjne, handlowe, a nawet mieszkalne. Fitoremediacja terenów przemysłowych opiera się przede wszystkim na roślinach jednorocznych, tolerancyjnych na zanieczyszczenia, których coroczna uprawa pozwala na uzyskanie dużej biomasy, a tym samym wysokiego stopnia efektywności oczyszczania środowiska (Wójcik 2000; Wong 2003).

Drugim i bardzo przyszłościowym obszarem zastosowania fitoremediacji są tereny w sąsiedztwie tras komunikacyjnych, gdzie fitoremediacja powinna być procesem ciągłym, na bieżąco usuwającym zanieczyszczenia. W otoczeniu tras komunikacyjnych skażone jest bowiem i powietrze, i gleba oraz spływająca z jezdni i chodników woda. Ten dział fitoremediacji opiera się na zastosowaniu tolerujących zanieczyszczenia roślin wieloletnich. Należą do nich przede wszystkim drzewa posiadające dużą powierzchnię gromadzącą zanieczyszczenia zawarte w powietrzu (Schepers i in. 2005; Doty i in. 2007).

W Polsce, na początku lat dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku, powstało kilkanaście oczyszczalni wykorzystujących techniki fitoremediacyjne do oczyszczania ścieków, także tych, których skład i objętość w różnych okresach użytkowania ulega znacznym wahaniom. Stosowano je także do usuwania zanieczyszczeń z terenów sąsiadujących z wielkimi zakładami przemysłowymi, np. z hutą cynku „Waryński” na Górnym Śląsku. Za pomocą *Brassica juncea* (L.) Czern., przeprowadzono fitoremediację metali ciężkich, indukowaną dodatkiem związków chelatujących na obszarze 1 ha, a na terenie Górnego Śląska obecnie trwają prace z wykorzystaniem tej metody do oczyszczania hałd przemysłowych (Zemleduch, Tomaszewska 2007a).

## 7.3. Techniki fitoremediacji

Ze względu na sposób, w jaki rośliny wpływają na oczyszczanie skażonych ekosystemów, wyróżnia się następujące rodzaje fitoremediacji: fitoekstrakcję, fitostabilizację, fitodegradację, fitoewaporację, ryzofiltrację. W praktyce jednak mechanizmy usuwania poszczególnych zanieczyszczeń są bardziej złożone i często wynikają z połączenia różnych, wymienionych uprzednio metod (Marecik i in. 2006; Henry i in. 2013).

### 7.3.1. Fitoekstrakcja

Fitoekstrakcja jest techniką najczęściej stosowaną w oczyszczaniu gleb i osadów skażonych metalami ciężkimi i materiałami radioaktywnymi (Ali i in. 2013). W metodzie tej wykorzystuje się rośliny zdolne do pobierania dużej ilości ksenobiotyków z podłoża, które są następnie transportowane do poszczególnych tkanek rośliny, gdzie ulegają koncentracji i akumulacji. Po zakończeniu okresu wegetacyjnego, rośliny te zbiera się z oczyszczonej powierzchni za pomocą typowych maszyn rolniczych, a następnie poddaje się procesom termicznym, fizycznym, chemicznym lub mikrobiologicznym. Przykładem wykorzystania tej metody może być *Thlaspi caerulescens* (L.) gromadzący aż 51600 mg cynku w 1 kg suchej masy nadziemnych części rośliny (Lorestani i in. 2012).

Wyróżnia się dwa kierunki działań fitoekstrakcyjnych: fitoekstrakcję wspomaganą i ciągłą. Idea fitoekstrakcji wspomagananej polega na dodaniu syntetycznych substancji chelatujących do gleby (np. EDTA), które zwiększają ilość pobieranych przez rośliny metali ciężkich, głównie ołowiu i miedzi (Gupta i in. 2013; Kam-bhampati, Vu 2013). Z kolei w procesie fitoekstrakcji ciągłej, zastosowanie znajdują rośliny hiperakumulatorowe, czyli gatunki akumulujące metale ciężkie, gromadzące w tkankach ponadprogową ilość metali (Tab. 7.1), często przewyższającą ich stężenie w glebie (Baker, Brooks 1989).

W ostatnich latach fitoekstrakcja jest jednym z najbardziej intensywnie rozwijających się działów biotechnologii środowiskowej i jedyną metodą *in situ* usuwającą metale ciężkie z gleby. W trakcie poszukiwań i selekcji odpowiednich genotypów uprawnych, najwięcej taksonów znaleziono wśród roślin z rodziny kapustnych (*Brassicaceae*), traw (*Poaceae*) oraz motylkowych (*Papilionaceae*). Na szczególną uwagę zasługuje *Brassica juncea*, którą jako pierwszą zastosowano w skali produkcyjnej do oczyszczania skażonego rtęcią stanowiska po byłej fabryce lamp (Chigbo, Batty 2013). Wadą tej rośliny, jak również niewiele jej ustępującej *Sinapis alba* (L.), jest konieczność zbioru w stanie świeżym, co stwarza poważne problemy z utyliza-

cją uzyskanej biomasy. Pozostawione na polu resztki stanowią bowiem źródło wtórnej emisji substancji toksycznych (Szczygłowska i in. 2011).

**Tabela 7.1.** Przykłady hiperakumulatorów

Pierwiastek	Gatunek rośliny	Zawartość metalu (mg/kg)
Cynk (Zn)	<i>Thlaspi caerulescens</i> (L.)	39 600
Kadm (Cd)	<i>Thlaspi caerulescens</i> (L.)	1 800
Nikiel (Ni)	<i>Alyssum bertolonii</i> (Desv.)	13 400
Selen (Se)	<i>Astragalus racemosus</i> (Jones)	14 900
Tall (Tl)	<i>Iberis intermedia</i> (Guers.)	3 070
Miedź (Cu)	<i>Ipomoea alpina</i> (Rendle)	12 300
Kobalt (Co)	<i>Haumaniasrtum robertii</i> (Robyns)	10 200
Arsen (As)	<i>Pteris vittata</i> (L.)	27 000

Źródło: Grobelak i in. 2010. Fitoremediacja – niedoceniony potencjał roślin w oczyszczaniu środowiska. J. Ecol. Health, 14: 276-280.

W rodzinie traw najbardziej przydatna w procesie fitoekstrakcji jest powszechnie uprawiana *Zea mays* (L.). Inne gatunki i odmiany z tej rodziny pochodzą z rodzajów: *Festuca*, *Agrostis* oraz *Lolium*. Jednak w porównaniu z *Z. mays*, akumulują znacznie mniejszą biomasę i chociaż koszt ich uprawy jest dużo niższy, wymagają dalszego doskonalenia w drodze selekcji i hodowli, aby mogły być odpowiednio wykorzystane. Godnym zainteresowania wariantem fitoekstrakcji jest wykorzystanie *Agropyron repens* (L.), który w częściach podziemnych gromadzi największe ilości substancji toksycznych zawartych w glebie. Wśród roślin z rodziny motylkowych najwyżej ocenianymi fitoremediantami są: *Vicia* sp., *Pisum sativum* (L.) i *Lupinus* sp. (Ali i in. 2013).

Prowadzone są również badania nad wykorzystaniem w procesie fitoekstrakcji innych roślin, nie przejawiających zdolności hiperakumulacji, wśród których na uwagę zasługują niektóre gatunki zbóż oraz drzew. Rośliny te, ze względu na dużą biomasę, potrafią zakumulować w swoich tkankach ilości metali ciężkich porównywalne z wielkościami gromadzonymi przez hiperakumulatory (Greger, Landberg 1999; Burken i in. 2011). W fitoekstrakcji metali ciężkich ze środowiska wodnego z powodzeniem może również być wykorzystywana *Wolffia arrhiza* (L.) Horkel ex Wimm. z rodziny Lemnaceae (Piotrowska i in. 2009, 2010).

Na uwagę zasługuje też, podjęta w ostatnich latach, fitoekstrakcja zanieczyszczeń zawartych w powietrzu. Przy pomocy roślin można oczyścić powietrze nie tylko z CO<sub>2</sub>, ale także z bardzo wielu szkodliwych gazów nieorganicznych (np. z NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, Cl<sub>2</sub>). Sadzenie drzew i krzewów w miastach i wzdłuż autostrad to jeden ze sposobów na nieustanną filtrację powietrza. Średniej wielkości drzewo usuwa rocznie około 13 kg CO<sub>2</sub> i wydziela około 6 kg tlenu, co jest ilością wystarczającą do uzupełnienia zapotrzebowania na tlen 4-osobowej rodziny (Morikawa, Erkin 2003).

Powietrze na terenach zurbanizowanych jest także skażone NO<sub>2</sub>, który jest emitowany przez pojazdy mechaniczne. Gaz ten powoduje poważne uszkodzenia płuc, zwłaszcza u dzieci, oraz zwiększa wrażliwość układu oddechowego na choroby wirusowe. Wśród gatunków drzewiastych występujących w Polsce, najwięcej NO<sub>2</sub> pobiera *Populus nigra* (L.) – 5,14%, *Magnolia kobus* (DC.) – 4,92% i *Robinia pseudoacacia* (L.) – 4,73%. Wśród zielonych roślin ozdobnych na uwagę zasługują: *Carthamus sp.*, *Chrysanthemum sp.*, *Cosmos sp.*, *Matthiola incana* (L.), *Impatiens sp.* i *Petunia sp.* Gatunki roślin drzewiastych i bylin odznaczających się tą zdolnością powinny być polecane w propozycjach obsadzeń skrzyżowań i planowanego systemu autostrad (Morikawa, Erkin 2003).

### 7.3.2. Fitostabilizacja

W przeciwieństwie do fitoekstrakcji, fitostabilizacja nie wiąże się z usuwaniem metali, ale z ich zatrzymywaniem w glebie przez adsorpcję i akumulację w korzeniach, adsorpcję na powierzchni korzeni lub precypitację w strefie ryzosfery, redukując w ten sposób zagrożenie dla środowiska. Fitostabilizacja polega na zasiedlaniu terenów skażonych przez rośliny tolerujące wysokie stężenia metali oraz na zapobieganiu rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń w środowisku (Mendez, Maier 2008; Grobelak i in. 2010).

Gatunki roślin stosowane do fitostabilizacji obniżają bioprzyswajalność substancji toksycznych w glebie poprzez wydzielanie związków do ryzosfery. Eksudaty korzeniowe (np. związki fenolowe, kwasy organiczne) reagują z jonami metali i wytrącają je w postaci nierozpuszczalnych soli. Następnie wiążą je w ścianie komórkowej i gromadzą w apoplacie oraz w wakuolach (Marecik i in. 2006).

Do technik fitostabilizacji pożądane są rośliny, które charakteryzują się wykształconą odpornością na metale, szybkim tempem wzrostu, wydzielaniem eksudatów korzeniowych do ryzosfery, dużą zdolnością akumulowania metali w korzeniach z ograniczeniem transportu i akumulacji toksyn w pędach. Techniki te powinny zmierzać do stabilizacji podłoża zwałowisk i innych stanowisk przemysłowych, ograniczać biodostępność metali i minimalizować przedostawanie się ich



do łańcucha pokarmowego (Wong 2003). Do fitostabilizacji wykorzystane są m.in.: *Festuca rubra* (L.), *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, *Sesbania rostrata* (Bremek. & Oberm.), *Typha latifolia* (L.). Fitostabilizacja stosowana jest na terenach dawnych kopalń odkrywkowych, składowisk odpadów i osadów z oczyszczalni ścieków, pasów zieleni wokół zakładów przemysłowych i obszarów intensywnej działalności gospodarczej człowieka (Zemleduch, Tomaszewska 2007a; Alkorta i in. 2010; Grobelak i in. 2010).

### 7.3.3. Fitodegradacja

Fitodegradacja jest sposobem oczyszczania środowiska zanieczyszczonego związkami organicznymi za pomocą roślin i mikroorganizmów ryzosfery poprzez pobieranie i przekształcanie związków toksycznych za pomocą endogennych enzymów (nitroreduktazy, fosfatazy, laktazy, dehalogenazy, nitrylasy, peroksydazy) w formy nietoksyczne i wbudowanie ich w tkanki, akumulowanie bądź rozkładanie do CO<sub>2</sub> i H<sub>2</sub>O (Subramanian i in. 2006, Hannink i in. 2001).

Metoda fitodegradacji znalazła zastosowanie w usuwaniu różnych zanieczyszczeń organicznych z gleby, osadów, a także wód gruntowych i powierzchniowych. Do ksenobiotyków organicznych łatwo degradowanych tą metodą zalicza się m.in.: węglowodory C1-C15, alkohole, fenole, aminy, kwasy i estry. Przykłady roślin wykorzystywanych w tej technice to: *Solanum tuberosum* (L.), *Raphanus sativus* (L.) czy *Populus* sp. (Wójcik 2000; Garbisu, Alkorta 2001).

Zdolność pobierania ksenobiotyków z podłoża zależy nie tylko od gatunku rośliny 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. Parametr ten jest bezpośrednio związany z białkowo-lipidową budową membran cytoplazmatycznych. Do substancji najlepiej pobieranych przez rośliny należą umiarkowanie hydrofilowe związki. Związki lipofilne 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 posiadają ograniczoną dostępność dla roślin, ponieważ są zbyt słabo sorbowane przez korzenie (Rupassara i in. 2002).

### 7.3.4. Fitoewaporacja

Zjawisko fitoewaporacji polega na pobieraniu przez rośliny zanieczyszczeń, ich transpiracji, a następnie odparowaniu w zmodyfikowanej formie. Proces ten jest wykorzystywany przede wszystkim do oczyszczania środowiska wodnego oraz gleb skażonych selenem, rtęcią lub arsenem. Fitoewaporacji mogą też ulegać niektóre związki organiczne, takie jak trójchloroetylen, benzen, nitrobenzen, fenol czy atrazyna (Marecik i in. 2006).

Remediacja środowiska skażonego selenem jest najlepiej poznanym przykładem fitoewaporacji. Selen skażający środowisko występuje najczęściej w postaci selenianu ( $\text{SeO}_4^{2-}$ ), selenitu ( $\text{SeO}_3^{2-}$ ) oraz rzadziej w formie organicznej, selenometioniny. Szybkość pobierania selenu z podłoża zależy zarówno od jego chemicznej formy, jak i innych czynników, takich jak stężenie  $\text{SO}_4^{2-}$ , który jest jonem współzawodniczącym, oraz poziomu 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 hydrolazy S-metylomietioninowej, jest redukowany do dimetyloselenidu (DMSe) lub dimetylodiselenidu (DMDSe) i uwalniany do atmosfery. Obie metylowane formy selenu (DMSe i DMDSe) odznaczają się od 500 do 700 razy mniejszą toksycznością aniżeli selen w formie nieorganicznej (Pilon-Smits, LeDuc 2009; El Mehdawi, Pilon-Smits 2012).

### 7.3.5. Ryzofiltracja

Proces ryzofiltracji polega na zdolności wybranych gatunków roślin do absorpcji i adsorpcji zanieczyszczeń z wody i ścieków przez ich korzenie. Metoda ta może być wykorzystana do usuwania jonów metali ciężkich oraz pierwiastków radioaktywnych, występujących w stosunkowo niskich stężeniach w środowiskach wodnych. Spośród wszystkich metali ciężkich, za pomocą ryzofiltracji, najefektywniej usuwany jest ołów. Procesy ryzofiltracji nie wymagają aktywnego układu biologicznego i zachodzą również na martwej tkance korzeniowej (Islam i in. 2013).

Opracowano różne warianty techniczne ryzofiltracji, począwszy od mat pływających po powierzchni i utrzymujących korzenie roślin w wodzie (*Helianthus* sp.), przez rośliny wodne, takie jak: *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Typha laifolia* (L.), *Eichhornia crassipes* (Mart.) Raf., *Lemna minor* (L.) (Zemleduch, Tomaszewska 2007a; Lee, Yang 2010).

Mimo, że środowisko wodne jest naturalnym siedliskiem roślin stosowanych w procesie ryzofiltracji, coraz większą uwagę zwraca się na możliwość wykorzysta-

nia do tego celu także roślin lądowych. Rośliny hodowane w kulturach hydroponicznych i aeroponicznych odznaczają się bowiem znacznie lepszą efektywnością w usuwaniu zanieczyszczeń aniżeli rośliny wodne (Fine i in. 2013).

## 7.4. Zalety i wady fitoremediacji

Rośliny, jako żywe organizmy, wymagają odpowiednich warunków wzrostu i rozwoju, co może być przyczyną pewnych ograniczeń w stosowaniu fitoremediacji.

**Tabela 7.2.** Zalety i wady stosowania fitoremediacji

Korzyści	Słabe strony
1. Metoda może być wykorzystywana do usuwania ze środowiska zanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych	1. Efektywność fitoremediacji jest limitowana przez głębokość penetracji korzeni stosowanych w niej roślin oraz dostępność zanieczyszczeń
2. Redukuje ilość składowanych odpadów	2. Stosunkowo długi czas oczyszczania środowiska
3. Nie wymaga stosowania drogich, skomplikowanych urządzeń i wyspecjalizowanego personelu	3. Zakres stosowania jest ograniczony do terenów o niskim i średnim poziomie zanieczyszczeń oraz zasięgu systemu korzeniowego roślin
4. Jest stosowana <i>in situ</i> , dzięki czemu korzystnie wpływa na środowisko glebowe i hamuje rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń	4. Biomasa uzyskana po procesie fitoremediacji musi być traktowana jako materiał niebezpieczny
5. Jest to technika tania w porównaniu z konwencjonalnymi, fizyko-chemicznymi metodami oczyszczania środowiska	5. Technika jest zależna od klimatu i sezonowości
6. Fitoremediacja jest metodą łatwą do wdrożenia i utrzymania	6. Należy unikać wprowadzania inwazyjnych i nieodpowiednich gatunków roślin, które mogą zachwiać bioróżnorodność oczyszczanego obszaru
7. Jest to metoda przyjazna środowisku i społecznie akceptowalna	7. Istnieje ryzyko przedostania się zanieczyszczeń do łańcucha pokarmowego
8. Generuje znacznie mniej hałasu w porównaniu z konwencjonalnymi metodami remediacji. Rośliny stosowane w fitoremediacji redukują hałas pochodzący z działalności przemysłowej człowieka	8. W wielu przypadkach nieznan jest kierunek przemian biochemicznych zanieczyszczeń absorbowanych w tkankach roślin, co może prowadzić do powstania metabolitów o znacznie większej toksyczności aniżeli substancja macierzysta

Źródło: Grobelak A., Kacprzak M., Fijałkowski K. 2010. Fitoremediacja – niedoceniony potencjał roślin w oczyszczaniu środowiska. *J. Ecol. Health*, 14: 276-280.

Zasadniczym warunkiem wykorzystania tej metody jest dobra znajomość cech oczyszczanego środowiska i jego reakcji na stosowane zabiegi (Wójcik 2000; Ali i in. 2013). Zalety i wady fitoremediacji przedstawiono w tabeli 7.2.

## 7.5. Przyszłość fitoremediacji

W wyniku analizy roślin naturalnie zasiedlających obszary skażone ksenobiotykami wykazano, że w większości przypadków rośliny te nie mogą być powszechnie stosowane do fitoremediacji. Główną przyczyną jest charakteryzujący je zbyt niski stopień akumulacji zanieczyszczeń, wolny wzrost i mała biomasa. Ponadto rośliny te często zasiedlają wyłącznie bardzo specyficzne ekosystemy i ich uprawa w innych warunkach środowiskowych nie przynosi pożądanego efektu. W związku z tym, w wielu laboratoriach prowadzone są prace nad modyfikacją genetyczną roślin, dla zwiększenia ich przydatności w procesach fitoremediacji. Na obecnym etapie badań, najczęściej transformuje się rośliny modelowe: *Arabidopsis thaliana* (L.) czy *Nicotiana tabacum* (L.), rzadziej rośliny z innych gatunków, które mogłyby być rzeczywiście wykorzystywane do fitoremediacji ze względu na swoje cechy fenotypowe: *Brassica juncea* (L.) Czern., *Populus* sp., *Liriodendron tulipifera* (L.), *Nicotiana glauca* (Graham) (Maestri, Marmioli 2011; Shim i in. 2013).

Najwięcej badań prowadzono na roślinach transgenicznych, posiadających zdolność do akumulowania metali ciężkich i wykazujących podwyższoną tolerancję na ich szkodliwe działanie (Zemleduch, Tomaszewska 2007a, b; Pilon-Smits, LeDuc 2009). Rośliny genetycznie modyfikowane, odporne na metale ciężkie, charakteryzują się większą zdolnością wiązania i detoksykacji metali, poprzez wzrost ekspresji genów kodujących metalotioneiny, fitochelatyny, glutation oraz ich transportu na teren wakuoli. Do takich roślin transgenicznych należą np.: *Brassica oleracea*, *Arabidopsis thaliana*, *Nicotiana tabacum*, *Oryza sativa*, *Brassica juncea* (Wasinkiewicz i in. 2004; Van Aken 2008).

Liczne badania dowiodły, że nadekspresja genów kodujących metalotioneiny może doprowadzić do wzrostu tolerancji rośliny na metale, takie jak: Pb, Cd, Cu. Wykazano, że transgeniczna roślina *Brassica oleracea*, w której ekspresji uległ gen drożdżowy CUP1 (kodujący metalotioneinę drożdżową), może tolerować podwyższone stężenie kadmu w glebie. Wprowadzenie do *Brassica juncea* genu GSH1 kodującego syntetazę  $\gamma$ -glutamylcysteinową u *Escherichia coli*, powoduje wzrost zawartości fitochelatyn u roślin transgenicznych, które dzięki temu są bardziej odporne na toksyczny wpływ kadmu. Natomiast wprowadzenie bakteryjnego genu

cysE z *Escherichia coli*, który koduje acetylotransferazę serynową do *Nicotiana tabacum*, spowodował zwiększenie aktywności tego enzymu, a także wzrost poziomu cysteiny i glutationu (Barabasz i in. 2008; Kotrba i in. 2009).

Dzięki przeprowadzonym badaniom, uzyskano również rośliny transgeniczne o podwyższonej ekspresji genów kodujących aktywność transporterów błonowych uczestniczących w transporcie metali ciężkich na teren wakuoli, gdzie ulegają one detoksykacji. Wprowadzenie do *Arabidopsis thaliana* genu Nramp1, który koduje białka transportowe u drożdży, spowodowało wzrost tolerancji rośliny na żelazo. Uzyskano również modyfikację eksportu jonów metali poza cytoplazmę u roślin transgenicznych. Stwierdzono, że *Nicotiana tabacum* z nadekspresją genu CAX, kodującego białkowy przenośnik antyportowy, który pochodzi z *Arabidopsis thaliana*, jest bardziej odporna na mangan oraz akumuluje więcej wapnia, kadmu i manganu w korzeniach (Wasinkiewicz i in. 2004; Barabasz i in. 2008; Van Aken 2008). Innym przykładem jest modyfikacja przemian związków rtęci u roślin transgenicznych. Wprowadzenie genu merA, kodującego reduktazę rtęciową (II) z *Escherichia coli* do *Oryza sativus*, spowodowało zwiększenie ewaporacji rtęci i większą tolerancję ryżu na ten pierwiastek (Mierek-Adamska i in. 2009; Nagata i in. 2010).

## 7.6. Podsumowanie

Fitoremediacja wykorzystuje różnorodne gatunki roślin do odnowy i oczyszczenia skażonych wód gruntowych i powierzchniowych, powietrza, gleb, w tym terenów zdegradowanych (np. składowisk odpadów) oraz do usuwania zanieczyszczeń z substancji odpadowych, takich jak: ścieki, odcieki składowiskowe, osady ściekowe, odpady komunalne. Ze względu na wielość procesów jednostkowych oraz cel fitoremediacji w środowisku, wprowadzono definicje poszczególnych mechanizmów fitoremediacji, takie jak: fitoekstrakcja, fitostabilizacja, fitodegradacja, fitoewaporacja, ryzofiltracja. Fitoremediacja jest konkurencyjną metodą w stosunku do wielu tradycyjnych metod oczyszczania środowiska i może być wykorzystywana nie tylko jako odrębna metoda, ale także jako komplementarna wobec konwencjonalnych sposobów oczyszczania skażonego środowiska.

## Literatura

- Ali H., Khan E., Sajad M. A. 2013. Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. *Chemosphere*, 91: 869-881.
- Alkorta I., Becerril J. M., Garbisu C. 2010. Phytostabilization of metal contaminated soils. *Rev. Environ. Health.*, 25: 135-146.
- Baker A. J. M., Brooks R. R. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1: 81-126.
- Barabasz A., Wojas S., Dybek E., Antosiewicz D. M. 2008. Przydatność roślin zmodyfikowanych genetycznie do celów fitoekstrakcji i fitoewaporacji. *Biotechnologia*, 81: 68-83.
- Burken J., Vroblesky D., Balouet J. C. 2011. Phytoforensics, dendrochemistry, and phyto-screening: new green tools for delineating contaminants from past and present. *Environ. Sci. Technol.*, 45: 6218-6226.
- Chigbo C., Batty L. 2013. Phytoremediation potential of *Brassica juncea* in Cu-pyrene co-contaminated soil: Comparing freshly spiked soil with aged soil. *J. Environ. Manage.*, 19: 18-24.
- Doty S. L., James C. A., Moore A. L., Vajzovic A., Singleton G. L., Ma C., Khan Z., Xin G., Kang J. W., Park J. Y., Meilan R., Strauss S. H., Wilkerson J., Farin F., Strand S. E. 2007. Enhanced phytoremediation of volatile environmental pollutants with transgenic trees. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 104: 16816-16821.
- El Mehdawi A. F., Pilon-Smits E. A. 2012. Ecological aspects of plant selenium hyperaccumulation. *Plant Biol.*, 14: 1-10.
- Fine P., Rathod P. H., Beriozkin A., Mingelgrin U. 2013. Uptake of cadmium by hydroponically grown, mature *Eucalyptus camaldulensis* saplings and the effect of organic ligands. *Int. J. Phytoremed.*, 15: 585-601.
- Garbisu C., Alkorta I. 2001. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Biores. Tech.*, 77: 229-236
- Greger M., Landberg T. 1999. Using of willow in phytoextraction. *Int. J. Phytorem.*, 1: 115-123.
- Grobelak A., Kacprzak M., Fijałkowski K. 2010. Fitoremediacja – niedoceniony potencjał roślin w oczyszczaniu środowiska. *J. Ecol. Health*, 14: 276-280.
- Gupta D. K., Huang H. G., Corpas F. J. 2013. Lead tolerance in plants: strategies for phytoremediation. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 20: 2150-2161.
- Hannink N., Rosser S. J., French C. E., Basran A., Murray J. A., Nicklin S., Bruce N. C. 2001. Phytodetoxification of TNT by transgenic plants expressing a bacterial nitroreductase. *Nature Biotechnol.*, 19: 1168-1172.
- Henry H. F., Burken J. G., Maier R. M., Newman L. A., Rock S., Schnoor J. L., Suk W. A. 2013. Phytotechnologies – preventing exposures, improving public health. *Int. J. Phytorem.*, 15: 889-899.

- Islam M. S., Ueno Y., Sikder M. T., Kurasaki M. 2013. Phytofiltration of arsenic and cadmium from the water environment using *Micranthemum umbrosum* (J.F. Gmel) S. F Blake as a hyperaccumulator. *Int. J. Phytorem.*, 15: 1010-1021.
- Kambhampati M. S., Vu V. T. 2013. EDTA enhanced phytoremediation of copper contaminated soils using chickpea (*Cicer arietinum* L.). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 91: 310-313.
- Kotrba P., Najmanova J., Macek T., Ruml T., Mackova M. 2009. Genetically modified plants in phytoremediation of heavy metal and metalloids soil and sediment pollution. *Biotechnol. Adv.*, 27: 799-810.
- Lee M., Yang M. 2010. Rhizofiltration using sunflower (*Helianthus annuus* L.) and bean (*Phaseolus vulgaris* L. var. *vulgaris*) to remediate uranium contaminated groundwater. *J Hazard. Mater.*, 173: 589-596.
- Lorestani B., Cheraghi M., Yousefi N. 2012. The potential of phytoremediation using hyperaccumulator plants: a case study at a lead-zinc mine site. *Int. J. Phytorem.*, 14: 786-795.
- Maestri E., Marmioli N. 2011. Transgenic plants for phytoremediation. *Int. J. Phytorem.*, 13: 264-279.
- Marecik R., Króliczak P., Cyplik P. 2006. Fitoremediacja – alternatywa dla tradycyjnych metod oczyszczania środowiska. *Biotechnologia*, 3: 88-97.
- Meagher R. B. 2000. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Curr. Opin. Plant Biol.*, 3: 153-162.
- Mendez M. O., Maier R. M. 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments – an emerging remediation technology. *Environ. Health Perspect.*, 116: 278-283.
- Mierek-Adamska A., Dąbrowska G., Goc A. 2009. Rośliny modyfikowane genetycznie a strategie oczyszczania gleb z metali ciężkich. *Post. Biol. Kom.*, 36: 649-662.
- Morikawa H., Erkin Ö. C. 2003. Basic processes in phytoremediation and some applications to air pollution control. *Chemosphere*, 52: 1553-1558.
- Nagata T., Morita H., Akizawa T., Pan-Hou H. 2010. Development of a transgenic tobacco plant for phytoremediation of methylmercury pollution. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 87: 781-786.
- Pilon-Smits E. A. H., LeDuc D. L. 2009. Phytoremediation of selenium using transgenic plants. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 20: 207-212.
- Piotrowska A., Bajguz A., Godlewska-Żyłkiewicz B., Czerpak R., Kamińska M. 2009. Jasmonic acid as modulator of lead toxicity in aquatic plant *Wolffia arrhiza* (Lemnaceae). *Environ. Exp. Bot.*, 66: 507-513.
- Piotrowska A., Bajguz A., Godlewska-Żyłkiewicz B., Zambrzycka E. 2010. Changes in growth, biochemical components, and antioxidant activity in aquatic plant *Wolffia*

- arrhiza* (Lemnaceae) exposed to cadmium and lead. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 58: 594-604.
- Raskin I., Kumar N., Dushenkov S., Salt D. E. 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. Curr. Opin. Biotechnol., 5: 285-290.
- Rupassara S. I., Larson R. A., Sims G. K., Marley K. A. 2002. Degradation of atrazine by hornwort in aquatic systems. Bioremed. J., 6: 217-224.
- Schepers J. S., Francis D. D., Shanahan J. F. 2005. Relay cropping for improved air and water quality. Z. Naturforsch., 60: 186-189.
- Shim D., Kim S., Choi Y.-I., Song W.-Y., Park J., Youk E. S., Jeong S.-Ch. 2013. Transgenic poplar trees expressing yeast cadmium factor 1 exhibit the characteristics necessary for the phytoremediation of mine tailing soil. Chemosphere, 90: 1478-1486.
- Subramanian M., Oliver D. J., Shanks J. V. 2006. TNT phytotransformation pathway characteristics in *Arabidopsis*: role of aromatic hydroxylamines. Biotechnol. Prog., 22: 208-216.
- Szczygłowska M., Piekarska A., Konieczka P., Namieśnik J. 2011. Use of *Brassica* plants in the phytoremediation and biofumigation processes. Int. J. Mol. Sci., 12: 7760-7771.
- Van Aken B. 2008. Transgenic plants for phytoremediation: helping nature to clean up environmental pollution. Trends Biotechnol., 26: 225-227.
- Wasinkiewicz K., Wojtera J., Tomaszewska B. 2004. Transformowanie roślin w celu ich wykorzystania w fitoremediacji terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Biotechnologia, 64: 108-126.
- Wong M. H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. Chemosphere, 50: 775-780.
- Wójcik M. 2000. Fitoremediacja – sposób oczyszczania środowiska. Kosmos, 49: 135-147.
- Zemleduch A., Tomaszewska B. 2007a. Mechanizmy, procesy i oddziaływania w fitoremediacji. Kosmos, 3-4: 393-407.
- Zemleduch A., Tomaszewska B. 2007b. Organizmy zmodyfikowane genetycznie w fitoremediacji związków organicznych. Biotechnologia, 79: 66-81.