

Fitoremediacja

Większość problemów związanych z zanieczyszczeniem środowiska może mieć swoje fitorozwiązanie i być kierowane za pomocą roślin. Od prawie 20 lat mówi się o wykorzystaniu roślin do transferu, gromadzenia i usuwania zanieczyszczeń ze środowiska, lub przynajmniej zmniejszenie ich mobilności. Podejście to może być wykorzystywane do usuwania zarówno nieorganicznych i organicznych ksenobiotyków i zanieczyszczeń obecnych w glebie, wodzie i powietrzu. Jednym z głównych celów jest zapobieganie migracji zanieczyszczeń do miejsc, w których mogłoby powodować większe zagrożenie dla zdrowia ludzi. Takie procesy nazwane zostały pojęciem fitoremediacji. Zakres zanieczyszczeń jakie mogą być jej obiektem jest bardzo szeroki i obejmuje nawozy nieorganiczne, pestycydy, metale ciężkie, pierwiastki śladowe i radionuklidy, materiały wybuchowe, wycieki ropy naftowej i innych paliw płynnych czy nawet związki stosowane jako broń chemiczna. Substancje zaburzające gospodarkę hormonalną (EDC's – endocrine disrupting compounds) takie jak tributyllocyna, bisfenol A czy nonylofenole są również obiektem zainteresowania, podobnie jak bardzo trudne do rozkładu polichlorowane bifenyle (PCBs) czy policykliczne węglowodory aromatyczne (PAHs). Rośliny często korzystają ze szlaków i enzymów podobnych do tych obecnych u ssaków, co doprowadziło do powstania koncepcji "zielonej wątroby". Jednak rośliny są organizmami fotoautotroficznymi i nie są zdolne do osiągnięcia pełnej mineralizacji cząstek organicznych. Nie wykorzystują egzogennych związków w metabolizmie węgla i energii, a w konsekwencji brak im zwykle enzymów katabolicznych niezbędnych do tego procesu. Co oznacza, że nie są w stanie zmetabolizować związków organicznych do podstawowych produktów metabolizmu takich jak CO₂ i H₂O (Singh 2009).

Rośliny usuwają związki chemiczne z gleby przez ich bezpośredni pobór, po którym może nastąpić transformacja, transport i akumulacja zanieczyszczeń w formie nietoksycznej dla roślin, co niekoniecznie jest równoznaczne z brakiem toksyczności dla człowieka. Jeżeli reakcje biotransformacji prowadzą do zmniejszenia toksyczności danego ksenobiotyku jest to reakcja detoksykacji. W niektórych jednak przypadkach, reakcje biotransformacji mogą doprowadzić do wzrostu toksyczności związków. Ma to głównie miejsce w przypadku związków organicznych i może być wynikiem przekształcania form trwałych do tych łatwiej ulegających degradacji. Jednakże związek bardziej toksyczny czy lepiej rozpuszczalny będący produktem takiej transformacji w kolejnych etapach może zostać przekształcony do całkowicie nieszkodliwych związków.

Zbiór roślin jest powszechnie stosowaną techniką rolniczą, ale większość roślin uprawnych akumuluje zbyt małe ilości związków zanieczyszczających by można było mówić o ekonomicznie opłacalnej metodzie oczyszczania gleby. Znalezienie lub stworzenie roślin akumulujących duże ilości metali ciężkich, pierwiastków śladowych czy radionuklidów w tkankach części nadziemnych jest kluczem do opłacalności fitoremediacji. Warunki takie spełnia grupa roślin nazywana hiperakumulatorami. Około 400 gatunków roślin, sklasyfikowanych zostało jako hiperakumulatory metali ciężkich, a większość z nich gromadzi Ni (Baker 1994). Większość hiperakumulatorów niestety charakteryzuje się stosunkowo niską biomasą i dlatego nie są one odpowiednie do celów fitoremediacji. Duży potencjał ma fitoremediacja przy użyciu konwencjonalnych roślin (traw, słonecznika, kukurydzy, konopi, lnu, lucerny, kapusty sitowatej, tytoniu, wierzby, topoli, itp.), szczególnie do usuwania zanieczyszczeń z dużych obszarów o stosunkowo niskim stężeniu niepożądanych związków: obszary, dla których nie jest opłacalne korzystanie z tradycyjnych metod fizycznych lub chemicznych (Singh 2009). Mechaniczne usuwanie zanieczyszczeń i inżynieria chemiczna są bardzo kosztowne, trudne i jednocześnie niszczą strukturę gleby oraz obniżają jej żyzność. (Shi 2009) Wykorzystanie systemów roślinnych do usuwania toksycznych składników z gleby wydaje się skuteczniejszym i pod wieloma względami lepszym rozwiązaniem. Fitoremediacja jest opłacalna ekonomicznie, przyjazna dla środowiska oraz może być stosowana na bardzo dużych

obszarach. Podejście takie ma również wady. Rośliny tradycyjnie używane w tym procesie będące hiperakumulatorami o bardzo dużej tolerancji na toksyczne składniki są niewielkimi i rzadkimi roślinami zielnymi o małej biomase i bardzo niskiej wartości ekonomicznej (Linger 2002). Proces ten przebiega powoli, zazwyczaj potrzeba kilku lat, a w niektórych przypadkach dekad by zmniejszyć zanieczyszczenie metalami ciężkimi o połowę. Przez ten czas teren nie może być sprzedany czy wydzierżawiony co niekorzystnie wpływa na lokalny rozwój ekonomiczny. Metody utylizacji lub wykorzystania biomasy wzbogaconej metalami ciężkimi nie są wystarczająco rozwinięte (Shi 2009). Rozwiązaniem, które pozwoli w pełni oczyścić glebę z metali ciężkich, a jednocześnie wyeliminować wady fitoremediacji jest połączenie jej z uprawą roślin na cele energetyczne. Takie połączenie może być generującym zyski sposobem oczyszczania dużych obszarów. Przykład takiego rozwiązania zostanie opisany w dalszej części artykułu.

Mechanizm prowadzący do hiperakumulacji metali ciężkich w nadziemnych częściach rośliny nie został do końca poznany, ale podjęte zostały próby zwiększenia akumulacji metali ciężkich w roślinach produkujących dużą biomasę. Głównym czynnikiem limitującym jest czas jaki rośliny potrzebują do zakumulowania zanieczyszczeń. Ze względów na rozmiary i powszechność problemu zanieczyszczenia metalami ciężkimi fitoekstrakcja jest bardzo obiecującym rozwiązaniem. Szczególnie przydatne są rośliny zdolne do usuwania więcej niż jednego typu zanieczyszczeń ze względu na to, że najczęściej tereny skażone są mieszaniną pierwiastków czy związków chemicznych. Ogólnie rzecz ujmując, zanieczyszczenia muszą być w formie biologicznie dostępnej oraz musi mieć miejsce ich absorpcja za pośrednictwem korzeni. Wiele pierwiastków zanieczyszczających glebę transportowanych jest do wnętrza rośliny tymi samymi szlakami, co składniki pokarmowe. Wiele z ksenobiotyków jest następnie przechowywana w wakuolach co chroni roślinę przed ich toksycznym wpływem. Przemieszczanie zanieczyszczeń do pędów czyni zbiory łatwiejszymi. Aby przekonwertować szkodliwe zanieczyszczenia do nieszkodliwych związków, musimy także zastanowić się, jakie produkty pośrednie powstają, a także, jaka jest ich toksyczność wobec roślin, zwierząt i ludzi, i jak te związki będą dalej metabolizowane przez mikroorganizmy glebowe, ponieważ mogą one zostać uwalniane podczas opadania liści, rozkład drewna, itp.. Objętość i / lub waga biomasy może zostać zmniejszona przez kompostowanie, fermentację beztlenową, spalanie w niskiej temperaturze, oraz ługowanie, co prowadzi do zmniejszenia kosztów obsługi i przetwarzania (Salt 1995). Po stabilizacji można rozważyć składowanie takiej biomasy na wysypisku. W przypadku niektórych metali (Ni, Zn, Cu) opłacalne może się okazać ługowanie, co zmniejsza ilość niebezpiecznych odpadów i jest pewnego rodzaju recyklingiem.

W ostatnim czasie więcej informacji pojawiło się w literaturze na temat możliwości zwiększenia ekspresji genów już będących w roślinach, lub wprowadzenie genów bakterii lub ssaków do roślin, w celu zwiększenia naturalnej zdolności roślin do radzenia sobie z ksenobiotykami (Raskin 1996, Pilon-Smits 2002, Macek 2006). Rośliny zmodyfikowane genetycznie z myślą o korzyściach płynących dla środowiska naturalnego wymagają użycia mniejszych ilości agrochemikaliów lub są bardziej wydajne w biologicznej rekultywacji zanieczyszczonych obszarów (Macek 2008). Przykłady obejmują konstrukcję gatunków, które powodują ograniczenie stosowania pestycydów oraz takich, które zawierają geny pozwalające na degradację związków organicznych lub zwiększonej akumulację związków nieorganicznych.

Fitoremediacja nie polega wyłącznie na działaniu roślin i zawsze musi być rozpatrywana w połączeniu z rolą odgrywaną przez mikroorganizmy zamieszkujące ryzosferę. Mimo, że rośliny mają wrodzoną zdolność do detoksykacji niektórych ksenobiotyków (tj. przekształcania ich do form niefitotoksycznych), brak im, w przeciwieństwie do mikroorganizmów, mechanizmów niezbędnych do całkowitego rozpadu związków toksycznych. Szansę na poprawę wydajności fito/ryzoremediacji upatruje się m. in. w zrozumieniu i manipulacji konsorcjami ryzosfery, badaniach

metagenomicznych oraz w zwiększeniu zdolności do kolonizowania korzeni przez korzystne mikroorganizmy. Ryzoremediacja to pojęcie nierozdzielnie związane z fitoremediacją. Żywe korzenie roślin wywołują silne zmiany właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych gleby. W obszarze wzajemnego oddziaływania gleby i korzeni, na samej powierzchni korzeni oraz w wąskiej strefie otaczającej korzeń zachodzi szereg procesów takich jak wydzielanie związków organicznych, oddychanie korzeni (pobieranie tlenu i wydzielanie dwutlenku węgla), wydzielanie protonów i innych jonów mineralnych oraz pobieranie wody i substancji w niej rozpuszczonych. W glebie obecnych jest wiele rodzajów mikroorganizmów (bakterie, promieniowce, grzyby, glony) i wirusów. W strefie korzeniowej ich liczba jest znacznie większa niż w pozostałej części gleby. Skład populacji mikroorganizmów warunkowany jest zarówno czynnikami glebowymi jak i roślinnymi, włączając w to substancje o działaniu allelopatycznym. Zwiększona aktywność drobnoustrojów w ryzosferze związana jest z wysoką zawartością biodostępnych form węgla wydzielanych przez korzenie (Singh 2009). Odpowiedzią roślin na obecność mikroorganizmów jest modyfikacja ich wzrostu (np.: symbioza lub interakcje z wolnożyjącymi organizmami. W remediacji gleb próbowano wykorzystać grzyby mikoryzy arbuskularnej (AM) (Vosatka 2001). Taka symbioza wpływa na wiele aspektów fizjologii, ukorzeniania, obiegu składników pokarmowych i ich pobierania oraz mechanizmów ochronnych rośliny (Janouskova 2005, Sudova 2007). Nie bezpośrednie oddziaływanie związane jest z wydzielaniem substancji stymulujących wzrost, antybiotyków i sideroforów zarówno przez rośliny jak i mikroorganizmy. Inokulacja strefy korzeniowej wyselekcjonowanymi gatunkami drobnoustrojów np.: wydzielających stymulatory wzrostu, wiążących azot atmosferyczny, zwiększających biodostępność pierwiastków biogennych, z ekspresją genów kodujących enzymy degradujące może przynieść wiele korzyści i usprawnić proces fito/ryzoremediacji.

By poprawić pobieranie zanieczyszczeń można również manipulować warunkami panującymi w strefie korzeniowej poprzez dodanie czynników chemicznych. W skali laboratoryjnej testowano popularne związki chelatujące takie jak: kwas etylenodiaminotetraoctowy (EDTA), kwas hydroksyetyloetylenodiaminotetraoctowy (HEDTA), kwas etylenoglikol-bis(2-aminoetyl)tetraoctowy (EGTA), oraz zakwaszania za pomocą kwasów organicznych. W województwie łódzkim większość gleb jest zakwaszona co sprzyja pobieraniu pierwiastków śladowych. Wykorzystanie w praktyce związków chelatujących ma sporo ograniczeń. Mogą one przenikać do wód gruntowych i wymywać do nich pierwiastki śladowe, są słabo chemo-, foto- i biodegradowalne (np.: EDTA) oraz mogą niekorzystnie wpływać na tworzenie się mikoryzy arbuskularnej (Vangronsveld 2009).

Rośliny poza pobieraniem zanieczyszczeń i bezpośrednią fitodegradacją wspierają również bioremediację przez wydzielanie eksudatów i enzymów, które stymulują zarówno mikrobiologiczną jak i biochemiczną aktywność w otaczającej korzenie glebie. Skład eksudatów i miejsca ich wydzielania uzależnione są od wielu czynników m.in. niedobory pierwiastków biogennych, wysokie stężenia metali ciężkich i obecność niektórych mikroorganizmów. Do eksudatów należą związki o małej masie cząsteczkowej takie jak fenole, cukry czy aminokwasy oraz związki o dużej masie cząsteczkowej takie jak substancje kleiste. Wszystkie one odgrywają istotną rolę w tworzeniu się konsorcjów mikroorganizmów w ryzosferze (Singh 2009).

Podsumowując fitoremediacja obejmuje następujące różnorodne procesy: fitoekstrakcję, bezpośrednią fitodegradację, ryzofiltrację, tworzenie sztucznych terenów podmokłych i systemów lagun, kooperację roślin z mikroorganizmami w procesie ryzoremediacji, tworzenie roślin do wyspecjalizowanych celów fitoremediacyjnych włączając w to wykorzystanie metod inżynierii genetycznej.

Fitostabilizacja służy zmniejszeniu mobilności i biodostępności zanieczyszczeń, pozwalając jednocześnie na stabilizację powierzchni gleby poprzez obsadzenie zanieczyszczonego obszaru

odpowiednio zaadaptowanymi roślinami, co zmniejsza ryzyko przeniesienia zanieczyszczeń.

Fitoekstrakcja zwana również fitoakumulacją opiera się na zdolności roślin do pobierania zanieczyszczeń, zwłaszcza metali z roztworu otaczającego strefę korzeniową. Fitodegradacja zwana również fitotransformacją jest polega na konwersji lub rozpadzie zanieczyszczeń organicznych wskutek przebiegających wewnątrz rośliny procesów metabolicznych lub rozpad tychże związków poza rośliną w skutek działania wydzielanych przez nią enzymów. Fitowolatilizacja jest to pobieranie zanieczyszczeń przez rośliny połączone z ich przeprowadzeniem w związki lotne. Dotyczy również transpiracji, w wyniku której związek zanieczyszczający lub produkt jego przemiany jest uwalniany do atmosfery. Wykorzystanie roślin do usuwania zanieczyszczeń z powietrza wykorzystuje zdolność roślin do akumulowania i przetwarzania toksycznych związków z powietrza. Tworzenie sztucznych terenów podmokłych jest stosowaną uzasadnioną ekonomicznie techniką oczyszczania wody. Nieodłączną jej częścią są rośliny należące do rodzin wiechlinowatych i pałkowatych. Technika ta łączy w sobie umiarkowanie redukujące warunki podłoża i utleniające warunki panujące wokół korzeni roślin.

Fitoremediacja metali ciężkich, przykłady.

Istnieje wiele technologii remediacji zanieczyszczonych gruntów ale bardzo niewiele z nich znajduje zastosowania w oczyszczaniu gruntów z pierwiastków śladowych. Zanieczyszczenia organiczne mogą zostać zneutralizowane w miejscu, w którym występuje zanieczyszczenie w wyniku termicznego odparowania, biodegradacji, ryzodegradacji czy fitodegradacji. W przeciwieństwie do nich pierwiastki śladowe nie ulegają rozkładowi i są mało mobilne. Ze względów materialnych, czasowych i logistycznych pozostaje jedynie kilka metod działania. Roślinne mechanizmy tolerancji na metale ciężkie to w tym wypadku fitostabilizacja i fitoakumulacja (Baker 1987). Pierwsza polega na uniknięciu przenikania toksyn do wnętrza rośliny i ograniczeniu jej transportu do pędów. Akumulacja metalu jest skrajnym typem odpowiedzi fizjologicznej gdzie metal jest akumulowany w dużych ilościach wewnątrz rośliny (Dahmani-Muller 2000).

Fitostabilizacja może być użyta na bardzo zanieczyszczonych obszarach. Technologia ta wykorzystuje rośliny i substancje zmieniające właściwości gleby do zmniejszenia biodostępności metali ciężkich (Salt 1998, Vangronsveld 1998). Oznacza to, że pomimo iż stężenie substancji zanieczyszczającej w glebie się nie zmienia przestaje ona być toksyczna dla organizmów ponieważ nie przedostaje się do ich komórek. Nie jest to sposób oczyszczania w dosłownym tego słowa znaczeniu, ale raczej sposób zarządzania i zagospodarowania zanieczyszczonego obszaru. Zastosowanie odpowiednich roślin i dodatków zmieniających właściwości gleby silnie zmniejszających zdolność zanieczyszczeń do przedostawania się do wnętrza roślin umożliwia ponowne pokrycie roślinnością całego skażonego obszaru. To z kolei zmniejsza ryzyko przedostania się zanieczyszczeń do wód gruntowych, przeniesienia ich przez wiatr wraz z pyłem czy wymyciu w skutek erozji. Fitostabilizacja jest sposobem zniwelowania oddziaływania zanieczyszczonego obszaru na otaczające go ekosystemy i włączania toksyn w łańcuch pokarmowy. Częścią tego rozwiązania jest konieczność długotrwałego monitoringu takiego stanowiska w celu wczesnego wykrycie ewentualnych niekorzystnych zjawisk. Technologia ta jest nieinwazyjna, stosunkowo prosta i tania. Nie musi być też ostatecznym sposobem zagospodarowania skażonego terenu, a jedynie przejściowym sposobem na ochronę przed skażeniem do czasu rozwinięcia metod rekultywacji odpowiednich do zastosowania na omawianym obszarze. Stosowane dodatki zmieniające biodostępność zanieczyszczeń to między innymi: fosforany, hydroksytlenki żelaza i manganu, materiały organiczne, naturalne i syntetyczne zeolity. Funkcja roślin polega na

akumulacji i precypitacji toksycznych składników w korzeniach lub strefie korzeniowej albo adsorpcji ich na powierzchni korzeni. Rośliny mogą również wpływać na zmianę formy chemicznej metali ciężkich poprzez zmianę warunków fizykochemicznych gleby takich jak pH czy potencjał oksydoredukcyjny. Mikroorganizmy zamieszkujące ryzosferę również odgrywają rolę w procesie fitostabilizacji. Mogą aktywnie wpływać na rozprzestrzenianie się zanieczyszczenia i wspomagać rośliny w przezwyciężeniu fitotoksyczności tychże pierwiastków co ułatwia pokrycie obszaru nową roślinnością. W literaturze naukowej znaleźć można wiele przykładów eksperymentów polowych z tej dziedziny: (Boisson 1998, Mench 2000a, b, Krebs 1999, Vangronsveld 1998). Fitoekstrakcja oparta jest o rośliny zdolne do akumulacji zanieczyszczeń, usuwające zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi i substancjami organicznymi z gleby i koncentrujące je w swoich nadziemnych częściach. Idealna roślina przeznaczona do wykorzystania w fitoekstrakcji powinna charakteryzować się:

- tolerancją na stężenia pierwiastka śladowego występujące podczas akumulacji,
- szybkim wzrostem i wysoką efektywność akumulowania pierwiastków śladowych w biomase,
- akumulacja pierwiastków śladowych w nadziemnych częściach rośliny,
- łatwością zbioru.
- Przebieg procesu fitoekstrakcji podzielony jest zasadniczo na trzy etapy:
- uprawę odpowiednio dobranych gatunków i odmian roślin na skażonym terenie,
- zbiór biomasy nadziemnych części roślin wzbogaconej o pierwiastki śladowe,
- odpowiednie przetworzenie i wykorzystanie biomasy oraz ewentualny odzysk pierwiastków śladowych.

Fitoekstrakcja pierwiastków śladowych jak każda technologia ma swoje zalety i ograniczenia. Główną zaletą jest niższy koszt w porównaniu do innych technik remediacji zanieczyszczonych gruntów dzięki temu, że rośliny działają jak wybiórcze pompy napędzane energią słoneczną, pobierające i zagęszczające wybrane składniki ze środowiska. Z racji swojej stosunkowo niewielkiej w porównaniu do innych metod, inwazyjności jest lepiej akceptowana przez społeczeństwo. Głównymi ograniczeniami fitoakumulacji pierwiastków śladowych jest ograniczenie jej zastosowania do obszarów skażonych w stopniu małym i średnim oraz jedynie do głębokości na jaką sięgają korzenie. Największą wadą gdy rozważamy samodzielny proces fitoekstrakcji jest czas jej trwania. Rośliny nie mogą też całkowicie oczyścić danego stanowiska, mogą usunąć jedynie fizjologicznie dostępne dla nich frakcje. W praktyce nie jest to wielki problem ponieważ w większości przypadków ziemia musi zostać oczyszczona tylko do pewnego stopnia wyznaczonego przez normy zawartości pierwiastków śladowych w zależności od celu przeznaczenia danego obszaru. Technologia fitoekstrakcji pierwiastków śladowych jest nadal na etapie opracowywania. Pojedyncze firmy i uczelnie wyższe prowadzą badania i przy udziale firm zajmujących się inżynierią środowiskową testują i wprowadzają technologie w dużej skali. Dostępność danych z zakończonych projektów wykonanych w pełnej skali jest na razie bardzo ograniczona. Nie zmienia to faktu, że rynek fitoekstrakcji pierwiastków śladowych rozrasta się i szacunkowo zwiększył swoją wartość z 15-25 mln USD w roku 2000 do 70-100 mln USD w roku 2005 (Glass 2000). Wydajność samej fitoekstrakcji może zostać w znaczący sposób zwiększona poznając mechanizmy oddziaływania pomiędzy rośliną, mikroorganizmami zamieszkującymi ryzosferę a glebą. Kwestia w jakim stopniu eksudaty mogą zwiększyć mobilność poszczególnych pierwiastków śladowych oraz w jaki sposób mikroorganizmy ryzosfery wpływają na ich biodostępność wymaga dalszych badań. Wiadomo z całą pewnością, że rośliny mogą wykorzystywać siderofory bakteryjne do zwiększenia pobierania jonów ze środowiska. Hipotetycznie taki mechanizm wykorzystujący mikrobiologiczne chelatory pierwiastków śladowych może w znaczącym stopniu usprawnić pobieranie metali ciężkich.

Ilość usuniętych z gleby pierwiastków śladowych będzie zależała przede wszystkim od dwóch zmiennych, stężenia tych pierwiastków w nadziemnych częściach rośliny i ilość biomasy. Dodatkowo rozważając wykorzystanie fitoekstrakcji należy wziąć pod uwagę jaka część pierwiastków śladowych znajduje się we frakcji dostępnej dla roślin, jak częste zbiory przewidujemy, oraz spadek stężenia zanieczyszczenia w wyniku przeprowadzania procesu. Istnieje pewnego rodzaju dyskurs w środowisku naukowym nad tym, który typ roślin bardziej nadaje się do fitoekstrakcji, hiperakumulatory czy rośliny o bardzo dużej biomasy (Ebbs 1997, Chaney 1997, Kayser 2000). W wielu przypadkach ilość zakumulowanych metali ciężkich jest w ostatecznym rozrachunku taka sama tzn. hiperakumulatory mogą akumulować wielokrotnie więcej pierwiastków śladowych na jednostkę masy, ale również ich plon biomasy jest wielokrotnie niższy. Pozostaje jeszcze kwestia tolerancji na obecność pierwiastków śladowych w glebie. W przypadku dużego zanieczyszczenia lepiej sprawdzą się hiperakumulatory, które z reguły cechują się wyższą odpornością na zanieczyszczenie. Hiperakumulatory mają też przewagę w przypadku gdy celem fitoekstrakcji jest recykling konkretnego pierwiastka śladowego. W przypadku niklu technologia została uznana za opłacalną, ale ceny innych pierwiastków śladowych takich jak cynk nie są tak korzystne (Vangronsveld 2009).

Zastosowanie roślin o szybkim wzroście i dużej biomasy ma większe uzasadnienie ekonomiczne gdy nie skupimy się na pierwiastkach w niej zawartych ale na samej roślinie. Biomasa będąca wartością dodaną w przypadku roślin oleistych nadających się do produkcji biopaliw, lub roślin drzewiastych staje się czynnikiem decydującym o opłacalności fitoekstrakcji. Rośliny o rozbudowanych, sięgających głęboko systemach korzeniowych takie jak wierzba czy topola mogą pobierać pierwiastki śladowe z bardzo dużych objętości gleby. Bardzo dużo uwagi poświęca się wierzbie. Mimo iż nie jest ona hiperakumulatorem to niektóre jej klony zdolne są do akumulowania dużych ilości kadmu i cynku. Klony wierzby (*Salix viminalis*) testowano pod kątem tolerancji, transportu i akumulacji kadmu, cynku i miedzi. U niektórych z nich zawartość kadmu sięgała 70 mg/kg suchej masy (Greger and Landberg 1999). Niestety oszacowanie wydajności takiego procesu zależy od analizowanego klonu wierzby ponieważ zawartość kadmu w pędach może wahać się w granicach 5-70 mg Cd/kg. Efektywność zależy również od tego czy liczona jest zawartość kadmu w całej nadziemnej części rośliny czy z wyłączeniem liści. Jedynie część pierwiastków śladowych zawartych w glebie jest dostępna dla roślin, wpływa na to wiele czynników między innymi od właściwości samego pierwiastka (Cd i Zn SA pobierane znacznie łatwiej niż Pb który często ulega precypitacji) i właściwości fizyko-chemicznych gleby.

PRZYKŁAD

Przykładem łączenia fitoremediacji i może być produkcja biodiesela. Biodiesel jest uznawany za najlepszą alternatywę dla paliw kopalnych będąc jednocześnie korzystny dla środowiska i rozwoju rolnictwa. Masowa produkcja biodiesla wymaga jednak ogromnych obszarów pod uprawy, konkurując tym samym z tradycyjnymi uprawami, głównie z produkcją żywności. W tej sytuacji łączą się minusy fitoremediacji i minusy upraw roślin energetycznych w jeden wielki plus. Wykorzystanie terenów zanieczyszczonych i nieużytków pod uprawę roślin na cele energetyczne staje się bardzo istotną kwestią.

Badania tolerancji roślin oleistych na zawartość kadmu w glebie wykazały, że stężenie 50 mg Cd / kg suchej masy gleby hamuje wzrost korzeni krokosza barwierskiego (*Carthamus tinctorius*), lnu zwyczajnego (*Linum usitatissimum*) czy orzecha ziemnego (*Arachis hypogaea*). Przy stężeniu wynoszącym 100 mg Cd / kg suchej masy gleby zaobserwowano zahamowanie wzrostu korzeni również u słonecznika zwyczajnego (*Helianthus annuus*), soi zwyczajnej (*Glycine max*), rącznika pospolitego (*Ricinus communis*). W przypadku konopi siewnej (*Cannabis sativa*) i kapusty

właściwej polnej (*Brassica rapa*) stężenie to nie wpłynęło negatywnie na wzrost korzeni, a stężenie 50 mg Cd / kg suchej masy gleby wręcz stymulowało wzrost korzeni *B. rapa* (Shi 2009). W przypadku wszystkich wcześniej wymienionych gatunków za wyjątkiem *lnu* zwyczajnego zaobserwowano wolniejszy wzrost pędów proporcjonalny do rosnącego stężenia kadmu. U wszystkich badanych roślin zaobserwowano wzrost zawartości kadmu w korzeniach i pędach proporcjonalny do stężenia kadmu w glebie. Najwyższa zawartość kadmu w korzeniach po 28 dniach wzrostu na skażonym podłożu wystąpiła u konopi (1549,7-4052,8 µg/g), orzecha ziemnego (616,9-2124,5 µg/g) i krokosza (616,3-1079,6 µg/g), a w pędach u kapusty właściwej polnej (235,6-287,7 µg/g), krokosza (191,4-256,9 µg/g), *lnu* (109-231 µg/g), orzecha ziemnego (97,4-177,4 µg/g). Najniższe wartości odnotowano w pędach soi (26,8-68,9 µg/g) i rącznika (14,7-59,8 µg/g) (Shi 2009). Biorąc pod uwagę, że dla wielu roślin kadm toksyczny jest już w przypadku stężenia 8 mg Cd / kg gleby, lub gdy stężenie w roślinie osiągnie 3-10 µg/g suchej masy (Balsberg-Pahlsson, 1989, Polle 2003, Ghosh 2005) to wszystkie badane rośliny wykazują pewną tolerancję wobec kadmu. Wartym podkreślenia jest fakt, że wszystkie osiem gatunków przetrwało stężenie 200 mg Cd/kg s.m. gleby podczas gdy kapusta sitowata (*Brassica juncea*) i kilka gatunków traw nie jest w stanie rosnąć na glebie o takim zanieczyszczeniu (Ghosh 2005). Najwyższą tolerancję na obecność kadmu wykazały konopie, len, rącznik i orzech ziemny. Ze względu na ilość kadmu zakumulowanego w nadziemnej części rośliny najlepiej do zastosowania w fitoakumulacji nadają się konopie, orzech arachidowy i len.

Literatura:

1. SINGH A., et al. 2009. (eds.), *Advances in Applied Bioremediation*, Soil Biology 17, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2009
2. BAKER A.J.M., 1987. Metal tolerance. *New Phytol* 106: 93—111
3. BAKER A.J.M., MCGRATH S.P., SIDOLI C.M.D., REEVES R.D., 1994. The possibility of in situ heavy-metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resour Conservat Recycl* 11: 41—49
4. BALSBERG-PAHLSSON A.M., 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water Air Soil Pollut* 47: 287—319.
5. BOISSON J., MENCH M., SAPPIN-DIDIER V., SOLDA P., VANGRONSVELD J., 1998. Short-term in situ immobilization of Cd and Ni by beringite and steel shots application to long-term sludged plots. *Agronomie* 18: 347—359
6. CHANEY R.L., MALIK M., LI Y.M., BROWN S.L., BREWER E.P., ANGLE J.S., BAKER A.J.M., 1997. Phytoremediation of soil metals. *Curr Opin Biotechnol* 8: 279—284
7. DAHMANI-MULLER H, VAN OORT F, GÉLIE B, BALABANE M., 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *New Phytol* 109: 231—8.
8. EBBS S.D., LASAT M.M., BRADY D.J., CORNISH J., GORDON R., KOCHIAN L.V., 1997. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *J Environ Qual* 26: 1424—1430
9. GHOSH M., SINGH S.P., 2005. A comparative study of cadmium phytoextraction by accumulator and weed species. *Environ Pollut* 133: 365—71.
10. GLASS D., 2000. Economic potential of phytoremediation. In: Raskin I, Ensley B (eds) *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. Wiley, New York, pp 15—31
11. GREGER M., LANDBERG T., 1999. Use of willow in phytoextraction. *Int J Phytoremediat* 1: 115—123
12. JANOUSKOVA M., PAVLIKOVA D., MACEK T., VOSATKA M., 2005. Influence of arbuscular mycorrhiza on the growth and cadmium uptake of tobacco with inserted metallothionein gene. *Appl Soil Ecol* 29: 209—214

13. KAYSER A., WENGER K., KELLER A., ATTINGER W., FELIX H.R., GUPTA S.K., SCHULIN R., 2000. Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from calcareous soil: the use of NTA and sulfur amendments. *Environ Sci Technol* 34: 1778–1783
14. KREBS R., GUPTA S.K., FURRER G., SCHULIN R., 1999. Gravel sludge as an immobilizing agent in soils contaminated by heavy metals; a field study. *Water Air Soil Pollut* 115: 465–479
15. LINGER P., MÜSSIG J., FISCHER H., KOBERT J., 2002. Industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) growing on heavy metal contaminated soil: fibre quality and phytoremediation potential. *Indust Crops Prod* 16: 33–42.
16. MACEK T., FRANCOVA K., SURA M., MACKOVA M., 2006. Genetically modified plants with improved properties for phytoremediation purposes. In: Morel J-L, Echevaria G, Goncharova N (eds) *Phytoremediation of metal-contaminated soils*. NATO Science Series IV, 68, Springer, Dordrecht, pp 85–108
17. MACEK T., KOTRBA P., SVATOS A., NOVAKOVA M., DEMNEROVA K., MACKOVA M., 2008. Novel roles for genetically modified plants in environmental protection. *Trends Biotechnol* 26: 146–152
18. MENCH M., VANGRONSVELD J., CLIJSTERS H., LEPP N.W., EDWARDS R., 2000b. In situ metal immobilisation and phytostabilisation of contaminated soils. In: Terry N, Banuelos G (eds) *Phytoremediation of contaminated soil and water*. Lewis, Boca Raton, USA, pp 323–358
19. MENCH M.J., MANCEAU A., VANGRONSVELD J., CLIJSTERS H., MOCQUOT B., 2000a. Capacity of soil amendments in lowering the phytoavailability of sludge-borne zinc. *Agronomie* 20: 383–397
20. PILON-SMITS . AND PILON M., 2002. Phytoremediation of metals using transgenic plants. *Crit Rev Plant Sci* 21: 439–456
21. POLLE A., SCHÜTZENDÜBEL A., 2003. Heavy metal signalling in plants: linking cellular and organismic responses. In: Hirt H, Shinozaki K, editors. *Plant responses to abiotic stress*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag; p. 187–215
22. RASKIN I., 1996. Plant genetic engineering may help with environmental cleanup. *Proc Natl Acad Sci USA* 93: 3164–3166
23. SALT D.E., BLAYLOCK M., KUMAR N.P.B.A., DUSHENKOV V., ENSLEY B.D., CHET I., RASKIN I., 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio Technol* 13: 468–474
24. SALT D.E., SMITH R.D., RASKIN I., 1998. Phytoremediation. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol* 49: 643–68.
25. SHI G., CAI Q., 2009. Cadmium tolerance and accumulation in eight potential energy crops. *Biotech Adv* 27: 555–561
26. SUDOVA R., PAVLIKOVA D., MACEK T., VOSATKA M., 2007. The effect of EDDS chelate and inoculation with the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* on the efficacy of lead phytoextraction by two tobacco clones. *Appl Soil Ecol* 35: 163–173
27. VANGRONSVELD J., 1998. Case studies in the field—Zn, Cd, Pb contaminated kitchen gardens. In: Vangronsveld J, Cunningham SD (eds) *Metal-contaminated soils: in-situ inactivation and phytoremediation*. Springer, Berlin, pp 219–225. ISBN ISBN 1-57059-531-3
28. VANGRONSVELD J., CUNNINGHAM S.D., 1998. Introduction to the concepts. In: Vangronsveld J, Cunningham SD (eds) *Metal-contaminated soils: in-situ inactivation and phytoremediation*. Springer, Berlin, pp 1–15. ISBN ISBN 1-57059-531-3
29. VANGRONSVELD J., HERZIG R., WEYENS N., BOULET J., ADRIAENSEN K., RUTTENS A., THEWYS T., VASSILEV A., MEERS E., NEHNEVAJOVA E., VAN DER LELIE D., MENCH M., 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environ Sci Pollut Res* 16: 765–794
30. VASSILEV A., SCHWITZGUEBEL J.P., THEWYS T., VAN DER LELIE D., VANGRONSVELD J., 2004. The use of plants for remediation of metal contaminated soils.

Scientific World J 4 :9–34

31. VOSATKA M., 2001. A future role for the use of arbuscular mycorrhizal fungi in soil remediation: a chance for small–medium enterprises? *Minerva Biotechnol* 13: 69–72