

Cezary Kabała¹, Anna Karczewska¹, Marcin Kozak²

**PRZYDATNOŚĆ ROŚLIN ENERGETYCZNYCH
DO REKULTYWACJI I ZAGOSPODAROWANIA
GLEB ZDEGRADOWANYCH**

**ENERGETIC PLANTS IN RECLAMATION
AND MANAGEMENT OF DEGRADED SOILS**

¹*Institut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Institute of Soil Science and Environmental Protection, Wrocław University
of Environmental and Life Sciences*

²*Katedra Szczegółowej Uprawy Roślin, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Department of Crop Production, Wrocław University of Environmental
and Life Sciences*

W pracy dokonano przeglądu aktualnego stanu wiedzy na temat przydatności najważniejszych gatunków roślin energetycznych do rekultywacji gleb zdegradowanych chemicznie oraz gruntów rekultywowanych, szczególnie w warunkach nawożenia osadami ściekowymi lub kompostami. Pod uwagę wzięto tolerancję na zanieczyszczenie metalami ciężkimi oraz zdolność ich akumulacji przez wierzbę, topolę, miskant, ślazowiec i topinambur na glebach zanieczyszczonych lub przy nawożeniu osadami zawierającymi wysokie stężenia pierwiastków śladowych. Większość analizowanych roślin odznacza się zdolnością akumulacji cynku i kadmu w biomasie części nadziemnych oraz gromadzenia miedzi i ołowiu w korzeniach. Na glebach słabo zanieczyszczonych, a także na gruntach rekultywowanych możliwa jest uprawa wszystkich roślin energetycznych, w tym miskanta i ślazuwca, pod warunkiem zapewnienia odpowiedniej zasobności podłoża w składniki nawozowe oraz wilgotności. Do uprawy na glebach średnio i silnie zanieczyszczonych metalami ciężkimi zalecane są wybrane klony wierzby wiciowej, o relatywnie dużej tolerancji na zanieczyszczenie, dużych zdolnościach fitoekstrakcji metali oraz zadowalająco wysokim plonie biomasy. Plantacje topoli stosowane są przede wszystkim do fitostabilizacji ołowiu, miedzi i kadmu. Potwierdzono dużą przydatność osadów ściekowych do nawożenia plantacji roślin energetycznych. Najwyższą łączną efektywność plonowania oraz fitoekstrakcji metali uzyskuje się przy nawożeniu osadami, w których stężenie metali ciężkich nie przekracza zawartości dopuszczalnych we właściwych prze-

Do cytowania – For citation: Kabała C., Karczewska A., Kozak M., 2010. Przydatność roślin energetycznych do rekultywacji i zagospodarowania gleb zdegradowanych, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 97–118.

pisach prawnych. Postępy inżynierii genetycznej pozwalają przypuszczać, że w najbliższej przyszłości pojawią się nowe odmiany roślin energetycznych o coraz wyższej zdolności plonowania, zapewniającej ekonomiczną efektywność plantacji, oraz o zdecydowanie większych zdolnościach fitoekstrakcji pierwiastków śladowych.

SŁOWA KLUCZOWE: grunty marginalne, rekultywacja, fitoremediacja, metale ciężkie, wierzba, topola, miskant, ślázowiec, topinambur

WSTĘP

W rolniczej przestrzeni produkcyjnej każdej gminy występuje pewien areał gleb marginalnych, to jest takich, które pozostając w ewidencji gruntów rolnych, mają małe znaczenie dla rolnictwa ze względu na nieopłacalność produkcji lub też nie nadają się do produkcji roślin konsumpcyjnych. Zalicza się do nich na ogół: (1) nieurodzajne gleby niższych klas bonitacyjnych, na których ze względu na niekorzystne uwarunkowania glebowe lub erozję nie opłaca się prowadzić produkcji rolnej; (2) obszary zdegradowane geotechnicznie lub zrehabilitowane ze słabo ukształtowaną warstwą próchniczną; (3) gleby zanieczyszczone chemicznie (Józefaciuk i Józefaciuk 1998). Tradycyjną formą zagospodarowania gleb marginalnych, w tym zdegradowanych, jest ich zalesianie (Strzelecki, Sobczyk 1972), ale w aktualnych uwarunkowaniach ekonomicznych nabierają znaczenia alternatywne sposoby użytkowania semirolniczego (Ostrowski 2004). Wobec założeń wspólnej polityki rolnej oraz polityki ochrony środowiska Unii Europejskiej szczególną rolę mogą odegrać wieloletnie plantacje roślin uprawianych na cele energetyczne (Gostomczyk 2008, Ociepa i wsp. 2008). Dalekosiężnym celem polityki klimatycznej i energetycznej UE jest osiągnięcie do 2020 roku przynajmniej 20% udziału energii ze źródeł odnawialnych. Zgodnie z podjętymi zobowiązaniami – w Polsce udział energii odnawialnej w pierwotnym zużyciu ma wynosić 7,5% w roku 2010 oraz 15% w roku 2020. W tym kontekście szacuje się, że zapotrzebowanie na biomasę roślin uprawianych na cele energetyczne wzrośnie nawet o 8 mln ton do roku 2020. Nie jest możliwe, by tak duże zapotrzebowanie pokryte zostało wyłącznie biomasą odpadową, co stwarza perspektywy rozszerzania areału plantacji roślin energetycznych, mimo niestabilnej polityki finansowego wsparcia upraw (Gostomczyk 2008). Innym motorem rozwoju plantacji roślin energetycznych może stać się fitoremediacyjna metoda rekultywacji gleb zanieczyszczonych chemicznie, realizująca cele ustawy o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. 2007.75.493). Ważnym aspektem upowszechniania roślin energetycznych na gruntach marginalnych, w tym słabo produktywnych terenach po eksploatacji surowców mineralnych, jest możliwość jednoczesnego zagospodarowania osadów ściekowych i kompostów do nawożenia upraw (Kalembasa i wsp. 2009, Krzywy i wsp. 2003, Liphadzi i wsp. 2003, Niemiec i wsp. 2007).

PODZIAŁ ROŚLIN UPRAWIANYCH NA CELE ENERGETYCZNE I CHARAKTERYSTYKA NAJWAŻNIEJSZYCH GATUNKÓW

Wprawdzie określenie „rośliny energetyczne” jest niepoprawne pod względem semantycznym, lecz wskutek wieloletniego i powszechnego stosowania utrwaliło się w literaturze naukowej oraz popularnej jako skrót określenia „rośliny uprawiane na cele energetyczne” (Kościk 2003). Do grupy tej zaliczane są rośliny, których płody wykorzystuje się do wytwarzania ciepła, energii elektrycznej albo paliw ciekłych lub gazowych:

- rośliny wieloletnie albo jednoroczne o dużym przyroście biomasy, która może być stosowana w celach grzewczych (np. miskant, wierzba, ślazier, topola, ale także słoma zbóż);
- rośliny jednoroczne o dużej zawartości cukru i skrobi, wykorzystywane do produkcji etanolu (np. zboża, ziemniaki, buraki cukrowe i półcukrowe, topinambur);
- rośliny oleiste, z których nasion wyłacza się olej roślinny przetwarzany następnie na tzw. bio-diesel (np. rzepak, słonecznik, len, konopie).

W niniejszym opracowaniu uwaga zostanie skupiona na roślinach przeznaczonych na cele energetyczne (szczególnie opałowe), alternatywnych wobec zbóż i rzepaku. Szczególnie na glebach zanieczyszczonych zaleca się bowiem uprawę roślin niekonsumpcyjnych, w celu uniknięcia ich przenikania na rynek produktów spożywczych. Rośliny energetyczne uprawiane w celach opałowych, zależnie od cech anatomicznych i fizjologicznych, można podzielić na kilka grup:

- rośliny drzewiaste szybkiej rotacji, nazywane również odroślowymi (m.in. topola, wierzba i robinia akacja);
- pozostałe gatunki drzewiaste (nieodroślowe), tzw. lasotwórcze (m.in. brzoza, jesion, buk, olsza szara i czarna, klon, jawor);
- rośliny trawiaste (m.in. miskant olbrzymi i cukrowy, spartina preriowa, palczatka Gerarda, proso różgowate, mozga trzcinowata, manna mielec, kostrzewa trzcinowa, trzcina pospolita);
- inne rośliny wieloletnie i zielne (m.in. ślazier, róża wielokwiatowa, topinambur, konopie siewne).

Podstawowymi cechami, które powinny charakteryzować rośliny przeznaczone do plantacyjnej uprawy dla celów grzewczych, są: wysoka wartość opałowa biomasy, duży plon biomasy, odporność roślin na choroby i szkodniki, umiarkowane wymagania siedliskowe, a także możliwość mechanizacji prac przy zbiorze biomasy oraz przy zakładaniu i likwidacji plantacji. W warunkach klimatycznych Polski jest lub może być uprawianych wiele gatunków roślin spełniających powyższe wymagania, jednak w przypadku wielu z nich nie opracowano jeszcze optymalnych technologii uprawy i nie przetestowano ekonomicznej efektywności upraw (Faber i wsp. 2008, Nalborczyk 1996).

Wierzba wiciowa (*Salix viminalis*), nazywana również wierzbą krzaczastą, krzewiastą lub witwą, wśród ponad 300 gatunków wierzb występujących we wszystkich niemal strefach klimatycznych, jest gatunkiem prawdopodobnie najbardziej przydatnym do celów energetycznych. Roczny przyrost długości pędów wynosi 2–3 m. Obsada roślin na jednostce powierzchni waha się w granicach 20–60 tys. sztuk · ha⁻¹, a w praktyce najczęściej

wynosi 32 tys. sztuk · ha⁻¹ (rozstawa 40 x 70 cm, przejazdy 2,8 m, co 17 metrów). Roślinę tę rozmnaża się w sposób wegetatywny za pomocą sadzonek sztabowych. Przygotowanie stanowiska pod założenie plantacji wierzby powinno uwzględniać odchwaszczenie i spulchnienie gleby. Przyrost biomasy jest bardzo uzależniony od warunków siedliskowych, nawożenia oraz cyklu zbiorów. Choć powszechnie uważa się, że wierzba ma niewielkie wymagania siedliskowe, to najlepiej udaje się na glebach klas IIIa–IVa, natomiast na gorszych (szczególnie piaskowych) tylko przy odpowiednio wysokim poziomie wód gruntowych (Ostrowski i Gutkowska 2008). Latem, w okresie intensywnego wzrostu, wierzba jest bardzo wrażliwa na niedobory wilgoci. Eksploatacja plantacji powinna trwać co najmniej 15–20 lat z możliwością 5–8-krotnego pozyskiwania drewna w ilości 10–20 ton suchej masy w przeliczeniu na 1 ha rocznie (tab. 1). Uważa się, że najbardziej efektywne ekonomicznie jest użytkowanie plantacji w cyklu 3-letnim (Faber i wsp. 2008, Kościak 2003).

Tabela 1

Table 1

Plon biomasy najważniejszych wieloletnich roślin energetycznych uprawianych na cele opałowe
Biomass yields of leading perennial energetic plants used for heat production

Gatunek Species	Plon reprezentatywny ¹ Reference yield	Plony rzeczywiste ² Actual yields
	t · ha ⁻¹ suchej masy t · ha ⁻¹ d.m.	
Wierzba wiciowa <i>Salix viminalis</i>	8	7–18 (22) ³
Miskant olbrzymi <i>Miscantus x giganteus</i>	10	8–20 (25) ³
Spartina preriowa <i>Spartina pectinata</i>	8	7–18
Ślaziolec pensylwański <i>Sida hermaphrodita</i>	9	9–21 (25) ³
Róża wielokwiatowa <i>Rosa multiflora</i>	8	10–16
Topinambur <i>Helianthus tuberosus</i>	8	10–18
Topola <i>Populus</i> spp.	8	8–14
Robinia akacjowa <i>Robinia pseudoacacia</i>	7	4–12

Objaśnienia: ¹Plon reprezentatywny według rozporządzenia Min. Roln. i Rozw. Wsi. z 26.02.2009 (Dz. U. 2009.36.283); ²Plony rzeczywiste na podstawie krajowych doświadczeń zestawionych przez Kościaka (2003), Fabera i wsp. (2008), Węgorka (2003) oraz Zabielskiego (1998); ³Plony maksymalne uzyskiwane w optymalnych warunkach doświadczeń polowych.

Explanation: ¹Reference yield according to regulation of Polish Ministry of Agriculture and Rural Development (Dz. U. 2009.36.283); ²Actual yields – data based on Polish experiments recapitulated by Kościak (2003), Faber et al. (2008), Węgorek (2003) and Zabielski (1998); ³Maximal yields obtained in optimal conditions of field experiments.

Miskant olbrzymi (*Miscanthus x giganteus*) pochodzi z terenów Azji Środkowo-Wschodniej i jest mieszańcem międzygatunkowym, powstałym ze skrzyżowania diploidalnego miskanta chińskiego (*M. sinensis*) z tetraploidalnym miskantem cukrowym (*M. sacchariflorus*). Powstały w ten sposób triploidalny gatunek Miskanta olbrzymiego jest rośliną sterylną nie wytwarzającą nasion, która może być rozmnażana jedynie wegetatywnie poprzez podział podziemnych kłączy lub kultury *in vitro* (Jeżowski 1998). Fakt sterylności mieszańca właściwie uniemożliwia wprowadzenie nowych, korzystnych cech na drodze hodowli krzyżówkowej, a także może z czasem prowadzić do degeneracji materiału genetycznego. Z drugiej jednak strony, brak nasion może być postrzegany również jako cecha pożądana u rośliny obcego pochodzenia, gdyż zabezpiecza przed niekontrolowanym rozprzestrzenianiem się gatunku, czy też przypadkowym krzyżowaniem z roślinami pokrewnymi (Kozak 2006). Miskant dobrze wykorzystuje składniki pokarmowe i wodę dzięki głębokiemu systemowi korzeniowemu penetrującemu glebę nawet do 2,5–3 m w głąb. Osiąga wysokość 3–4 m. Plon suchej masy miskanta stabilizuje się od 3 roku użytkowania plantacji na poziomie do 15–25 t·ha⁻¹ rocznie (tab. 1). Miskant może być uprawiany na glebach klasy IVa i IVb lub lepszych. Na glebach podścielonych piaskiem słabiej plonuje w lata suche. Miskant jest sadzony w zagęszczeniu 1–3 rośliny·m⁻² na przełomie maja i czerwca z uwagi na wrażliwość sadzonek na przymrozki. Użytkowanie komercyjne plantacji trwa na ogół 15–20 lat (Faber i wsp. 2008, Kościak 2003). Miskant cukrowy (*Miscanthus sacchariflorus*) jest wieloletnią, kępiastą trawą o wysokości 1–4 m i o wymaganiach klimatyczno-glebowych zbliżonych do miskanta olbrzymiego. Plon suchej masy waha się w granicach 6–20 t·ha⁻¹, jednak plantacja jest użytkowana nieco krócej, na ogół przez 10–12 lat. Spartina perriowa (*Spartina pectinata*) jest trawą osiagającą wysokość do 2 metrów. Ma duże zdolności adaptacyjne, toteż udaje się nawet na glebach słabych, ale odchwaszczonych. Palczatka Gerarda (*Andropogon gerardii*) to kolejna trawa przydatna na cele energetyczne. W uprawie plantacyjnej osiąga wysokość do 2,5 m. Ma niewielkie wymagania glebowe, udaje się nawet na glebach klasy V i VI, znosi gleby suche i zasolone, ale jest wrażliwa na zachwaszczenie. Plony suchej masy w sprzyjających warunkach osiagają 15–20 t·ha⁻¹. Proso różgowate (*Panicum virgatum*) pochodzi z Ameryki Północnej, gdzie występuje na trawiastej prerii, w widnych lasach oraz na obrzeżach słonych bagien. Wytwarza kępy osiagające 1–3 m wysokości. Może być uprawiane na glebach lekkich lub średnio zwięzłych, umiarkowanie zasolonych lub zasadowych. Proso różgowate pełnię rozwoju osiaga w trzecim roku uprawy, dlatego wymaga starannego przygotowania i odchwaszczenia pola, zwłaszcza usunięcia innych traw.

Ślaziovec pensylwański (*Sida hermaphrodita*), zwany również sidą, jest byliną pochodzącą z Ameryki Północnej, osiagającą wysokość do 4 metrów. Zalecana obsada roślin waha się w granicach od 20 do 60 tys. sztuk · ha⁻¹. Na cele energetyczne preferowane jest mniejsze zagęszczenie roślin na jednostce powierzchni, natomiast większe stosuje się przy uprawie na paszę. Plon suchej masy wynosi od 12 do 25 t·ha⁻¹ przy rozstawie rzędów 60–80 cm (tab. 1). Roślinę można rozmnażać w sposób wegetatywny (przez sadzonki) lub generatywny (przez nasiona). Rośliny rozmnażane wegetatywnie charakteryzują się szybszym rozwojem niż te wysiewane bezpośrednio do gruntu i w pierwszych latach dają obfitsze plony. Ślaziovec jest odporny zarówno na niskie, jak i wysokie temperatury,

wytrzymuje także okresy umiarkowanej suszy dzięki głębokiemu systemowi korzeniowemu. Wymagania siedliskowe ślázowca nie są duże, dobrze plonuje na glebach klas III i IV, jednak należy unikać zbyt suchych gruntów klasy V i VI. Gleba pod uprawę powinna być starannie przygotowana, gdyż w pierwszych latach użytkowania ślázowiec jest wrażliwy na zachwaszczenie. Okres użytkowania plantacji wynosi na ogół nie dłużej niż 15 lat (Faber i wsp. 2008, Kościak 2003).

Róża wielokwiatowa (*Rosa multiphora*), zwana również różą bezkolcową, pochodzi ze wschodniej Azji, ale obecnie występuje także w całej Europie, w tym na nizinnych obszarach Polski. Wytwarza długie, nawet do 4 m, łukowato wygięte pędy. Jest odporna na niskie temperatury oraz na suszę. Zalecana obsada róży wielokwiatowej w polskich warunkach klimatycznych wynosi 5 lub 10 tys. sztuk·ha⁻¹. Nadaje się do nasadzeń na glebach słabych i bardzo słabych, nawet V i VI klasy, choć wiadomo że na lepszych glebach uzyskuje się większe przyrosty biomasy. Plantacja róży może być użytkowana nawet do 30 lat. Plony suchej masy wynoszą 10–15 t·ha⁻¹ (tab. 1). Jedyna polska odmiana (Jatar) selekcyjonowana była pod kątem przydatności do celów rekultywacyjnych, z uwzględnieniem takich cech jak: mrozoodporność, dobre przyrosty na słabych stanowiskach glebowych i brak kolców. Oprócz wykorzystania energetycznego róża wielokwiatowa jest też stosowana do tworzenia pasów fitosanitarnych w plantacjach innych roślin energetycznych. Odgrywa również pozytywną funkcję przyrodniczą, gdyż dostarcza karmy dla dzikich zwierząt (Faber i wsp. 2008).

Słonecznik bulwiasty (*Helianthus tuberosus*), zwany topinamburem, pochodzi z Ameryki Północnej, ale obecnie uprawiany jest na wszystkich kontynentach. W Polsce rozmnaża się wyłącznie wegetatywnie. Jest to roślina dobrze znosząca zmienne warunki klimatyczne w okresie wegetacji. Bulwy topinamburu, które są materiałem rozmnożeniowym, w przeciwieństwie do bulw ziemniaka, dobrze znoszą niskie temperatury, nawet do –30°C. Rośliny wytwarzają podziemne rozłogi (stolony), na końcach których tworzy się nawet 50–80 (pod jedną rośliną) bulw o nieregularnych kształtach. Masa jednej bulwy wynosi średnio 20–25 g, a w sprzyjających warunkach może dochodzić do ponad 100 g. Wysokość pędów nadziemnych osiąga od 2 do 4 m. Najlepiej udaje się na glebach średnich, przewiewnych, o dużej zasobności w składniki pokarmowe i dostatecznej wilgotności. Dobrze znosi mrozy oraz okresy suszy. Słonecznik bulwiasty można uprawiać na zieloną masę (do 3 pokosów w roku), na bulwy do produkcji bioetanolu albo dla pozyskania suchych łądyg w celach energetycznych. Aktualnie w Polsce są zarejestrowane dwie odmiany uprawne topinamburu – Albik i Rubik (Faber i wsp. 2008, Nalborczyk 1996).

Rodzaj topola (*Populus sp.*) obejmuje według różnych szacunków od 30 do ponad 100 gatunków, tworzących trudną do określenia liczbę mieszańców. W Polsce ich naturalne siedliska łągowe występują w dolinach cieków i w otoczeniu zbiorników wodnych (z wyjątkiem topoli osiki, preferującej siedliska świeże). Na żyznym i wilgotnym podłożu topole są najszybciej rosnącymi drzewami strefy umiarkowanej, szczególnie w wieku młodocianym, to jest do około 20 lat. Odmiany uprawiane na masę drzewną mają szczególnie duże wymagania siedliskowe (Zabielski 1998). Plantacje topoli na gruntach rolnych wymagają gleb żyznych o dobrych stosunkach powietrzno-wodnych i odczynie zbliżonym do obojętnego, zaliczanych do II, III i IVa klas bonitacyjnych. W Holandii i Belgii wyselekcjonowano oraz wprowadzono do użytkowania na cele energetyczne

kilka odmian topoli, jednak sygnalizuje się, że problemem w warunkach polskich może być trwałość plantacji (Węgorzek 2003).

Robinia akacja (*Robinia pseudoacacia*) jest gatunkiem introdukowanym z Ameryki Północnej, ale obecnie bardzo rozpowszechnionym w Polsce. Odnacza się dużą zdolnością wydawania odrośli zarówno z pni, jak i korzeni, co zwiększa plenność i trwałość plantacji. Robinia odporna jest na przymrozki, dobrze znosi suszę i zasolenie gleby oraz zanieczyszczenia powietrza. Może być uprawiana w różnorodnych warunkach siedliskowych, w tym ubogich, nieodpowiednie są dla niej jedynie gleby ciężkie i podmokłe (Węgorzek 2003, Zabielski 1998). Drewno robinii nie ustępuje pod względem wartości opałowej drewnu dębowemu (Kraszkiewicz, Szpryngiel 2008). Biorąc pod uwagę możliwość częściowego zaopatrywania się przez robinie w azot z powietrza, można spodziewać się zadowalających plonów suchej masy na gruntach marginalnych. Jednak wobec braku wyników badań produktywności i wierności plonowania w skróconym cyklu produkcyjnym w warunkach polskich – gatunku tego tymczasowo nie poleca się do zakładania plantacji na skalę przemysłową (Faber i wsp. 2008).

PRZYDATNOŚĆ ROŚLIN ENERGETYCZNYCH DO REKULTYWACJI GLEB ZANIECZYSZCZONYCH

Naturalna zdolność niektórych gatunków roślin do akumulacji metali ciężkich może być wykorzystywana w procesie oczyszczania środowiska, czyli tzw. fitoremediacji. W zależności od efektu działania wyróżnia się kilka technologii fitoremediacji (Karczewska 2003):

- fitoekstrakcja – polega na usuwaniu pierwiastków śladowych i innych substancji (np. radioaktywnych) dzięki ich intensywnemu pobieraniu i akumulacji w nadziemnych częściach roślin; odmianą fitoekstrakcji jest ryzofiltracja, definiowana jako absorpcja makro- i mikrośladników z wód oraz ścieków (Dushenkov i wsp. 1995);
- fitodegradacja – rozkład substancji organicznych przez rośliny i związane z nimi grzyby i mikroorganizmy; osobno definiowana bywa fitostymulacja, polegająca na wspomaganie przez rośliny naturalnych procesów degradacji mikrobiologicznej w ryzosferze;
- fitowolatyżacja – przeprowadzenie zanieczyszczeń w stan lotny;
- fitostabilizacja – unieruchamianie metali w glebie i zmniejszanie ich dostępności w środowisku (w tym toksyczności dla organizmów, wymywania do wód gruntowych itd.).

Najbardziej obiecującą oraz względnie tanią techniką remediacji gleb jest fitoekstrakcja. Znanych jest kilkadziesiąt gatunków roślin – nazywanych hiperakumulatorami – gromadzących nawet do 1–2% metali ciężkich w tkankach (w przeliczeniu na suchą masę). Ich praktyczna skuteczność jest na ogół ograniczona niewielkimi plonami biomasy i płytkim systemem korzeniowym, co przekłada się na ograniczony efekt remediacyjny. Dlatego w ostatnich latach coraz większą uwagę przywiązuje się do roślin wydających

duży plon użytkowej biomasy. Rośliny te akumulują przeciętne ilości metali w tkankach, ale całkowite pobranie metali w ogromnym plonie biomasy może być porównywalne lub nawet przewyższać efekt działania roślin hiperakumulatorów (Greger, Landberg 1999, Karczewska i wsp. 2008). Rośliny selekcyjonowane do fitoremediacji powinny więc odznaczać się tolerancją wobec toksycznych substancji, posiadać duże zdolności pobierania i akumulacji substancji w użytkowej biomase oraz wydawać duży plon biomasy. W grupie roślin o potencjale fitoremediacyjnym wymienia się większość roślin uprawianych do celów energetycznych, zarówno przetwarzanych na paliwa płynne lub gazowe (rzepak, kukurydza, zboża na ziarno), jak też spalanych dla uzyskania energii cieplnej albo elektrycznej (zboża na słomę, wierzba, topola, ślazier, miskant i inne). Efekt fitoremediacyjny zależy w dużym stopniu od tych samych czynników, które decydują o wielkości uzyskiwanych plonów biomasy i wyrównaniu plonów w kolejnych latach uprawy, a więc przede wszystkim od wyboru odmian (klonów) roślin i właściwości podłoża, w tym zdolności retencji wody i zasobności w składniki pokarmowe (Kościk 2003, Kuzovkina i Quigley 2004, Tlustos i wsp. 2007). Poważne badania nad wykorzystaniem roślin wieloletnich i drzewiastych prowadzone są już od kilku dziesięcioleci, głównie w Europie (Pulford i Watson 2003). Szczególne miejsce w tych badaniach zajmują wierzby jako rodzime gatunki o szerokich możliwościach adaptacyjnych, dużym potencjale produkcyjnym oraz potwierdzonych zdolnościach fitoekstrakcyjnych (Greger i Landberg 1999).

Drewno wierzby wiciowej uprawianej na cele energetyczne w warunkach polowych zawiera niewielkie ilości metali ciężkich, w tym (w suchej masie): 70–140 mg · kg⁻¹ Zn, 7–10 mg · kg⁻¹ Cu, 5–11 mg · kg⁻¹ Ni, 1–3 mg · kg⁻¹ Pb, 0,1–0,3 mg · kg⁻¹ Cr i 0,3–0,6 mg · kg⁻¹ Cd (Borkowska i wsp. 1996, Kalembasa i wsp. 2009, Kaniuczak i wsp. 2000), co powoduje, że metale ciężkie w popiele ze spalania wierzby nie stanowią przeszkody w jego rolniczym wykorzystaniu (Kalembasa 2006). Spośród pierwiastków śladowych popiół wierzby wiciowej zawierał najwięcej Zn, Cu i Ni, podczas gdy zawartość Pb i Cd była kilkakrotnie niższa (Kalembasa 2006). Wierzba pozyskiwana z siedlisk naturalnych w dorzeczu Wisły zawiera podobne ilości metali, jednak rośliny z niektórych stanowisk (poddanych antropopresji) wykazywały zdecydowanie wyższe zawartości Pb w korzeniach oraz Zn i Cd w pędach nadziemnych i liściach (Wiśniowska-Kielian i Niemiec 2005). Duże zdolności wierzby do pobierania cynku i kadmu z podłoża oraz akumulacji w częściach nadziemnych potwierdzone zostały w wielu doświadczeniach wazonowych i polowych (Baran i wsp. 2001, Borkowska i wsp. 2001, Boyter i wsp. 2009, Meers i wsp. 2007, Pulford i wsp. 2002, Rosselli i wsp. 2003, Vervaeke i wsp. 2003) oraz hydroponicznych (Kuzovkina i Quigley 2004, Zacchini i wsp. 2009). Tlustos i wsp. (2007) podają, że w ciągu 3-letniego doświadczenia wazonowego z zanieczyszczoną glebą, z drewnem wierzby usunięto z gleby do 30% kadmu i do 5% cynku. Drewno wierzby uprawianej na glebach silnie zanieczyszczonych emisjami hut metali nieżelaznych może zawierać nawet do 4000 mg · kg⁻¹ Zn i 64 mg · kg⁻¹ Cd oraz do 20 mg · kg⁻¹ Cu i 10 mg · kg⁻¹ Pb (Mathe-Gaspar i Anton 2005, Boyter i wsp. 2009). Stosunek koncentracji cynku i kadmu w korzeniach i częściach nadziemnych wierzby często zbliżony jest do jedności, podczas gdy zawartość miedzi i ołowiu może być 10–30-krotnie wyższa w korzeniach niż w drewnie części nadziemnych (Mathe-Gaspar i Anton 2005, Szakova i wsp.

2004). Choć niektóre doświadczenia wskazują, że akumulacja miedzi w częściach nadziemnych wierzby może być względnie duża (Kuzovkina i Quigley 2004, Pulford i wsp. 2002), jednak większość autorów uważa, że mierzalny efekt fitoekstrakcyjny można uzyskać przede wszystkim w przypadku kadmu i cynku (Meers i wsp. 2005). Jednocześnie, cytowane badania potwierdzają fitostabilizacyjne zdolności wierzby w odniesieniu do miedzi i ołowiu, co ma niebagatelne znaczenie tam, gdzie ważna jest ochrona jakości wód podziemnych. Większość autorów podkreśla znaczenie czynników biologicznych w uzyskiwanym efekcie fitoremediacyjnym, a więc przede wszystkim odmienne zdolności pobierania metali przez różne klony wierzby (Boyter i wsp. 2009, Tlustos i wsp. 2007), oraz wpływ związków mikoryzowych na stymulację lub hamowanie pobierania niektórych metali przez korzenie wierzby (Krupa i Jaworska 2007, Kuzovkina i Quigley 2004). Greger i Landberg (1999) stwierdzili nawet 40-krotne różnice w zdolnościach pobierania i akumulacji kadmu wśród 70 porównywanych gatunków i klonów wierzby. Mimo dużej tolerancji wierzby na zanieczyszczenie podłoża metalami większość autorów zwraca uwagę, że dużą efektywność fitoremediacji można osiągnąć przy umiarkowanym zanieczyszczeniu metalami, gdyż w warunkach zbyt silnego zanieczyszczenia maleją plony wierzby, rośnie ilość martwych krzewów i skraca się okres efektywnego wykorzystania plantacji (Borkowska i wsp. 2001, Jensen i wsp. 2009, Pulford i wsp. 2002, Vervaeke i wsp. 2003). Oznacza to, że zastosowanie fitoremediacyjne wierzby tylko do pewnego poziomu zanieczyszczenia gleby jest do pogodzenia z ekonomiczną opłacalnością produkcji biomasy plantacji (tab. 2).

Fitoekstrakcja metali z gleb zanieczyszczonych może być istotnie zwiększona przez zastosowanie środków zwiększających rozpuszczalność i mobilność metali, na przykład związków kompleksujących w rodzaju EDTA i EDDS. Potwierdzono, że stymulacja z użyciem EDDS powoduje wyraźny wzrost pobrania przez testowane klony wierzby: cynku z 5 do 27 kg ha⁻¹ oraz kadmu z 0,25 do 0,65 kg ha⁻¹. Wyraźnie również wzrosło pobranie miedzi. Drastyczny wzrost stężenia przyswajalnych form metali w roztworze glebowym może jednak wywołać silny efekt stresowy, w skrajnym przypadku nawet zamieranie roślin (Karczewska i wsp. 2008), co w oczywisty sposób uniemożliwia osiągnięcie celu fitoremediacyjnego. Użycie EDDS lub EDTA w warunkach naturalnych może również w niekontrolowany sposób zwiększyć wymywanie metali ciężkich do wód podziemnych (Cooper i wsp. 1999, Karczewska i wsp. 2008). Na obszarach o płytkim zaleganiu wód gruntowych zastosowanie tej techniki jest raczej wykluczone.

Tabela 2
Table 2

Pobranie miedzi, cynku i kadmu z gleb przez rośliny energetyczne uprawiane przy optymalnym nawożeniu na glebach niezanieczyszczonych i zanieczyszczonych – synteza w oparciu o wyniki badań cytowanych w artykule
Copper, zinc and cadmium uptake by energetic plants cropped under optimal fertilization level on uncontaminated and contaminated soils – synthesis based on results of experiments cited in present paper

Pierwiastek Element	Uprawa na glebie niezanieczyszczonej Plantation on uncontaminated soil				Uprawa na glebie zanieczyszczonej Plantation on contaminated soil			
	Plon maksymalny Maximum yield (t · ha ⁻¹)	Stężenie metalu w biomacie Metal conc. in plant biomass (mg · kg ⁻¹ · d.m.)	Roczne pobranie Annual uptake (g · ha ⁻¹)	Ubytek w glebie w ciągu 10 lat 10-year decrease in soil (mg · kg ⁻¹)	Plon referencyjny Reference yield ^a (t · ha ⁻¹)	Stężenie metalu w biomacie Metal conc. in plant biomass (mg · kg ⁻¹ · d.m.)	Roczne pobranie Annual uptake (g · ha ⁻¹)	Ubytek w glebie w ciągu 10 lat 10-year decrease in soil (mg · kg ⁻¹)
<i>Wierzba wiciowa Salix viminalis</i>								
Cu	18	10	180	0,69	8	20	160	0,62
Cd	18	0,6	10,8	0,04	8	50	400	1,54
Zn	18	150	2700	10,4	8	1000	8000	30,8
<i>Miskant olbrzymi Miscanthus x giganteus</i>								
Cu	20	5	100	0,38	10	20	200	0,77
Cd	20	0,3	6	0,02	10	10	100	0,38
Zn	20	50	1000	3,85	10	200	2000	7,69
<i>Słazowiec pensylwański Sida hermaphrodita</i>								
Cu	20	5	100	0,38	9	20	180	0,69
Cd	20	0,5	10	0,04	9	10	90	0,35
Zn	20	40	800	3,08	9	200	1800	6,92
<i>Topinambur Helianthus tuberosus</i>								
Cu	18	5	90	0,35	8	20	160	0,62
Cd	18	0,3	5,4	0,02	8	10	80	0,31
Zn	18	40	720	2,77	8	200	1600	6,15

Objaśnienia: ^aPlon reprezentatywny – minimalny akceptowalny plon biomasy z plantacji energetycznej, możliwy do osiągnięcia na glebie zanieczyszczonej przy optymalnym nawożeniu (według rozporządzenia Min. Roln. i Rozw. Wsi. z 26.02.2009, Dz. U. 2009.36.283).

Explanation: ^aReference yield – minimal acceptable biomass yield from energetic plantation, available on contaminated soil at optimal fertilization (based on regulation of Polish Ministry of Agriculture and Rural Development, Dz. U. 2009.36.283).

Nieustające zainteresowanie wśród specjalistów zajmujących się fitoremediacją i zagospodarowaniem gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi budzą topole (Pulford i Watson 2003). Są to gatunki drzew lub mieszańce częściowo rodzime, posiadające charakter lasotwórczy, odznaczające się dużą produktywnością i tolerancją na zanieczyszczenie powietrza oraz gleb (Stobrawa, Lorenc-Plucińska 2008, Węgorek 2003, Zabielski 1998), co predestynuje je zarówno do plantacyjnej uprawy na cele energetyczne, jak też do celów fitoremediacyjnych na terenach zanieczyszczonych. Jednoznacznie wykazano, że w biomase topoli uprawianej na glebach zanieczyszczonych są akumulowane wyższe ilości metali niż na glebach niezanieczyszczonych. W częściach nadziemnych (drewnie, korze i liściach) gromadzi się nawet 10-krotnie więcej kadmu i 5-krotnie więcej cynku w porównaniu z obiektami kontrolnymi (Dominguez i wsp. 2008, Sebastiani i wsp. 2004). Madejon i wsp. (2004) stwierdzili maksymalnie do $140 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Zn i $7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Cd w drewnie topoli na słabo zanieczyszczonej glebie. Na glebach silniej zanieczyszczonych topola może pobierać do $57 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ kadmu i do $2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ cynku rocznie w biomase drewna (Laureysens i wsp. 2005). Równocześnie, koncentracja ołowiu i miedzi w drewnie topoli uprawianej na glebach zanieczyszczonych nie rośnie lub jest nie więcej niż 2-krotnie wyższa w porównaniu do drzew uprawianych na glebach nie zanieczyszczonych (Madejon i wsp. 2004). Potwierdzono jednak bardzo silną akumulację tych metali w korzeniach topoli uprawianej w rejonie huty miedzi Głogów, nawet do $800 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Cu i $70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Pb (Stobrawa i Lorenc-Plucińska 2008). W niektórych doświadczeniach hydroponicznych wykazano ponadto hiperakumulacyjne (do 1,7% s.m.) zdolności gromadzenia kadmu w korzeniach niektórych klonów (Zacchini i wsp. 2009). Próby indukowanej fitoekstrakcji z doglebowym zastosowaniem środków zwiększających mobilność i przyswajalność metali (np. EDTA) przynoszą w przypadku topoli niejednoznaczne wyniki. Komarek i wsp. (2007, 2008) stwierdzili wyraźny wzrost pobrania i akumulacji w pędach zdrewniałych: cynku (do $430 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.) i kadmu (do $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.) oraz mniej intensywny wzrost akumulacji miedzi i ołowiu. Koncentracje metali w liściach tych samych drzew były od 20% (miedź) do 100% (kadm) wyższe niż w pędach zdrewniałych. Z kolei Liphadzi i wsp. (2003) nie wykazali wzrostu akumulacji żadnego z analizowanych pierwiastków śladowych w warunkach stymulacji wzrastającymi stężeniami EDTA. Wszyscy autorzy zgodnie jednak potwierdzają szkodliwość dla topoli wyższych dawek EDTA oraz ogromne różnice w stymulowanym pobieraniu metali przez poszczególne klony topoli (Komarek i wsp. 2008, Laureysens i wsp. 2005, Liphadzi i wsp. 2003, Sebastiani i wsp. 2004). Podsumowując, topola posiada zdolności akumulowania znacznych ilości cynku i kadmu w pędach nadziemnych oraz ołowiu i miedzi, a prawdopodobnie również kadmu – w korzeniach. Na terenach zanieczyszczonych cynkiem i kadmem może być więc wykorzystywana do usuwania tych metali ze środowiska glebowego, natomiast na terenach zanieczyszczonych miedzią i ołowiem – do ich unieruchamiania. Efektywność oczyszczania gleb przez topolę jest niższa w porównaniu z wierzbą wiciową, co wynika nie tylko z mniejszej akumulacji metali w pędach nadziemnych topoli, ale też niższych plonów biomasy (w ujęciu rocznym). Jak jednak podkreślają Pulford i Watson (2003), nawet stosunkowo ograniczone zdolności pobierania metali mogą w praktyce eliminować zagrożenie z ich strony w środowisku glebowym, bowiem z reguły tylko niewielka część całkowitej ilości metali jest w danym momencie w formach

rozpuszczalnych, które na bieżąco podlegają adsorpcji korzeniowej. Inne gatunki drzew rozważanych w kontekście wykorzystania energetycznego, z reguły, nie mają potwierdzonych zdolności ekstrakcji i transportu metali ciężkich do części nadziemnych. Robinia akacjowa odznacza się dobrą tolerancją na zanieczyszczenie gleb ołowiem, miedzią i cynkiem, ale nie akumuluje ich w drewnie, lecz zatrzymuje w korzeniach (Mathe-Gasparr i Anton 2005, Wińska-Krysiak i Bernat 2008). Podobnie takie gatunki lasotwórcze, jak jesion oraz olsze posiadają pewne zdolności do akumulacji metali w korzeniach, co umożliwia ich fitostabilizacyjne zastosowanie. Spośród testowanych gatunków drzew leśnych jedynie brzoza ma porównywalne z wierzbą i topolą zdolności wynoszenia z gleby cynku i kadmu (Rosselli i wsp. 2003), jednakże nie należy do drzew odnawiających się z odrośli, co zmniejsza jej energetyczne zastosowania (Faber i wsp. 2008, Kościk 2003).

Poważnym zainteresowaniem wśród producentów biomasy na cele energetyczne cieszy się w ostatnich latach miskant olbrzymi oraz spokrewnione z nim inne gatunki traw (Kościk 2003). Słoma miskanta uprawianego na niezanieczyszczonych gruntach rolnych zawiera, w porównaniu z drewnem wierzby wiciowej, wyższe ilości makroskładników (Kaniuczak i wsp. 2001, Krzywy i wsp. 2003), ale wyraźnie mniejsze ilości pierwiastków śladowych (w suchej masie): 10–45 mg · kg⁻¹ Zn, 2,5–4 mg · kg⁻¹ Cu, 1,5–3,5 mg · kg⁻¹ Ni, 0,6–2 mg · kg⁻¹ Pb i 0,02–0,25 mg · kg⁻¹ Cd (Kalembasa i Malinowska 2005, 2009a, Kozak i wsp. 2006). Kalembasa i Malinowska (2005) podkreślają równocześnie wyraźne różnice w zdolnościach akumulacji poszczególnych metali przez testowane klony miskanta: podczas gdy zawartości cynku, miedzi i niklu w słomie porównywanych klonów różniły się nieznacznie, to stężenie kadmu różniło się nawet 5–10-krotnie – na tym samym podłożu. Wykazano pozytywny wpływ nawożenia mineralnego i organicznego na wielkość plonu biomasy miskanta (Kalembasa i Malinowska 2009a, Krzywy i wsp. 2004), ale nie ustalono dotychczas jednoznacznie wpływu nawożenia na stężenie metali w słomie roślin w kolejnych latach uprawy. Krzywy i wsp. (2004) wskazują na wzrost koncentracji miedzi i cynku w słomie w drugim roku uprawy. W trzecim roku uprawy miskanta (Iżewska 2006) stwierdzono wyraźnie wyższe stężenia kadmu i niklu, ale niższe stężenia ołowiu i cynku. Z kolei Kalembasa i Malinowska (2009b) stwierdziły w słomie roślin zasilanych nawozami mineralnymi (zbiór zimowy) wyższe zawartości żelaza, miedzi i niklu, niższe zawartości cynku, ołowiu, kobaltu, manganu, molibdenu i arsenu oraz brak zmian stężenia kadmu i chromu w stosunku do uprawy na glebie nienawożonej. W reakcji na wzrost zawartości metali ciężkich w podłożu – rośnie stężenie metali w częściach nadziemnych miskanta, potwierdzone w przypadku kadmu, miedzi i cynku (Arduini i wsp. 2003, Kalembasa, Malinowska 2009a, Kozak i wsp. 2006, Krzywy i wsp. 2004). Stężenie ołowiu w miskancie uprawianym na podłożu zanieczyszczonym tym pierwiastkiem nie zmienia się znacząco lub nawet maleje (Kalembasa i Malinowska 2009a, Kozak i wsp. 2006). W warunkach prowadzonych doświadczeń stwierdzono, że koncentracja metali w słomie miskanta może osiągać: 70 mg · kg⁻¹ Zn, 15 mg · kg⁻¹ Cu, 4 mg · kg⁻¹ Ni, 4 mg · kg⁻¹ Pb i 1,5 mg · kg⁻¹ Cd (Arduini i wsp. 2003, Kalembasa i Malinowska 2009a, Kozak i wsp. 2006). Wzrost koncentracji niektórych metali w słomie miskanta uprawianego na zanieczyszczonych podłożach nie jest jednak jednoznaczny z większym efektem fitoremediacyjnym, gdyż niektórzy badacze zanotowali równocześnie niższe plony biomasy (Arduini i wsp. 2003, Kozak i wsp. 2006). Doniesienia te świadczą o mniejszej (w porównaniu

z wierzbą wiciową) tolerancji miskanta na wysokie stężenia metali ciężkich w glebach i dowodzą potrzeby dalszego testowania fitoremediacyjnych zdolności poszczególnych odmian miskanta (tab. 2).

Ślazieriec pensylwański rozpowszechniany był początkowo jako potencjalna roślina paszowa, toteż nie zaskakują niskie zawartości pierwiastków śladowych w roślinach z upraw polowych (w słomie łądyg): 5–20 mg · kg⁻¹ s.m. Zn, 1,5–3 mg · kg⁻¹ Cu, 0,2–3 mg · kg⁻¹ Ni, 0,5–1,5 mg · kg⁻¹ Pb i 0,08–0,5 mg · kg⁻¹ Cd (Antonkiewicz i Jasiewicz 2005, Borkowska i Lipiński 2008, Szyszlak-Bargłowicz i Piekarski 2009). Stężenia te porównywalne są z występującymi w słomie miskanta, a niższe niż w drewnie wierzby wiciowej. Wykazano, że ślazieriec odznacza się wyższą tolerancją na zanieczyszczenie gleby metalami ciężkimi w porównaniu z innymi roślinami energetycznymi (Antonkiewicz i Jasiewicz 2002b, Borkowska i wsp. 2001). Reaguje, wiadomo, obniżeniem plonu biomasy, przy bardzo silnym zanieczyszczeniu nawet o 50–60% w stosunku do plonów kontrolnych, lecz w łądygach może gromadzić nawet do 50 mg · kg⁻¹ s.m. Zn, 5 mg · kg⁻¹ Cu, 10 mg · kg⁻¹ Ni, 5 mg · kg⁻¹ Pb i aż do 10 mg · kg⁻¹ Cd (Antonkiewicz i Jasiewicz 2002b, 2005). Z niektórych doświadczeń wynika, że mimo przeciętnych stężeń metali w jednostce masy ślazieriec może efektywniej oczyszczać glebę z ołowiu, cynku i miedzi niż wierzba – wskutek większej tolerancji na zanieczyszczenie gleby i mniejszy spadek plonu biomasy (Borkowska i wsp. 2001). Antonkiewicz i Jasiewicz (2002a, b) wykazali ponadto, że korzenie ślazierca mogą wiązać ogromne ilości metali ciężkich (do 30 mg · kg⁻¹ s.m. Pb, 40 mg · kg⁻¹ Cu, 150 mg · kg⁻¹ Ni, i aż do 400 mg · kg⁻¹ Zn oraz 60 mg · kg⁻¹ Cd), co daje perspektywy wykorzystania tego gatunku do zastosowań fitostabilizacyjnych. Niestety, nie są jeszcze dostępne wyniki badań nad wieloletnią powtarzalnością plonowania oraz trwałością plantacji ślazierca na zanieczyszczonych glebach.

Topinambur (słonecznik bulwiasty) był dotychczas uprawiany głównie do celów paszowych, na glebach niezanieczyszczonych, toteż informacje na temat jego zdolności fitoremediacyjnych są nadzwyczaj skąpe. Jednak duży plon biomasy części nadziemnych, dość stabilny w warunkach niezbyt silnego zanieczyszczenia podłoża, potencjalnie sprzyja takim zastosowaniom (Borkowska i wsp. 2001). Wykazano, że łądygi topinamburu mogą zawierać do 145 mg · kg⁻¹ s.m. Zn, 4 mg · kg⁻¹ Cu, 3,7 mg · kg⁻¹ Ni, 3,8 mg · kg⁻¹ Pb i do 2,3 mg · kg⁻¹ Cd (Borkowska i wsp. 1996). W liściach stężenie metali może być wielokrotnie wyższe i osiągać poziom 690 mg · kg⁻¹ s.m. Zn, 60 mg · kg⁻¹ Ni i 30 mg · kg⁻¹ Cd (Antonkiewicz i Jasiewicz 2003, Jasiewicz i Antonkiewicz 2002). Na podstawie przeprowadzonych doświadczeń uważa się, że topinambur może być użyteczny przy oczyszczaniu gleb zanieczyszczonych kadmem i cynkiem (tab. 2). Wśród roślin uprawianych na cele energetyczne odznacza się też relatywnie największymi (obok wierzby) zdolnościami akumulacji miedzi (Antonkiewicz i Jasiewicz 2002a).

Róża wielokwiatowa, dzięki rozwijaniu wyjątkowo głębokiego systemu korzeniowego, jest szczególnie przydatna do urządzania plantacji na glebach przesychniętych i mniej żyznych (Kościk 2003). Od dawna jest stosowana w rekultywacji hałd górniczych, do obsadzania skarp narażonych na erozję oraz obrzeży dróg. Nie są dostępne wyniki badań nad odpornością róży na zanieczyszczenie gleby, ale jej ekspansywność wzdłuż niektórych autostrad w USA świadczy o tolerancji na podwyższone stężenia przynajmniej niektórych pierwiastków (Derr 1989). Podobnie nie potwierdzono dotychczas

fitoekstrakcyjnych zdolności tego gatunku, ale informacje o zdolności akumulacji kadmu (Lai i wsp. 2004) zachęcają do przetestowania możliwości gromadzenia innych metali w nadziemnych pędach róży.

WYKORZYSTANIE ROŚLIN ENERGETYCZNYCH DO ZAGOSPODAROWANIA GRUNTÓW REKULTYWOWANYCH Z UŻYCIEM KOMPOSTÓW I OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Gleby rekultywowanych wyrobisk, składowisk odpadów górniczych, energetycznych i przemysłowych, a także gleby terenów poprzemysłowych odznaczają się na ogół wadliwym uziarnieniem, brakiem właściwej struktury, wadliwymi stosunkami powietrzno-wodnymi oraz niedostatkami próchnicy i składników pokarmowych dla roślin. Warunkiem udanej rekultywacji biologicznej jest równoczesna korekta fizykochemicznych właściwości podłoża oraz jego nawożenie, co może być zapewnione przy zastosowaniu nawozów organicznych (Karczewska 2008, Klimont 2007). Ze względu na łatwą dostępność oraz niskie koszty, często stosowane są surowce odpadowe lub uboczne, np. osady z oczyszczania ścieków komunalnych i z przemysłu spożywczego, komposty i wermikomposty z osadów ściekowych lub odpadów komunalnych, mineralno-organiczne osady denne itp. Nawozowe wykorzystanie osadów i kompostów jest uzasadnione przyrodniczo i powinno być popierane wszędzie tam, gdzie brak jednoznacznych przeciwwskazań (Chomczyńska i Wysocka 2007, Wierzbicki 2003). Osady, komposty oraz nawozy produkowane na ich bazie muszą spełniać kryteria jakościowe wymagane odpowiednimi przepisami. Jednym z częściej podnoszonych mankamentów osadów ściekowych jest nadmierna zawartość metali ciężkich, szczególnie kadmu i cynku, która może być powodem zarówno zanieczyszczenia gleby, jak i roślin. Dlatego od lat prowadzone są badania nad możliwością wykorzystania osadów ściekowych do nawożenia upraw roślin niekonsumpcyjnych, w tym przede wszystkim przemysłowych i energetycznych.

Stosowanie osadów ściekowych i kompostów w kombinacji z nawożeniem mineralnym podnosi plonowanie roślin uprawianych do celów energetycznych, co potwierdzono w doświadczeniach z wierzbą (Kalembasa i wsp. 2009, Kaniuczak i wsp. 2000, Klimont 2007), miskantem (Kalembasa i Malinowska 2009a, b, Krzywy i wsp. 2003, 2004), ślaczowcem (Borkowska i wsp. 1996) i topinamburem (Borkowska i wsp. 1996). Przyrost plonu biomasy uprawianych roślin nie jest zależny wyłącznie od dawki nawozów. Podkreślany jest wpływ rodzaju osadu/kompostu oraz stopnia rozkładu materii organicznej (dojrzałości kompostu) na plonowanie, np. miskanta (Iżewska 2006, Krzywy i wsp. 2003) oraz wierzby (Adegbi i Briggs 2003). Kalembasa i wsp. (2006) wykazali odmienną reakcję różnych gatunków wierzby krzewiastej na wyższe dawki osadów ściekowych. Czynnikiem ograniczającym plon biomasy może być nadmierne zanieczyszczenie osadów (kompostów) pierwiastkami śladowymi (Borkowska i wsp. 2001). Nawet jeśli w pierwszym roku po zastosowaniu osadu plon biomasy i pobranie mikroskładników są wysokie, to z reguły w kolejnych latach pojawiają się objawy toksyczności oraz stopniowo zmniejsza się plon biomasy (Borkowska i wsp. 2001, Kozak i wsp. 2006). Stoso-

wanie do celów nawozowych silnie zanieczyszczonych osadów mija się więc z celem, gdyż skutek toksyczności pierwiastków śladowych nie mogą być wykorzystane makroskładniki (szczególnie azot i fosfor). Wyniki doświadczeń prowadzą do wniosku, że najbardziej efektywne wykorzystanie składników nawozowych oraz największe pobranie pierwiastków śladowych w relatywnie dużym plonie biomasy roślin energetycznych ma miejsce przy stosowaniu osadów ściekowych i kompostów zawierających pierwiastki śladowe w koncentracjach formalnie dozwolonych w obowiązujących przepisach prawnych (Dimitriou i wsp. 2006). Zastosowanie osadów o takich stężeniach metali nie prowadzi do zanieczyszczenia gleby, gdyż pierwiastki te są wiązane w plonie produkowanej biomasy (Klimont 2007).

Ograniczeniem w stosowaniu osadów ściekowych jest konieczność niezwłocznego ich wymieszania z glebą, co praktycznie zawęża ich użycie tylko do momentu orki przed założeniem wieloletniej plantacji (Faber i wsp. 2008).

Wierzba i inne rośliny o znaczeniu energetycznym wykorzystywane są w biologicznej rekultywacji różnorodnych terenów pogórnicych i przemysłowych (Jakubiak i Sliwka 2008, Klimont 2007, Stańczyk i wsp. 2005, Strzelecki i Sobczyk 1972), w tym składowisk odpadów po flotacji rud miedzi (Hao i wsp. 2004). Zastosowanie osadów ściekowych wyraźnie podnosi udatność i trwałość nasadzeń wierzby (Jońca 2000), jednak w przypadku składowisk i zwałowisk nadpoziomowych głównym problemem pozostaje niedobór wilgoci, uniemożliwiający produkcję odpowiedniej ilości biomasy (Stańczyk i wsp. 2005). Efektywność ekonomiczną mogą więc osiągnąć jedynie uprawy na rekultywowanych gruntach położonych w odpowiednich warunkach wilgotnościowych. Wśród wymagających rekultywacji wyrobisk piaskowni lub żwirowni – do urządzania rentownych plantacji wierzby nadają się tylko te ze spągiem piaszczysto-gliniastym (Strzelecki i Sobczyk 1972). Wydaje się, że właściwymi obszarami uprawy roślin na cele energetyczne są tereny otaczające istniejące obiekty energetyczne, przemysłowe lub górnicze, wokół których wyznaczane były „strefy ochrony sanitarnej” lub „strefy ograniczonego użytkowania” i gdzie występują jakiegokolwiek ograniczenia dla produkcji roślin konsumpcyjnych. Efektywność stosowania osadów ściekowych i kompostów w nawożeniu plantacji roślin energetycznych może być w tym wypadku taka sama jak na gruntach rolnych.

PERSPEKTYWY I OGRANICZENIA

Uprawa roślin na cele energetyczne, w szczególności na gruntach marginalnych lub w warunkach nawożenia osadami ściekowymi, łączy w sobie realizację szeregu celów trwałego i zrównoważonego środowiskowo rozwoju gospodarczego. Należy więc oczekiwać, że w najbliższej przyszłości jednakowo akcentowane będą trzy podstawowe aspekty uprawy roślin energetycznych:

- produkcja biomasy jako źródła energii odnawialnej, pozwalającej ograniczyć eksploatację zasobów nieodnawialnych oraz stwarzającej alternatywę dla energetycznego wykorzystania drewna leśnego;

- zagospodarowanie osadów ściekowych do celów nawozowych, pozwalające ograniczyć wykorzystanie nawozów sztucznych, a także przywracające składniki biogenne do obiegu w ekosystemach lądowych;
- fitoremediacja gleb zdegradowanych chemicznie.

W kontekście tak sformułowanych celów uprawy roślin energetycznych niezbędne są prace nad wyselekcjonowaniem odmian roślin gwarantujących wysokie i wyrównane plony biomasy, a także odmian o znacznie wyższych zdolnościach fitoekstrakcji metali ciężkich. Prawdopodobnie największą rolę w tej dziedzinie odegra inżynieria genetyczna, gdyż już obecnie testowanych jest szereg nowych odmian roślin transgenicznych odznaczających się silnym wzrostem oraz podwyższoną tolerancją na metale ciężkie w podłożu lub zwiększonymi możliwościami ich akumulacji w tkankach (Baranowska-Morek 2003, Eapen i Souza 2005, Rugh i wsp. 1998).

Intensywne pobieranie pierwiastków śladowych z gleby i ich akumulacja w biomacie roślin energetycznych stwarza jednocześnie nowe problemy techniczne i środowiskowe. Pozostałości po procesach spalania lub innego przerobu biomasy roślin hiperakumulatorów (popioły lub szlamy) mogą zawierać wysokie stężenia metali, co kwalifikuje je do grupy odpadów niebezpiecznych dla środowiska. Jako tzw. biorudy (ang. bioore) powinny być kierowane do zakładów przerabiających rudy metali (Ghosh i Singh 2005) celem uniknięcia deponowania na zwykłych składowiskach popiołów energetycznych. Problem ten w pewnym sensie rozwiązuje tzw. współspalanie biomasy roślin z węglem kamiennym, prowadzące do zmniejszenia koncentracji metali w popiele lub żużlu (Rybak 2006). Jest to jednak na razie problem czysto teoretyczny, gdyż stężenie pierwiastków śladowych w popiele aktualnie testowanych odmian wierzby, miskanta i ślazuca nie przekracza łącznie 0,5–1,5% masy popiołu właściwego, czyli około 0,2–0,7% popiołu surowego (Kalembasa 2006). Innym mankamentem uprawy wieloletnich roślin energetycznych (np. topoli) na zanieczyszczonych glebach jest gromadzenie dużych ilości pierwiastków śladowych w biomacie liści, nie podlegających zbiorowi z drewnem lub słomą. Akumulacja metali z opadających liści powoduje wtórny wzrost, choć prawdopodobnie przejściowy, zanieczyszczenia najbardziej powierzchniowej warstwy gleby (Kabała i wsp. 2008).

Przeciwno upowszechnianiu monokulturowych plantacji roślin obcego pochodzenia (szczególnie miskantów oraz ślazuca) wypowiadają się niektóre środowiska przyrodników (Kochanowska i Gamrat 2007), co wzmacnia pozycję rodzimych gatunków roślin energetycznych, szczególnie wierzby, oraz zwiększa zainteresowanie rodzimymi trawami, na przykład kostrzewą trzciniową i manną mielec (Żurek i Majtkowski 2009).

PIŚMIENNICTWO

- Adegbidi H.G., Briggs R.D., 2003. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. *Biomass and Bioenergy*, 25, 6: 665–673.
- Antonkiewicz J., Jasiewicz Cz., 2002a. Ocena przydatności różnych gatunków roślin do fitoremediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. *Acta Scientiarum Polonorum – Kształtowanie Środowiska*, 1, 1–2: 119–130.

- Antonkiewicz J., Jasiewicz Cz., 2002b. The use of plant accumulating heavy metals for detoxication of chemically polluted soils. EJPAU, Environmental Development, 5, 1.
- Antonkiewicz J., Jasiewicz Cz., 2003. Ocena przydatności topinamburu do fitoremediacji gleby zanieczyszczonej Cd, Pb, Ni, Cu i Zn. Arch. Ochr. Środow., 29, 4: 81–87.
- Antonkiewicz J., Jasiewicz Cz., 2005. Następczy wpływ chemicznego zanieczyszczenia gleby na zawartość metali ciężkich w śłazowcu pensylwańskim, [w:] Obieg pierwiastków w przyrodzie. IOŚ, Monografia, 3: 290–297.
- Arduini I., Masoni A., Ercoli L., Mariotti M., 2003. Growth and cadmium uptake of *Miscanthus sinensis* as affected by cadmium. Agric. Mediterran., 133, 3–4: 169–178.
- Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Jaworska B., 2001. Przydatność wikliny do sanitacji gleb zanieczyszczonych miedzią i ołowiem. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 477: 187–193.
- Baranowska-Morek A., 2003. Roślinne mechanizmy tolerancji na toksyczne działanie metali ciężkich. Kosmos, 52, 2–3: 283–295.
- Borkowska H., Jackowska I., Piotrowski J., Styk B., 1996. Wstępna ocena przydatności kilku gatunków roślin wieloletnich do rekultywacji osadów pościekowych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 434: 927–930.
- Borkowska H., Jackowska I., Piotrowski J., Styk B., 2001. Suitability of cultivation of some perennial plant species on sewage sludge. Polish J. Environ. Studies, 10, 5: 379–381.
- Borkowska H., Lipiński W., 2008. Porównanie zawartości wybranych pierwiastków w biomase śłazowca pensylwańskiego uprawianego w różnych warunkach glebowych. Acta Agrophysica, 11, 3: 589–595.
- Boyster M.J., Brummer J.E., Leininger W.C., 2009. Growth and metal accumulation of geyer and mountain willow grown in topsoil versus amended mine tailings. Water Air Soil Pollut., 198: 17–29.
- Chomczyńska M., Wysocka A., 2007. Wpływ osadów ściekowych na środowisko gruntowo-wodne w warunkach upraw energetycznych. Chemia i Inż. Ekolog., 14, 8: 773–780.
- Cooper E.M., Sims J.T., Cunningham S.D., Huang J.W., Berti W.R., 1999. Chelate-assisted phytoextraction of lead from contaminated soils. J. Environ. Qual., 28: 1709–1719.
- Derr J.F., 1989. Multiflora rose control with metsulfuron. Weed Technology, 3: 381–384.
- Dimitriou I., Eriksson J., Adler A., Aronsson P., Verwijst T., 2006. Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice. Environ. Pollut., 142, 1: 160–169.
- Dominguez M.T., Maranon T., Murillo J.M., Schulin R., 2008. Trace element accumulation in woody plants of the Guadiamar Valley, SW Spain: A large-scale phytomanagement case study. Environ. Pollut., 152, 1: 50–59.
- Dushenkov V., Kumar P.B., Motto H., Raskin I., 1995. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. Environ. Sci. Technol., 29: 1239–1245.
- Eapen S., D'Souza S.F., 2005. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. Biotech. Advances, 23: 94–114.
- Faber A., Kuś J., Matyka M., 2008. Uprawa roślin na potrzeby energetyki. PKPP Lewiatan, Vattenfall AB, Warszawa.
- Ghosh M., Singh S.P., 2005. A review of phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. Applied Ecology and Environ. Research, 3, 1, 1–18.
- Gostomczyk W., 2008. Ekonomiczne i prawne problemy tworzenia rynku odnawialnych źródeł energii. Zesz. Nauk. Instytutu Ekonomii i Zarządzania, Politechnika Koszalińska, 2: 39–49.
- Greger M., Landberg T., 1999. Use of willow in phytoextraction. Int. J. Phytoremed., 1: 115–123.
- Hao X., Zhou D., Si Y., 2004. Revegetation of copper mine tailings with ryegrass and willow. Pedosphere, 14, 3: 283–288.

- Iżewska A., 2006. Zawartość metali ciężkich w *Miscanthus sacchariflorus* jako wskaźnik użyteczności osadów ściekowych i kompostów z osadów. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 512: 165–171.
- Jakubiak M., Śliwka M., 2008. Zagospodarowanie i rekultywacja terenów o podwyższonym zasoleniu zdegradowanych w wyniku działalności górniczej. Gosp. Surowcami Mineralnymi, 24, 3: 129–138.
- Jasiewicz C., Antonkiewicz J., 2002. Ekstrakcja metali ciężkich przez topinambur z gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Chemia i Inż. Ekolog., 9, 4: 379–386.
- Jensen J.K., Holm P.E., Nejrup J., Larsen M.B., Borggaard O.K., 2008. The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. Environ. Pollut., 157, 3: 931–937.
- Jeżowski S., 1998. Szanse i problemy hodowli traw z rodzaju *Miscanthus* jako roślin alternatywnych. Hodowla Roślin i Nasiennictwo, H 2: 45–48.
- Jońca M., 2000. Zastosowanie osadów ściekowych w rekultywacji gruntów Kopalni Siarki Jeziórko. Inż. Ekolog., 1: 27–30.
- Józefaciuk A., Józefaciuk Cz., 1998. Marginalne grunty orne – geneza i wydzielanie. Bibl. Fragm. Agron., 5: 317–326.
- Kabała C., Chodak T., Szerszeń L., 2008. Influence of land use on heavy metals dynamics in soils around the copper smelter as observed in 34-year-long cycle of monitoring investigation. Zemes Ukio Mokslai (Agricultural Sciences, Litwa), 15, 3: 8–12.
- Kalembasa D., 2006. Ilość i skład chemiczny popiołu z biomasy roślin energetycznych. Acta Agrophysica, 7, 4: 909–914.
- Kalembasa D., Malinowska E., 2005. Skład chemiczny i plon biomasy wybranych klonów trawy *Miscanthus*. Obieg pierwiastków w przyrodzie. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, Monografia, 3: 315–318.
- Kalembasa D., Malinowska E., 2009a. Działania następcze osadu ściekowego zastosowanego do gleby w doświadczeniu wazonowym na zawartość metali ciężkich w trawie *Miscanthus sacchariflorus*. Acta Agrophysica, 13, 2: 377–384.
- Kalembasa D., Malinowska E., 2009b. The yield and content of trace elements in biomass of *Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Hack. and in soil in the third year of a pot experiment. J. Elementol., 14, 4: 685–691.
- Kalembasa D., Malinowska E., Siewniak M., 2006. Wpływ nawożenia na plonowanie wybranych gatunków wierzby krzewiastej. Acta Agrophysica, 8, 1: 119–126.
- Kalembasa S., Wysokiński A., Cichuta R., 2009. Zawartość metali ciężkich w wierzbie (*Salix viminalis*) przy zróżnicowanym nawożeniu azotowym. Acta Agroph., 13, 2: 385–392.
- Kaniuczak J., Błażej J., Gašior J., Gierlicki P., 2001. Zawartość makroelementów w klonach wikliny szybko rosnącej uprawianej w różnych warunkach siedliskowych, [w:] Kształtowanie środowiska. Uwarunkowania przyrodnicze, techniczne i społeczno-ekonomiczne, 1: 284–285.
- Kaniuczak J., Błażej J., Gašior J., 2000. Zawartość pierwiastków śladowych w różnych klonach wikliny. Cz. I. Zawartość żelaza, manganu, miedzi i cynku. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 472: 379–385.
- Karczewska A., 2003. Perspektywy zastosowania fitoremediacji w rekultywacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Ochrona Środ. Zas. Nat., 25/26: 27–54.
- Karczewska A., 2008. Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych. Uniw. Przyrodn., Wrocław.

- Karczevska A., Spiak Z., Kabała C., Gałka B., Szopka K., Kocan K., Jezierski P., 2008. Ocena możliwości zastosowania metody wspomaganą fitoekstrakcji do rekultywacji gleb zanieczyszczonych emisjami hutnictwa miedzi. Monografia. Zante, Wrocław.
- Klimont K., 2007. Ocena przydatności wybranych gatunków roślin użytkowanych do rekultywacji terenów zdewastowanych przez przemysł i gospodarkę komunalną. Probl. Inż. Rol., 2: 27–36.
- Kochanowska R., Gamrat R., 2007. Uprawa miskanta cukrowego (*Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Hack.) – zagrożeniem dla polskich pól i lasów? Łąkarstwo w Polsce, 10: 223–228.
- Komarek M., Tlustos P., Szakova J., Chrastny V., Ettler V., 2007. The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils. Chemosphere, 67: 640–651.
- Komarek M., Tlustos P., Szakova J., Chrastny V., 2008. The use of poplar during a two-year induced phytoextraction of metals from contaminated agricultural soils. Environ. Pollut., 15, 1: 27–38.
- Kościk B. (red.), 2003. Rośliny energetyczne. Wyd. AR, Lublin.
- Kozak M., 2006. Możliwość uprawy i wykorzystania miskanta olbrzymiego na cele energetyczne w Polsce. Cz. I. Ekonatura, Wrocław, 2: 24–26.
- Kozak M., Kotecki A., Dobrzański Z., 2006. The *Miscanthus giganteus* response to chemical contamination of soil, [w:] Górecki H. (red.) Chemistry and biochemistry in the agricultural production and environment protection. Czech-Pol-Trade, Prague: 520–524.
- Kraszkiewicz A., Szpryngiel M., 2008. Wilgotność drewna robinii akacjowej w aspekcie wykorzystania na cele energetyczne. Inż. Rol., 9: 159–163.
- Krupa P., Jaworska M., 2007. Willow (*Salix viminalis*) and abiotic factors affecting its growth under heavy metals stress. Chemia i Inż. Ekolog., 14, 9: 981–987.
- Krzywy E., Iżewska A., Jeżowski S., 2003. Ocena możliwości wykorzystania komunalnego osadu ściekowego do nawożenia trzciny chińskiej (*Miscanthus sachariflorus* (Maxim.) Hack.). Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 494: 225–232.
- Krzywy E., Iżewska A., Wołoszyk C., 2004. Bezpośredni i następczy efekt osadów ze ścieków komunalnych oraz kompostów z osadów na plon i zawartość mikroelementów w słomie *Miscanthus sachariflorus*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 502: 865–875.
- Kuzovkina Y.A., Quigley M.F., 2004. Cadmium and copper uptake and translocation in five willow species. Int. J. Phytoremed., 6, 3: 269–287.
- Lai F., Ye Q., Tu S., Guo C., Luo Y., 2004. Investigation on plants in heavy metal contaminated area. Acta Agricult. Univ. Jiangxiensis, 3 (streszcz. w jęz. ang.).
- Laureysens I., Temmerman L., Hastir T., Van Gysel M., Ceulemans R., 2005. Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture. II. Vertical distribution and phytoextraction potential. Environ. Pollut., 133, 3: 541–551.
- Liphadzi M.S., Kirkham M.B., Mankin K.R., Paulsen G.M., 2003. EDTA-assisted heavy-metal uptake by poplar and sunflower grown at a long-term sewage-sludge farm. Plant and Soil, 257: 171–182.
- Madejon P., Maranon T., Murillo J.M., Robinson B., 2004. Wite poplar as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. Environ. Pollut., 132: 145–155.
- Mathe-Gaspar G., Anton A., 2005. Study of phytoremediation by use of willow and rape. Acta Biolog. Szeged., 49, 1–2: 73–74.
- Meers E., Lamsal S., Vervaeke P., Hopgood M., Lust N., Tack F.M.G., 2005. Availability of heavy metals for uptake by *Salix viminalis* on a moderately contaminated dredged sediment disposal site. Environ. Pollut., 137, 2: 354–364.

- Meers E., Vandecasteele B., Ruttens A., Vengronsveld J., Tack F.M.G., 2007. Potential of five willow species for phytoextraction of heavy metals. *Environ. and Experim. Botany*, 60, 1: 57–68.
- Nalborczyk E., 1996. Nowe rośliny uprawne i perspektywy ich wykorzystania, [w:] Nowe rośliny uprawne na cele spożywcze, przemysłowe i jako odnawialne źródło energii. SGGW, Warszawa: 5–20.
- Niemiec W., Sobolewska P., Jasiński T., 2007. Wybrane możliwości przyrodniczego zagospodarowania osadów ściekowych. *Zesz. Nauk. Polit. Rzeszowskiej*, 240: 63–72.
- Ociepa A., Lach J., Gałczyński Ł., 2008. Korzyści i ograniczenia wynikające z zagospodarowania gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi pod uprawy roślin przemysłowo-energetycznych. *Proc. of EC Opole*, 2, 1: 231–235.
- Ostrowski J., 2004. Ekologiczna restytucja marginalnych użytków rolnych i jej funkcje w środowisku. *Acta Agrophysica*, 108: 41–88.
- Ostrowski J., Gutkowska A., 2008. Model diagnostyczny typowania gruntów przydatnych do uprawy roślin energetycznych. *Probl. Inż. Rol.*, 2: 145–152.
- Pulford I.D., Riddell-Black D., Steward C., 2002. Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: the potential for phytoremediation. *Int. J. Phytoremed.* 4, 1: 59–72.
- Pulford I.D., Watson C., 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review. *Environ. Int.* 29, 4: 529–540.
- Rosselli W., Keller C., Boschi K., 2003. Phytoextraction capacity of trees growing on metal contaminated soil. *Plant and Soil*, 256: 265–272.
- Rugh C.L., Seccecoff J.F., Meagher R.B., Merkle S.A., 1998. Development of transgenic yellow poplar for mercury phytoremediation. *Nat. Biotechnol.*, 16: 925–928.
- Rybak W., 2006. Spalanie i współspalanie biopaliw stałych. Ofic. Wyd. Polit. Wrocławskiej.
- Sebastiani L., Scabba F., Tognetti R., 2004. Heavy metal accumulation and growth responses in poplar clones Reidano (*Populus deltoides x maximowiczii*) and I-214 (*P. x euramericana*) exposed to industrial waste. *Envir. Experim. Botany*, 52, 1: 79–88.
- Stańczyk K., Gogoła K., Bajerski A., 2005. Analiza możliwości upraw roślin energetycznych na terenach zdegradowanych na przykładzie wierzby wiciowej. *Prace Nauk. GIG. Górnictwo i Środowisko*, 3: 103–110.
- Stobrawa K., Lorenc-Plucińska G., 2008. Thresholds of heavy-metal toxicity in cuttings of European black poplar (*Populus nigra* L.) determined according to antioxidant status of fine roots and morphometrical disorders. *Sci. Total Environ.*, 390: 86–96.
- Strzelecki W., Sobczyk R., 1972. Zalesianie nieużytków i gruntów trudnych do odnowienia. PWRiL, Warszawa.
- Szakova I., Tlustos P., Vyslouzilova M., Pavlikova D., Najmanova J., 2004. Cumulative phytoremediation efficiency of *Salix* spp. for removal of Cd and Pb from soils in three-year pot experiment. *Chemia i Inż. Ekolog.*, 11, 7: 665–672.
- Szyszlak-Bargłowicz J., Piekarski W., 2009. Zawartość wybranych pierwiastków metali ciężkich w biomacie ślazuwca pensylwańskiego (*Sida hermaphrodita* Rusby). *Ochr. Środow. Zas. Nat.*, 40: 357–364.
- Tlustos P., Szakova I., Vyslouzilova M., Pavlikova D., Weger J., Javorska H., 2007. Variation in the uptake of arsenic, cadmium, lead and zinc by different species of willows grown in contaminated soils. *Central Europ. J. Biology*, 2: 254–275.
- Vervaeke P., Luyssaert S., Mertens J., Meers E., Tack F.M.G., Lust N., 2003. Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. *Environ. Pollut.*, 126, 2: 275–282.

- Węgorzek T., 2003. Drzewa, [w:] *Rośliny energetyczne*, red. B. Kościak, Wyd. AR w Lublinie, Lublin.
- Wierzbiński T.L., 2003. Rolnicze wykorzystanie komunalnych osadów ściekowych. *Zesz. Nauk. Polit. Białost., Inż. Środow.*, 16, 2: 272–276.
- Wińska-Krysiak M., Bernat J., 2008. Lead tolerance mechanisms in *Robinia pseudoaccacia* – an attempt to a practical approach. *Acta Scient. Polon., Hort. Cultus*, 7, 3: 77–86.
- Wiśniowska-Kielian B., Niemiec M., 2005. Assessment of heavy metals contents in willow growing along the banks of Dunajec river. *Chemia i Inż. Ekolog.*, 12: 145–155.
- Zabielski S., 1998. *Plantacyjna uprawa drzew i krzewów szybko rosnących*. Wyd. AR, Poznań.
- Zacchini M., Petrini F., Scarasia G., Iori V., 2009. Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water Air and Soil Pollut.* 197: 23–34.
- Żurek G., Majtkowski W., 2009. Rośliny alternatywne w fitoekstrakcji metali ciężkich z obszarów skażonych. *Probl. Inż. Rol.*, 3: 83–89.

ENERGETIC PLANTS IN RECLAMATION AND MANAGEMENT OF DEGRADED SOILS

Summary

The paper summarizes current knowledge on the usefulness of leading species of energetic plants to reclamation of chemically degraded soils and management of reclaimed grounds fertilized with municipal sewage sludge or composts. Tolerance and ability of heavy metals accumulation was analyzed of such species as willow, poplar, miscanthus, sida and topinambur cropped on contaminated soils or fertilized with sewage sludge containing large concentration of heavy metals. Most of plants under analysis have significant ability to zinc and cadmium accumulation in above-ground biomass, as well as copper and lead accumulation in roots. Cultivation of all energetic plant species is allowed on soils slightly contaminated and on reclaimed grounds, however, sufficient availability of nutrients and humidity have to be allowed. Inversely, on soils highly contaminated with trace elements, only selected clones of willow are recommended to energetic plantation. The preferred clones have relatively higher tolerance on soil contamination, larger ability to phytoextraction of metals, and satisfactory high yields of biomass. Poplar plantations are generally recommended to phytostabilization of lead, copper, and cadmium in contaminated soils. Municipal sewage sludge has large testified usability to fertilization of energetic crops. The best combined effectiveness of biomass yields and metal's phytoextraction is achieved with use of sewage sludges that contain trace elements in amounts officially allowed by Polish law regulations. Advances in genetic engineering allow expecting, in close future, an introduction of new transgenic clones of energetic plants, those large yields will secure economic effectiveness of plantation, and will open up new avenues for efficient phytoremediation of contaminated soils.

KEY WORDS: degraded lands, reclamation, phytoremediation, heavy metals, willow, poplar, miscanthus, sida, topinambur

Recenzent – Reviewer: prof. Anna Wójcikowska-Kapusta, UP w Lublinie

