

OPIS WYBRANYCH GATUNKÓW ROŚLIN ENERGETYCZNYCH POD KĄTEM FITOREMEDIACJI

Agata Pszczółkowska i Wiktor Pszczółkowski

ŚLAZOWIEC PENSYLWAŃSKI

Ślazier pensylwański (*Sida hermaphrodita*), od nazwy łacińskiej nazywany również sidą, jest rośliną wieloletnią pochodzącą z Ameryki Północnej. Naturalnie występuje w USA (DC, IN, KY, MA, MD, MI, NJ, NY, OH, PA, TN, VA, WV) i Kanadzie (ON). W kilku stanach (IN, MD, PA, TN) jest gatunkiem zagrożonym wyginięciem [USDA 2011a]. W Polsce gatunek ten znany jest od ponad 50 lat, kiedy to w Akademii Rolniczej w Lublinie (obecnie Uniwersytet Przyrodniczy) rozpoczęto badania nad możliwością jego uprawy i wykorzystania na cele paszowe. Na wierzchołku pędów osadzone są kwiatostany złożone z drobnych kwiatów o białych płatkach, kwitnące od czerwca do września. Kwiaty ślazier stanowią dobry pożytek dla pszczoł. Wydajność miodowa ślazier pensylwańskiego to 110-315 kg ha⁻¹. W każdym dojrzałym owocu występuje 5-8 bardzo drobnych nasion o barwie od jasno- do ciemnobrązowej, których masa 1000 szt. wynosi 3-4 g [Borkowska 2006]. Świeże nieuszlachetnione nasiona mają zdolność kiełkowania na poziomie 5-15%. Najwyższą siłę kiełkowania osiągają po 1- lub 2-lenim okresie przechowywania [Antonowicz 2005].. Ślazier rozmnaża się z sadzonek korzeniowych, rzadziej z nasion, uprawia się w postaci plantacji o zagęszczeniu 10 do 20 tys. sadzonek na hektar. W okresie jesieni i zimy następuje naturalne zasychanie łodyg. Zbiór biomasy dokonuje się zależnie od regionu w miesiącach: luty, marzec i kwiecień, ewentualnie w okresie od wystąpienia pierwszych przymrozków w listopadzie i grudniu. Wilgotność zbieranej biomasy jest na ogół mniejsza, w przypadku zbiorów w późniejszych terminach. W naturalnych warunkach może ona zmniejszyć się z około 40% w listopadzie do około 20% w styczniu i lutym, co umożliwia bezpośrednie przeznaczenie jej do paletyzacji [Borkowska 2006]. Plantacja może być efektywnie eksploatowana przez 15 do 20 lat [Antonowicz 2005].

Ma małe wymagania glebowe, dużo mniejsze niż wierzba wiciowa i miskant olbrzymi, dlatego może być wykorzystywany do zagospodarowania gleb słabszych. Może być uprawiany na wszystkich typach gleb do klasy V włączając w to gleby piaszczyste. Ta właściwość ślazier jest szczególnie istotna w przypadku wykorzystania go rekultywacji gleb zdegradowanych i zanieczyszczonych. W niekorzystnych warunkach może wytworzyć 11 t s.m. ha⁻¹rok⁻¹. W praktyce, pod jego uprawę nadają się gleby zaliczane do kompleksu żyniego słabego - klasy IVb i V ze zwierciadłem wód podziemnych na głębokości ponad 2

metry. W przypadku zakładania plantacji za pomocą rozmnażania generatywnego (od nasion) nie należy wykorzystywać gleb zlewnych i zaskorupiających się. W korzystnych warunkach uprawy – gleba kl. III – osiąga $17 \text{ t s.m. ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Zbiór biomasy powinien się odbywać w okresie zimowym (I – III) kiedy rośnie zawartość suchej masy w plonie. Może być prasowany w kostki, służyć do produkcji brykietu i peletu.

Ślázowiec może być rozmnażany generatywnie (z nasion) oraz wegetatywnie (z sadzonek korzeniowych). Nasiona ślázowca wysiewa się bezpośrednio do gruntu w połowie kwietnia, kiedy temperatura gleby osiągnie około 10°C . Do tego celu można używać zwykłych siewników zbożowych. Jest to najprostszy i jednocześnie obarczony największym ryzykiem sposobem zakładania plantacji. Ilość nasion potrzebna do założenia 1 hektara plantacji wynosi od 1,5 do 6 kg w zależności od ich jakości, w przypadku nasion uszlachetnionych czy otoczkowanych należy zastosować się do zaleceń producenta. Nasiona należy umieścić na głębokości 1,0 – 1,5 cm. Odległość pomiędzy rzędami powinna wynosić 60 – 70 cm, a pomiędzy roślinami w rzędzie 40 cm. Taki układ plantacji pozwala na wjazd maszyn rolniczych i mechaniczne zwalczanie chwastów w międzyrzędziach. Gleba przed złożeniem plantacji musi być bardzo starannie odchwaszczona uprawiona, wyrównana i zagęszczona. Czas od wysiewu do wschodów to około 2-3 tygodnie. W początkowym okresie wzrost ślázowca jest powolny, co może doprowadzić do jego „zagłuszenia” przez chwasty. Jak na razie nie ma w Polsce herbicydów dedykowanych dla upraw ślázowca. Wykorzystanie sadzonek produkowanych z nasion jest skuteczniejszym i bezpieczniejszym sposobem uzyskania zamierzonej obsady plantacji ale jest też metodą bardzo pracochłonną ze względu na ograniczone możliwości mechanizacji. Produkcja sadzonek rozpoczyna się w marcu w szklarniach lub tunelach foliowych. Nasiona wysiewane są po 4-5 do każdej komórki multiplantów wypełnionych podłożem torfowym. W fazie 4-6 liści rośliny wsadza się do gruntu. Ma to miejsce w zależności od warunków pogodowych na przełomie kwietnia i maja. Proces sadzenia można zmechanizować przy pomocy sadzarek używanych w warzywnictwie. Optymalna obsada przy tym sposobie zakładania plantacji to rozstaw rzędów 60 – 75 cm, a roślin 50 – 60 cm (około 20000 sadzonek na hektar).

Przed założeniem plantacji bardzo ważne jest wykonanie analiz chemicznych gleby w celu ustalenia potrzeb wapnowania oraz nawożenia fosforem i potasem. Na glebach o pH poniżej 5,5 (silnie zakwaszonych) należy zastosować przed wykonaniem uprawy późniejszej 2-3 t/ha nawozów wapniowych w przeliczeniu na CaO. W roku założenia plantacji potrzeby nawozowe ślázowca są bardzo małe. Od drugiego roku zalecane dawki N:P:K na hektar wynoszą: 90 kg N, 30-90 kg P_2O_5 i 80-150 kg K_2O . Dawki azotu w wielkości 200 kg ha^{-1} nie wpływają na ilość pędów natomiast zwiększenie nawożenia fosforem z 39 do 53 kg ha^{-1} zwiększyło ilość pędów średnio o 1 na m^2 co daje około 20000 dodatkowych pędów na hektar

[Borkowska 2009]. Badania wykazały, że zarówno nawożenie N:P:K w proporcji 2:1:1 i ilości 8 ton ha⁻¹ jak i zastosowanie osadów ściekowych w dawce 10 i 20 ton ha⁻¹ zmniejszyło ilość popiołów po spaleniu biomasy do 3-3,5% w stosunku do nienawożonej kontroli (~4%). Osady ściekowe w dawce 40 ton ha⁻¹ zwiększyły ilość popiołu do około 5% [Kacprzak 2010]. Badania przeprowadzone na obiekcie trwałego doświadczenia nawozowego – na którym od prawie 90 lat stosuje się stały schemat nawozowy wykazały że ślazowiec najlepiej rośnie na glebie nawożonej CaNPK. Brak nawożenia mineralnego obniżył plon o 25 do 45%. Ślazowiec jest mniej wrażliwy na brak nawożenia mineralnego niż miskant. Brak nawożenia potasem obniżył plon ślazowca o 16-17%, a brak nawożenia fosforem o 9%. Ślazowiec wykazuje też stosunkowo niewielką wrażliwość na zakwaszenie gleby. Uprawa na glebie o pH = 4,2 obniżyła plon o mniej niż 8% w stosunku do gleby o pH = 6. Właściwość ta jest szczególnie przydatna w województwie łódzkim gdzie zakwaszenie gleb jest powszechnym problemem. Ślazowiec pobiera mniej składników pokarmowych z gleby niż wierzba i miskant [Łabętowicz 2010]. Z plonem ślazowca wywozi się z pola małe ilości składników nawozowych, gdyż w czasie zasychania pędów są one przemieszczane do karp korzeniowych lub powracają do gleby z opadającymi liśćmi. Biomasa ślazowca zebrana w odpowiednim terminie ma niską zawartość popiołu oraz zawiera stosunkowo mało składników mineralnych takich jak azot, potas i chlor stąd mały wynos składników nawozowych z plonem [Kuś 2010].

Rezultaty prowadzonych do tej pory badań wskazują na wysoki plon lignocelulozowej biomasy w porównaniu do innych roślin energetycznych i duże ciepło spalania średnio 18,4 MJ kg⁻¹ i wartość opałowa 16,6 MJ kg⁻¹ [Szyszlak 2006, Borkowska 2006]. Rozrzut mierzonych wartości ciepła spalania mieści się w przedziale od 17,8 do 19,2 MJ kg⁻¹. Wartość opałowa i ciepło spalania są zależne od grubości łodygi ślazowca, co jest ściśle związane z obsadą roślin na 1 m². Zależność ta może być wykorzystana przy zakładaniu plantacji. Najwyższe wartości ciepła spalania i wartości opałowej wynoszące odpowiednio 19,2 MJ kg⁻¹ i 17,4 MJ kg⁻¹ uzyskano dla pędów o grubości od 10 do 13 mm (grubość uzyskana przy obsadzie 23 pędy na m²) [Szyszlak 2006]. Plony biomasy o wilgotności 20–25% wynoszą od 20 do 25 ton ha⁻¹ [Denisiuk 2006]. Przy teoretycznie założonej 100% sile kiełkowania i wysiewie 64 tysięcy nasion na hektar plon tej biomasy może osiągnąć 120 t ha⁻¹. Łodygi ślazowca, przy odpowiednim zagęszczeniu plantacji łatwo dają się zgniatać i prasować [Denisiuk 2006]. Wykorzystanie ślazowca pensylwańskiego na cele energetyczne, wymaga od producentów rolnych uwzględnienia możliwości oddziaływania na grubość pędów, poprzez różne zagęszczenie roślin na jednostce powierzchni [Szyszlak 2006]. Plon ślazowca

uprawianego na glebie sklasyfikowanej, jako glina ilasta wynosi od 15-20 t s.m. ha⁻¹ [Borkowska 2007], a w trudnych warunkach na osadach ściekowych od 9 do 11 t s.m. ha⁻¹ [Borkowska 2003]. Podobne lub wyższe plony jak dla osadów ściekowych można uzyskać w przypadku uprawy na glebach lekkich. Uprawa na glebie sklasyfikowanej jako glina lekka pylasta dała plon, w zależności od dawki nawozów azotowych i fosforanowych, w wysokości 6,71-9,54 t s.m. ha⁻¹ w drugim roku uprawy i 10,29-11,75 t s.m. ha⁻¹ w trzecim i czwartym roku. Należy przy tym zwrócić uwagę, że w każdym roku trwania eksperymentu w czerwcu i lipcu, okresie największego zapotrzebowania na wodę, występowały poważne deficyty opadów i susze [Borkowska 2009]. Niedobory wody związane są też z właściwościami gleb lekkich. W innym badaniu przeprowadzonym w roku 2005 na glebie lekkiej uzyskano plon suchej masy 20,5 t s.m. ha⁻¹ ze względu na duże opady w lipcu [Kuś 2010]. W przypadku zakładania upraw na takich glebach należy rozważyć zastosowanie dostosowanych systemów melioracyjnych. Badania przeprowadzone na różnych typach gleb wskazują na trzy istotne cechy charakteryzujące plantację ślazuwca pensylwańskiego zakładaną od nasion:

1. w pierwszym roku plon jest bardzo mały w stosunku do maksymalnych możliwości produkcyjnych na danej glebie,
2. drugi rok uprawy jest rokiem przejściowym (plon jest dużo wyższy niż w roku pierwszym, ale nie są to pełne możliwości produkcyjne),
3. w trzecim i czwartym roku uprawa osiąga swoje pełne możliwości produkcyjne.

W przypadku uprawy od sadzonek plon w drugim roku jest większy niż przy zakładaniu plantacji z nasion. W pierwszym roku rośliny zależnie od warunków uprawy wytwarzają pojedyncze pędy o wysokości 80-270 cm, które powinny być skoszone późną jesienią. W kolejnych latach ilość pędów zwiększa się do kilkudziesięciu [Borkowska 2009]. Biomasa ślazuwca może być zbierana za pomocą sieczkarni polowych. Plon ślazuwca pensylwańskiego zdecydowanie zależy od obsady roślin [Faber 2007, Kuś 2010]. Ślazuwiec przy obsadzie roślin 10 tys./ha plonuje nisko, niezależnie od jakości gleby. Na obiektach z taką obsadą roślin na glebach kompleksu 8 i 4 wynosił tylko około 9 t/ha suchej masy i był o 20% mniejszy niż glebie lekkiej (kompleks 5), gdzie obsada roślin wynosiła 20 tys./ha. Natomiast dobre jego plony uzyskano przy zwiększonej do 20 000 na hektar obsadzie roślin. Również plon wynoszący około 12 t s.m. ha⁻¹, uzyskany na glebie lekkiej należy uznać za interesujący. Późną jesienią pozyskiwano biomasę o wilgotności poniżej 30% [Faber 2007, Kuś 2010].

Uprawa na glebie sklasyfikowanej jako glina lekka pylasta zawierającej metale ciężkie w ilościach nie przekraczających ich dopuszczalnej zawartości w glebach przeznaczonych do użytku rolniczego (nie przekracza średniej naturalnej zawartości tych metali w tym typie gleby) wykazała, że ślazowiec akumuluje podobne ilości metali ciężkich jak inne rośliny uprawne w Polsce [Szyszlak-Bargłowicz 2009]. Porównanie wyników badań prowadzonych w różnych ośrodkach (Tab. 1 i 2) wskazuje na ścisłą zależność pomiędzy zawartością metali ciężkich w biomase a warunkami uprawy roślin energetycznych, z których biomasa ta pochodzi.

Rośliny uprawiane na glebie z zawartością metali ciężkich na poziomie Cd 5 mg kg⁻¹, Cu 20 mg kg⁻¹, Ni 15 mg kg⁻¹, Pb 30 mg kg⁻¹, Zn 50 mg kg⁻¹ suchej masy gleby miały w pierwszym roku uprawy o 5% większą suchą masę niż rośliny uprawiane na podłożu bez metali ciężkich [Antonkiewicz 2002]. Stymulujący efekt niewielkich stężeń metali ciężkich zmniejszył się w kolejnym roku uprawy do 0,63% a w trzecim roku wynosił 3,3%. Sam plon suchej masy był większy w każdym kolejnym roku uprawy. Dopiero metale ciężkie w stężeniach szesnastokrotnie wyższych (Cd 80 mg kg⁻¹, Cu 320 mg kg⁻¹, Ni 240 mg kg⁻¹, Pb 480 mg kg⁻¹, Zn 800 mg kg⁻¹ suchej masy gleby) spowodowały istotnie mniejszy przyrost biomasy odpowiednio o 47%, 36,5%, 26,5% w trzech kolejnych latach uprawy. Ślazowiec pensylwański w przeciwieństwie do czterech innych roślin badanych w tym eksperymencie (słonecznik bulwiasty, kukurydza, konopie, szkarłat) był w stanie rosnąć na glebie zawierającej 32 (Cd 160 mg kg⁻¹, Cu 640 mg kg⁻¹, Ni 480 mg kg⁻¹, Pb 960 mg kg⁻¹, Zn 1600 mg kg⁻¹ suchej masy gleby) i 64 (Cd 320 mg kg⁻¹, Cu 1280 mg kg⁻¹, Ni 960 mg kg⁻¹, Pb 1920 mg kg⁻¹, Zn 3200 mg kg⁻¹ suchej masy gleby) razy więcej metali ciężkich, co świadczy o dużej tolerancji tej rośliny na obecność tych pierwiastków w glebie. By jednak ślazowiec mógł wzrastać w takich warunkach konieczne jest użycie sadzonek, a nie nasion (nasiona nie kiełkują przy tak wysokim stężeniu metali ciężkich) do założenia uprawy, a plon w takich warunkach jest bardzo mały czyniąc uprawę na cele energetyczne całkowicie nieopłacalną [Antonkiewicz 2002].

Doświadczenia [Łabętowicz 2010] przeprowadzone na polu produkcyjnym nawożonym osadami ściekowymi w ilości 20 t ha⁻¹ (Osad 1) i 40 t ha⁻¹ (Osad 2) wykazały stosunkowo niewielki wpływ takich zabiegów na plon ślazu natomiast w znaczący sposób zwiększyło się pobieranie metali ciężkich przez rośliny (Tabela 3). Niewielki wpływ na plon spowodowany był najprawdopodobniej dość dobrym stanem i składem gleby, na której prowadzono eksperyment i rośliny ślazu nie były w stanie wykorzystać dodatkowej puli

makro i mikroskładników zawartych w osadach ściekowych przy panujących warunkach hydrologicznych [Łabętowicz 2010]. W badaniach [Kacprzak 2010] mających na celu określić zmiany zawartości popiołu w roślinach w zależności od stosowanego nawozu i jego dawki stwierdzono, że ilość metali w popiele jest uzależniona nie tylko od typu nawozu i jego dawki ale również od wieku plantacji. Eksperyment prowadzono na bardzo lekkiej glebie pobranej z okolic huty w Częstochowie. Ślazierec w drugim roku uprawy pobierał znacznie więcej kadmu, ołowiu cynku i niklu niż w pierwszym. Najwyższa zawartość ołowiu i cynku, zarówno w pierwszym jak i drugim roku uprawy występowała w roślinach uprawianych na glebie nawożonej osadami ściekowymi w dawce 10 ton ha⁻¹ natomiast kadmu przy nawożeniu odpadami z przemysłu leśnego, a niklu przy nawożeniu kompostem DANO. Przy dawce 10 ton ha⁻¹ osadów ściekowych najbardziej bo aż o ponad 100% w stosunku do nienawożonej kontroli, zwiększyło się pobieranie cynku w drugim roku uprawy. Zawartość ołowiu był większa o 63%, kadmu o 49%, a niklu o 43% po drugim roku uprawy. Kompost DANO zwiększył zawartość niklu w popiele o 150%, a odpady z przemysłu leśnego zawartość kadmu o 52%. Najwyższa dawka (40 ton ha⁻¹) osadów ściekowych zmniejszyła zawartość kadmu (-15%), ołowiu (-16%) i cynku (-38%) w popiele. Jedynie ilość niklu zwiększyła się o 42% [Kacprzak 2010]. Na terenie Żuław poddano badaniom [Denisiuk 2006] wielkoobszarowe uprawy dwuletnie i trzyletnie tej rośliny w zakresie potencjału masy i energii. Stwierdzono, że drobna w swej budowie martwa część kwiatowa ślazierca stanowiła 30% masy całkowitej nadziemnej części karpki. Opóźniając termin zbioru masę części kwiatowej, możemy do celów energetycznych bezpowrotnie utracić [Denisiuk 2006].

Ślazierec pensylwański uważany był z rośliną wolną od agrofagów [Borkowska 2006]. Jednak badania przeprowadzone przez Instytut Ochrony Roślin w Poznaniu zaprzeczają tej opinii. Około 30% roślin na plantacji było zasiedlonych przez przedziorki i mszyce. Biorąc jednak pod uwagę wielkość ślazierca ich szkodliwość jest niewielka. Rośliny ślazierca były również dość licznie zasiedlane przez wielożerne pluskwiaki, takie jak; wtyk straszny (*Coreus marginatus* L.) i zmieniki (*Lygus* spp). Wzrastająca liczebność tych owadów sugeruje, że na plantacjach wieloletnich mogą one stanowić zagrożenie. [Mrówczyński 2007, Remlein-Starosta 2007]. Ślazierec jest również podatny na infekcje grzybami z rodzaju *Fusarium*, *Sclerotinia sclerotiorum* i *Botrytis cinerea* wywołujące choroby fuzariozę, zgniliznę twardzikową i szarą pleśń. Należy również założyć, że wzrost powierzchni gruntów obsiewanych tą rośliną, zwiększy zagrożenia powodowane przez choroby i szkodniki. Przy

dobrze chemicznych środków ochrony roślin, należy korzystać z Zaleceń Instytutu Ochrony Roślin w Poznaniu.

WIERZBA WICIOWA

Do rodzaju *Salix* należy około 450 gatunków drzew i krzewów na całym świecie. Historia wykorzystania wierzby przez człowieka sięga epoki kamienia. Współcześnie wachlarz sposobów wykorzystania tej rośliny znacząco się poszerzył. Wierzby wykorzystuje się między innymi do minimalizowania negatywnego wpływu człowieka na ekosystemy. Wykorzystuje się je do renowacji, stabilizacji i rekultywacji zaburzonych obszarów, do fitoremediacji, kontrolowania i zapobiegania erozji oraz produkcji biomasy [Kuzovkina 2005]. Wierzby są uprawiane w Irlandii Północnej jako drzewa krótkiej rotacji do produkcji biomasy już od 1976 roku [Rockwood 2004]. Wierzba obok topoli i prosa różgowatego jest najbardziej obiecującą rośliną energetyczną do uprawy w częściach USA o umiarkowanym klimacie. Badania prowadzone na Uniwersytecie Stanu Nowy Jork mają na celu zoptymalizować systemy produkcji biomasy i bioproduktów z wierzby. Stworzono tam program rozmnażania wierzb, którego efektem są hybrydy przeznaczone do produkcji biomasy i dendroremediacji [Kopp 2001]. Uprawa wierzby ma jednak największe znaczenie w Szwecji, z której pochodzi wiele odmian uprawianych również w Polsce [Aronsson 2001]. Przydatną w jej uprawie cechą jest przystosowanie do wzrostu w miejscach o bardzo ograniczonej dostępności podstawowych składników odżywczych. Jest to możliwe między innymi dzięki mikoryzie, która zapewni dodatkowe źródła nutrienów takich jak azot i fosfor. Kolonizacja zaburzonych terenów przez wierzby stanowi zaczątek przyspieszający rekultywację i przyczynia się do zwiększenia bioróżnorodności w takim miejscu. Zmiany jakie następują po zasiedleniu przez nie obszaru to między innymi powstawanie humusu, poprawa struktury gleby i ilości składników odżywczych, zacienienie itp.. Wierzby są też stosunkowo odporne na zasolenie [Hightshoe, 1988] oraz zanieczyszczenia takie jak metale ciężkie (kadm, miedź, cynk, ołów) czy radionuklidy (cez) [Kuzovkina 2005]. Istnieją też doniesienia o ich odporności na duże zanieczyszczenie powietrza [Zvereva 1997]. Wierzba wiciowa *Salix viminalis* jest obecnie najbardziej przydatnym na cele energetyczne gatunkiem wierzby. Prowadzone są również badania nad wykorzystaniem gatunku *Salix dasyclados* – wierzby długokończystej, który w określonych warunkach daje wyższy plon suchej masy [Tworkowski 2010].

Wierzba wiciowa jest stosunkowo dobrze przebadaną rośliną energetyczną, dla której stworzono odmiany o korzystniejszych dla uprawy cechach. Jest to roślina wieloletnia, o okresie użytkowania plantacji do 15-20 lat. Podstawową zaletą w jej uprawie są tanie, w stosunku do innych roślin energetycznych i łatwe do samodzielnego przygotowania, sadzonki – zrzezy. W Polsce skutecznie można uprawiać wiele odmian (klonów) wierzby wiciowej pochodzących ze Szwecji (Gudrun, Inger, Olof, Sven, Tora, Tordis, Torhild) i Danii (Gigantea) jak i polskie odmiany Start, Sprint i Turbo uzyskane przez Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie [UWM 2011]. Uprawa tylko jednej odmiany na plantacji o dużej powierzchni jest przedsięwzięciem obciążonym sporym ryzykiem. Bezpieczniejsze jest wykorzystanie kilku różnych odmian co powinno ograniczyć rozprzestrzenienie się chorób. W przypadku uprawy na cele energetyczne najbardziej uzasadniony jest zbiór wierzby co 3 lata, gdyż uzyskuje się wówczas większy plon w przeliczeniu na rok, a w dodatku drewno ma wyższą wartość energetyczną, niż przy zbiorze corocznym. Uprawa w cyklach trzyletnich wymaga jednak wykorzystania specjalistycznych i kosztownych maszyn do zbioru biomasy. Szybki przyrost biomasy i związana z tym intensywna wymiana jonowa pomiędzy korzeniami, a cząsteczkami skażonej gleby czyni ten gatunek szczególnie przydatny dla jej biologicznego wykorzystania w fitoremediacji.

Wierzbę rozmnaża się wegetatywnie ze zrzezów – sadzonek nazywanych inaczej sztabrami. Są to 20-25 cm odcinki jednorocznych lub dwuletnich pędów cięte z ich dolnych i środkowych części. Mają grubość od 7 do 15 mm. Ważne jest zachowanie kierunku wzrostu pędu. W tym celu ich wierzchołki maluje się farbą. Zabieg ten chroni również zrzezy przed wysychaniem. Na przyjmowanie się wierzby korzystnie wpływa namoczenie w wodzie zrzezów na bezpośrednio 1-2 doby przed sadzeniem. Obsada roślin zależy od częstotliwości zbioru i doboru stosowanych maszyn. W przypadku planowania zbioru wierzby w cyklu corocznym można stosować rzędowe sadzenie bez ścieżek przejazdowych i z rozstawą roślin w rzędzie 40 cm (~33 000 zrzezów na hektar). Nie zaleca się jednak takiej obsady dla plantacji komercyjnych ale może być ona przydatna w przypadku fitoremediacji. Dla zbioru co 3 lata najefektywniejszy wydaje się układ dwóch rzędów w odstępach 75 cm i następnie ścieżka przejazdowa o szerokości 150 cm. Odległość pomiędzy roślinami w rzędzie zależy od rodzaju gleby i wynosi od 40 do 50 cm. Przy takiej technice sadzenia obsada wynosić będzie 22000 roślin na hektar dla gleb słabszych i od 22000 do 17600 na glebach żyzniejszych. Wyniki badań szwedzkich i angielskich wskazują, że w korzystniejszych warunkach wilgotnościowych, uzasadnione jest zmniejszenie obsady roślin wierzby do 10-13 tys./ha.

[Ericsson 2009]. Nasadzenia wierzby należy rozplanować w taki sposób, by możliwy był dojazd ciężkim sprzętem oraz transport zebranego plonu. Wierzbę zbiera się w okresie jesienno-zimowym, w którym gleby są zwykle silnie uwilgotnione co może utrudnić lub nawet uniemożliwić wykorzystanie niektórych maszyn.

Wierzbę najlepiej uprawiać na niezabagnionych, wilgotnych glebach klasy III b, IV a i IV b zaliczanych do kompleksu zbożowo-pastewnego mocnego oraz klasy IV b i V zaliczanych do kompleksu zbożowo-pastewnego słabego. Można ją także uprawiać na glebach klasy - IV b lub V wytworzonych z piasków, zaliczanych do kompleksu żytznego dobrego z zastrzeżeniem, że woda gruntowa na tych glebach powinna występować nie głębiej niż 250 cm. Wierzba od połowy czerwca do końca sierpnia czyli w kresie największego przyrostu biomasy wykorzystuje nawet 10 mm wody na dobę. Możliwe jest zagospodarowanie gruntów słabszych, niższych klas bonitacyjnych, pod warunkiem intensywnego nawożenia i nawadniania w przypadku okresów suchych. Plantację wierzby można założyć na glebach wyłączonych z produkcji z powodu ich zasolenia. Na suchych glebach, w latach z małą ilością opadów uzyskuje się do 30 % mniejsze plony niż na glebach wilgotnych i uprawa wierzby jest nieopłacalna.

Na plonowanie wierzby wpływa wiele czynników: warunki glebowe i hydrologiczne, dobrana i stosowana odmiana oraz zastosowane nawożenie [Kalembasa 2006a, Rockwood 2004, Stolarski 2007 Kalembasa 2009]. Dwie odmiany wierzby uprawiane w południowej części Quebec w Kanadzie i dostosowane do tamtejszych warunków klimatycznych i glebowych dają plon na poziomie 15-20 t s.m. ha⁻¹ rok⁻¹ [Labrecque 1993; 1994; 1997]. Plony wierzb krzewiastych uprawianych w Polsce szacuje się przeciętnie na około 15 ton s.m. ha⁻¹ rok⁻¹ [Stolarski 2003, Szczukowski 2005 a, b]. Przy obsadzie 40 000 roślin na hektar i nawożeniu 75 kg ha⁻¹ N, 50 kg ha⁻¹ P₂O₅, 75 kg ha⁻¹ K₂O na glebie kompleksu 8 (ciężka czarna ziemia) przy zbiorze corocznym uzyskano w pierwszym roku uprawy plony w wysokości 10,8 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1054), 17,2 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1052), 14,1 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1047), 16,6 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1023). W drugim i trzecim roku uprawy plon wyniósł odpowiednio 12,4 i 11,5 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1054), 13,7 i 10,1 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1052), 12,7 i 12,8 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1047), 12,6 i 10,0 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1023). Przy takiej samej obsadzie i nawożeniu na glebie średniej kompleksu 4 uzyskano trzech kolejnych lat uprawy plony w wysokości 14,0, 12,1, 12,7 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1054), 13,1, 10,8, 10,8 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1052), 12,7, 9,4, 11,2 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1047), 13,4, 11,0, 11,2 ton s.m. ha⁻¹ (klon 1023) [Feber 2007]. W przypadku zbiorów co trzy lata na glebie kompleksu 8 (ciężka czarna

ziemia) uzyskano plon w wysokości 11,7 ton s.m. $\text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ (klon 1054), 16,0 ton s.m. $\text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ (klon 1052), 15,8 ton s.m. $\text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ (klon 1047), 18,3 ton s.m. $\text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ (klon 1023), a na glebie średniej kompleksu 4 uzyskano 15,2 ton s.m. $\text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ (klon 1054), 13,4 ton s.m. $\text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ (klon 1052), 15,2 ton s.m. $\text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ (klon 1047), 13,6 ton s.m. $\text{ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ (klon 1023) [Feber 2007]. W przypadku każdego z badanych klonów uprawa ze zbiorem po trzech latach dała większy plon niż suma zbiorów corocznych.

Przed posadzeniem wierzby ważne jest odchwaszczenie pola oraz wykonanie analiz chemicznych gleby, aby właściwie ustalić potrzeby wapnowania oraz nawożenia fosforem i potasem. W przypadku gleb o pH poniżej 5,5 konieczne jest wapnowanie. Na lżejszych glebach trzeba zastosować 2-3 t ha^{-1} , na ciężkich 3-5 t ha^{-1} nawozów wapniowych w przeliczeniu na CaO. Do nawożenia plantacji wierzby krzewiastej mogą być wykorzystane nawozy mineralne, organiczne, a także osady ściekowe, przesącz ze składowisk odpadów czy woda z drugiego etapu oczyszczania w oczyszczalni ścieków, ponieważ roślina ta dobrze wykorzystuje składniki pokarmowe w nich zawarte. W roku założenia plantacji ze względu na niewielkie potrzeby roślin w tym okresie stosuje się dawki N:P:K w ilości 20 kg N, 10-20 kg P_2O_5 i 20-40 kg K_2O w przeliczeniu na hektar. W drugim roku zalecane dawki N:P:K wynoszą: 90 kg N, 30-60 kg P_2O_5 i 80-120 kg K_2O w przeliczeniu na hektar. Dawki fosforu i potasu należy dostosować do zawartości tych składników w glebie. [Kuś 2010] W trzecim i dalszych latach uprawy ilość nawozów można zmniejszyć o 10-20%, ponieważ rośliny ponownie wykorzystują część składników odżywczych zawartych w opadających liściach [Szczukowski 2004]. Jeżeli nie dokonuje się corocznych zbiorów to w zależności od ich częstotliwości w trzecim i czwartym roku może nie być możliwości aplikowania nawozów. Dopiero po zbiorze plonów wiosną kolejnego roku stosuje się zalecane dawki nawozów. Badania przeprowadzone na obiekcie trwałego doświadczenia nawozowego, na którym od prawie 90 lat stosuje się stały schemat nawozowy wykazały że wierzba najlepiej rośnie na glebie nawożonej CaNPK. Brak nawożenia mineralnego spowodował drastyczne obniżenie plonu o 42 do 60%. Wierzba jest znacznie bardziej wrażliwa na brak nawożenia mineralnego niż miskant. Brak nawożenia potasem obniżył plon wierzby średnio o 7% co wskazuje na mniejszą wrażliwość na niedobór tego pierwiastka niż to ma miejsce w przypadku ślazu. Natomiast brak nawożenia fosforem obniżył plon o 22%. Rola nawożenia fosforowego w uprawie miskanta i ślazu jest znacząco mniejsza. Wierzba wykazuje też stosunkowo niewielką wrażliwość na zakwaszenie gleby. Uprawa na glebie o pH = 4,2 obniżyła plon o nieco ponad 7% w stosunku do gleby o pH = 6. [Łabętowicz 2010].

Poważne zagrożenie dla plantacji wierzby stanowią zarówno choroby jak i szkodniki. Choroby wywoływane przez grzyby takie jak rdza (*Melampsora sp.*), plamistość liści i pędów (*Trichometasphaeria sp.*), parch (*Venturia sp.*), antraknoza (*Aureobasidium sp.*). Groźne są również *Venturia chlorospora*, *Physalospora miyabeana*, *Rhytisma salicinum* [Błażej 2007]. Obecność fitofagów w pierwszym roku wegetacji lub na jednorocznym odroście może spowodować znaczne obniżenie ilości i jakości plonu wierzby, dlatego szczególnie ważna jest ochrona młodych plantacji [Czerniakowski 2005]. 1) Niekreślanka wierzbówka (*Erachias chlorana* L.) jest Groźnym szkodnikiem na uprawach wierzby, którego gąsienice powodujące wyginanie się pędów oraz boczne odrosty tzw. miotlastość pędów. 2) Jątewka wiklinówka (*Phyllosecta vitellinae* L.) (larwa i dorosły owad) może szkieletować liście, a nawet doprowadzić do zasychania pędów. 3) Pienik wierzbowy (*Aphrophora salicina* Goeze) i pienik olchowiec (*A. alni* Fall.) są pluskwiakami mogącymi swym żerowaniem powodować łamliwość pędów. Wytwarzają tylko jedno pokolenie w ciągu roku. 4) Ogrodnica niszczylistka (*Phyllopertha horticola* L.) jest chrząszczem, który przy dużej liczebności może doprowadzić do zmniejszenia powierzchni asymilacyjnej pędów, a co za tym idzie, słabszy ich wzrost. 5) Krytoryjek olchowiec (*Cryptorrhynchus lapathi* L.) którego larwy wgryzają się do rdzenia i drążą korytarz do wierzchołka. Uszkodzone pędy są wewnątrz puste, dlatego łatwo się łamią. Część z owadów może pozostać w pędach do następnej wiosny, doprowadzając do zasychania pędów. 6) Rynnica topolówka (*Chrysomela populi* L.) i rynnica wierzbówka (*Chrysomela saliceti* L.) (larwy i owady dorosłe żerują na liściach znacznie je uszkadzając poważnie spowolnić wzrost roślin zwłaszcza na młodych plantacjach. 7) Pryszczarek liściowiec (*Dasyneura marginemtorquens* Winn.) jest muchówką, której larwy żerując mogą powodować skręcanie się i opadanie liści [Mrówczyński 2007]. W przypadku dużego nasilenia chorób lub szkodników konieczne jest chemiczne ich zwalczanie, a przy doborze środków ochrony roślin należy korzystać z Zaleceń Instytutu Ochrony Roślin w Poznaniu.

Wierzba jest najlepiej przebadana rośliną energetyczną pod kątem wykorzystanie jej w fitoekstrakcji metali ciężkich w połączeniu z produkcją biomasy. Próbowano wyliczyć opłacalność takich przedsięwzięć uwzględniając wiele zmiennych [Lewandowski 2006, Witters 2009]. Czynnikiem determinującym akumulację metali ciężkich jest pH, który dla badanego osadu mieścił się w granicach 6,3 ÷ 6,9 oraz stężenie metali. przy wartości pH osadu ściekowego poniżej 6,5 następuje uwalnianie się większości metali ciężkich, zgodnie ze schematem: Cd>Zn>Ni>Cu>Pb [Kabata–Pendias 1999]. Doświadczenia [Michałowski 2005]

na wierzbie wiciowej *Salix viminalis* odmiany Ulv i Yorr uprawianej z wykorzystaniem zeolitu wskazały na szybki wzrost roślin oraz średni lub intensywny poziom akumulacji kadmu, ołowiu, cynku i chromu mierzony jako stosunek średniego stężenia danego pierwiastka w organach rośliny do ich stężenia w osadzie. Akumulacja metali ciężkich u wierzby występowała głównie w korzeniach i łodygach [Michalowski 2005]. Nawożenie plantacji wierzby osadami ściekowymi znacząco zwiększa plon biomasy, a dodatkowo jest metodą utylizacji odpadów [Hytönen 1994, Labrecque 1997, Aronsson 2001]. Doświadczenia przeprowadzone na polu produkcyjnym nawożonym osadami ściekowymi w ilości 20 t ha⁻¹ (Osad 1) i 40 t ha⁻¹ (Osad 2) wykazały podobnie jak w przypadku ślázowca i miskanta stosunkowo niewielki wpływ takich zabiegów na plon wierzby natomiast w znaczący sposób zwiększyło się pobieranie metali ciężkich przez rośliny (Tabela 3). Niewielki wpływ na plon spowodowany był najprawdopodobniej dość dobrym stanem i składem gleby, na której prowadzono eksperyment i zbyt krótkim czasem trwania eksperymentu by rośliny mogły w pełni wykorzystać zasoby makro i mikroskładników zawartych w osadach ściekowych [Łabętowicz 2010]. Biorąc pod uwagę wyniki innych badań osady ściekowe są bardzo dobrym i skutecznym nawozem do stosowania w uprawie wierzby i innych roślin na cele energetyczne z jednoczesnym wykorzystaniem do fitoremediacji. Osad nie tylko wnosi składniki pokarmowe, ale także znacząco poprawia warunki fizyczne, chemiczne, wilgotnościowe i mikrobiologiczne gleby. Zalecana dawka 30-40 t ha⁻¹ może być zwiększona w zależności od warunków glebowych. W dalszych latach użytkowania plantacje można zasilać pogłównie stosując osad po ścięciu pędów.

W trzyletnim doświadczeniu na glebie o składzie granulometrycznym piasku gliniastego lekkiego nawożonej przed założeniem uprawy dawkami osadu ściekowego o zróżnicowanej dawce azotu zbadano wpływ nawożenia azotowego na pobieranie metali ciężkich przez wierzbę wiciową klon 1056 [Kalembasa 2009]. Wyniki wskazują, że dawka 200 kg N ha⁻¹ (najwyższa zastosowana) wpłynęła na zwiększenie akumulacji ołowiu, miedzi, kadmu i cynku. Nie wykazano znaczących różnic zawartości ołowiu, kadmu, miedzi pomiędzy roślinami uprawianymi na polu nawożonym dawką 100 i 150 kg N ha⁻¹. Wyjątkiem okazał się cynk, którego zawartość w roślinach była znacznie niższa przy zastosowaniu najniższej dawki osadu. Biorąc pod uwagę większy plon biomasy uzyskany na polach nawożonych osadem ściekowym całkowita ilość zakumulowanych metali była większa (największa przy zastosowaniu dawki (200 kg N ha⁻¹) niż w eksperymencie kontrolnym. W badaniu tym obliczono, że dawka niklu wprowadzona do gleby z osadem

zostanie zakumulowana przez wierzbę w ciągu jednego roku uprawy, cynku w ciągu dwóch lat a kadmu miedzi i ołowiu w ciągu czterech lat. Jedynie chrom, którego pobieranie jest bardzo ograniczone usuwany będzie przez około 30 lat uprawy [Kalembasa 2009]. Wykorzystując zdolności wierzb do pobierania dużej ilości metali ciężkich, do jej nawożenia można włączyć osady ściekowe, bez obaw o nadmierne zanieczyszczenie gleby tymi pierwiastkami [Greger 1999, Kopeć 2002, Mathe-Gaspar 2005, Kalembasa 2006b]. Szybki przyrost biomasy i związana z tym intensywna wymiana jonowa pomiędzy korzeniami, a cząsteczkami skażonej gleby czyni ten gatunek szczególnie przydatny dla jej biologicznego wykorzystania [Michałowski 2005].

Pięcioletni projekt prowadzony w Wielkiej Brytanii miał na celu zbadanie przydatności wierzb wiciowej do utylizacji wody spływającej ze składowisk odpadów i obiegu związków chemicznych w niej zawartych [Alker 2002]. Przede wszystkim nawadnianie upraw wierzb takim przesączem zwiększyło plony w stosunku do pola nawadnianego wodą i nienawadnianego o odpowiednie 2 i 4 t s.m. ha⁻¹ rok⁻¹. Należy tu również zwrócić uwagę na różnicę w plonie pomiędzy polem nawadnianym wodą (7 t s.m. ha⁻¹ rok⁻¹) a nienawadnianym w ogóle (5 ton s.m. ha⁻¹ rok⁻¹). Plantacja wierzb nawadniana przesączem ze składowiska odpadów wykorzystała 41% zawartego w nim azotu, nie stwierdzono natomiast znaczącego wzrostu zawartości metali ciężkich w stosunku do kontroli. Oszacowano też, że 92% chloru zawartego w przesączu spłynęło z pola, na którym uprawiano wierzbę. Jest to sytuacja korzystna dla wykorzystania biomasy do spalania. Taki sposób utylizacji wydaje się odpowiedni do przesączu o niskim stężeniu. Stosowanie tej technologii w sezonie wegetacyjnym przynosi podwójne korzyści natomiast w okresie zimowym potrzebne jest zastosowanie innych metod. [Alker 2002, Rockwood 2004]. Badania prowadzone na polach eksperymentalnych we Francji, Grecji, Irlandii Północnej i Szwecji potwierdziły, że plantacje wierzb usuwają duże ilości nutrietów ze ścieków (m.in. azotu i fosforu) i mają porównywalną efektywność z trzecim stopniem oczyszczania ścieków w konwencjonalnej oczyszczalni. Taka metoda utylizacji nie miała negatywnego wpływu na wodę gruntową w porównaniu do nienawadnianego i nienawożonego pola kontrolnego. Badania pilotażowe prowadzone w Kagerod w Szwecji wykazały, że zastosowanie wierzb do oczyszczania ścieków z azotu i fosforu może być skuteczniejsze niż tradycyjny system nitrifikacji/denitrifikacji i chemiczna precypitacja fosforu [Hasselgren 1998, Rockwood 2004]. Uzyskano przy tym znaczący wzrost plonowania wierzb. Eksperyment okazał się tak udany, że powiększono go do pełnej skali systemu oczyszczania. Według doniesień 13 hektarowa plantacja wierzb, która powstała oczyszcza 40 000 m³ rok⁻¹ ścieków z drugiego

etapu oczyszczania. Taka objętość stanowi 12% ścieków pochodzących z miasteczka liczącego 1500 mieszkańców.

Prowadzone za granicą badania polowe wskazują, że wierzby mają większy potencjał akumulacji metali ciężkich niż niektóre inne rośliny uprawiane na cele energetyczne takie jak miskant, słonecznik, kukurydza czy życica [Schmidt 2003]. Prowadzono badania na próbach gleb pochodzących z trzech regionów republiki czeskiej o różnym stopniu zanieczyszczenia metalami ciężkimi (arsenem, kadmem, ołowiem i cynkiem). Klon wierzby o numerze S-519, jedyny z badanych należący do gatunku *Salix viminalis*, w ciągu dwóch lat uprawy na najbardziej zanieczyszczonej glebie (Cd 30,5 mg kg⁻¹, Pb 2297 mg kg⁻¹, Zn 3718 mg kg⁻¹, As 64,1 mg kg⁻¹) akumulował w liściach kadm w ilości 19,8-47,4 mg kg⁻¹ rok⁻¹ i cynk 1564-3558 mg kg⁻¹ rok⁻¹ a w pędach od 12,4 do 35,2 mg kg⁻¹ rok⁻¹ kadmu i 572-1243 mg kg⁻¹ rok⁻¹ cynku. Po dwóch latach eksperymentu rośliny zakumulowały w korzeniach 51,8-75,0 mg kg⁻¹ kadmu i 2160-2928 mg kg⁻¹ cynku. Klon S-519 zakumulowała mniej kadmu w korzeniach niż 6 z pozostałych siedmiu badanych klonów co jest cechą korzystną z punktu widzenia fitoremediacji. Niestety akumulacja tego metalu ciężkiego w liściach i pędach, była odpowiednio niższa w 5 innych badanych klonach innych gatunków wierzby. W przypadku cynku proporcje te są mniej korzystne ale z racji wysokiej jego zawartości w liściach roślina ta może być przydatna do celów fitoremediacyjnych [Tlustos 2007]. *Salix viminalis* S-519 w ciągu trzech lat uprawy na średnio zanieczyszczonej glebie (Cd 4,73 mg kg⁻¹, Pb 1158 mg kg⁻¹, Zn 180 mg kg⁻¹, As 37,5 mg kg⁻¹,) akumulował w liściach kadm w ilości 10,8-62,5 mg kg⁻¹ rok⁻¹ i cynk 134-308 mg kg⁻¹ rok⁻¹ a w pędach 9,8-20,8 mg kg⁻¹ rok⁻¹ kadmu i 55,1-160 mg kg⁻¹ rok⁻¹ cynku. Po trzech latach eksperymentu rośliny zakumulowały w korzeniach 6,4-9,8 mg kg⁻¹ kadmu cynk i 72,8-102,6 mg kg⁻¹ cynku, a w drewnie 14,1-19,3 mg kg⁻¹ kadmu i 109-117 mg kg⁻¹ cynku. Wyniki wskazują na korzystną dla celów fitoremediacyjnych proporcję pomiędzy akumulacją kadmu i cynku w częściach podziemnych i nadziemnych rośliny. Proporcja ta dla arsenu i ołowiu była bardzo niekorzystna i znaczącą większość tych metali została zakumulowana w korzeniach. Ilość pobieranych metali ciężkich znacząco różniła się dla poszczególnych klonów wierzby [Tlustos 2007]. Różnice w pobieraniu kadmu w zależności od stosowanej odmiany wierzby zostały wykazane także w innych eksperymentach [Lewandowski 2006]. Porównanie wyników badań prowadzonych w różnych ośrodkach (Tab. 1 i 2) wskazuje na ścisłą zależność pomiędzy zawartością metali ciężkich w biomase a warunkami uprawy roślin energetycznych, z których biomasa ta pochodzi. Zarówno w eksperymencie hydroponicznym jak i polowym wykazano, że wierzba bardzo słabo akumuluje

chromu w nadziemnych częściach. Ilość zakumulowanego kadmu w wielu przypadkach była poniżej poziomu detekcji wynoszącego 5mg kg^{-1} [Pulford 2001].

MISKANT OLBRZYMI

Miscanthus x giganteus jest wieloletnią trawą pochodzącą z Azji Południowo-Wschodniej. Jest jednym z 20 gatunków *Miscanthus*, powstałym w wyniku naturalnego skrzyżowania miskanta chińskiego (*Miscanthus sinensis*) z miskantem cukrowym (*M. sacchariflorus*). Posiada silnie rozbudowany system podziemnych kłaczy i rozległy system korzeniowy sięgający ponad 2,5 m w głąb ziemi. Taka budowa części podziemnych może być wykorzystywana do zapobiegania erozji [Wersocki 2008]. Prowadzi fotosyntezę typu C-4. W odróżnieniu od fotosyntezy C-3 jaką prowadzi większość roślin w naszym klimacie podczas asymilacji dwutlenku węgla nie występuje respiracja w wyniku, której z powrotem do atmosfery uwalniana jest 1/5-1/3 dwutlenku węgla [Osiński 1996]. Brak strat CO_2 powoduje szybszy przyrost biomasy i wyższą zawartość węgla w tkankach rośliny [Wersocki 2008]. Trawa ta tworzy duże kępy, a plon użytkowy stanowią grube źdźbła wypełnione gąbczastym rdzeniem, których może być ponad 200 sztuk na pojedynczej roślinie. *Miscanthus* osiąga wysokość 200-450 cm. W Europie uprawiany jest od ponad 80 lat, początkowo jako roślina ozdobna, a od ponad 18 lat na plantacjach energetycznych w Wielkiej Brytanii gdzie od 1990 roku prowadzone są szeroko zakrojone badania nad wzrostem i produkcją biomasy miskanta w różnych warunkach temperatury, nasłonecznienia, dostępności wody i w różnych warunkach glebowych. [Bullard 1995, Nixon 2001, Ozimek 2009, Kuś 2010]. Stwierdzono, że charakteryzuje się szybkim tempem wzrostu, wysokim plonem z jednostki powierzchni, odpornością na niskie temperatury [Bullard 1997, Nixon 2001].

W pierwszym roku uprawy plony wynosi około 8 t s.m. ha^{-1} , a od drugiego roku sięga $25\text{--}45\text{ t s.m. ha}^{-1}$ [Scurlock 1999, Danalatos 2007]. Jest to co najmniej 10 krotnie więcej niż można uzyskać z uprawy 1 ha lasu [Osiński 1996, Wersocki 2008]. Roczne plony w warunkach klimatycznych Anglii wynoszą $12\text{--}16\text{ t s.m. ha}^{-1}$, Danii $15\text{--}25\text{ t s.m. ha}^{-1}$, Austrii 22 t s.m. ha^{-1} [Nixon 1997, Scurlock 1999]. W Polsce wydajność kilkuletniej plantacji dochodzi do 20 t s.m. ha^{-1} . Okres eksploatacji plantacji miskanta wynosi od 10 do 25 lat. [Bullard 2001, Wersocki 2008].

Stwierdzono, że miskant olbrzymi ma szeroki zakres tolerancji względem gleb i pH [Nixon 2001]. W warunkach klimatycznych panujących w Polsce uprawa tej rośliny powinna się koncentrować na glebach klasy IV b należących do kompleksu żytznego dobrego. Budowa

systemu korzeniowego umożliwia uprawę Miskanta na glebach średniozwięzłych klasy IV a i IV b, o niskim poziomie wód gruntowych [Kolowca 2009]. Według symulacji przeprowadzonych dla Europy Wschodniej na glebie bardzo dobrej można uzyskać w takich warunkach 17,7-21,8 t s.m. ha⁻¹, a na glebach dobrych 12,9-17,1 t s.m. ha⁻¹ [Fischer 2005]. Natomiast doświadczenia Niemieckie pokazały, że na glebach dobrych można uzyskać do 24 t s.m. ha⁻¹ ale na glebach słabych tylko 2-10 ton s.m. ha⁻¹ [Surlock 1999]. Przy obsadzie 15 000 roślin (*Miscanthus x Giganteus*) na hektar i nawożeniu 75 kg ha⁻¹ N, 50 kg ha⁻¹ P₂O₅, 75 kg ha⁻¹ K₂O na glebie kompleksu 8 (ciężka czarna ziemia) uzyskano w ciągu trzech kolejnych lat uprawy plony w wysokości 9,0, 21,7 i 18,0 t s.m. ha⁻¹. Przy takiej samej obsadzie i nawożeniu na glebie średniej kompleksu 4 uzyskano trzech kolejnych lat uprawy plony w wysokości 10,4, 19,2 i 14,9 t s.m. ha⁻¹ [Feber 2007, Kuś 2008]. Na ciężkiej czarnej ziemi plony suchej masy miskanta i wierzby zbieranej w cyklu 3-letnim były zbliżone. Natomiast na glebie średniej miskant plonował wyraźnie wyżej niż wierzba. W bardzo suchym trzecim roku uprawy plony miskanta były o około 50% większe niż jednorocznych odrostów wierzby krzewiastej [Feber 2007].

Miskant nie produkuje płodnych nasion. Materiał rozmnożeniowy stanowią pocięte karpie korzeniowe (rizomy) lub sadzonki produkowane laboratoryjnie - metodą in vitro. Obsada miskanta powinna wynosić od 10 000 do 12 000 roślin na hektar przy rozstawie rzędów 75 -100 cm i odległości pomiędzy roślinami w rzędzie wynoszącymi 60-100cm. Zakładanie plantacji z sadzonek korzeniowych (rizomów) jest pracochłonne. Po 3-4 latach uprawy z jednej dobrze rozwiniętej karpki można uzyskać 50-100 sadzonek. Rośliny rozwijające się z takich sadzonek już w pierwszym roku głębiej się ukorzeniają przez co są odporniejsze na uszkodzenia przez niskie temperatury, niż sadzonki produkowanych metodą in vitro. Biomasa miskanta może być zbierana w okresie od listopada do grudnia, gdy jej wilgotność wynosi 35-45% lub od marca do kwietnia gdy zawartość wody spada do 25-30% i obniża się zawartość niekorzystnych z punktu widzenia energetyki pierwiastków takich jak chlor, potas i sód. Wadą zbioru w drugim terminie jest obniżony w wyniku opadania liści plon. Straty z tego powodu sięgają 15-20% w stosunku do zbioru późną jesienią.

Ważne jest wykonanie analiz chemicznych gleby, aby właściwie ustalić potrzeby wapnowania oraz nawożenia fosforem i potasem. Na glebach o pH niższym niż 5,8-6,0 należy zastosować 2-3 t ha⁻¹ nawozów wapniowych, w przeliczeniu na CaO. W roku założenia plantacji potrzeby nawozowe miskanta są małe. Dawka 30 kg ha⁻¹ N, 20 kg ha⁻¹ P₂O₅ i 40 kg ha⁻¹ K₂O jest wystarczająca. Od drugiego roku zalecana jest wyższa dawka N:P:K wynosząca:

90 kg ha⁻¹ N, 30 kg ha⁻¹ P₂O₅ i 80 kg ha⁻¹ K₂O. W czasie zasychania pędów roślina przemieszcza duże ilości składników odżywczych do karp korzeniowych, a z opadającymi liśćmi część z nich powraca do gleby. Dzięki temu z plonem biomasy wywozi się z pola małe ilości składników nawozowych. Badania wykazały, że nawożenie N:P:K w proporcji 2:1:1 i ilości 8 t ha⁻¹ nie zmieniło znacząco zawartości popiołu (~3%) natomiast zastosowanie osadów ściekowych w dawce 20 t ha⁻¹ zmniejszyło ilość popiołów po spaleniu biomasy do około 2,5% w stosunku do nienawożonej kontroli (3%). Osady ściekowe w dawce 10 i 40 t ha⁻¹ zwiększyły ilość popiołu do odpowiednio 4 i 5% [Kacprzak 2010].

Badania przeprowadzone na obiekcie trwałego doświadczenia nawozowego, na którym od prawie 90 lat stosuje się stały schemat nawozowy wykazały że miskant najlepiej rośnie na glebie nawożonej CaNPK. Brak nawożenia mineralnego w pierwszym roku uprawy spowodował obniżenie plonu o około 25%. W kolejnych latach uprawy rola nawożenia mineralnego jest znacznie mniejsza i skutkowało obniżeniem plonu 10-13% w pokonaniu z pełną dawką CaNPK. Miskant jest znacznie mniej wrażliwa na brak nawożenia mineralnego niż wierzba. Wynik badań wskazują, że miskantus jest najlepiej przystosowany do wykorzystania naturalnych glebowych zasobów składników pokarmowych w warunkach gleb piaszczystych o składzie granulometrycznym piasku gliniastego. Największy negatywny wpływ na plonowanie zanotowano w przypadku stosowania nawożenia CaPK. Brak azotu przy zastosowaniu dawek pozostałych składników obniżył plon aż o 43,5% podczas gdy brak nawożenia NPK jedynie o 15,8%. Uprawa na glebie o pH = 4,2 obniżyła plon o nieco ponad 7% w stosunku do gleby o pH = 6. [Łabętowicz 2010].

W pierwszym roku uprawy podstawowy problem stanowi walka z zachwaszczeniem na plantacji. W następnych latach wyrównany łan miskanta ogranicza wzrost chwastów. Jak do tej pory choroby i szkodniki nie były znaczącym zagrożeniem dla uprawy miskanta. Znana jest tylko jedna choroba wirusowa powodująca zahamowanie wzrostu i chlorozę. Nie przenosi się ona jednak z rośliny na roślinę a jej źródłem są zakażone sadzonki [Wersocki 2008]. Na istniejących w Polsce plantacjach stwierdzono występowanie uszkodzeń łodyg miskanta w skutek żerowania larw muchówek oraz uszkodzenia liści charakterystyczne dla żerowania łokasia garbatka (*Zabrus tenebroides* Goeze). W dłuższej perspektywie, przy powiększaniu areалу upraw ten chrząszcz z rodziny biegaczowatych może okazać się poważnym szkodnikiem, ponieważ plantacje miskanta stwarzają mu wspaniałe możliwości rozwoju [Mrówczyński 2007].

W przypadku uprawy miskanta na glebie kompleksu żytanego dobrego, klasy bonitacyjnej IVa, o odczynie kwaśnym ($\text{pH} = 4,1$) zarówno zastosowanie osadów ściekowych (63 t ha^{-1}) jak i nawożenia N:P:K w dawce $90:70:90 \text{ kg ha}^{-1}$ oraz połowie tej dawki wpłynęło na poprawę wzrostu roślin. Najskuteczniejsze okazało się nawożenie mineralne N:P:K w pełnej dawce. Zastosowanie pełnej dawki N:P:K wpłynęło na zwiększenie wysokości roślin ich masy odpowiednio o 44,4% i 96,1%, osady ściekowe o 24,7% i 81,3%, a połowa dawki N:P:K 27,1% i 60,4% [Lisowski 2010]. Doświadczenia przeprowadzone na polu produkcyjnym nawożonym osadami ściekowymi w ilości 20 t ha^{-1} (Osad 1) i 40 t ha^{-1} (Osad 2) wykazały podobnie jak w przypadku ślazu i wierzy stosunkowo niewielki wpływ takich zabiegów na plon miskanta [Łabętowicz 2010]. Wskazuje to na wyższą użyteczność osadów ściekowych w uprawie na glebach słabych. Pomimo niewielkiego wpływu na plon w takich warunkach glebowych, osady ściekowe znacząco wpłynęły na pobieranie metali ciężkich przez rośliny (Tabela 3) [Łabętowicz 2010]. W badaniach mających na celu określić wpływ nawożenia na zawartość popiołu w roślinach stwierdzono, że ilość metali w popiele jest mniejsza gdy stosuje się nawożenie N:P:K 2:1:1 (8 t ha^{-1}) niż w popiele pochodzącym z roślin uprawianych na nienawożonej glebie. Miskant podobnie jak ślaziwca w drugim roku uprawy pobierał znacznie więcej kadmu, cynku i niklu niż w pierwszym, natomiast ilość pobieranego ołowiu wzrosła w przypadku kontroli, nawożenia osadami ściekowymi w dawce 40 t ha^{-1} , kompostu DANO i kompostu z odpadów przemysłu drzewnego oraz nawożenia N:P:K natomiast zmalała w przypadku nawożenia osadami ściekowymi w ilości 10 i 20 t ha^{-1} . Najwyższa zawartość kadmu (+35,4%), ołowiu (+41,4%), cynku (+72,0%) i niklu (+99,1%) w stosunku do kontroli występowała po zastosowaniu kompostu DANO. Druga w kolejności zawartość wszystkich czterech badanych metali ciężkich, zarówno w pierwszym jak i drugim roku stwierdzono w popiele pochodzącym ze spalania biomasy roślin uprawianych na glebie nawożonej osadami ściekowymi w dawce 20 t ha^{-1} . Wzrost zawartości metali ciężkich w stosunku do nienawożonej kontroli wynosił dla kadmu 19,3%, ołowiu 13,6%, cynku 37,9%, niklu 68,9%. Zastosowanie najwyższej dawki (40 t ha^{-1}) osadów ściekowych zmniejszyło zawartość kadmu (-41,3%), ołowiu (-56,2%), cynku (-39,8%) i niklu (-41,0%) w popiele. Nawożenie N:P:K najbardziej zmniejszyło pobieranie kadmu, natomiast osady ściekowej (40 t ha^{-1}) [Kacprzak 2010].

Tab. 1 Średnia oraz zakres zmienności zawartości poszczególnych pierwiastków w biomase uprawianych roślin (mg kg⁻¹) [Kuś 2010].

	Wierzba		Miskant		Ślázowiec	
	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia	Zakres
Cd	1,04	0,88 – 2,60	0,10	0,05 – 0,16	0,28	0,27 – 0,30
Cu	3,60	1,72 – 2,34	2,66	1,83 – 3,12	2,06	2,00 – 2,15
Pb	0,18	0,11 – 0,34	0,40	0,30 – 0,65	0,28	0,26 – 0,31
Zn	76	57 – 91	18,5	14,2 – 35,8	15,1	11,8 – 18,4
Cl	122	101 – 153	1236	694 – 2133	156	106 – 206

Tab. 2 Zawartość metali ciężkich w biomase pochodzącej z upraw SGGW w Skierniewicach i IUNG w Puławach (mg kg⁻¹) [Winnicka 2010].

Badany materiał roślinny	Pochodzenie próbki	Cd	Cu	Pb	Zn
Wierzba	SGGW	1,690	12,9	2,20	153,0
Wierzba (jednoroczna)	IUNG	0,889	3,66	1,26	44,3
Wierzba (trzyletnia)	IUNG	0,897	5,63	3,27	70,6
Ślázowiec	SGGW	1,030	14,10	3,76	21,9
Ślázowiec	IUNG	0,242	4,09	1,15	17,0
Miskant	SGGW	0,620	33,40	2,13	16,2

Tab. 3 Zawartość metali ciężkich [mg kg⁻¹ s.m.] i ich pobieranie [mg ha⁻¹] przez rośliny energetyczne uprawiane na glebie nawożonej osadami ściekowymi w ilości 20 t ha⁻¹ (Osad 1) i 40 t ha⁻¹ (Osad 2) [Łabętowicz 2010].

	WIERZBA									
	Zn		Pb		Cd		Ni		Cu	
	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹
Kontrola	18,5	466	0,98	24	0,08	1,9	2,82	68	1,15	28
Osad 1	30,1	862	2,36	68	0,19	5,4	3,45	99	1,84	53
Osad 2	48,9	1492	3,11	95	0,28	8,5	4,12	126	2,18	67
	MISKANT									
	Zn		Pb		Cd		Ni		Cu	
	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹
Kontrola	20,1	679	1,12	38	0,10	3,4	2,49	84	1,85	63
Osad 1	30,1	1017	2,36	77	0,19	8,0	3,45	89	1,84	78

Osad 2	48,9	2122	3,11	97	0,28	9,0	4,12	113	2,18	89
	ŚLĄZOWIEC									
	Zn		Pb		Cd		Ni		Cu	
	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	g ha ⁻¹
Kontrola	22,1	186	0,89	10	0,06	0,9	1,56	23	2,15	17
Osad 1	26,4	272	1,39	21	0,19	2,1	2,61	24	2,64	21
Osad 2	44,6	547	2,45	25	0,22	2,3	4,23	29	2,73	23

Literatura:

- ALKER GR, GODLEY AR, HALLETT JE, 2002. Landfill leachate management using short rotation coppice *Final Technical Report. WRC Report No. CO 5126*. 201 pp.
http://www.wrcplc.co.uk/Final_Technical_Report_Leachate_&_SRC_CO5126.pdf.
- ANTONKIEWICZ J, JASIEWICZ C, 2002. The use of plants accumulating heavy metals for detoxication of chemically polluted soils electronic *Journal Of Polish Agricultural Universities Enviromental development series* **5** (1) <http://www.ejpau.media.pl/volume5/issue1/environment/abs-01.html>
- ANTONOWICZ J, 2005. Potencjał energetyczny ślazuwca pensylwańskiego. *AURA* **3**: 7-9.
- ARONSSON P, PERTTU K, 2001. Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *Forest Chron* **77**: 293–299.
- BŁAŻE J, 2007. Nieinfekcyjne i infekcyjne czynniki chorobotwórcze krzaczastej formy wierzby (*Salix viminalis* L.) Uprawianej na plantacjach towarowych w województwie podkarpackim *Postępy w Ochronie Roślin*, **47** (4) 321-329.
- BORKOWSKA H, 2007. Virginia mallow and Willow coppice yield on good wheat complex soil. *Fragmenta Agronomica*, **2** (41), [In Polish].
- BORKOWSKA H, MOLAS R, KUPCZYK A, 2009. Virginia fanpetals (*Sida hermaphrodita* rusby) cultivated on light soil; height of yield and biomass productivity *Polish J. of Environ. Stud.* **18** (4) 563-568.
- BORKOWSKA H, STYK B, 2006. Ślazuwec pensylwański (*Sida hermaphrodita* rusby) uprawa i wykorzystanie. *AR, Lublin*, pp. 67.
- BORKOWSKA H, STYK B, 2006. Virginia fanpetals (*Sida hermaphrodita* Rusby) - cultivation and use. *WAR, Lublin*, pp. 69, [In Polish].
- BORKOWSKA H, WARDZIŃSKA K, 2003. Some effects of *Sida hermaphrodita* R. cultivation on sewage sludge. *Polish J. of Environ. Stud.*, **10** (119).
- BULLARD MJ, HEATH MC, NIXON PM, 1995. Shoot growth, radiation interception and dry matter partitioning in *Miscanthus sinensis* "Giganteus" grown at two densities in UK during the establishment phase – *Ann. Appl. Biol.* **126**: 365–378.
- BULLARD MJ, METCALFE P, 2001. Estimating the energy requirements and CO₂ emissions from production of the perennial grasses *Miscanthus*, switchgrass and reed canary grass – *ADAS report for the Department of Trade and Industry, UK*.
- COSEWIC 2010 Committee of the Status of Endangered Wildlife in Canada Assessment and Status Report on the Virginia Mallow *Sida hermaphrodita* in Canada ENDANGERED 2010.
- CZERNIAKOWSKI Z, 2005. Szkodliwe owady w matecznikach wierzby energetycznej. *Post. Ochr. Roślin* **45**: 77–81.

DANALATOS NG, 2007. Potential growth and biomass productivity of *Miscanthus x giganteus* as affected by plant density and N-fertilization in central Greece, *Biomass and Bioenergy*, **31** (2-3) 145-152.

DENISIUK W, 2006. Produkcja roślinna jako źródło surowców energetycznych *Inżynieria Rolnicza* **5** 123-131.

FABER A, STASIAK M, KUŚ J, 2007. Wstępna ocena produktywności wybranych gatunków roślin energetycznych *Post. Ochr. Roślin* **47** (4) 339-346.

FISCHER G, PRIELER S, VAN VELTHUIZEN H, 2005. Biomass potentials of miscanthus, willow and poplar: results and policy implications for Eastern Europe, Northern and Central Asia, *Biomass and Bioenergy* **28**: 119-132.

GREGER M, LANDBERG T, 1999. Use of willow in phytoextraction. *International Journal of Phytoremediation*, **1**: 115-123.

HASSELGREN K, 1998. Use of Municipal Wastewater in Short Rotation Energy Forestry – Full Scale Application. pp. 835–838. In: *Biomass for Energy and Industry. 10th European Conference and Technology Exhibition 8–11 June, Würzburg, Germany*.

HIGHTSHOE G, 1988. Native Trees, Shrubs and Vines for Urban and Rural America, *John Wiley & Sons inc., New York*, p. 819.

HYTÖNEN J, 1994. Effect of fertilizer application rate on nutrient status and biomass production in short rotation plantations of willows on cut away peatland areas. *Suo* **45** (3): 65–77.

KABATA–PENDIAS A, PENDIAS H, 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych, *PWN, Warszawa*.

KACPRZAK M, OCIEPA A, BIEŃ J, 2010. The influence of soil fertilization on the amounts of ashes and contents of heavy metals in biomass ashes. *Archivum Combustionis* **30** (3) 126-131.

KALEMBASA D, MALINOWSKA E, SIEWNIAK M, 2006a. Wpływ nawożenia na plonowanie wybranych gatunków wierzby krzewiastej. *Acta Agrofizyka* **8** (1) 119-126.

KALEMBASA D, SZCZUKOWSKI S, CICHUTA R, WYSOKIŃSKI A, 2006b. Plon biomasy i zawartość azotu w wierzbie (*Salix viminalis*) przy zróżnicowanym nawożeniu azotowym. *Pam. Puł.* **142** 171-178.

KALEMBASA S, WYSOKIŃSKI A, CICHUTA R, 2009. Zawartość metali ciężkich w wierzbie (*Salix viminalis*) przy zróżnicowanym nawożeniu azotowym *Acta Agrophysica*, **13** (2) 385-392.

KOŁOWCA J, WRÓBEL M, BARAN B, 2009. Model mechaniczny źdźbła trawy *Miscanthus giganteus* *Inżynieria Rolnicza* **6** (115) 149-154.

KOPEĆ M, GONDEK K, 2002. Wykorzystanie osadów garbarskich w uprawie wikliny. *Acta Agrofizyka* **73** 167-173.

KUŚ J, FEBER J, STASIAK M, KAWALEC A, 2008. Produktywność wybranych gatunków roślin uprawianych na cele energetyczne w różnych siedliskach *Studia i raporty IUNG-BIP* **11** 67-80.

KUŚ J, MATYKA M, 2010. Wybrane elementy agrotechniki roślin uprawianych na cele energetyczne In: Bocian P. Golec T. Rakowski *Nowoczesne technologie pozyskiwania i energetycznego wykorzystania biomasy* Warszawa 2010 pp. 101-120, ISBN 978-83-925924-6-4

KUZOVKINA YA, QUIGLEY MF, 2005. Willows beyond wetlands: uses of *Salix* species for environmental projects *Water, Air, and Soil Pollution* **162**: 183–204

ŁABĘTOWICZ J, STEPIEŃ W, 2010. Nawożenie roślin energetycznych (wierzba, miskant, ślazier) In: Bocian P. Golec T. Rakowski *Nowoczesne technologie pozyskiwania i energetycznego wykorzystania biomasy* Warszawa 2010 pp. 89-100, ISBN 978-83-925924-6-4

LABRECQUE M, TEDODORESCU TI, BABEUX P, COGLIASTRO A, DAIGLE S, 1993. Growth patterns and biomass productivity of two *Salix* species grown under short rotation, intensive culture in southwestern Quebec. *Biomass Bioenergy* **4**: 419–425.

LABRECQUE M, TEDODORESCU TI, BABEUX P, COGLIASTRO A, DAIGLE S, 1994. Impact of herbaceous competition and drainage conditions on the early productivity of willows and short rotation intensive culture. *Can J For Res* **24**: 493–501.

LABRECQUE M, TEDODORESCU TI, DAIGLE S, 1997. Biomass productivity and wood energy of *Salix* species after two years growth in SRIC fertilized with waste water sludge. *Biomass Bioenergy* **12**: 409–417.

LEWANDOWSKI I, SCHMIDT U, LONDO M, FAALJ A, 2006. The economic value of the phytoremediation function – Assessed by the example of cadmium remediation by willow (*Salix* ssp) *Agricultural Systems* **89**: 68–89.

LISOWSKI J, PORWISIAK H, 2010. Wpływ nawożenia osadami na plon miskanta (*Miscanthus giganteus*) *Fragm. Agron.* **27** (4) 94–101.

MÁTHÉ-GÁSPÁR G., ANTON A. 2005. Study of phytoremediation by use of willow and rape. *Acta Biologica Szegediensis*, **49** (1-2) 73-74.

MICHAŁOWSKI M, GOŁAŚ J, 2005 Zastosowanie sorbentu roślinnego i zeolitu 13 X do eliminacji jonów metali z osadów ściekowych na przykładzie oczyszczalni Kraków-Płaszów *Inżynieria Mineralna* **1** 35-44

MRÓWCZYŃSKI M, NIJAK K, PRUSZYŃSKI G, WACHOWIAK H, 2007. Zagrożenie roślin energetycznych przez szkodniki *Postępy w ochronie roślin*, **47** (4) 347-350.

NIXON PMI, 2001. Effects of landfill leachate on the biomass production of *Miscanthus* – *Aspects Appl. Biol.* **65**: 123–130.

NIXON PMI, BOOCOCH H, BULLARD MJ, 2001. An evaluation of planting options for *Miscanthus* – *Aspects Appl. Biol.* **65**: 123–130.

NIXON PMI, BULLARD MJ, 1997. The effect of fertiliser, variety and harvesting timing on the yield of *Phalaris arundinacea* L. – *Aspects Appl. Biol.* **49**: 237–240.

OSIŃSKO W, 1996. Trzcinnik olbrzymi (*Miscanthus sinensis* ‘Giganteus’) – nowy perspektywiczny surowiec włóknisty i możliwości jego wykorzystania, *Przemysł drzewny* **11** (47) 31-34.

OZIMEK T, 2009. Wykorzystanie roślin do oczyszczania odcieków z wysypisk odpadów *Wiadomości ekologiczne* **LV** **2**: 62-74.

PULFORD ID, WATSON C, MCGREGOR SD, 2001. Uptake of chromium by trees: prospects for phytoremediation *Environmental Geochemistry and Health* **23**: 307–311.

REMLEIN-STAROSTA D, NIJAK K, 2007. Śladowiec pensylwański – wstępne wyniki badań nad możliwościami ochrony przed agrofagami *Postępy w Ochronie Roślin*, **47** (4) 358-362.

ROCKWOOD DL, NAIDU CV, CARTER DR, RAHMANI M, SPRIGGS TA, LIN C, ALKER GR, ISEBRANDS JG, SEGREST SA, 2004. Short-rotation woody crops and phytoremediation: Opportunities for agroforestry? *Agroforestry Systems* **61**: 51–63.

RYBAK W, 2006. Spalanie i współspalanie biopaliw stałych. *Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej*.

SCHMIDT U, 2003. Enhancing phytoextraction: the effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation, and leaching of heavy metals (review). *Journal of Environmental Quality* **32**, 1939–1954.

SCURLOCK JMO, 1999. *Miscanthus*: A review of European experience with A Novel Energy Crop, *Environmental Science Division*, Publication 4845.

STOLARSKI M, 2003. Wszystko o wierzbie. *Czysta Energia*, **10**: 32-33.

STOLARSKI M, SZCZUKOWSKI S, TWORKOWSKI J, 2007. Ocena produktywności wierzby (*Salix* ssp.) pozyskiwanej w krótkich rotacjach w dolinie dolnej Wisły. *Biomasa dla elektroenergetyki i ciepłownictwa*, Warszawa, pp. 93-99.

SZCZUKOWSKI S, STOLARSKI M, 2005. Charakterystyka biomasy wierzby wiciowej jako paliwa. *Wiś Jutra* **7** (84) 34-35.

- SZCZUKOWSKI S, TWORKOWSKI J, STOLARSKI M, 2004. *Wierzba energetyczna*, Plantpress Kraków pp. 46.
- SZCZUKOWSKI S, TWORKOWSKI J, STOLARSKI M, GRZELCZYK M, 2005a. Produktivność wierzb krzewiastych pozyskiwanych w jednorocznych cyklach zbioru. *Acta Sci. Pol., Agricultura*, **4** (1) 141-151.
- SZCZUKOWSKI S, TWORKOWSKI J, STOLARSKI M, GRZELCZYK M, 2005b. Produktivność roślin wierzy (*Salix spp.*) i charakterystyka pozyskiwanej biomasy jako paliwa. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, **507**: 495- 503.
- SZYSZLAK J, PIEKARSKI W, KRZACZEK P, BORKOWSKA H, 2006. Ocena wartości energetycznych ślázowca pensylwańskiego dla różnych grubości pędów rośliny *Inżynieria Rolnicza* **6**: 311-318.
- SZYSZLAK-BARGŁOWICZ J, PIEKARSKI W, 2009. Zawartość wybranych pierwiastków metali ciężkich w biomacie ślázowca pensylwańskiego (*Sida hermaphrodita rusby*) *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* **40**: 357-364.
- TLUSTOS P, SZAKOVA J, VYSLOUZIŁOVA M, PAVLIKOVA D, WEGER J, JAVORSKA H, 2007. Variation in the uptake of Arsenic, Cadmium, Lead, and Zinc by different species of willows *Salix spp.* grown in contaminated soils *CEJB* **2** (2) 254–275.
- TWORKOWSKI J, KUŚ J, SZCZUKOWSKI S, STOLARSKI M, 2010. Produktivność roślin uprawianych na cele energetyczne In: Bocian P. Golec T. Rakowski *Nowoczesne technologie pozyskiwania i energetycznego wykorzystania biomasy* Warszawa 2010 pp. 34 - 49 ISBN 978-83-925924-6-4.
- USDA, 2011a. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service.
- UWM, 2011. - <http://www.uwm.edu.pl/khrin/wierzba.htm>.
- WERSOCKI S, 2008. Badania dostępności tlenu w higienizacji osadu czynnego nadmiernego z wykorzystaniem trzciny *Miscanthus* jak materiału strukturotwórczego. *Rozprawa doktorska pod kierunkiem prof. dr hab. Inż. Jan Hupka, Politechnika Gdańska, Katedra technologii chemicznej*, Gdańsk 2008.
- WINNICKA G, MATUSZEK K, WILK B, 2010. Badania właściwości energetycznych, emisyjnych i użytkowych biopaliw uzyskanych ze zbiorów doświadczalnych roślin energetycznych. In: Bocian P. Golec T. Rakowski *Nowoczesne technologie pozyskiwania i energetycznego wykorzystania biomasy* Warszawa 2010 pp: 101-120 ISBN 978-83-925924-6-4.
- WITTERS N, VAN SLYCKEN S, RUTTENS A, ADRIAENSEN K, MEERS E, MEIRESONNE L, TACK FMG, THEWYS T, LAES E, VANGRONVELD J, 2009. Short-Rotation Coppice of Willow for Phytoremediation of a Metal-Contaminated Agricultural Area: A Sustainability Assessment *Bioenerg. Res.* **2**: 144–152.
- ŻUREK G, MAJTKOWSKI W, 2009. Rośliny alternatywne w fitoekstrakcji metali ciężkich z obszarów skażonych *Problemy Inżynierii Rolniczej* **3**: 83-89.
- ZVEREVA E, KOZLOV M, HAUKIOJA E, 1997. Stress responses of *Salix borealis* to pollution and defoliation, *J. Appl. Ecol.* **34**: 1387–1396.