

## Załącznik Nr 2a.

Autoreferat przedstawiający przebieg pracy zawodowej,  
opis dorobku i osiągnięć naukowych (w języku polskim)



## **AUTOREFERAT**

**dr Marta Pogrzeba**

**Katowice 2018**

## SPIS TREŚCI

1.	Imię i nazwisko .....	4
2.	Posiadane dyplomy i stopnie naukowe .....	4
3.	Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych.....	4
4.	Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art.16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 roku o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz.U.2016., poz. 882 ze zm. W Dz.U. z 2016 r., poz. 1311).....	5
4.1	Tytuł osiągnięcia naukowego.....	5
4.2	Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego.....	5
4.3	Omówienie osiągnięcia naukowego .....	8
4.3.1	Wprowadzenie .....	8
4.3.2	Wyniki badań stanowiących osiągnięcie naukowe .....	10
4.3.2.1	Wpływ stopnia zanieczyszczenia podłoża oraz biodostępności zanieczyszczeń, na stosowanie technologii fitoremediacji .....	11
4.3.2.2	Dobór gatunków roślin do technologii fitoremediacji oraz określenie ich potencjału remediacyjnego .....	14
4.3.2.3	Wykorzystanie dodatków doglebowych oraz ich wpływ na komponenty środowiska glebowego w implementacji <i>in situ</i> technologii fitoremediacji.....	27
4.3.2.4	Odzysk energii z zanieczyszczonego plonu roślinnego oraz możliwości zastosowania produktów odpadowych jako nawozów mineralnych.....	32
4.3.3	Podsumowanie .....	35
5.	Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych .....	36
5.1	Konstruowanie substytutu gleby z materiałów odpadowych do celów rekultywacji .....	36
5.2	Zagospodarowanie osadów dennych ze zbiorników antropogenicznych .....	41
5.3	Ocena przydatności preparatów komercyjnie dostępnych do wykorzystania w procesie remediacji gleb .....	43
5.4	Wpływ zabiegów agrotechnicznych na pobieranie metali ciężkich przez rośliny zbożowe .	45
5.5	Wykorzystanie nowych odmian roślin energetycznych w warunkach klimatu i gleb Polski jako alternatywnych źródeł energii .....	48
5.6	Współpraca naukowa .....	51
6.	Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego .....	51
7.	Literatura .....	54

## 1. Imię i nazwisko

Marta Pogrzeba

## 2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe

Uzyskany stopień: **Magister**

Uniwersytet Śląski, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska w Katowicach

Kierunek: biologia ogólna

Specjalność: ekologia roślin

Temat pracy dyplomowej magisterskiej: Badania porównawcze zawartości barwników asymilacyjnych u brzozy brodawkowatej (*Betula pendula*) z terenu skażonego oraz wolnego od zanieczyszczeń

Promotor: prof. dr hab. Tadeusz Kimsa

Data obrony: 28.06.1996

Nr dyplomu: 2093/WB/96

Uzyskany stopień: **Doktor Nauk Technicznych**

Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska

Dyscyplina naukowa: inżynieria środowiska

Temat pracy doktorskiej: Ograniczenie biodostępności arsenu w glebie silnie zanieczyszczonej metalami ciężkimi

Promotor: dr hab. inż. Rafał Kucharski

Recenzent zewnętrzny: prof. dr hab. inż. Jacek Łączny

Recenzent wewnętrzny: dr hab. inż. Małgorzata Kacprzak

Data obrony: 26.09.2009

Nr dyplomu: 652

## 3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

Od 1 września 1996 roku do nadal Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych (IETU) w Katowicach, w tym:

- Od 1 września 1996 do 31 października 2009 – Zespół Ochrony Powierzchni Ziemi na stanowiskach: specjalisty ogólnego i asystenta,
- Od 1 listopada 2009 na stanowisku adiunkta w Zespole Ochrony Powierzchni Ziemi,
- Od 1 listopada 2010 do 31 kwietnia 2015 – Zakład Biotechnologii Środowiskowych, Zespół Fitoremediacji, adiunkt, kierownik Zespołu Fitoremediacji,
- Od 1 czerwca 2015 do nadal – adiunkt, Ekspert Wiodący w zakresie Remediacji Środowiska w IETU, kierownik Zespołu Remediacji Środowiska.

**4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art.16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 roku o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz.U.2016., poz. 882 ze zm. W Dz.U. z 2016 r., poz. 1311)**

**4.1 Tytuł osiągnięcia naukowego**

**Nowatorskie podejście do wykorzystania roślin w remediacji terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi**

**4.2 Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego**

A1. **Pogrzeba M.**, Krzyżak J., Sas-Nowosielska A., Majtkowski W., Małkowski E., Kita A., 2011. A Heavy Metal Environmental Threat Resulting From Combustion Of Biofuels Of Plant Origin. L.I. Simeonov, M. et al., (Eds.), Environmental Heavy Metal Pollution And Effects On Child Mental Development: Risk Assessment And Prevention Strategies, Springer Science+Business Media B.V. 2011., 213–225, ISBN 978-94-007-0252-3, DOI: 10.1007/978-94-007-0253-0\_13

punktacja MNiSW: **5**, udział 80%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie oraz wykonanie badań terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań i ich analiza statystyczna, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez cały proces recenzji aż do ukazania się publikacji, Mój udział szacuję na 80%*

A2. **Pogrzeba M.**, Sas-Nowosielska A., Krzyżak J., 2012. Zagrożenia wynikające z uprawy roślin energetycznych na terenach zanieczyszczonych. (W:) Skowronek J. (red.) Innowacyjne rozwiązania rewitalizacji terenów zdegradowanych 2011, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, 125–134, ISBN 978-83-930319-1-7  
punktacja MNiSW: **5**, udział 90%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie oraz wykonanie badań laboratoryjnych i terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań i ich analiza statystyczna, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez cały proces recenzji aż do ukazania się publikacji, Mój udział szacuję na 90%*

A3. **Pogrzeba M.**, Krzyżak J., Sas-Nowosielska A., 2013. Environmental hazards related to *Miscanthus x giganteus* cultivation on heavy metal contaminated soil. E3S Web of Conferences 1, 29006 (2013), DOI: 10.1051/e3sconf/20130129006, published by EDP Sciences, 2013.

punktacja MNiSW: **15**, udział 90%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie oraz wykonanie badań laboratoryjnych i terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań i ich analiza statystyczna, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez cały proces recenzji aż do ukazania się publikacji, Mój udział szacuję na 90%*

A4. **Pogrzeba M.**, Galimska-Stypa R., Krzyżak J., Sas-Nowosielska A., 2015. Sewage sludge and fly ash mixture as an alternative for decontaminating lead and zinc ore regions. Environmental Monitoring and Assessment, 187(1), 4120–4133, DOI: 0.1007/s10661-014-4120-z

Impact Factor: **1,633**, punktacja MNiSW: **25**, udział 60%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie oraz wykonanie badań laboratoryjnych i terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań i ich analiza statystyczna, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez korektę po recenzjach, Mój udział szacuję na 60%*

- A5. **Pogrzeba M.**, Ciszek D., Galimska-Stypa R., Nowak B., Sas-Nowosielska A., 2016. Ecological strategy for soil contaminated with mercury. *Plant and Soil*, 409(1), 371–387, DOI: 10.1007/s11104-016-2936-8

Impact Factor: **3,052**, punktacja MNiSW: **40**, udział 60%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie oraz wykonanie badań laboratoryjnych i terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań i ich analiza statystyczna, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez korektę po recenzjach, Mój udział szacuję na 60%*

- A6. **Pogrzeba M.**, Krzyżak J., Hebner A., Ratman-Kłosińska I., Werle S., 2016. Assessment of remediation potential of energy crops cultivated on heavy metal contaminated sites - Phyto2Energy project. (W:) *Remediacja, Rekultywacja i Rewitalizacja (Remediation, reclamation and revitalization)* (Editor: Malina G.), 237–248. Publisher - Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, ISBN 978-83-64959-47-9

punktacja MNiSW: **5**, udział 80%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie oraz wykonanie badań terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań i ich analiza statystyczna, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez cały proces recenzji aż do ukazania się publikacji, Mój udział szacuję na 80%*

- A7. **Pogrzeba M.**, Rusinowski S., Sitko K., Krzyżak J., Skalska A., Małkowski E., Ciszek D., Werle S., McCalmont J.P., Mos M., Kalaji H.M., 2017. Relationships between soil parameters and physiological status of *Miscanthus x giganteus* cultivated on soil contaminated with trace elements under NPK fertilisation vs. microbial inoculation. *Environmental Pollution*, 225, 163–174, DOI: 10.1016/j.envpol.2017.03.058

Impact Factor: **5,099\***, punktacja MNiSW: **40**, udział 60%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie badań terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań i ich analiza statystyczna, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez cały proces recenzji aż do ukazania się publikacji, Mój udział szacuję na 60%*

- A8. **Pogrzeba M.**, Rusinowski S., Krzyżak J., 2017. Macroelements and heavy metals content in *Panicum virgatum* cultivated on contaminated soil under different fertilization. *International Journal Agriculture & Forestry*, 63(1), 69–76, Podgorica, DOI: 10.17707/AgricultForest.63.1.08. Publikacja w recenzowanym czasopiśmie zagranicznym nieuwzględnionym w wykazie czasopism punktowanych  
punktacja MNiSW: **5**, udział 80%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie oraz wykonanie badań terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez cały proces recenzji aż do ukazania się publikacji, Mój udział szacuję na 80%*

---

\* Podano wartość wskaźnika za rok 2016, ponieważ jego wartość na rok wydania pracy nie była znana w dniu sporządzania zestawienia

A9. **Pogrzeba M.**, Krzyżak J., Rusinowski S., Werle S., Hebner A., Milandru A., 2018. Case Study on Phytoremediation Driven Energy Crop Production Using *Sida hermaphrodita*. International Journal of Phytoremediation, DOI: 10.1080/15226514.2017.1375897, Impact Factor: **1,770\***, punktacja MNiSW: **25**, udział 60%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie oraz wykonanie badań terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez korektę po recenzjach, Mój udział szacuję na 60%*

A10. **Pogrzeba M.**, Rusinowski S., Krzyżak J., 2018. Macroelements and heavy metals content in energy crops cultivated on contaminated soil under different fertilization - case studies on autumn harvest. Environmental Science and Pollution Research, 25(12), 12096–12106, DOI: 10.1007/s11356-018-1490-8

Impact Factor: **2,741\***, punktacja MNiSW: **30**, udział 70%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie oraz wykonanie badań laboratoryjnych i terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez korektę po recenzjach, Mój udział szacuję na 70%*

A11. **Pogrzeba M.**, Krzyżak J., Rusinowski S., Hebner A., Kopielski K., Werle S., Ratman-Kłosińska I., 2018. Possibility of Using Energy Crops for Phytoremediation of Heavy Metals Contaminated Land—A Three-Year Experience. In: Mudryk K., Werle S. (eds.) Renewable Energy Sources: Engineering, Technology, Innovation. Springer Proceedings in Energy, 33–45, Springer, Cham, DOI: 10.1007/978-3-319-72371-6\_4

punktacja MNiSW: **5**, udział 70%

*Mój wkład w powstanie pracy obejmował koncepcję, zaplanowanie oraz wykonanie badań laboratoryjnych i terenowych, opracowanie przeglądu literatury, opracowanie wyników badań, wnioski, przeprowadzenie manuskryptu przez korektę po recenzjach, Mój udział szacuję na 70%*

Liczba punktów za publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego, zgodnie z punktacją MNiSW w poszczególnych latach wydania publikacji wynosi **200**, natomiast ich sumaryczny współczynnik Impact Factor zgodnie z rokiem opublikowania to **14,295**.

Kopie publikacji wchodzących w skład cyklu zamieszczono w załączniku nr 3, oświadczenia współautorów znajdują się w załączniku nr 5. Oznaczenia porządkowe publikacji od A1-A11 w dalszej części autoreferatu stanowią odnośniki bibliograficzne.

---

\* Podano wartość wskaźnika za rok 2016, ponieważ jego wartość na rok wydania pracy nie była znana w dniu sporządzania zestawienia

## 4.3 Omówienie osiągnięcia naukowego

### 4.3.1 Wprowadzenie

Zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi jest problemem występującym szeroko w Europie jak i na świecie. Badania Europejskiej Agencji Ochrony Środowiska potwierdzają, że aż 35% gruntów w Europie zanieczyszczonych jest związkami nieorganicznymi. Obszary te mogą obejmować zarówno miejsca dawnej działalności przemysłowej, jak również obszary rolnicze, znajdujące się w ich sąsiedztwie. Wśród istotnych nieorganicznych zanieczyszczeń gleb i gruntów można wyróżnić metale ciężkie. Obecność metali ciężkich w glebie w ilościach przekraczających dopuszczalne normy powoduje iż tereny te zostają wyłączone z produkcji rolniczej na cele żywnościowe, przy jednoczesnym braku skutecznych metod przywrócenia ich do powtórnego użytkowania.

Zanieczyszczenie gleb metalami w Polsce wynika głównie z działalności przemysłu wydobywczego i przetwórczego metali nieżelaznych oraz energetyki i przemysłu chemicznego. Szczególne nasilenie tych zjawisk występuje w południowo-zachodnich rejonach Polski, w tym na Górnym Śląsku, gdzie znajdują się bogate złoża rud cynku i ołowiu. Tereny poddane w przeszłości działalności przemysłowej zazwyczaj są słabo pokryte roślinnością i stanowią duże zagrożenie dla organizmów żywych. W przypadku gleb rolniczych uprawa żywności zgodnie z wytycznymi Parlamentu Europejskiego (Rozporządzenie (WE) nr 178/2002) jest na takich terenach zakazana, w związku z tym mogą one być przeznaczone do produkcji poza żywnościowej np. produkcji biomasy na cele energetyczne.

W większości krajów Unii Europejskiej przeprowadzenie rekultywacji, polegającej na usunięciu zanieczyszczeń z wykorzystaniem wysoko efektywnych metod fizycznych czy chemicznych nie jest opłacalne, a pozostawienie ich w obecnym stanie jest ryzykowne dla społeczeństwa i środowiska. Dostępnym rozwiązaniem jest zmiana sposobu użytkowania gleb zanieczyszczonych w kierunku: 1) produkcji biomasy na cele energetyczne (grunty orne zanieczyszczone, gleby o niskiej jakości) aby wyłączyć je z produkcji żywności, bądź też w przypadku terenów silnie zanieczyszczonych: 2) pokrycia roślinnością nie stwarzającą zagrożenia dla przyszłego użytkownika (obszary zakładów przemysłowych, składowiska odpadów przemysłowych).

Fitoremediacja, zwana również zieloną remediacją, jest biologiczną metodą oczyszczania gleb opierającą się na aktywności roślin i mikroorganizmów z nimi związanych, które mają zdolność do degradacji (fitodegradacja), immobilizacji (fitostabilizacja) lub usuwania zanieczyszczeń z gleby (fitoekstrakcja, fitouwalnianie). Technologia ta została po raz pierwszy zastosowana w Stanach Zjednoczonych w latach 60-tych ubiegłego wieku, a intensywne badania rozpoczęto od początku lat 90-tych. Wśród niewątpliwych zalet tej metody wyróżnić można możliwość stosowania jej zarówno *ex situ* jak i *in situ*, jednak w ograniczonym zakresie stężeń zanieczyszczeń, które nie mogą przekraczać poziomu tolerancji wykorzystywanych organizmów oraz niskie koszty wdrożenia. Duże znaczenie ma



również niewielka inwazyjność wobec środowiska oraz wysoki poziom społecznej akceptacji. Często mówi się o tzw. „zrównoważonej remediacji”, jako że termin ten oznacza oczyszczanie terenu z zastosowaniem praktyk uwzględniających zasady zrównoważonego rozwoju. Główną wadą technologii fitoremediacji jest zależność efektywności od zawartości i biodostępności zanieczyszczeń oraz w odniesieniu do fitoekstrakcji zazwyczaj długi czas potrzebny do uzyskania oczekiwanego efektu oczyszczenia. Ponadto, fitoekstrakcja generuje zanieczyszczoną biomasę, która musi być poddana bezpiecznym dla środowiska procesom utylizacji. Koszt wdrożenia fitoremediacji (w zależności od docelowego przeznaczenia terenu) to około jednej dziesiątej do jednej trzeciej kosztu tradycyjnych technologii oczyszczania (metody fizyczne lub chemiczne). Strategia taka wydaje się być więc najlepszym rozwiązaniem przy oczyszczaniu lub stabilizacji zanieczyszczeń na obszarze Europy Środkowej i Wschodniej.

Raporty Europejskiej Agencji Ochrony Środowiska zwracają uwagę na konieczność znalezienia rozwiązań dla terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi w Europie (EEA, 2005, 2016), umożliwiających efektywną implementację metod remediacji terenów zanieczyszczonych. Raport (EEA, 2005) zakłada przypisanie wspomnianym terenom nowych funkcji pozwalających na ich bezpieczne użytkowanie w kontekście ochrony żywności przez zmniejszenie ryzyka zdrowotnego związanego z przenikaniem zanieczyszczeń do łańcucha troficznego, jak i ochrony środowiska na przykład poprzez przeciwdziałanie wyjałowieniu gleb. W 2016 roku Agencja Ochrony Środowiska kompleksowo przedstawiła problem użytkowania gleb na terenach zurbanizowanych wskazując jednocześnie na konieczność zmiany użytkowania w zależności od stopnia zanieczyszczenia gleb (EEA, 2016).

Oprócz zanieczyszczenia gleb równorzędnym wyzwaniem jest znalezienie rozwiązania dla stale uszczuplanych zasobów paliw kopalnych wykorzystywanych do pozyskiwania energii (ropa naftowa, węgiel kamienny itd.), co kieruje uwagę na odnawialne źródła energii. W Polsce według przyjętej przez Sejm „Strategii rozwoju energetyki odnawialnej” jej udział w 2020 roku powinien osiągnąć poziom 14% w tym około 78% dla energii pozyskanej z biomasy. Biomasa ma swoje zastosowanie w energetyce jako biopaliwo używane w procesach bezpośredniego spalania w postaci stałej (np. wysuszone osady ściekowe, słoma, drewno), ciekłej (np. bioetanol) lub gazowej (np. metan, gaz syntezowy).

Po roku 2010 i wprowadzeniu dopłat do prowadzenia upraw plantacji roślin energetycznych wiele gleb dobrej jakości zostało przeznaczonych, zwłaszcza na północy Polski, pod uprawę roślin na cele energetyczne. Z uwagi jednak na jednoznaczne stanowisko Komisji Europejskiej (Dyrektywa 2009/28/EW), związane z brakiem zgody na produkcję biomasy na dobrej jakości gruntach rolnych przeznaczonych do produkcji żywności, terenach z wysoką bioróżnorodnością oraz leśnych, uprawa roślin przeznaczonych na cele energetyczne powinna odbywać się na glebach niskiej jakości, w tym

odłogowanych czy zanieczyszczonych. Spełnienie wszystkich wymogów, stawianych zarówno ilości wyprodukowanego plonu, jak i ograniczeniom związanym z uprawą roślin energetycznych umożliwia skojarzenie produkcji biomasy z oczyszczaniem terenów z zanieczyszczeń nieorganicznych poprzez zastosowanie technologii fitoekstrakcji.

Wobec powyższego podejście umożliwiające dostosowanie wykorzystania technologii fitoremediacji na terenach zanieczyszczonych metalami ciężkimi powinno obejmować działanie, na każdej płaszczyźnie umożliwiającej zapewnienie jak największej efektywności, bezpieczeństwa oraz potencjalnych zysków z wdrożenia tej technologii. Tym samym podejście to może dostarczyć odpowiedzi na szereg wyzwań w dziedzinie nauk rolniczych w dyscyplinie ochrona i kształtowanie środowiska w zakresie:

- ograniczenia rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń związanych z cząstkami gruntu/gleby w wyniku erozji wietrznej i wodnej na terenach przemysłowych lub poddanych w przeszłości antropopresji pozbawionych lub ubogich w pokrywą roślinną, poprzez stworzenie roślinnej okrywy fitostabilizującej,
- przywrócenia do użytkowania obszarów w tej chwili wyłączonych ze względu na stopień i formę zanieczyszczenia oraz nadanie im nowych funkcji np. produkcji biomasy na cele energetyczne zamiast produkcji żywności, czy pokrycie roślinnością składowisk odpadów przemysłowych w celu przywrócenia ich do użytkowania,
- ograniczenia strat materii organicznej w glebie poprzez wprowadzenie roślin na tereny o słabym pokryciu roślinnością ze względu na zanieczyszczenie oraz przyspieszenie procesów sekwestracji CO<sub>2</sub> przez rośliny, wbudowaniu go w biomasę roślinną, oraz ostatecznie mineralizacją tej biomasy w glebie,
- skojarzenia procesu oczyszczania gleb z metali ciężkich z jednoczesną produkcją biomasy na cele energetyczne,
- ograniczenia wprowadzania dodatkowych źródeł fosforu i potasu do środowiska poprzez ocenę wykorzystania szczepionki mikrobiologicznej w procesie uprawy roślin energetycznych,
- oceny możliwości wykorzystania procesu zgazowania roślin energetycznych jako bezpiecznej technologii umożliwiającej pozyskanie energii z zanieczyszczonej biomasy,
- oceny przydatności pozostałości po procesie zgazowania biomasy do celów nawozowych, wraz z określeniem możliwości zamknięcia „cyklu życia biomasy” na terenach zanieczyszczonych.

#### 4.3.2 Wyniki badań stanowiących osiągnięcie naukowe

Celem prac badawczych, których wyniki przedstawiłam w cyklu publikacji powiązanych tematycznie, prezentujących osiągnięcie naukowe będące podstawą ubiegania się o nadanie stopnia

doktora habilitowanego, było określenie możliwości wykorzystania różnych gatunków roślin, w tym roślin energetycznych, w zagospodarowaniu oraz zabezpieczeniu terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi w zależności od:

- (1) stopnia zanieczyszczenia podłoża oraz biodostępności zanieczyszczeń, które warunkują wybór metody remediacji terenu oraz przyszłe jego użytkowanie (fitoekstrakcja lub fitostabilizacja),
- (2) naturalnych zdolności roślin do immobilizacji metali w strefie korzeni lub ich pobierania do części nadziemnych, określających ich przydatność do procesu fitoremediacji,
- (3) zastosowania dodatków doglebowych poprawiających lub umożliwiających wzrost roślin, oraz ich wpływ na komponenty glebowe, dedykowane odrębnie dla procesu fitostabilizacji i fitoekstrakcji oraz wpływających na ich efektywność,
- (4) oceny możliwości pozyskania energii z zanieczyszczonej biomasy, biorąc pod uwagę powstające odpady i możliwości ich zagospodarowania, w celu zamknięcia „cyklu życia biomasy” od jej wytworzenia, pozyskania energii, po zagospodarowanie odpadów jako nawozu dla wybranego terenu zanieczyszczonego.

#### 4.3.2.1 Wpływ stopnia zanieczyszczenia podłoża oraz biodostępności zanieczyszczeń, na stosowanie technologii fitoremediacji

W prowadzonych przeze mnie pracach badawczych dotyczących wpływu poziomu zanieczyszczenia oraz potencjalnej dostępności lub biodostępności metali ciężkich w roztworze glebowym/gruncie na stosowanie metod fitoremediacji wykorzystywałam różne typy gleb przekształconych antropogenicznie: z terenu przyległego do zakładu elektrolizy rtęci [A5], obszaru przy hałdzie cynkowo-ołowiowej [A4], miejsca wieloletniego składowania odwodnionych osadów ściekowych [A6, A11, A9], oraz użytku rolnego zanieczyszczonego metalami ciężkimi [A1, A2, A3, A6, A7, A8, A9, A10, A11]. We wszystkich tych badaniach oprócz analizy całkowitej zawartości metali ciężkich w podłożu umożliwiającej zgodnie z Rozporządzeniem z 2016 roku zaklasyfikować glebę/grunt jako czysty lub zanieczyszczony, analizowałam również zawartość form metali potencjalnie dostępnych lub biodostępnych, które są czynnikiem decydującym o wyborze metod fitoremediacji. Biodostępność lub potencjalna dostępność pierwiastka w glebie oznacza, że występuje on w roztworze glebowym (biodostępny) lub może być do tego środowiska uwolniony pod wpływem zmiany warunków fizyko-chemicznych w glebie (potencjalnie dostępny) a więc środowisku z którego rośliny poprzez system korzeniowy mogą wraz z wodą pobrać go do swoich tkanek (Harmsen, 2007). W przypadku, gdy poziom zanieczyszczeń jest bardzo wysoki i mogą stać się one toksyczne dla roślin, uniemożliwiając lub ograniczając wzrost oraz prawidłowy rozwój, jedynym z możliwych rozwiązań jest zastosowanie pokrywy roślinnej składającej się z gatunków o dużej tolerancji na zanieczyszczenie. Pokrywa ta może samoistnie ograniczać migrację metali w głąb gleby oraz do części nadziemnych roślin poprzez stabilizację w obrębie strefy

korzeniowej. Efektywność fitostabilizacji może zostać poprawiona poprzez zastosowanie dodatków doglebowych, które w zależności od rodzaju mogą ograniczać proces erozji (np. materia organiczna) lub/i infiltrację metali w głąb profilu glebowego (np. biowęgiel) (Cunningham i wsp., 1995; Chaney i wsp., 1997). W przypadku zaś terenów, gdzie zanieczyszczenie metalami ciężkimi nie powoduje ograniczenia wzrostu roślin, można uprawiać wieloletnie gatunki roślin produkujące ponadprzeciętny plon z jednostki powierzchni, z jednoczesnym oczyszczaniem gleby (fitoekstrakcji metali).

Wszystkie badania technologii fitoremediacji prowadziłam jako wdrożenia bezpośrednio na terenach zanieczyszczonych.

W badaniach prowadzonych na terenie zakładów chemicznych (południowa Polska), które działają od ponad 50 lat testowałam wdrożenie metod wspomaganą fitostabilizacji. Przez kilka dziesięcioleci zakład wykorzystywał rtęć i jej związki w procesach produkcyjnych. Na obszarze zakładów zidentyfikowano trzy źródła emisji rtęci do atmosfery i gleby: produkcja chloru za pomocą elektrolizy rtęci, produkcja acetaldehydu z acetyleny i spalanie węgla w elektrociepłowni obiektu. Ze względu na stopień zanieczyszczenia i miejscami brak okrywy roślinnej zastosowano dodatki doglebowe obniżające biodostępność rtęci (dokładny opis w rozdziale 4.3.2.3). Przy wysokich stężeniach zanieczyszczenia w podłożu, zastosowanie jednoetapowej ekstrakcji do oceny potencjalnej dostępności lub biodostępności zanieczyszczenia jest niewystarczające (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007), dlatego też zastosowałam ekstrakcję wodnorozpuszczalnych i wymiennych form rtęci, aby ocenić efektywność procesu stabilizacji chemicznej oraz fitostabilizacji [A5]. Glebę zaklasyfikowano jako glinę piaszczystą o obojętnym odczynie i wysokiej zawartości materii organicznej (9%). Około 42% rtęci w glebie związane było z materią organiczną lub wytrącone jako siarczki, poniżej 1% wystąpiło we frakcji rozpuszczalnej w wodzie, 16% we frakcji wymiennej, a 6% we frakcji związanej z kwasami huminowymi i fulwowymi. Pozostała część rtęci (około 35%) związana była z frakcją rezydualną czyli potencjalnie była neutralna dla środowiska. Frakcją, która przyczyniła się najbardziej do biodostępności Hg, była frakcja wymienna, której immobilizacja była głównym celem wdrożenia technologii wspomaganą fitostabilizacji [A5].

Obniżenie zawartości potencjalnie i łatwo dostępnych form metali ciężkich na obszarach o ponadnormatywnych zawartościach może być jedyną sugerowaną opcją ich remediacji. Celem jest zmniejszenie ryzyka wystąpienia negatywnego wpływu zanieczyszczeń na środowisko, poprzez ograniczenie dostępności metali do poziomu niższego niż fitotoksyczny i utworzenie lub odtworzenie pokrywy roślinnej, ograniczającej degradację gleby i dyspersję metali w środowisku (Vangronsveld i Cunningham, 1998; Knox i wsp., 2001). Kluczowymi czynnikami, które należy wziąć pod uwagę, są fizyczne właściwości gleby, specjacja i zawartość metali, zawartość materii organicznej i kwasowość gleby (Mendez i Maier, 2008). Istotne jest również to, że część związków, które można wykorzystać do celów remediacji, istnieją w regionach przemysłowych w postaci odpadów. Zagospodarowanie na

przykład popiołów lotnych po spalaniu węgla i osadów ściekowych może wzbogacić glebę w związki mineralne i jednocześnie zmienić jej strukturę, co jest na niektórych obszarach niezbędne do uzyskania trwałej pokrywy roślinnej. Dotyczy to zwłaszcza obszarów pozbawionych wierzchniej warstwy gleby lub silnie zanieczyszczonych terenów pogórnicznych czy pohutniczych.

W badaniu przydatności dwóch materiałów odpadowych, w postaci popiołów lotnych po spalaniu węgla oraz osadu ściekowego, jako dodatków wspomagających fitostabilizację, na obszarze zanieczyszczonym Pb, Cd i Zn wskutek działania huty cynku i ołowiu, zastosowałam ekstrakcję form metali ciężkich potencjalnie dostępnych. Takie formy metali mogą występować w roztworze glebowym, ale również mogą być potencjalnie do tego roztworu uwolnione pod wpływem zmieniających się warunków w środowisku glebowym takich jak odczyn gleby, przewodność elektryczna, potencjał redox czy mineralizacji materii organicznej z którą metale są związane [A4].

W obydwu pracach badawczych z wykorzystaniem gleb bardzo silnie zanieczyszczonych Hg [A5] oraz Pb, Cd i Zn [A4] koniecznym była szersza ocena zmian w formach metali ciężkich potencjalnie dostępnych, zarówno na początku, w trakcie, jak i po zakończeniu badań. Wzbogacenie tej analizy o ocenę zawartości metali ciężkich w nadziemnych częściach roślin daje jednoznaczną odpowiedź czy zastosowana technologia fitostabilizacji wspomaganiej lub w oparciu tylko o naturalne zdolności roślin do zatrzymywania zanieczyszczeń w strefie korzeniowej, jest prowadzona prawidłowo i może być implementowana na obszary silnie zanieczyszczone metalami ciężkimi [A4, A5].

W przypadku, gdy poziom zanieczyszczeń umożliwia nie tylko wzrost roślin w celu utworzenia pokrywy roślinnej zabezpieczającej przed skutkami zanieczyszczenia, ale daje możliwość ich uprawy na cele gospodarcze, możliwe jest nie tylko zaproponowanie dla takich terenów zmiany sposobu użytkowania, ale również ich oczyszczanie (Meers i wsp., 2010; Werle i wsp., 2017).

Wtedy ocena całkowitej zawartości i form biodostępnych zanieczyszczenia jest w zupełności wystarczająca do wyboru metody: fitoekstrakcji – oczyszczanie gleby wraz z produkcją zanieczyszczonej biomasy możliwej do wykorzystania na cele energetyczne poprzez bezpieczny odzysk energii przy wykorzystaniu technologii zgazowania, czy fitostabilizacji – niska zawartość metali w biomase stwarza możliwość wykorzystania wszystkich procesów konwersji biomasy w celu uzyskania energii (np. spalanie, współspalanie, fermentacja beztlenowa).

Biodostępność metali ciężkich w glebie/gruncie określona na podstawie jednostopniowej ekstrakcji (0,01 M CaCl<sub>2</sub>) była głównym czynnikiem decydującym o implementacji technologii fitoremediacji w badaniach: i) w Polsce na obszarze rolniczym zanieczyszczonym metalami ciężkimi (fitoekstrakcja) [A1, A2, A3, A6, A7, A8, A9, A10, A11] oraz ii) na obszarze depozycji osadów ściekowych w Niemczech (fitostabilizacja) [A6, A11, A9].

Użytek rolny wykorzystany w badaniach znajdował się w Górnośląskim Związku Metropolitalnym, na obrzeżach Bytomia (50°20'43,0 "N18°57'19,6"E), w pobliżu zlikwidowanej huty cynku i ołowiu. Ten

kompleks metalurgiczny działał przez ponad 100 lat i znacząco przyczynił się do zanieczyszczenia miejscowych gleb. W ciągu ostatnich 30 lat obszar na którym testowano technologię fitoekstrakcji wykorzystywany był do uprawy zbóż, zwłaszcza pszenicy. Gleba sklasyfikowana została jako glina pylasta, o odczynie obojętnym oraz umiarkowanej zawartości materii organicznej (do 5%), typowej dla gleb rolniczych Polski. Całkowita zawartość ołowiu i kadmu przekraczała limity dla gleb rolniczych od 4 do 6 razy, podczas gdy całkowita zawartość cynku przekraczała poziom dopuszczalny od 4 do 7 razy (Dz.U. 2016 poz. 1395). Udział biodostępnych form kadmu i cynku był stosunkowo wysoki (odpowiednio około 5% i 2,5% całkowitej zawartości), podczas gdy biodostępność ołowiu była minimalna lub poniżej granicy oznaczalności.

Miejsce badawcze w Niemczech zlokalizowane było w pobliżu Lipska (51°25'23,7 "N 12°21'56,2"E), w miejscu zdeponowania 650 000 ton osadów ściekowych powstałych w wyniku działalności oczyszczalni ścieków komunalnych i przemysłowych w latach 1952-1990. Podłoże sklasyfikowane zostało jako glina piaszczysta, o obojętnym odczynie i wysokiej zawartości materii organicznej (około 33%). Tak wysoka zawartość materii organicznej nie występuje naturalnie w glebach rolniczych, przeciętnie w zależności od zasobności zawartość wynosi od 2 do 5%. Całkowita zawartość Pb, Cd i Zn w glebie była na poziomie stwierdzonym dla użytku rolnego zlokalizowanego w Polsce, zaś biodostępność metali w glebie była bardzo niska, z powodu wysokiego poziomu materii organicznej, z którą mogła związana być znaczna pula metali ciężkich.

Prowadząc badania *in situ* na tych dwóch różnych podłożach potwierdziłam, że głównym czynnikiem wpływającym na pobieranie metali ciężkich przez rośliny jest ich biodostępność [**A1, A2, A3, A6, A7, A8, A9, A10, A11**]. Im większa biodostępność pierwiastka, tym większe pobieranie, nawet jeżeli odczyn gleby był obojętny. Równocześnie potwierdziłam konieczność i przydatność oceny poziomu form zanieczyszczenia w glebie do wyboru technologii fitoremediacji, w przypadku dużej biodostępności zanieczyszczenia – fitoekstrakcji i małej – fitostabilizacji. Wskazałam jednocześnie, że taki wybór może wpłynąć na docelową zmianę użytkowania terenu. Podkreślić należy, że były to badania implementacyjne prowadzone w warunkach polowych na terenach zanieczyszczonych, a więc potwierdzających jednocześnie efektywność tych metod *in situ*.

#### 4.3.2.2 Dobór gatunków roślin do technologii fitoremediacji oraz określenie ich potencjału remediacyjnego

Wybór gatunku rośliny do wdrożenia technologii fitoremediacji na terenie zanieczyszczonym metalami ciężkimi jest kluczowym działaniem wpływającym nie tylko na efektywność procesu remediacji gleby, ale również umożliwia wprowadzenie zmiany użytkowania terenu bez konieczności pozostawienia go jako nieużytku ze względu na jego zanieczyszczenie. Właściwy wybór odpowiedniej

rośliny do odpowiedniego zanieczyszczenia warunkuje szybsze przywrócenie terenu do użytkowania docelowego.

Zadanie roślin w procesie fitoremediacji może być różne, w zależności od tego czy stosujemy fitostabilizację czy fitoekstrakcję.

W fitostabilizacji zwanej również fitosekwestracją chodzi o dobór takich gatunków roślin, które mają naturalną zdolność do tolerancji wysokiej zawartości zanieczyszczeń w podłożu, wytworzenia silnego i gęstego systemu korzeniowego, akumulacji zanieczyszczeń w częściach podziemnych roślin, takich jak korzenie czy kłącza (Kucharski i wsp., 2005). Rozbudowany system korzeniowy umożliwia w przypadku mineralizacji starych korzeni również immobilizację zanieczyszczeń poprzez zwiększanie zawartości materii organicznej w glebie. Ponadto rośliny powinny charakteryzować się niskimi wymaganiami nawozowymi, nawadniania i ochrony, wysoką wydajnością aparatu fotosyntetycznego oraz przystosowaniem do lokalnych warunków klimatycznych. W fitostabilizacji zadaniem rośliny jest unieruchamianie zanieczyszczeń w korzeniach podczas absorpcji i pobierania, adsorpcji na powierzchni korzeni lub też przekształcenia pod wpływem wydzielin korzeniowych w obrębie ryzosfery w związki trudno rozpuszczalne (Geebelen i wsp., 2003; Kucharski i wsp., 2005). Szczególną rolę w tym procesie może również odgrywać mikroflora ryzosferowa tj. bakterie i grzyby, które aktywnie wspomagać mogą immobilizację metali w obrębie korzeni, a tym samym ograniczać ich pobieranie przez rośliny. We wcześniej prowadzonych przeze mnie badaniach oraz projekcie międzynarodowym (Phytodec, 5PR UE) i dwóch grantach naukowych MNiSW dotyczących formowania pokryw roślinnych na terenach silnie zanieczyszczonych, potwierdziłam, że najlepszymi gatunkami roślin do procesu fitostabilizacji są trawy: (i) występujące na terenach z ponadnormatywnymi stężeniami metali np. śmiełek darniowy – *Deschampsia cespitosa* (Kucharski i wsp., 2005), (ii) selekcionowane do immobilizacji zanieczyszczeń w strefie korzeni (kostrzewa trzcinowata – *Festuca arundinacea*, kostrzewa czerwona – *Festuca rubra*).

Z uwagi jednak na konieczność uzupełnienia wiedzy dotyczącej wpływu implementacji tej technologii na całe środowisko istniała potrzeba analizy wpływu na wszystkie komponenty środowiska glebowego oraz rośliny dla uzyskania jednoznacznej oceny efektywności tej technologii.

Takie właśnie podejście zastosowałam w dwóch wdrożeniach *in situ* metody fitostabilizacji wspomaganiej na glebie zanieczyszczonej Pb, Cd i Zn [A4] oraz Hg [A5]. W obydwu badaniach udowodniłam, że najlepszymi gatunkami roślin do stabilizacji zanieczyszczeń w podłożu są trawy odmian gazonowych, komercyjnie dostępne, o małych wymaganiach uprawowych, tworzące w krótkim okresie czasu zwartą pokrywę roślinną oraz gęsty system korzeniowy. Celem tych badań było potwierdzenie, że dobrze dobrane dodatki doglebowe, których zadaniem jest ograniczenie biodostępności metali, nie tylko umożliwiają ograniczenie pobierania metali ciężkich do części nadziemnych roślin oraz uzyskanie dobrego pokrycia roślinnego, ale również możliwe jest

zastosowanie traw komercyjnie dostępnych, nawet jeżeli gatunek rośliny nie był selekcjonowany czy specjalnie wytworzony do takiego wykorzystania.

W demonstracji metody na poletkach doświadczalnych znajdujących się w pobliżu składowiska odpadów z przerobu rudy cynku i ołowiu w Piekarach Śląskich, po stabilizacji dodatkami doglebowymi (dokładny opis w rozdziale 4.3.2.3) wykorzystywałam mieszanekę komercyjnie dostępnych traw, w której 90% stanowiły różne odmiany kostrzewy czerwonej (*Festuca rubra*). Zastosowane dodatki doglebowe na bazie materiałów odpadowych, w postaci osadu ściekowego i popiołu ze spalania węgla, ograniczyły pobieranie metali ciężkich do części nadziemnych traw, przy czym ograniczenie pobierania obejmowało wszystkie ponadnormatywnie występujące w glebie pierwiastki tj. Pb, Cd i Zn. W przypadku Pb uzyskano obniżenie pobierania przez rośliny o 42%, dla Cd o 30%, zaś dla Zn o 35%, w porównaniu z wariantem kontrolnym, gdzie wzrost traw nie był stymulowany obecnością dodatków doglebowych [A4].

W doświadczeniach *in situ* naturalnej i wspomaganej fitostabilizacji na poletkach doświadczalnych zlokalizowanych w pobliżu nieczynnej hali elektrolizy rtęciowej zastosowałam jeden gatunek trawy - wiechlinę łąkową (*Poa pratensis*) odmiana Balin. W glebie stwierdziłam ponad 1000-krotne przekroczenie zawartości rtęci w porównaniu z normami dla terenów przemysłowych, a udział biodostępnej frakcji rtęci wyniósł prawie 30% całkowitej jej zawartości. Gatunek trawy został wybrany w oparciu o kryterium dominacji wśród pozostałych gatunków roślin stwierdzonych na badanym obszarze [A5]. Obserwacje pokroju i wzrostu roślin na poletkach wykazały, że obecność rtęci w glebie nie ogranicza wzrostu pędów i rozwoju trawy, nie stwierdzono również efektów toksycznego oddziaływania tego pierwiastka na części nadziemne roślin (chlorozy, nekrozy). Jednakże wprowadzenie do gleby granulowanej siarki w ilości 0,5% (głębokość 0-25 cm) zwiększyło o 50% biomasa korzeni traw w porównaniu do roślin, które rosły na podłożu bez dodatku. Świadczy to jednoznacznie, że duża dostępność Hg w glebie na poletku kontrolnym hamowała wzrost korzeni trawy. Zawartości Hg w roślinach były bardzo wysokie, przy czym uzyskano większą akumulację w korzeniach niż w częściach nadziemnych. Stosunek zawartości Hg w korzeniach do pędów wyniósł 5,7, po dodatku siarki, co potwierdza, że roślina ta jest odpowiednia do wykorzystania w procesie fitostabilizacji rtęci, gdyż pobiera ten pierwiastek głównie do korzeni nie transportując go do części nadziemnych. Tendencję tę obserwowano niezależnie czy fitostabilizacja następowała po indukcji czy też w oparciu o naturalne zdolności rośliny do kumulacji metalu w korzeniach, gdzie współczynnik wynosił 3,8. Mimo, iż wiechlina łąkowa należy do roślin prowadzących fotosyntezę typu C3, które mają możliwość nawet 5-krotnie większej absorpcji rtęci z powietrza w porównaniu z roślinami przeprowadzającymi fotosyntezę typu C4 (Patra i Sharma, 2000), to w badaniach przeze mnie prowadzonych większa pula rtęci była wyekstrahowana z korzeni ze skażonej gleby, a jedynie nieistotna ilość mogła zostać wyekstrahowana przez pędy z otaczającego powietrza. Wprowadzenie



siarki do zanieczyszczonej gleby ograniczyło zawartości Hg w pędach trawy o około 50%, a w korzeniach o około 30% (dokładny opis w rozdziale 4.3.2.3). Współczynnik korelacji zawartości Hg w korzeniach i pędach był istotny i dodatni, niezależnie od wprowadzenia siarki, jednak w obecności siarki w glebie zaobserwowano niższą wartość  $r$  ( $r = 0,99$  i  $r = 0,85$  odpowiednio,  $p < 0,05$ ) [A5].

Uzyskane wyniki badań technologii fitostabilizacji oraz wspomaganiej fitostabilizacji [A4, A5] jednoznacznie wskazują, że odmiany gazonowe traw mogą być wykorzystane jako rośliny umożliwiające bezpieczne wdrożenie tej metody *in situ*. Opracowane podejście może być uznane jako łatwe narzędzie do remediacji na terenach silnie zanieczyszczonych przez Hg, Pb, Cd i Zn.

W fitoekstrakcji naturalnej bądź fitoekstrakcji indukowanej z zastosowaniem dodatków zwiększających biodostępność i transport zanieczyszczeń wykorzystuje się takie gatunki roślin, które wykazują zdolność pobierania ponadnormatywnych ich ilości do korzeni oraz efektywny transport do części nadziemnych, dzięki czemu następuje proces oczyszczania gleby, a wytworzona biomasa jest zanieczyszczona (Sas-Nowosielska i wsp., 2004; Kovacs i Szemmelveisz, 2017). Gatunki te muszą być jednocześnie odporne na wysokie zawartości metali ciężkich co umożliwia ich prawidłowy wzrost i rozwój. Dla roślin wykorzystywanych w technologii ekstrakcji zanieczyszczeń konieczna jest również produkcja znacznej ilości biomasy z jednostki powierzchni, małe wymagania względem nawożenia, co umożliwia wykorzystanie gruntów odłogowanych oraz mało zasobnych, odporność na choroby i szkodniki oraz pokrój pozwalający na wykorzystanie maszyn rolniczych do zbioru (Sas-Nowosielska i wsp., 2008 a, b).

Na pobieranie metali ciężkich przez rośliny największy wpływ mają: stężenie i forma w jakiej metale występują w roztworze glebowym, proces przemieszczania się metali z gleby na powierzchnię korzeni, ich transport do wnętrza korzeni oraz przemieszczanie się z korzeni do pędów. Warunkiem więc koniecznym do zaistnienia efektywnego pobierania zanieczyszczeń przez rośliny jest ich obecność w formie rozpuszczonej w roztworze glebowym.

Fitoekstrakcja może być oparta o naturalne zdolności roślin do pobierania ponadnormatywnych ilości zanieczyszczeń bez widocznych efektów toksyczności, wtedy mówimy o fitoekstrakcji naturalnej, a gatunki określamy jako hyperakumulatory. Rośliny te jednak odznaczają się niewielkimi rozmiarami, przez co nie ma możliwości ich efektywnego zbioru, a co za tym idzie ich wykorzystanie w implementacji technologii jest ograniczone (Freitas i wsp., 2004). Dlatego też uwaga naukowców zajmujących się oczyszczaniem gleb z wykorzystaniem fitoekstrakcji skierowana jest głównie na powszechnie uprawiane rośliny jednoroczne, jak: słonecznik (*Helianthus annuus*) (Nehnevajova i wsp., 2005), kukurydza (*Zea mays*) (Li i wsp., 2005), gorczyca biała (*Synapis alba*) (Evangelou i wsp., 2007) i sarepska (*Brassica juncea*) (Ebbs i Kochian, 1998) oraz inne roślin z rodziny *Brassicaceae* np. rzepak (*Brassica napus*), rzepik (*Brassica campestris*) o potwierdzonej zdolności do pobierania metali ciężkich (Purakayastha i wsp., 2008). Fitoekstrakcja daje możliwość oczyszczania gleb

umiarkowanie zanieczyszczonych związkami nieorganicznymi, czyli głównie użytków rolnych poddanych w przeszłości antropopresji. Ze względu jednak na duże koszty wytworzenia takiej jednorocznej biomasy, związane nie tylko z koniecznością corocznego przygotowania gleby pod siew tj. orka i bronowanie, zasilenie nawozami mineralnymi czy organicznymi oraz zabiegów umożliwiających utrzymanie upraw w dobrej kondycji poprzez opryski pestycydami i herbicydami, możliwe jest zastąpienie ich roślinami wieloletnimi, które produkują dużą ilość biomasy, a jednocześnie posiadają naturalne zdolności do pobierania metali z gleby. Prowadzone przeze mnie badania nad roślinami energetycznymi możliwymi do wykorzystania w procesie fitoremediacji rozpoczęłam w 2007 roku od eksperymentu poletkowego z miskantem olbrzymim (*Miscanthus x giganteus*) na obszarze rolniczym będącym w zasięgu oddziaływania hutnictwa metali nieżelaznych. Celem tych badań było określenie przydatności tej rośliny do oczyszczania obszarów rolniczych z ponadnormatywnych zawartości Pb, Cd i Zn.

Miskant olbrzymi (*Miscanthus x giganteus*) należy do grupy roślin energetycznych drugiej generacji, o niewielkich wymaganiach nawozowych i uprawowych, jego biomasa ma wyższą wartość kaloryczną w porównaniu z innymi gatunkami wykorzystywanymi na cele energetyczne (Clifton-Brown i wsp., 2002). Ponadto miskant redukuje emisję gazów cieplarnianych w porównaniu z jednorocznymi gatunkami roślin energetycznych pierwszej generacji (np. kukurydza – *Zea mays*) (Zimmermann i wsp., 2014). *M. x giganteus*, wieloletnia trawa przeprowadzająca fotosyntezę typu C<sub>4</sub>, jest triploidalną, sterylną hybrydą diploidalnego miskanta chińskiego (*Miscanthus sinensis*) oraz tetraploidalnego miskanta cukrowego (*Miscanthus sacchariflorus*) pochodzących z Azji. Oprócz fotosyntezy C<sub>4</sub> i wysokiej produkcji biomasy, *M. x giganteus* charakteryzuje się efektywnym wykorzystaniem wody podczas wzrostu oraz wysoką kalorycznością biomasy (18,5 MJ kg<sup>-1</sup>) (Tang i wsp., 2015), dwukrotnie wyższą niż u wierzby (*Salix sp.*). Uprawa *M. x giganteus*, szczególnie w Europie i Ameryce Północnej, w klimacie umiarkowanym, związana jednak jest ze stosunkowo wysokimi kosztami założenia plantacji oraz małą odpornością roślin na przemarzanie, zwłaszcza podczas pierwszej zimy po założeniu plantacji (Clifton-Brown i wsp., 2017). Mimo tych ograniczeń, roślina ta produkując nawet do 25-30 ton s.m. w roku jest bardzo dobrym materiałem do nasadzeń na terenach zanieczyszczonych, aby w trakcie wzrostu pobierać z roztworu glebowego metale i przyczyniać się do oczyszczania gleby. Potwierdziłam w szeregu publikacji [A1, A2, A3, A6, A7, A10, A11], że miskant olbrzymi może być wykorzystany do fitoekstrakcji metali ciężkich, zwłaszcza Cd i Zn, z gleb zanieczyszczonych, przy czym ilości pobranych metali do części nadziemnych zależą przede wszystkim od biodostępności w roztworze glebowym [A1, A3, A6, A7, A10, A11]. Zawartości metali ciężkich stwierdzone w biomase miskanta uprawianego na glebie rolniczej zanieczyszczonej Pb, Cd i Zn wahają się w zakresie: i) dla Pb od 74 mg kg<sup>-1</sup> s.m. [A7, A10, A11] do 175 mg kg<sup>-1</sup> s.m. [A1, A2, A3], ii) dla Cd od 2 mg kg<sup>-1</sup> [A7, A10] do 5 mg kg<sup>-1</sup> [A1, A2, A3, A11], iii) dla Zn od 250 mg kg<sup>-1</sup> s.m. [A7, A11] do

650 mg kg<sup>-1</sup> s.m. [A1, A2, A3, A6], i jest uzależniona nie tylko od terminu zbioru, ale również wieku rośliny. W przypadku roślin po pierwszym sezonie wegetacyjnym zawartości wszystkich metali w porównaniu do roślin po drugim i trzecim sezonie wegetacyjnym były na wyższym poziomie, niezależnie od terminu zbioru, przy czym najwyższe zawartości uzyskano w zbiorze zimowym [A6]. W przypadku Pb były to zawartości 4-krotnie wyższe w porównaniu ze zbiorem jesiennym [A6]. Jednocześnie badania prowadzone na odwodnionych osadach ściekowych w międzynarodowym projekcie Phyto2Energy potwierdziły, że miskant jest w stanie pobrać tylko tyle metalu ile znajduje się w roztworze glebowym, co przy niskiej biodostępności spowodowanej prawie 30% zawartością materii organicznej w podłożu, wpływa bezpośrednio na jego zawartość w biomacie. Stwierdzone zawartości metali wynosiły: i) dla Pb i roślin po pierwszym sezonie wegetacyjnym nie stwierdzono różnic pomiędzy zbiorem jesiennym i zimowym (3-3,5 mg kg<sup>-1</sup>) [A6], zaś dla roślin po trzecim sezonie wegetacyjnym 0,2 i 2 mg kg<sup>-1</sup> odpowiednio dla zbioru jesiennego i zimowego [A11], ii) dla Cd i roślin po pierwszym roku wzrostu brak różnic między terminem zbioru a zawartość wyniosła ok. 1 mg kg<sup>-1</sup> [A6], zaś u roślin w pełni rozwiniętych, po 3 roku wzrostu, od 0,3 (zbiór zimowy) do 1 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) [A11], iii) dla Zn w roślinach po pierwszym roku wzrostu brak różnic pomiędzy terminem zbioru ok. 250 mg kg<sup>-1</sup> [A6], zaś w roślinach w pełni rozwiniętych od 170 mg kg<sup>-1</sup> w zbiorze jesiennym do 230 mg kg<sup>-1</sup> w zbiorze zimowym [A11]. W przypadku roślin miskanta po pierwszym sezonie wegetacyjnym pobór metali niezależnie od charakteru pierwiastka i poziomu zanieczyszczenia gleby był największy, co tłumaczyć można nie tylko wpływem samej aklimatyzacji roślin do wzrostu na terenie zanieczyszczonym, ale również większą dostępnością pierwiastków śladowych w roztworze glebowym [A6].

Tak wysoka zawartość metali w biomacie miskanta, stwierdzona w pierwszych latach badań nad przydatnością tego gatunku do fitoremediacji, skłoniła mnie do postawienia tezy o możliwości wtórnego zanieczyszczenia gleby, związanego z procesem opadania liści. Oceniałam, że ok. 75% liści może opadać na powierzchnię gleby od jesieni do zimy, która jest typowym terminem zbioru roślin, ze względu na małą zawartość wody w pędach. Ich potencjalna mineralizacja na powierzchni gleby z jednej strony może wzbogacać glebową materię organiczną, ale jednocześnie uwalniać metale do gleby [A2, A3]. Wtedy też zasugerowałam po raz pierwszy, że biomasa, ze względu na stopień zanieczyszczenia powinna być traktowana jako odpad niebezpieczny, a odzysk energii winien być prowadzony w warunkach dających możliwość kontroli zanieczyszczeń. Były to pierwsze publikacje w kraju podnoszące ten ważny aspekt środowiskowy dotyczący wprowadzania roślin energetycznych na tereny zanieczyszczone metalami ciężkimi w celu ich oczyszczenia.

Kolejne lata moich badań nad łączeniem uprawy miskanta z oczyszczaniem gleby dostarczyły informacji, że teza o wtórnym zanieczyszczeniu środowiska glebowego jest tylko po części słuszna. Badaniem, gdzie termin zbioru (zbiór jesienny; zbiór zimowy) był czynnikiem wziętym pod uwagę

w analizie metali w biomase, potwierdziłam że biomasa zbierana w okresie zimowym czyli biomasa zawierająca małe ilości wody, w przypadku miskanta to głównie łodygi, zawiera większe ilości metali ciężkich w porównaniu z biomasą zbieraną w okresie jesiennym, która jest zielona [A7, A11]. Zjawisko to jest związane z relokacją w roślinie, podczas jej starzenia, makroskładników i częściowo metali z części nadziemnych do organów przetrwalnych (w przypadku miskanta to kłocza), a tym samym częściowe zatrzymywanie i zagęszczenie metali w łodygach roślin transportowanych z liści. W związku z tym, zbiór zimowy biomasy miskanta, powinien być rekomendowany ze względu nie tylko na niską zawartość wody i bezpośrednią możliwość przygotowania brykietów lub pelletów z takiej biomasy, ale także z punktu widzenia oczyszczania gleby, gdyż biomasa zawiera więcej zanieczyszczeń w przeliczeniu na kilogram suchej masy.

Decydującym parametrem wpływającym na potencjał remediacyjny wszystkich gatunków roślin jest produkcja biomasy z jednostki powierzchni (Khan i wsp., 2000). Badaniami prowadzonymi na terenie rolniczym, gdzie dostępność składników pokarmowych dla roślin była typowa dla gleb uprawnych potwierdziłam, że miskant mimo znacznego zanieczyszczenia tych gleb metalami ciężkimi, nie wykazuje podczas wzrostu objawów toksyczności [A7] i jest w stanie wyprodukować biomasę w ilości 10 ton z ha po 2 roku uprawy [A10] zaś w trzecim roku biomasa może dochodzić nawet do 20 ton [A11]. Wartość ta może zmieniać się w kolejnych latach uprawy (obserwacje własne, dane niepublikowane). W przypadku zaś uprawy miskanta na terenie przemysłowym, z wysoką zawartością materii organicznej, uzyskana biomasa była 2-krotnie niższa z uwagi na mniejszą dostępność wody oraz makroskładników [A11].

Wysoka produkcja biomasy jest zależna od wydajności aparatu fotosyntetycznego i transpiracji, na co wpływ ma wiele czynników środowiskowych (Suzuki i wsp., 2014). Badaniami parametrów fizjologicznych takich jak: wymiana gazowa, fluorescencja i zawartość chlorofilu oraz zawartość metali w liściach roślin, potwierdziłam, że uprawa miskanta na glebie rolniczej średnio zanieczyszczonej metalami ciężkimi nie wpływa negatywnie na efektywność fotosyntezy oraz ogólnej zawartości barwników fotosyntetycznych [A7]. Jest to związane z zawartościami metali ciężkich w liściach nie przekraczającymi progu toksyczności dla roślin. Jednocześnie dowiodłam, że różne typy nawożenia, zarówno mineralne jak i w postaci szczepionki mikrobiologicznej, wpływają na zwiększenie efektywności parametrów fotosyntezy, transpiracji oraz współczynnik wykorzystania wody [A7].

Całkowita ekstrakcja metalu z jednostki powierzchni w uprawie miskanta na zanieczyszczonej glebie rolniczej może osiągać poziom dla: Pb od 0,32 do 4,8  $\text{kg}^{-1}\text{ha}^{-1}\text{rok}$ ; Cd od 0,05 do 0,258  $\text{kg}^{-1}\text{ha}^{-1}\text{rok}$  oraz Zn od 3,5 do 13  $\text{kg}^{-1}\text{ha}^{-1}\text{rok}$  [A3, A11]. Na podłożu z 30% zawartością materii organicznej i porównywalną całkowitą zawartością metali, a małą ich biodostępnością, ekstrakcja jest o 66% mniejsza w porównaniu z glebą rolniczą, co bezpośrednio potwierdza, że biodostępność zanieczyszczeń jest wiodącym czynnikiem w pobieraniu ich przez roślinę (opisane w rozdziale 4.3.2.1).

W przygotowanym na potrzeby projektu Phyto2Energy przewodniku dotyczącym możliwości wykorzystania roślin energetycznych w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi (II.E.7) przypisałam tej roślinie naturalne zdolności do efektywnej fitoekstrakcji Cd i Zn oraz umiarkowany potencjał do fitostabilizacji Pb.

Kolejnym gatunkiem traw, który przebadalam i określiłam przydatność dla procesu remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi była spartina preriowa (*Spartina pectinata*) [A6, A10, A11]. Jest to roślina wieloletnia, która podobnie jak miskant olbrzymi należy do grupy roślin energetycznych drugiej generacji, przeprowadzającą fotosyntezę typu C4. Roślina ta naturalnie występuje w Ameryce Północnej, a jej stanowiska potwierdzono zarówno w Kanadzie, Stanach Zjednoczonych jak i Meksyku (Zhang i wsp., 2015). Biomasa produkowana przez spartinę zależna jest od strefy klimatycznej oraz zasobności gleby, a jej plon może wahać się od 5 – 9 ton s.m. ha<sup>-1</sup>rok<sup>-1</sup> w USA do 14 ton s.m. ha<sup>-1</sup>rok<sup>-1</sup> w Europie (Polska, Niemcy, Wielka Brytania) (Helios i wsp., 2014; Friesen i wsp., 2015). Stwierdzone zawartości metali w biomasie tej rośliny, uprawianej na glebie rolniczej zanieczyszczonej metalami, wahają się w zależności od wieku rośliny oraz terminu zbioru. Dla Pb zakres stwierdzonych zawartości w biomasie wahał się w pierwszym roku uprawy od 30 mg kg<sup>-1</sup> s.m. (zbiór jesienny) [A6] do 140 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy), zaś w trzecim roku uprawy nie stwierdzono różnic w zawartościach pomiędzy zbiorami (15-20 mg kg<sup>-1</sup>) [A11]. Zawartość Cd w biomasie spartiny wyniosła w pierwszym roku uprawy od 0,4 mg kg<sup>-1</sup> w zbiorze jesiennym [A6] do 1,1 mg kg<sup>-1</sup> w zbiorze zimowym, zaś w trzecim roku uprawy od 0,03 do 0,25 mg kg<sup>-1</sup> odpowiednio dla zbioru jesiennego i zimowego [A11]. W przypadku Zn zawartości stwierdzone w biomasie były najwyższe i stanowiły odpowiednio w pierwszym roku od 180 mg kg<sup>-1</sup> dla zbioru jesiennego [A6] do 350 mg kg<sup>-1</sup> dla zbioru zimowego, zaś rośliny 3-letnie pobrały porównywalne ilości cynku (100-110 mg kg<sup>-1</sup>) niezależnie od terminu zbioru [A11].

Badania prowadzone na podłożu z 30% udziałem materii organicznej w Lipsku dowiodły, że spartina jest w stanie pobrać, mimo małej biodostępności w podłożu, większe ilości Cd i Zn niż z zanieczyszczonej gleby rolniczej, co bezpośrednio wskazuje na naturalne zdolności tej rośliny do pobierania ponadnormatywnych stężeń tych metali [A6, A11]. Trend ten zaobserwowałam głównie dla biomasy zebranej po 3 roku prowadzenia upraw czyli na roślinach zaaklimatyzowanych do wzrostu na glebie zanieczyszczonej. Zakłada się, że plantacja uzyskuje pełną dojrzałość po 3-4 roku od jej założenia. Stwierdzone zawartości metali wynosiły dla: i) roślin analizowanych po 1 roku wzrostu: Pb od 4 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) do 7 mg kg<sup>-1</sup>(zbiór zimowy), dla Cd od 0,4 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) do 0,8 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy) i Zn od 280 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) do 680 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy) oraz ii) roślin analizowanych po 3 roku wzrostu: Pb od 0,3 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) do 3 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy), dla Cd od 0,1 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) do 0,5 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy) i Zn ok. 280 mg kg<sup>-1</sup> niezależnie od terminu zbioru [A6, A11]. Jednoznacznie badaniami polowymi ze spartiną preriową

potwierdziłam, że zawartości metali ciężkich w biomase zależą od terminu zbioru, wieku plantacji oraz dostępności metali ciężkich w roztworze glebowym [A6, A10, A11]. Podobnie jak u miskanta, spartina preriowa relokuje makroskładniki w trakcie jesienno-zimowego starzenia (Sarath i wsp., 2014). Ołów jako najmniej mobilny metal może zostać na stałe wbudowany w ścianę komórkową, jednakże zjawisko częściowego transportu z liści do łodygi Cd i Zn jako metali bardziej mobilnych wpływa bezpośrednio na zawartości stwierdzone w zbiorach zimowych, niezależnie od wieku rośliny, które są wyższe w porównaniu ze zbiorem jesiennym, nawet kilkukrotnie [A6, A10, A11]. Ponadto podobnie jak w przypadku miskanta, roślina ta pobiera najwięcej metali ciężkich w pierwszym roku wzrostu, co stwarza konieczność bezpiecznego zagospodarowania plonu ze względu na poziom zanieczyszczenia, nawet jeżeli zbiór biomasy jest ze względów ekonomicznych nieopłacalny [A10].

Produkcja biomasy z jednostki powierzchni na glebie rolniczej jest porównywalna z miskantem olbrzymim i może dochodzić po 3 roku wzrostu od 18 ton s.m. ha<sup>-1</sup>rok<sup>-1</sup> w przypadku braku nawożenia mineralnego do 22 ton ha<sup>-1</sup>rok<sup>-1</sup> przy mineralnym nawożeniu gleby [A11]. W związku z tym efektywność fitoekstrakcji zanieczyszczeń, będąca iloczynem produkcji biomasy z jednostki powierzchni oraz zawartości metalu, na glebie rolniczej może osiągać dla Pb ok. 1 kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>rok; Cd 0,005 kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>rok oraz Zn 1,8 kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>rok [A6, A10, A11]. Na podłożu z 30% zawartością materii organicznej i porównywalną zawartością całkowitą metali, ale małą biodostępnością (zwłaszcza Cd i Zn), ekstrakcja jest na porównywalnym poziomie w przypadku Cd, podczas gdy o 30% mniejsza dla Zn. Świadczy to o specyficznych naturalnych zdolnościach tej rośliny do pobierania Cd i Zn niezależnie do biodostępności. Na podstawie 4-letnich badań nad możliwością wykorzystania spartiny preriowej w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi potwierdziłam, że ten gatunek trawy energetycznej posiada duży potencjał ekstrakcji Pb i umiarkowany (średni) Zn oraz umiarkowany (średni) potencjał fitostabilizacji Cd, w stosunku do innych testowanych roślin energetycznych.

Spośród traw w doświadczeniach *in situ* przebadłam również proso różgowate (*Panicum virgatum*) oraz oceniłam jego przydatność w remediacji terenów o ponadnormatywnych stężeniach zanieczyszczeń nieorganicznych [A6, A8, A11]. *Panicum virgatum*, podobnie jak dwa wcześniej opisane gatunki należy do rodziny *Poaceae*. Proso różgowate podobnie jak miskant i spartina, to wieloletnia trawa przeprowadzająca fotosyntezę typu C4, może być uprawiana zarówno na cele energetyczne, jak i paszowe. Pochodzi z prairii Ameryki Północnej, gdzie jest gatunkiem dominującym, bardzo odpornym na suszę (Parrish i Fike, 2007). Cechy naturalne predestynują proso jako potencjalną roślinę do remediacji gleb zanieczyszczonych, ze względu na dużą odporność na niekorzystne warunki środowiskowe, co tylko może wspomóc jej przeżywalność i aklimatyzację na terenach zanieczyszczonych (Chen i wsp., 2012). Pełne plonowanie proso osiąga po 3 latach wzrostu, a wydajność biomasy o wartości energetycznej 15 – 17 MJ kg<sup>-1</sup> szacuje się na 7 – 9 ton s.m. ha<sup>-1</sup>rok<sup>-1</sup> (Sokhansanj i wsp., 2009). Zawartości metali ciężkich stwierdzone w biomasie prosa uprawianego na

glebie rolniczej zanieczyszczonej metalami ciężkimi uzależnione są od wieku rośliny i terminu zbioru czyli od tych samych czynników jakie stwierdzono dla wcześniej opisanych traw energetycznych. Zawartość ołowiu w biomacie z pierwszego roku uprawy prosa osiąga od 250 mg kg<sup>-1</sup> s.m. (zbiór jesienny) [A6] do 700 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy), w drugim roku od 50 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) [A8] do 150 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy), zaś w trzecim roku od 20 do 60 mg kg<sup>-1</sup> odpowiednio dla zbioru jesiennego i zimowego [A11]. W przypadku Cd w pierwszym roku uprawy w biomacie oznaczono od 2,1 mg kg<sup>-1</sup> w zbiorze jesiennym [A6] do 5,5 mg kg<sup>-1</sup> w zbiorze zimowym, w drugim roku od 1 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) [A8] do 2 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy), zaś w trzecim roku od 0,2 do 1 mg kg<sup>-1</sup> odpowiednio dla zbioru jesiennego i zimowego [A11]. W przypadku Zn stężenia uzyskane w biomacie były najwyższe i stanowiły odpowiednio w pierwszym roku od 500 mg kg<sup>-1</sup> dla zbioru jesiennego [A6] do 700 mg kg<sup>-1</sup> dla zbioru zimowego, dla roślin 2-letnich odpowiednio 400 i 300 mg kg<sup>-1</sup>, zaś rośliny 3-letnie pobrały od 300 do 200 mg kg<sup>-1</sup> odpowiednio w zbiorze jesiennym i zimowym [A11]. Wyniki badań jednoznacznie wskazały, że biomasa roślin 1-rocznych (tak jak u wcześniej opisanych roślin) zawiera najwięcej metali, co bezsprzecznie stwarza konieczność nie tylko jej zbioru pomimo małej biomasy (1 t ha<sup>-1</sup>), ale i bezpiecznej utylizacji. Jednocześnie badania prowadzone na odwodnionych osadach ściekowych potwierdziły, że proso jest w stanie pobrać taką ilość metalu, zależną od jego zawartości w roztworze glebowym, co przy niskiej biodostępności spowodowanej prawie 30% zawartością materii organicznej w podłożu, wpływa bezpośrednio na niskie zawartości metali w biomacie. Stwierdzone zawartości metali wynosiły dla roślin 3-letnich: i) dla Pb 0,1 i 3 mg kg<sup>-1</sup> odpowiednio dla zbioru jesiennego i zimowego, ii) dla Cd od 0,3 (zbiór zimowy) do 0,5 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny), iii) dla Zn ok. 450 mg kg<sup>-1</sup> i nie stwierdzono różnic pomiędzy terminami zbioru biomasy [A11].

Ilość biomasy wyprodukowanej z jednostki powierzchni dla 3-letniego prosa była najniższa spośród wszystkich badanych gatunków roślin energetycznych i wyniosła od 5 – 6 ton ha<sup>-1</sup>rok<sup>-1</sup> niezależnie czy uprawę prowadzono na glebie rolniczej zanieczyszczonej metalami ciężkimi czy podłożu powstałym z odwodnionych osadów ściekowych [A11].

W związku z niskim plonem tej rośliny, poziom ekstrakcji metali z jednostki powierzchni po 3-roku uprawy prosa na podłożu zanieczyszczonym metalami ciężkimi osiągnął następujące wartości: Pb od 0,3 kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>rok na glebie rolniczej do 0,01 kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>rok na odwodnionych osadach ściekowych, Cd 0,005 kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>rok niezależnie od rodzaju podłoża oraz Zn od 1 kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>rok na glebie rolniczej do 2 kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>rok na odwodnionym osadzie ściekowym [A11]. Roślinie tej można zatem przypisać duży potencjał fitostabilizacyjny dla Cd oraz umiarkowany (średni) dla Pb i Zn w stosunku do pozostałych badanych roślin energetycznych. Zaznaczyć należy, że ten wniosek sformułowałam nie w oparciu o badania w warunkach kontrolowanych, ale na pełnej implementacji metody w skali polowej.

Badaniami nad uprawą prosa na terenie zanieczyszczonym metalami ciężkimi dowiodłam, że pobieranie metali ciężkich w organach roślin zależy nie tylko od czynników szeroko opisanych

wcześniej, tj. biodostępności w glebie (czynnik glebowy) czy naturalnych zdolności roślin do akumulacji metali (czynnik roślinny) i ich wzrostu, które można poprawić poprzez zastosowanie różnych dodatków np. nawożenia (czynnik dodatków doglebowych), ale również specyficznym dla każdej rośliny [A8].

Rośliną dwuliścienną o stale wzrastającym areale upraw w Polsce, jaką przetestowałam w kierunku wykorzystania w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi, był ślazowiec pensylwański (*Sida hermaphrodita*) [A6, A9, A11]. Ślazowiec pensylwański pochodzi z południowo-wschodniej części Ameryki Północnej, należy do rodziny malwowatych zwanej również ślazowate (*Malvaceae*), charakteryzuje się głębokim systemem korzeniowym, szybkim wzrostem i wysoką wydajnością produkcji biomasy, od 12 do 20 ton s.m. ha<sup>-1</sup>rok<sup>-1</sup> po 3 roku od nasadzeń (Borkowska i Molas, 2012; Antonkiewicz i wsp., 2016). Badaniami prowadzonymi na glebie rolniczej oraz odwodnionych osadach ściekowych potwierdziłam, że ilości pobrane przez rośliny zależą przede wszystkim od: biodostępności metalu, charakteru podłoża, wieku rośliny i terminu zbioru [A6, A9, A11]. Na glebie rolniczej w biomacie ślazowca w pierwszym roku uprawy uzyskano najniższe spośród badanych roślin energetycznych zawartości Pb, ok. 3 mg kg<sup>-1</sup>, niezależnie od terminu zbioru [A6, A9]. Dla roślin po trzecim sezonie wegetacyjnym zawartość Pb osiągnęła jeszcze niższy poziom ok. 1 mg kg<sup>-1</sup> niż stwierdzony u roślin po pierwszym roku uprawy, przy jednoczesnym braku różnic pomiędzy terminami zbioru [A11]. Zawartość Cd w biomacie ślazowca była dwukrotnie wyższa w zbiorze zimowym (12 mg kg<sup>-1</sup>) [A9] w porównaniu ze zbiorem jesiennym dla roślin po pierwszym roku uprawy [A11], zaś dla roślin po trzecim roku uprawy wyniosła 0,7 oraz 2,5 mg kg<sup>-1</sup> odpowiednio dla zbioru jesiennego i zimowego [A11]. W przypadku Zn zawartości uzyskane w biomacie ślazowca były najwyższe spośród wszystkich badanych gatunków roślin energetycznych i stanowiły odpowiednio w pierwszym roku od 1 500 mg kg<sup>-1</sup> dla zbioru jesiennego [A6] do 2 000 mg kg<sup>-1</sup> dla zbioru zimowego [A9], zaś w trzecim roku uprawy zawartości były 10-krotnie mniejsze przy braku różnic między terminami zbioru [A11].

W badaniach prowadzonych na odwodnionych osadach ściekowych potwierdziłam, że pobór metali u rośliny dwuliściennej uzależniony jest, tak jak w przypadku pozostałych badanych jednoliściennych roślin energetycznych, od biodostępności zanieczyszczenia w podłożu, ale również jej naturalnych cech do specyficznego pobierania ponadnormatywnych ilości, co w przypadku ślazowca dotyczy cynku. Stwierdzone zawartości metali wynosiły dla: i) roślin po pierwszym roku uprawy: Pb 3,8 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) [A6] oraz 2,6 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy) [A9], dla Cd 1,58 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) [A6] oraz 1 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy) [A9] i Zn 116 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) [A6] zaś 91 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy) [A9] oraz ii) roślin po 3 roku uprawy: Pb 0,11 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór jesienny) oraz 1,24 mg kg<sup>-1</sup> (zbiór zimowy), dla Cd ok. 0,6 mg kg<sup>-1</sup> i Zn 3 mg kg<sup>-1</sup> niezależnie od terminu zbioru [A11].

Badaniami prowadzonymi na terenie rolniczym z typową dla gleb uprawnych Polski dostępnością makroskładników potwierdziłam, że ślazowiec pensylwański mimo znacznych przekroczeń



dopuszczalnych zawartości metali ciężkich, nie reaguje negatywnie jakością (wartość kaloryczna) oraz ilością produkowanej biomasy na ponadnormatywne zawartości metali ciężkich w glebie [A9, A11]. Ślázowiec jest w stanie wyprodukować biomasę po 3 roku uprawy w ilości od 7 do 15 ton s.m. ha<sup>-1</sup>rok<sup>1</sup> w zależności od zastosowanego nawożenia, odpowiednio bez nawożenia i z mineralnym nawożeniem gleby [A11]. Produkcja biomasy z hektara jest mniejsza niż miskanta i spartiny, zaś większa niż prosa. Wartość ta pozostaje stała w kolejnych latach uprawy (obserwacje własne, dane niepublikowane).

W przypadku zaś uprawy ślázowca na terenie przemysłowym o wysokiej zawartości materii organicznej, uzyskana biomasa była o 30% niższa, z uwagi na mniejszą dostępność wody oraz strukturę podłoża [A11]. Obliczony potencjał remediacyjny ślázowca wyrażony w iloczynie plonu (kg ha<sup>-1</sup>) oraz zawartości metali (mg kg<sup>-1</sup>) dla gleby rolniczej to: Pb ekstrakcja na bardzo niskim poziomie, Cd 0,013 kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>rok, Zn 2 kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>rok niezależnie od wieku rośliny [A6, A9, A11]. Na podłożu z 30% zawartością materii organicznej i porównywalną zawartością całkowitą metali, zaś małą ich biodostępnością (zwłaszcza Cd i Zn), w porównaniu z glebą rolniczą, ekstrakcja jest na porównywalnym poziomie w przypadku Cd, a o połowę mniejsza dla Zn. Świadczy to o specyficznych naturalnych zdolnościach tej rośliny do pobierania Cd i Zn niezależnie od ich biodostępności w podłożu.

Obliczony współczynnik biokoncentracji dla ślázowca pensylwańskiego, wyrażony ilorazem zawartości metalu w części nadziemnej rośliny (mg kg<sup>-1</sup>) oraz całkowitej zawartości metalu w glebie (mg kg<sup>-1</sup>) wynosi dla Cd i Zn i gleby rolniczej odpowiednio: 0,55 oraz 0,86, zaś dla Cd i Zn i podłoża z odwodnionych osadów ściekowych odpowiednio: 0,04 oraz 0,02 [A9]. W przyjętej skali gdzie współczynnik wynosi: < 0,1 – to niska bioakumulacja; 0,1-1,0 - umiarkowana (średnia) bioakumulacja zaś > 1,0 – wysoka bioakumulacja, uzyskane wyniki świadczą o umiarkowanej (średniej) bioakumulacji zarówno w przypadku Cd, jak i Zn [A9]. Na podstawie 4-letnich badań nad możliwością wykorzystania ślázowca pensylwańskiego w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi potwierdziłam, że roślina ta posiada umiarkowany potencjał ekstrakcji Cd oraz duży potencjał do fitostabilizacji Pb i umiarkowany do fitostabilizacji Zn.

Podsumowując przydatność roślin energetycznych do wykorzystania w remediacji terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi dowiodłam, że trzema czynnikami lub ich kombinacjami, odpowiedzialnymi za akumulację metali przez rośliny energetyczne a tym samym ich przydatność do fitoekstrakcji lub fitostabilizacji są: 1) „miejsce” - zawartość metali ciężkich w podłożu zwłaszcza ich biodostępność; 2) „gatunek rośliny”- naturalna zdolność roślin do pobierania metali i 3) „dodatek doglebowy” w celu zwiększenia produkcji biomasy [A11]. Istotność czynnika i/lub ich kombinacji wpływających na pobór metali ciężkich do części nadziemnych roślin energetycznych przedstawiłam w Tabeli 1 [A11].

**Tabela 1.** Istotność czynnika i/lub kombinacji czynników wpływających na pobieranie metali ciężkich do części nadziemnych roślin energetycznych

	Miejsce	Gatunek	Dodatek	Miejsce	Miejsce	Gatunek	Miejsce
		rośliny	doglebowy	x	x	rośliny	x
				Gatunek	Dodatek	x	Gatunek
				rośliny	doglebowy	Dodatek	rośliny
						doglebowy	x
							Dodatek
							doglebowy
Pb	0.0000*	0.0000*	0.3047	0.0000*	0.9156	0.7966	0.2205
Cd	0.3673	0.0000*	0.0552	0.000*	0.0795	0.0357*	0.0080*
Zn	0.0000*	0.0000*	0.0003*	0.0000*	0.1294	0.0000*	0.0000*

Wartości prezentują prawdopodobieństwo, z jakim badany czynnik lub kombinacja czynników miał istotny wpływ na zawartość metali ciężkich w pędach. Prawdopodobieństwo wyznaczone przy pomocy analizy dwuczynnikowej ANOVA

\*Istotne statystycznie różnice między czynnikami

W związku z tym można sformułować tezę, na podstawie całkowitej ekstrakcji metali z jednostki powierzchni, że każda z badanych przez mnie roślin energetycznych posiada inną naturalną zdolność do specyficznego pobierania Pb, Cd i Zn, przez co przyporządkować je można do określonego celu remediacji gleby zanieczyszczonej metalami ciężkimi:

- 1) Fitostabilizacji – nie pobierania lub ograniczonego pobierania metali ciężkich do części nadziemnych, którą to cechę dla poniżej wymienionych pierwiastków wykazują następujące przebadane przez mnie gatunki roślin:
  - a. Pb – duży potencjał – ślazowiec pensylwański,  
umiarkowany potencjał – miskant olbrzymi i proso różgocate,
  - b. Cd – duży potencjał – proso różgocate,  
umiarkowany potencjał – spartina preriowa,
  - c. Zn – umiarkowany potencjał – proso różgocate i ślazowiec pensylwański,
- 2) Fitoekstrakcji – ponadnormatywnego pobierania metali ciężkich z gleby i ich relokacji do części nadziemnych, którą to cechę dla poniżej wymienionych pierwiastków wykazują następujące przebadane przez mnie gatunki roślin:
  - a. Pb – duży potencjał – spartina preriowa,
  - b. Cd – duży potencjał – miskant olbrzymi,  
umiarkowany potencjał – ślazowiec pensylwański,
  - c. Zn – duży potencjał – miskant olbrzymi,  
umiarkowany potencjał – spartina preriowa.

#### 4.3.2.3 Wykorzystanie dodatków doglebowych oraz ich wpływ na komponenty środowiska glebowego w implementacji *in situ* technologii fitoremediacji

Zastosowanie technologii fitoremediacji niezależnie czy jest to fitoekstrakcja czy fitostabilizacja zanieczyszczeń, jest procesem długotrwałym, przede wszystkim ze względu na ograniczenia roślin i ich możliwości do pobierania lub stabilizacji takiej puli zanieczyszczenia, która nie jest dla nich toksyczna. Dlatego też zwiększenie efektywności procesu, a co za tym idzie uzyskanie ostatecznego efektu można osiągnąć poprzez wspomaganie procesu dodatkami doglebowymi (Kucharski i wsp., 2005). W przypadku fitostabilizacji wspomaganej celem jest ograniczenie biodostępności zanieczyszczenia, poprzez wprowadzenie dodatków, które tworzą w glebie nierozpuszczalne kompleksy z metalami. Najbardziej powszechnie wykorzystywane dodatki w procesie fitostabilizacji wspomaganej gleb zanieczyszczonych Pb, Cd i Zn to: związki fosforu – wodorofosforan(V) amonu, fosforyty, diwodorofosforan (V) wapnia, apatyty, hydroksyapatyty, kwas fosforowy, nawozy fosforowe (głównie superfosfat potrójny-TSP), fosforan wapnia w postaci mączki kostnej (Friels i wsp., 2006; Misra i Chaturvedi, 2007) oraz związki alkalizujące – wapno nawozowe, węglan wapnia, dolomit, popioły lotne po spalaniu węgla, bogate w wapno przemysłowe produkty odpadowe (Garrido i wsp., 2005; Kumpiene i wsp., 2007). Prowadzono również badania indukcji fitostabilizacji z wykorzystaniem zeolitów naturalnych i syntetycznych, uwodnionych tlenków żelaza, oraz materii organicznej (skompostowany osad ściekowy, skompostowane organiczne odpady, trociny, liście brzozy, biokompost, torf, humus, węgiel brunatny) (Talebi Gheshlaghi i wsp., 2008; Krzyżak i wsp., 2012). Bardziej skomplikowana jest immobilizacja zanieczyszczeń, które mogą występować również w formach gazowych, gdyż dodatki te muszą tworzyć długotrwałe nierozpuszczalne kompleksy uniemożliwiające również ulatnianie metalu. W przypadku gleb zanieczyszczonych rtęcią do dyspozycji pozostają przede wszystkim: 1) związki zawierające siarkę, stosowane w celu wytrącenia nierozpuszczalnego siarczku rtęci (HgS); 2) dodatki redukujące np. opiłki żelaza (wytrącanie Hg na powstającym getycie) oraz 3) dodatki adsorbujące np. uwodnione tlenki glinu, gdzie Hg jest adsorbowana (Wang i wsp., 2012).

Badaniami prowadzonymi na glebie z ponad 100-krotnym przekroczeniem zawartości Hg dla terenów przemysłowych (Dz.U. 2016 poz. 1395), dowiodłam, że dodatek siarki granulowanej w ilości 0,5% może efektywnie immobilizować Hg w glebie i ograniczać pobieranie tego metalu przez wiechlinę łąkową (*Poa pratensis*) [A5]. Dodatek siarki granulowanej (0,5% w/w) wpłynął na obniżenie zawartości frakcji wymiennej rtęci w glebie o 36% w stosunku do kontroli (bez dodatku). Po 14 tygodniach stabilizacji chemicznej prawie 64% wymiennych związków rtęci przekształciło się w związki bardziej stabilne w wariantach z siarką oraz 40% w wariantach z siarką i wiechliną łąkową. Sugeruje to, że wprowadzenie siarki granulowanej do gleby nie porośniętej roślinnością, jest w stanie ograniczyć

mobilność rtęci w glebie. Dodatek siarki spowodował zwiększenie puli nierozpuszczalnego siarczku rtęci w glebie z 1300 mg kg<sup>-1</sup> HgS (na poletkach bez roślin) i 1600 mg kg<sup>-1</sup> HgS (na poletkach z roślinami) do odpowiednio 1600 i 2200 mg kg<sup>-1</sup> HgS. Dodatek siarki granulowanej wpłynął również na zwiększenie puli mikroorganizmów glebowych [A5]. Dominującymi grupami mikroorganizmów w glebie ryzosferowej na poletkach kontrolnych były: *Pseudomonas*, Gram-ujemne bakterie i *Streptomyces*, zaś mniejszy udział miały grzyby, bakterie rozkładające azotany i bakterie siarkowe rozkładające aminokwasy. Dodatek siarki granulowanej przyczynił się do zwiększenia liczby bakterii rozkładających azotany oraz aminokwasy zawierające siarkę oraz do zmniejszenia liczby bakterii Gram-ujemnych, *Pseudomonas* i *Streptomyces*. Zmniejszenie puli *Pseudomonas* pod wpływem siarki może ograniczać jej metylację, zaś większa pula bakterii rozkładających azotany może przyspieszyć konwersję azotu glebowego do atmosferycznego. Ponadto liczba bakterii rozkładających aminokwasy była odwrotnie skorelowana z pobieraniem rtęci przez korzenie trawy co może wpłynąć na pozytywny efekt wspomaganą fitostabilizacji. Dodatek siarki oraz zwarta pokrywa trawiasta ograniczyła również ewaporację rtęci do powietrza. Na poletkach z dodatkiem siarki granulowanej ale bez pokrywy roślinnej, ewaporacja rtęci do powietrza zredukowana została o 84%, zaś w przypadku poletek z siarką i roślinami o 73% w porównaniu z kontrolą [A5].

Dowiodłam również, że immobilizacja metali ciężkich (Pb, Cd i Zn) w glebie zanieczyszczonego użytku rolnego jest możliwa z zastosowaniem tanich produktów odpadowych z gospodarki i przemysłu [A4]. Wykorzystanie mieszanki osadów ściekowych z terenu Górnego Śląska (zawierających ok. 20% materii stałej, z czego 60% stanowiła materia organiczna) i popiołów lotnych po spalaniu węgla (4% zawartości CaO) o odczynie zasadowym, potwierdziło ich wysoką skuteczność w immobilizacji ww. metali ciężkich w glebie oraz ograniczyło ich pobieranie przez rośliny. Zastosowanie mieszanki tych dwóch materiałów odpadowych (udział: 1 (osad) : 1 (popiół) i odpowiednio 3 : 1) w bardzo małych dawkach 1% (w/w) i 3% (w/w) podanych w warstwie 0-25 cm zanieczyszczonej gleby wpłynęło na zmniejszenie frakcji metali potencjalnie dostępnych w glebie odpowiednio dla: Pb o 100 mg kg<sup>-1</sup>, Cd o 3 mg kg<sup>-1</sup> oraz Zn o 600 mg kg<sup>-1</sup>. Lepszy efekt immobilizacji dla wszystkich metali uzyskano dla mieszanki z 50% udziałem obydwu materiałów odpadowych. Jednocześnie dodatki te nie wpłynęły na obniżenie odczynu gleby, który był obojętny, stymulowały wzrost kostrzewy czerwonej (*Festuca rubra*) oraz ograniczyły pobieranie metali przez rośliny w stosunku do kontroli (opisane w rozdziale 4.3.2.2). Potwierdziłam również badaniami mikrobiologicznymi, że wprowadzenie do gleby materiałów odpadowych w postaci mieszanek, niezależnie od ich ilości, wpływa pozytywnie na pulę mikroorganizmów glebowych, w tym bakterii oraz grzybów [A4]. Zaproponowane rozwiązanie wykorzystania mieszanek łatwo dostępnych materiałów odpadowych takich jak osady ściekowe i popioły lotne jest ekonomicznie uzasadnione. Samodzielnie osad ściekowy znany jest jako nawóz organiczny, bogaty w minerały poprawiające właściwości biologiczne, chemiczne i fizyczne gleby, zaś

popiół lotny ze względu na swoje właściwości może zmienić strukturę gleby, zwiększając zawartość cząstek pyłu, wpływając na odczyn gleby i poprawiając zdolność zatrzymywania wody w glebie. Zastosowane łącznie mogą być tanim materiałem, wykorzystanym również do fitostabilizacji wspomaganej Pb, Cd i Zn, docelowo umożliwiającej stworzenie gęstej pokrywy traw na glebie zanieczyszczonej [A4].

Remediacja gleby z wykorzystaniem fitoekstrakcji indukowanej polega na zastosowaniu związków, które zwiększają biodostępność pierwiastka dla roślin, np. związki zakwaszające lub substancje chelatujące. Wśród przebadanych głównie jednak w warunkach kontrolowanych (laboratoria, fitotrony) wymienić należy: 1) syntetyczne kwasy aminopolikarboksyłowe (synthetic APCAs) – EDTA (kwas etylenodiaminotetraoctowy), EGTA, DPTA, HEIDA, EDDHA, HEDTA, CDTA (Meers i wsp., 2005); 2) naturalne kwasy aminopolikarboksyłowe (natural APCAs) – EDDS (kwas etylenodiaminodibursztynowy), NTA (kwas nitrylotrioctowy) (Evangelou i wsp., 2007); 3) naturalne kwasy organiczne o niskiej masie cząsteczkowej (NLMWOA) – kwas jabłkowy, kwas szczawiowy, kwas cytrynowy (Najeeb i wsp., 2009) oraz 4) substancje humusowe (HS) – kwasy humusowe (HA) (Evangelou i wsp., 2004). Z uwagi jednak na znaczne koszty takiej indukcji, obliczone na podstawie badań własnych IETU (dane niepublikowane), które mogą stanowić nawet 80% kosztów wdrożenia, oczyszczenie 1 m<sup>2</sup> na głębokości 25 cm (głębokość systemu korzeniowego roślin jednorocznych) wynieść może nawet 120 PLN/rok przy dwóch plonach roślinnych. Zaznaczyć należy, że czas jaki należy poświęcić na oczyszczanie zależy przede wszystkim od docelowego przeznaczenia terenu, ale z własnych badań i obliczeń najkrótszy okres do uzyskania efektu trwałego oczyszczenia to ok. 25 lat.

Rozwiązaniem problemu kosztów z jednoczesnym utrzymaniem efektywności metody fitoekstrakcji może być zastosowanie dodatków doglebowych zwiększających produkcję biomasy z jednostki powierzchni, co przy tym samym poziomie pobierania metali przez rośliny daje możliwość szybszego uzyskania efektu oczyszczenia gleby. Podejście takie zastosowałam w badaniach nad roślinami energetycznym, w których założyłam, że jako dodatki doglebowe wykorzystane zostaną substancje umożliwiające zwiększenie przyrostu biomasy takie jak nawozy mineralne lub szczepionka mikrobiologiczna [A6, A7, A8, A9, A10, A11]. Jako jeden z dodatków wspomagających produkcję biomasy z jednostki powierzchni zastosowałam standardowe nawożenie mineralne NPK przy użyciu dostępnych na rynku nawozów; Polifoska (Grupa Azoty, Zakłady Chemiczne "Police" SA, Polska: N - 4% jako NH<sub>4</sub>, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - 22%, K<sub>2</sub>O - 32%, MgO - 2%, SO<sub>3</sub> - 9%) i azotan amonu (PULAN® 34N, Grupa Azoty Zakłady Azotowe "Puławy" SA, Polska: NH<sub>4</sub> - 17%, NO<sub>3</sub> - 17%). Nawozy te wprowadzono do gleby przed wysadzeniem roślin, przy czym ilości czystych składników obliczone były w oparciu o wymagania nawozowe poszczególnych gatunków. Drugim zastosowanym dodatkiem w badaniach polowych wspomagającym produkcję biomasy była komercyjnie dostępna szczepionka

mikrobiologiczna - Emfarma Plus® ProBiotics Poland (bakterie kwasu mlekowego  $> 3,0 \times 10^5$  cfu ml<sup>-1</sup>, drożdże  $< 1,0 \times 10^6$  cfu ml<sup>-1</sup> i purpurowe bakterie nie utleniające związków siarki  $> 1,0 \times 10^4$  cfu ml<sup>-1</sup> w zawieszynie melasy). Emfarma Plus była podawana na poletka dwojako: 1) korzenie roślin moczone w roztworze przed sadzeniem (8 litrów 10% wodnego roztworu), a dodatkowo gleba oraz rośliny były spryskane tym roztworem raz w ciągu każdego miesiąca w sezonie wegetacyjnym (od maja do września, aerozol ok. 8 l na poletko).

Wpływ nawożenia na skład biomasy oraz pobieranie metali ciężkich, co bezpośrednio wpłynęło na efektywność ekstrakcji metali z jednostki powierzchni, był specyficzny dla gatunku oraz sezonu wegetacyjnego (Tabela 2) [A7, A8, A9, A10, A11]. Porównując miskanta olbrzymiego i spartinę preriową, gatunki o najwyższej produkcji biomasy, stwierdziłam, że tylko u miskanta olbrzymiego, zwłaszcza w drugim sezonie wegetacyjnym, nawożenie niezależnie od formy podania wpłynęło na większą produkcję biomasy z jednostki powierzchni [A10]. Wyniki odwrotne uzyskałam dla spartiny preriowej, dla której najwyższą produkcję biomasy uzyskałam po nawożeniu doglebowym NPK, zaś niższą wydajność po podaniu szczepionki, w porównaniu do kontroli. Niższa produkcja biomasy u spartiny po inokulacji szczepionką mikrobiologiczną sugerować może, że pojawiła się konkurencja pomiędzy autochtonicznymi drobnoustrojami glebowymi występującymi w obrębie ryzosfery tej rośliny, a obecnymi w szczepionce. Niewątpliwie dwoma czynnikami mającymi największy wpływ na znaczące różnice między wszystkimi badanymi parametrami były gatunek rośliny (R) oraz rok wzrostu (wiek rośliny - W) (Tabela 2). Nawożenie znacząco wpłynęło tylko na zawartość Mg i Zn w badanej biomacie roślinnej. Rozważając natomiast połączony efekt wszystkich czynników czyli: rośliny – R, jej wieku – W oraz nawożenia – N (R x W x N), stwierdziłam istotne zmiany w zawartościach N, Pb i Zn w biomacie rośliny (Tabela 2). Niewątpliwie potwierdziłam, że metale ciężkie w glebie wpływają również na skład makroskładników w biomacie roślin energetycznych [A7, A8, A9, A10]. W przypadku jednorocznego prosa wpłynęły one na obniżenie pobierania magnezu i potasu [A8]. Podobnie u miskanta olbrzymiego i spartiny preriowej, niezależnie od wieku roślin, wyższa zawartość metali ciężkich w biomacie korespondowała z niższą zawartością azotu i potasu [A10]. Potwierdza to hipotezę, że metale ciężkie w glebie zaburzają pobór przez rośliny podstawowych makroskładników takich jak N, P i K [A7, A8, A9, A10]. Ponadto pobór przez rośliny niezbędnych makroskładników (N, P, K), niezależnie od formy nawożenia w postaci nawozów mineralnych czy szczepionki mikrobiologicznej, jest różny na różnych terenach i zależy od charakteru podłoża [A9].

**Tabela 2.** Wyniki 3-czynnikowej ANOVA oceniającej wpływ rośliny (R), roku wzrostu (W) oraz nawożenia (N) lub wpływu wszystkich czynników na skład biomasy [A10]

Czynnik	Wartość statystyki F								
	Zawartość wody	Mg	Ca	N	P	K	Pb	Cd	Zn
Roślina (R)	145.27***	195.43***	25.02***	53.32***	18.21***	34.95***	11.56**	183.54***	139.41***
Rok wzrostu (W)	554.99***	12.08**	29.60***	376.22***	241.09***	102.95***	55.57**	12.64***	114.22***
Nawożenie (N)	0.19	8.05***	0.45	0.75	0.88	2.28	3.09	2.51	3.52*
R x W	1.01	31.04***	2.18	34.70***	5.47*	5.54*	15.56**	18.52***	35.91***
R x N	0.52	6.75**	0.17	2.37	0.42	6.70**	1.03	1.07	10.51***
W x N	0.56	2.355	4.34*	2.04	5.36**	0.16	1.30	1.27	0.60
R x W x N	0.64	0.566	1.32	4.82*	2.39	1.51	8.30***	0.99	4.51*

\* P < 0.05, \*\* P < 0.01, \*\*\* P < 0.001; istotne statystycznie (P < 0.05)

małe litery (a, b, c - gdzie a odpowiada wartościom najwyższym a c najniższym) odpowiadają istotnym statystycznie różnicom zawartości metali ciężkich w częściach nadziemnych roślin pobranych z różnych poletek, przy p < 0.05 zgodnie z testem najniższych różnic statystycznych Fischera. Każdy pomiar wykonano w trzech powtórzeniach

Dodatki doglebowe w postaci nawożenia mogą nie tylko zmienić pobieranie i transport metali z gleby przez korzenie do części nadziemnych roślin ale również wpływają znacząco na mikrobiologię gleby (Rashid i wsp., 2016). Udowodniłam, że nawożenie niezależnie od formy, powoduje istotny spadek mikoryzacji korzeni miskanta olbrzymiego (mikoryza arbuskularna - AMF) [A7]. Wydaje się, że główną przyczyną niższej kolonizacji korzeni miskanta przez grzyby mikoryzowe była wyższa zawartość azotu w glebie po dodatku nawozu NPK, zaś w przypadku szczepionki mikrobiologicznej powodem może być współzawodnictwo pomiędzy mikroorganizmami dostarczonymi w szczepionce a autochtonicznymi grzybami mikoryzowymi. Jednocześnie, obecność mikoryzy arbuskularnej u miskanta na poletku kontrolnym (bez nawożenia) wpłynęła na większe pobieranie przez roślinę fosforu i potasu [A7]. Ponadto potwierdziłam, że do oceny ryzosferowej aktywności mikrobiologicznej wykorzystać można nieinwazyjną metodę badania respiracji gleby opartą o trójskładnikowy model. Zastosowane metody oceny pośredniej (respiracja gleby) i bezpośredniej (metoda kolorymetryczna) ryzosferowej aktywności mikrobiologicznej na poletkach kontrolnych, nawożonych NPK lub szczepionką dały rozbieżne wyniki. Pomiary respiracji gleby wykazały większą aktywność mikroorganizmów na poletkach nawożonych, zaś pomiary metodą kolorymetryczną niższą. Z uwagi na trudność pozyskania wyłącznie gleby ryzosferowej, co wynika z niewielkiej szerokości tej warstwy na powierzchni korzeni, bardziej poprawne w wieloletnich badaniach roślin energetycznych dotyczących aktywności mikroorganizmów ryzosferowych jest zastosowanie metody wykorzystującej respirację gleby [A7].

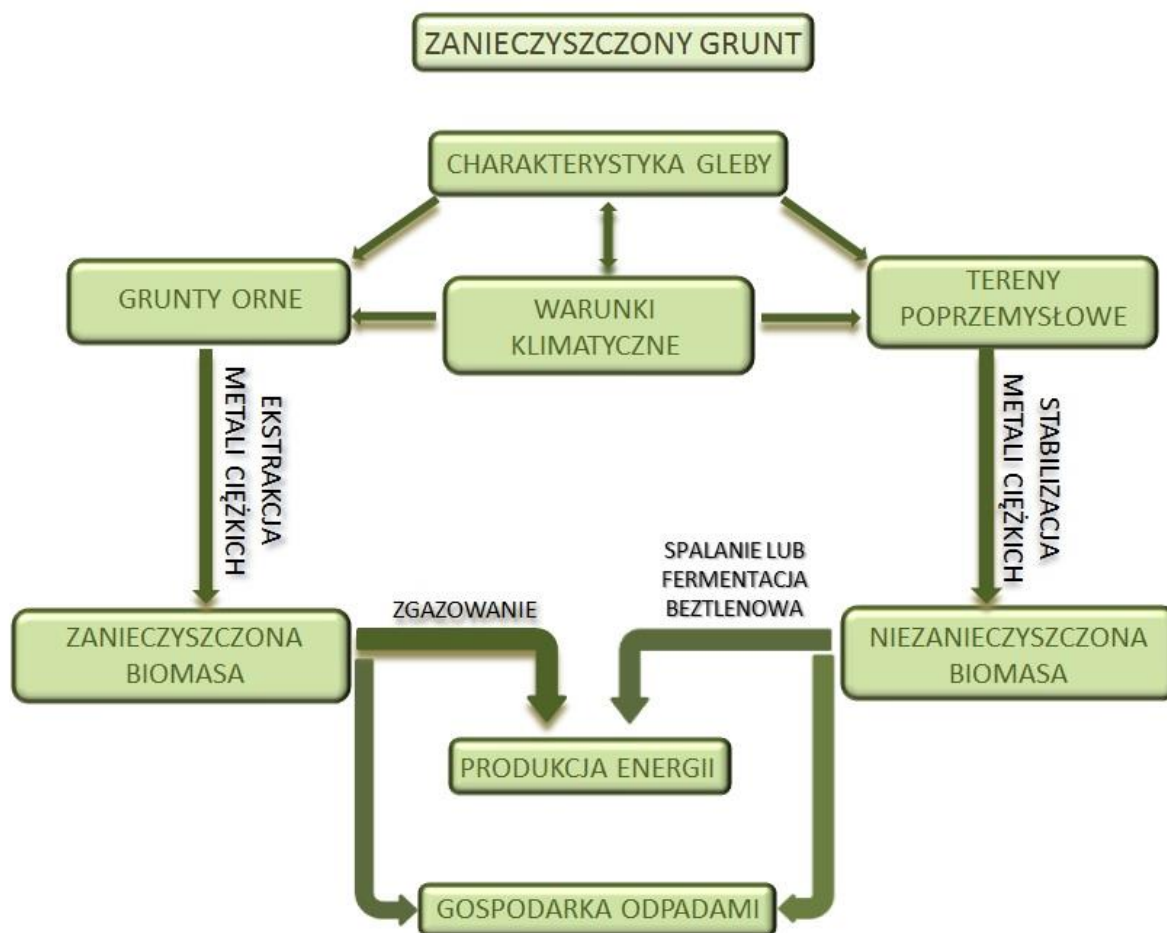
Podsumowując mój wkład w stan wiedzy dotyczący przydatności dodatków doglebowych we wspomaganej technologii remediacji gleb wymienić należy przetestowanie *in situ*: 1) w celu fitostabilizacji wspomaganej: i) na terenie przemysłowym dodatku siarki granulowanej

w immobilizacji Hg oraz ii) na terenie użytku rolnego mieszanki materiałów odpadowych (osadu ściekowego i popiołu) w immobilizacji Pb, Cd i Zn oraz 2) w celu zwiększenia efektywności fitoekstrakcji w oparciu o zwiększenie plonowania roślin – na terenie użytku rolnego nawożenia NPK i szczepionki mikrobiologicznej. Dowiodłam, że wszystkie te dodatki mogą efektywnie wspomagać proces remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi, a ich bezpośrednie wdrożenie w gospodarce jest możliwe.

#### 4.3.2.4 Odzysk energii z zanieczyszczonego plonu roślinnego oraz możliwości zastosowania produktów odpadowych jako nawozów mineralnych

Od ponad 10 lat, kiedy uzyskałam pierwsze wyniki badań dotyczących wykorzystania miskanta do oczyszczania gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi, podnosiłam kwestię konieczności bezpiecznego zagospodarowania zanieczyszczonej biomasy [A1, A2, A3]. Podkreślałam już wtedy, że wykluczone jest bezpośrednie spalanie takiej biomasy w związku z problemem wtórnego zanieczyszczenia środowiska. W przewodniku dotyczącym wykorzystania roślin energetycznych w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi (II.E.7) przedstawiłam możliwości postępowania z terenem zanieczyszczonym w zależności od wykorzystania fitostabilizacji czy fitoekstrakcji oraz możliwością wykorzystania procesów konwersji biomasy w zależności od stopnia zanieczyszczenia biomasy (Schemat 1). Zgodnie ze schematem zanieczyszczona biomasa może być poddana procesowi zgazowania, który jest wymieniany przez wielu autorów jako dający możliwość kontrolowania „losów” metali ciężkich znajdujących się w biomacie roślin energetycznych (Werle i wsp., 2017). Zgazowanie to proces przekształcania stałego wsadu w paliwo gazowe. Typowy proces zgazowania biomasy obejmuje następujące etapy: suszenie, piroliza, częściowe spalanie i zgazowanie rozłożonych produktów (Pinto i wsp., 2007). Aby podczas zgazowania można przekształcić frakcję stałą w gaz, wymagana jest para wodna, powietrze lub tlen. Proces zgazowania charakteryzuje się wyższym odzyskiem energii i niższymi kosztami kontroli emisji do atmosfery w porównaniu ze spalaniem, jak również zapobiega emisjom tlenków siarki i azotu, oraz metali ciężkich (Howaniec i Smoliński, 2001; Werle i wsp., 2017).





**Schemat 1.** Cykl produkcji biomasy na terenach zanieczyszczonych metalami ciężkimi z potencjalnymi drogami konwersji biomasy (II.E.7)

Cały cykl „życia biomasy”, przedstawiłam w odrębnej publikacji [A9], której celem była ocena na przykładzie ślazuwca pensylwańskiego nie tylko jego potencjału remediacyjnego (omówienie w rozdziale 4.3.2.2), ale przydatność jako surowca do produkcji biopaliw, z wykorzystaniem procesu zgazowania. Szczególną uwagę zwróciłam na analizę metali ciężkich na poszczególnych etapach procesu, a popioły po zgazowaniu oceniłam pod kątem potencjalnego zastosowania jako nawozów. Tym samym zamknęłam cykl „życia biomasy” od jej produkcji na terenie zanieczyszczonym do zagospodarowania pozostałości po jej zgazowaniu [A9].

Parametrem, który decyduje o przydatności biomasy roślinnej do produkcji energii jest jej wartość kaloryczna. Wartość kaloryczna biomasy ślazuwca mieściła się w zakresie od 16 200 do 17 300 kJ kg<sup>-1</sup> dla roślin pochodzących z terenu rolniczego zanieczyszczonego metalami ciężkimi, zaś dla roślin uprawianych na podłożu o 30% zawartości materii organicznej była o 7% niższa i wynosiła od 15 500 do 15 900 kJ kg<sup>-1</sup> [A9]. Najwyższe, istotne statystycznie, wartości kaloryczności uzyskano dla roślin uprawianych na poletkach nawożonych, niezależnie od typu nawożenia w stosunku do kontroli, co dowodzi, że nawożenie roślin zarówno do gleby nawozami mineralnymi, jak i szczepionką

mikrobiologiczną może efektywnie podnieść wartość opałową biomasy. Ponadto wartość kaloryczna biomasy jest uwarunkowana zawartością węgla i wodoru w biomacie. Obserwowano, że w roślinach uprawianych na glebie rolniczej zawartości C i H (co odpowiadało wyższej wartości opałowej) były wyższe od uzyskanych w roślinach pochodzących z podłoża z dużą zawartością materii organicznej [A9]. Ponadto wykazałam, że syngaz uzyskany z biomasy pochodzącej z poletek nawożonych miał najwyższą wartość kaloryczną. Cecha ta może być związana z najniższą zawartością wody w tej biomacie [A9].

Przeprowadziłam również ocenę możliwości wykorzystania popiołów po procesie zgazowania biomasy jako nawóz stosowany w rolnictwie, w kontekście ich włączenia w cykl produkcji biomasy na terenie, na którym została ona wyprodukowana. Regulacje prawne dotyczące wykorzystania pozostałości po procesie można przyrównać do norm dla nawozów mineralnych jakie obowiązują w różnych krajach Unii Europejskiej. Ograniczenia dotyczące stosowania w rolnictwie i leśnictwie uwzględniają m.in. zawartość metali ciężkich, która jest różna dla różnych krajów UE. Fińskie limity zawartości Pb, Cd i Zn w popiołach do zastosowania w rolnictwie/leśnictwie wynoszą odpowiednio 100/150, 1,5/17,5 i 1500/4500 mg kg<sup>-1</sup>. Najwyższy dopuszczalny poziom zawartości metali ciężkich w popiołach z biomasy do celów leśnych obowiązuje w Szwecji i wynosi 300 mg kg<sup>-1</sup> Pb, 30 mg kg<sup>-1</sup> Cd i 7000 mg kg<sup>-1</sup> Zn. Limity dopuszczalne na terenie Rzeczypospolitej dla zawartości Pb i Cd w nawozach organiczno-mineralnych stosowanych w rolnictwie wynoszą odpowiednio 140 i 5 mg kg<sup>-1</sup> (Dz.U.2008 nr 119 poz.765). Rozporządzenie to reguluje również, że zawartość P i K w nawozie nie może być mniejsza niż 2% (w/w). Zgodnie z tymi normami, popioły otrzymane ze zgazowania ślazuwca pensylwańskiego uprawianego na podłożu o 30% zawartości materii organicznej mogą być wykorzystywane w rolnictwie i leśnictwie (przepisy fińskie, szwedzkie i polskie, z wyjątkiem popiołów z biomasy nawożonej NPK) [A9].

Idea wykorzystania popiołów po zgazowaniu roślin energetycznych jako nawozów, nie dotyczy ich wykorzystania na gruntach o wysokiej wartości, jednak mogą one stanowić opcję dla miejsc już zanieczyszczonych, w których zawartość metali ciężkich przekracza dopuszczalne normy [A9]. Zastosowanie takich popiołów z jednej strony nie zmieni dramatycznie sytuacji na takim terenie pod kątem jego zanieczyszczenia, a może pomóc w jego przywróceniu do użytkowania poprzez recykulację składników mineralnych dla rosnących tam roślin. Ilość popiołów pochodzących ze zgazowania ślazuwca stanowi około 10% początkowej biomasy tej rośliny, co wiązać się może ostatecznie z wprowadzeniem 1,5 t popiołów na hektar plantacji. Ponadto ze względu na wysoki odczyn (pH = 10,6) popioły te mogą być również wykorzystane do korekty odczynu gleb kwaśnych zanieczyszczonych metalami [A9].

Przedstawionymi powyżej wynikami badań potwierdziłam, że zawartość metali ciężkich w biomacie nie jest czynnikiem obniżającym jej wartość kaloryczną, jak również to, że wprowadzane nawożenie w celu uzyskania wyższej biomasy z jednostki powierzchni jednocześnie może efektywnie

podnieść wartość kaloryczną biomasy roślinnej. Ponadto dowiodłam, że popioły po zgazowaniu mogą być wykorzystane jako nawozy mineralne na terenach, na których ta biomasa została wyprodukowana, co umożliwia zamknięcie cyklu jej produkcji [A9].

#### 4.3.3 Podsumowanie

Istotny wkład do rozwoju w dziedzinie nauk rolniczych, w dyscyplinie ochrona i kształtowanie środowiska, w cyklu publikacji powiązanych tematycznie, prezentujących osiągnięcie naukowe będące podstawą ubiegania się o nadanie stopnia doktora habilitowanego w zakresie innowacyjnego wykorzystania różnych gatunków roślin (w tym roślin energetycznych) do wdrażania technologii remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi wykazałam, że:

- (1) stopień zanieczyszczenia podłoża, a w szczególności biodostępność zanieczyszczeń, warunkują wybór metody remediacji terenu (fitoekstrakcja lub fitostabilizacja) oraz przyszłe jego użytkowanie. Analiza biodostępnych lub potencjalnie dostępnych form zanieczyszczeń nieorganicznych konieczna jest do oceny jaka pula metali musi być zablokowana w celu implementacji fitostabilizacji lub też jest dostępna dla pobrania przez rośliny w procesie fitoekstrakcji,
- (2) niektóre z roślin posiadają naturalne zdolności do:
  - (i) stabilizacji metali w strefie korzeni przez co mogą być efektywnie wykorzystane w technologii fitostabilizacji, w tej grupie znalazły się:
    - trawy odmian gazonowych – kostrzewa czerwona do stabilizacji Pb, Cd i Zn oraz wiechlina łąkowa do stabilizacji Hg na glebach silnie zanieczyszczonych,
    - trawy wieloletnie – proso różgowate do stabilizacji Cd na glebach użytkowanych rolniczo,
    - wieloletnie rośliny dwuliścienne - ślaziolec pensylwański do stabilizacji Pb na glebach użytkowanych rolniczo,
  - (ii) specyficznego dla gatunku rośliny pobierania metali ciężkich do części nadziemnych, na tej podstawie można ocenić ich przydatność do fitoekstrakcji metali oraz oczyszczania gleb użytkowanych rolniczo:
    - wieloletnie trawy - dla Pb proso różgowate; dla Cd i Zn miskant olbrzymi,
- (3) zastosowanie dodatków doglebowych może:
  - (i) efektywnie unieruchamiać metale ciężkie w procesie wspomaganą fitostabilizacji:
    - rtęci – siarka granulowana,
    - ołowiu, kadmu i cynku – mieszanki osadu ściekowego i popiołu po spalaniu węgla,

- (ii) poprawiać wzrost roślin i produkcję biomasy z jednostki powierzchni w procesie indukowanej fitoekstrakcji zwiększając potencjał remediacyjny roślin (nawożenie NPK oraz szczepionka mikrobiologiczna),
- (4) możliwa jest uprawa roślin energetycznych na terenach zanieczyszczonych metalami ciężkimi wraz z konwersją wyprodukowanej biomasy przy wykorzystaniu procesu zgazowania, oraz wykorzystanie popiołów po procesie, jako nawozu w celu zamknięcia cyklu produkcji biomasy od jej wytworzenia, pozyskania energii po zagospodarowanie odpadów na terenie zanieczyszczonym.

**Wyniki wyżej wymienionych osiągnięć mają oprócz naukowych również znaczenie aplikacyjne** w aspekcie rozwoju i wykorzystania szeroko pojętych metod remediacji gleb z wykorzystaniem roślin na terenach z ponadnormatywnymi zawartościami metali ciężkich.

**Wdrożenie fitostabilizacji wspomaganiej** z wykorzystaniem dodatków doglebowych samodzielnie opracowanych oraz przetestowanych (utrzymanie efektu immobilizacji metali) jak również wyselekcjonowanych gatunków traw wypracowane w ramach wieloletnich prac prowadzonych przez Zespół Remediacji Środowiska, którym kieruję w Instytucie Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, jest w tej chwili przedmiotem wdrożenia w międzynarodowym projekcie LUMAT. Metoda ta jest implementowana na 1 ha powierzchni hałdy cynkowo-ołowiowej w celu umożliwienia oddania jej w użytkowanie lokalnej społeczności (II.E.5, II.E.6).

**Wykorzystanie fitoekstrakcji metali** z użyciem roślin energetycznych może z jednej strony umożliwić oczyszczenie gleb z ponadnormatywnych zawartości pierwiastków śladowych z jednoczesnym utrzymaniem użytkowania rolniczego na takich glebach, zaś z drugiej może przyczynić się do uzupełniania zobowiązań Polski do wykorzystania biomasy jako OZE w produkcji energii pierwotnej.

## **5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych**

Moja pozostała działalność naukowo-badawcza jest zgodna z tematyką badawczą realizowaną w Zespole Remediacji Środowiska, którym kieruje od 2010 roku i koncentruje się na następujących zagadnieniach:

### **5.1 Konstruowanie substytutu gleby z materiałów odpadowych do celów rekultywacji**

Na obszarach, których oczyszczenie jest niemożliwe z technicznego lub ekonomicznego punktu widzenia, zanieczyszczenia powinny być izolowane w takim stopniu, aby ograniczyć ich negatywny wpływ na otoczenie. Obecnie coraz bardziej popularne stają się podłoża rekultywacyjne, które to izolują zanieczyszczenia od otaczającego środowiska, a na obszarach pozbawionych gleby stanowią podłoże do wzrostu roślin. Podłoża rekultywacyjne mogą być tworzone na bazie gleb naturalnych,

materiałów glebowych lub mieszanin materiałów odpadowych (nieorganicznych i organicznych) o odpowiednim składzie, pojemności sorpcyjnej oraz wilgotności, umożliwiających zatrzymywanie wód opadowych oraz ograniczających ich infiltrację do głębszych warstw (Hauser i wsp., 2005; Abichou i wsp., 2003; Rogers i Alam, 2007).

Najważniejszą kwestią, w konstruowaniu substytutu gleby lub podłoża rekultywacyjnych jest ich odpowiednia pojemność wodna. Opracowanie składu podłoża wymaga wprowadzenia materiałów umożliwiających magazynowanie wody, zwłaszcza w okresach ekstremalnych opadów jesiennych i wiosennych, warunkujących jej dostępność w całym okresie wegetacji roślin. Substytut gleby powinien zapewniać optymalne warunki powietrzno-wodne, dostarczać odpowiednią ilość składników odżywczych oraz stymulować swobodny rozwój korzeni. Nie powinien natomiast zawierać związków ograniczających kiełkowanie i rozwój roślin (Hauser, 2001). Za najważniejszą przeszkodę ograniczającą wzrost korzeni uważa się zwartość gleby (Taylor, 1966; Taylor, 1967) związaną z wilgotnością materiału glebowego, gęstość nasypową, a także teksturą. Odpowiednia gęstość nasypowa materiału glebowego (pomiędzy 1,1 a 1,5 kg dm<sup>-3</sup>) warunkuje odpowiedni poziom rozwoju korzeni (Hauser, 2001).

Jako podłoże rekultywacyjne można wykorzystać grunt usunięty w trakcie prac niwelacyjnych przy budowie dróg lub nieruchomości, pod warunkiem, że charakteryzują go właściwości umożliwiające jego bezpośrednie zastosowanie lub pewność, że po odpowiedniej modyfikacji składu można uzyskać materiał o właściwościach potwierdzających możliwość takiego wykorzystania. Innym rozwiązaniem może być wykorzystanie podłoża przygotowanych na bazie odpadów o charakterze organicznym i mineralnym o właściwościach sprzyjających rozwojowi roślin (Reynolds i wsp., 2002).

Podłoża rekultywacyjne są produkowane najczęściej z połączenia dwóch produktów – popiołów lotnych oraz osadów ściekowych, które w przypadku, gdy osad ściekowy jest nieustabilizowany poddawane są procesowi pasteryzacji (Reynolds i wsp., 2002). Zanim jednak powstanie podłoże rekultywacyjne, należy osady ściekowe poddać odpowiednim procesom, które umożliwią ich dalsze wykorzystanie. Związane jest to z obecnością w osadach: metali ciężkich (Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Zn i Ni); fosforanów; rozpuszczalnych soli oraz licznych patogenów, które powinny zostać z nich wcześniej usunięte (Reynolds i wsp., 1999). Inny składnik substytutu gleby – wapno jest czynnikiem alkalizującym, który podnosi pH osadów ściekowych do wartości około 12. Umożliwia to zabicie patogenów oraz ogranicza dostępność metali ciężkich w osadach ściekowych. Z kolei popiół lotny jest alkaliczną pozostałością po spalaniu węgla, który zawiera CaO, MgO i posiada pH równe 12 (Wong i Su, 1997). Może być on wykorzystywany jako dodatek stabilizujący osady ściekowe poprzez obniżanie dostępności znajdujących się w nim metali ciężkich oraz jako czynnik niszczący patogeny (Wong i Su, 1975).

W trzech grantach MNiSW (Ochrona zanieczyszczonych terenów poprzez formowanie powłok roślinnych – II.12.6, Opracowanie biologicznej metody remediacji zwałowisk odpadów popłuczkowych

pochodzących ze wzbogacania rud metali nieżelaznych – **II.12.7**, Ocena możliwości ograniczenia biodostępnych form metali ciężkich w osadach, ściekowych stosowanych przy fitoremediacji – **II.12.8**) oraz projekcie statutowym IETU (Możliwość łączenia lokalnych osadów ściekowych z pyłami elektrownianymi w celu otrzymania materiału glebowego do rekultywacji – **II.12.1**) byłam współwykonawcą badań w warunkach kontrolowanych (doświadczenia wazonowe) i naturalnych (doświadczenia lizymetryczne) dotyczących wykorzystania materiałów odpadowych do konstruowania substytutu gleby. Głównym ich celem było opracowanie kryteriów tzw. "podłoży do rekultywacji" opartych na lokalnych surowcach, ocena czy lokalnie występujące materiały organiczne (komposty, osady ściekowe, glinokrzemiany, *etc.*) nadają się jako komponent poprawiający jakość terenów zdegradowanych oraz ocenę możliwości poprawy jakości odpadów organicznych drogą ich stabilizacji poprzez wapnowanie (**II.12.1, II.12.6, II.12.7, II.2.8, II.D1.1, II.D1.4**).

Przeprowadzono badania dziesięciu różnych podłoży sporządzonych na bazie osadów ściekowych, kompostów oraz odpadów nieorganicznych. Do dalszych szczegółowych badań wybrano pięć podłoży (popiół lotny/osad ściekowy 3:1 - typ Haldex (H); popiół lotny/osad ściekowy 1:1 - typ Knurów (K), H/K 1:1(H/K), materiał używany do budowy dróg przykryty 10 centymetrową warstwą materiału typu K (HD+K), materiał powstały z odpadu popłuczkowego z dodatkiem 5% kompostu z kompostowni Katowice (D+Kom), kontrola – gleba ogrodnicza). W mieszankach stosowano osad ściekowy (kod 19 08 05 – ustabilizowane komunalne osady ściekowe), popiół lotny (kod 10 01 82) oraz karbońska skała płoną (powęglową, kod 01 04 12). Osad ściekowy pochodził z oczyszczalni ścieków Tychy-Urbanowice, popiół lotny z elektrociepłowni „Elcho” w Chorzowie, kompost w Kompostowni w Katowicach, natomiast skała płoną z zakładu przetwórczego „Haldex-Centrum Szombierki Ruch I” (**II.D1.1, II.D1.4**).

Oceniono właściwości fizyczne oraz chemiczne podłoży w tym zawartość makroskładników oraz metali ciężkich, jak również zdolność do zatrzymania wody. Właściwości podłoży stymulujące powstanie okrywy z roślin oceniono testem elongacji korzeni oraz wzrostu i rozwoju (test *Lepidium*, doświadczenie wazonowe). Weryfikację podłoży prowadzono w oparciu o wyniki badań lizymetrycznych (zdolność do zatrzymania wody, ocenę świeżej oraz suchej masy roślin).

Użyty osad ściekowy miał odczyn zasadowy (pH 8,16), około 20% zawartości suchej masy i 61% zawartości substancji organicznej. Zawartość azotu była na poziomie ponad 2% a fosforu w postaci P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> około 5%. W osadzie nie stwierdzono obecności bakterii rodzaju *Salmonella* oraz żywych jaj pasożytów jelitowych (*Ascaris sp., Trichuris sp. oraz Toxocara sp.*). Popiół lotny pochodził ze spalania węgla w złożu fluidalnym i charakteryzował się uziarnieniem poniżej 0,063 mm, gęstością właściwą 2,74 g cm<sup>-3</sup> oraz gęstością nasypową w przedziale 0,73-0,93 g cm<sup>-3</sup>. Analiza tlenkowa popiołów wskazała na ich glinowo-krzemianowy charakter, znaczny udział wapnia i siarczanów oraz przeciętną zawartość metali. W odpadzie stwierdzono około 4% zawartości CaO. Wyniki badań materiału glebowego typu H, były typowe dla mieszanin materiałów o różnej granulacji. Frakcja piasku stanowiła 34% natomiast pyłu

oraz iłu około 15%. Pozostałe 50% stanowiła frakcja żwirowa. Udział frakcji ilasto-mułowej związana była głównie z popiołem lotnym natomiast najdrobniejsza część frakcji piasku z osadami ściekowymi. Wskutek obecności skał karbońskich wzrósł udział frakcji gruboziarnistej (II.D1.1, II.D1.4).

Ilość biomasy wytworzonej na powierzchni lizymetrów miała związek z udziałem substancji organicznej w podłożu. Świeżą masę podobną do kontrolnej, stwierdzono na podłożu typu K oraz K/H, natomiast o około 50% niższą na podłożu H oraz (D+K) o niskiej zawartości substancji organicznej. Podobne wyniki otrzymano dla suchej masy. Ilość odcieków w okresie badań była uzależniona od rodzaju podłoża oraz od stopnia pokrycia powierzchni lizymetrów roślinami. Ilość odcieków w lizymetrach pokrytych roślinnością zmniejszyła się nawet o 50% w odniesieniu do kontroli. Nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic w ilości odcieków pomiędzy kontrolą a badanymi wariantami bez pokrywy oraz pokrytych roślinnością. Na materiale glebowym przygotowanym na bazie materiału popłuczkowego nie uzyskano odcieków (II.D1.1, II.D1.4).

Wyniki badań pozwoliły na pozytywną ocenę materiałów glebowych, a szczególnie typu K oraz K/H jako materiału nadającego się na przykrycie zdegradowanej powierzchni. Wspomniane podłoża pozwalały na utworzenie szczególnie gęstej pokrywy z roślin. Właściwości badanych podłoży rekultywacyjnych były uzależnione od dawki osadu ściekowego. Za ich bezpieczne, z sanitarnego punktu widzenia stosowanie odpowiada alkaliczny odczyn osadów wywołany wcześniejszym wprowadzeniem wapna. Dodawanie wapna do osadów ściekowych to obok higienizacji, możliwość ustabilizowania osadów. Badania przeprowadzone po procesie wapnowania wskazują także, że dodanie wapna do osadów przyczynia się do polepszenia ich struktury, która staje się bardziej gruzełkowata. Efekt ten jest bardzo pożądanym przy tworzeniu substytutu gleby. Drugi komponent podłoży typu K, H oraz K/H to odpad z elektrowni. Porównując właściwości popiołów lotnych stosowanych w podłożu typu SLASH (Reynolds i wsp., 2002) ze składem popiołów pochodzących z polskich elektrowni można stwierdzić, że poszukiwanie podobnego komponentu substytutu może być trudne w warunkach polskich. Zawartość metali ciężkich w podłożu rekultywacyjnym typu K nie przekraczała dopuszczalnych norm dla rolniczego i pozarolniczego wykorzystania, a tym samym czynnik ten nie ograniczał zakresu ich stosowania. Odpad popłuczkowy, z uwagi na wysoką zawartość metali ciężkich nie powinien stanowić znaczącego udziału w mieszankach (II.D1.1, II.D1.4).

Wypracowanie kryteriów, jakimi powinny odznaczać się podłoża powstałe na bazie materiałów odpadowych wymaga dalszych badań. Dotychczasowe wyniki wskazują, że kryteria stosowane przy ocenie podłoży rekultywacyjnych powinny odpowiadać kryteriom stawianym podłożom do uprawy roślin czyli posiadać skład ziarnowy zbliżony do udziału frakcji pyłowych na poziomie około 40% a spławialnych 25 – 35%, ilość biodostępnych oraz potencjalnie dostępnych form metali na poziomie nie powodującym ponadnormatywnej kumulacji w częściach nadziemnych uprawianych roślin, zawartość związków odżywczych powinna posiadać wartości zbliżone do 150 – 300 mg/l N NO<sub>3</sub>,

400 - 600 mg/l  $P_2O_5$ , 450 – 800 mg/l  $K_2O$ , niezbędne mikroelementy oraz odpowiednią pojemność wodną (II.I2.1, II.I2.6, II.I2.7, II.2.8, II.D1.1, II.D1.4).

Stosując podłoża rekultywacyjne w izolacji zanieczyszczeń należy wytworzyć również odpowiednie warunki dla wzrostu roślin, które to stanowią istotny element w ograniczaniu migracji zanieczyszczeń. Najczęściej stosowanymi gatunkami w tworzeniu okrywy roślinnej na podłożach rekultywacyjnych są trawy, ze względu na ich zdolność do wytworzenia gęstego systemu korzeniowego, który pozwala na kontrolę procesu erozji oraz umożliwia stabilizację podłoża. Ponadto, wytworzona zwarta okrywa roślinna zabezpiecza przed pyleniem wtórnym i przedostawaniem się zanieczyszczeń do powietrza. Istotnym czynnikiem zapewniającym prawidłowe funkcjonowanie podłoży rekultywacyjnych jest odpowiednia ich wilgotność, która to warunkuje wzrost roślin. Woda, która pochodzi z opadów lub z systemów nawadniających, jest częściowo zatrzymywana w glebie, jednak z uwagi na małą zdolność jej retencji większość wsiąka głęboko w podłoże i przestaje być dostępna dla roślin. Istotne zwiększenie tej retencji mogą zapewnić superabsorbenty. Superabsorbenty, zwane także hydrożelami, to polimery o doskonałych właściwościach sorbujących – 1 g tej substancji może zatrzymać nawet do 1000 g wody w przypadku najbardziej efektywnych produktów (Orzeszyna i wsp., 2006). Woda zgromadzona wewnątrz polimeru jest wykorzystywana później przez rośliny, których system korzeniowy bez trudu potrafi znaleźć drogę do znajdujących się w gruncie źródeł zaopatrzenia.

W projekcie GEOSAP - Geokompozyty sorbujące wodę - innowacyjne technologie wspomagające wegetację roślin w ramach środków z Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka, zespół przeze mnie kierowany odpowiadał między innymi za „Opracowanie technologii uprawy roślin fitostabilizacyjnych na podłożach rekultywacyjnych przy wykorzystaniu geokompozytów sorbujących wodę” (II.I2.4). W ramach tego zadania w badaniach lizymetrycznych na podłożach rekultywacyjnych powstałych z osadu ściekowego i popiołu lotnego badano wpływ geokompozytu sorbującego wodę (typ „5 x 8” oraz „5 x 8” + żagiel) na wzrost roślin, produkcję biomasy oraz jej jakość (II.D1.9). Jako pokrywę roślinną zastosowano mieszankę traw rekultywacyjnych o następującym składzie gatunkowym: życica trwała NIGA (15%); życica trwała INKA (15%); kostrzewa owcza RIDU (5%); kostrzewa czerwona SAWA (20%); kostrzewa czerwona LEO (20%); kostrzewa czerwona NIMBA (10%); wiechlina łąkowa BILA (15%). W trakcie sezonu wegetacyjnego prowadzono obserwacje wzrostu traw w zależności od rodzaju geokompozytów, zmian wilgotności podłoża oraz ocenę produkcji świeżej i suchej masy, zawartość metali ciężkich (Pb, Cd, Zn) oraz makroskładników (Mg, Na, Ca, P) w plonie traw. W trakcie pierwszego sezonu wegetacyjnego w lizymetrach nie stwierdzono istotnego statystycznie wpływu zastosowania geokompozytów na produkcję biomasy traw. Najwyższą biomasę roślin zebrano z lizymetrów w których zastosowano geokompozyt typu „5x”8. Najwyższą zaś kumulację ołowiu i kadmu w częściach nadziemnych stwierdzono dla roślin uprawianych na podłożu rekultywacyjnym z zastosowanym geokompozytem „5x8” + żagiel, jednakże w żadnym z wariantów



zanieczyszczenia w plonie traw nie przekraczały wartości dopuszczalnych dla pasz (Dz.U. 2015, poz. 1141). Zastosowanie zarówno geokompozytu „5x8” jak i „5x8” + żagiel spowodowało obniżenie zawartości magnezu i sodu w tkankach roślin, w porównaniu do wariantu kontrolnego. W warunkach naturalnych, podczas formowania warstwy rekultywacyjnej tworzonej na bazie osadów ściekowych oraz pyłów z elektrowni z udziałem geokompozytów należy monitorować zaopatrzenie roślin we wspomniane pierwiastki.

Brak jednoznacznego wpływu geokompozytów sorbujących wodę zastosowanych w celu wspomagania wegetacji roślin na przyrost biomasy traw może być również związany z faktem iż w omawianym sezonie wegetacyjnym występowały obfite opady deszczu. W związku z tym, rośliny na bieżąco mogły wykorzystywać wody opadowe, a woda zgromadzona w geokompozytach nie odgrywała istotnej roli w ich gospodarce wodnej (II.I2.4, II.D1.9).

## **5.2 Zagospodarowanie osadów dennych ze zbiorników antropogenicznych**

Wszystkie zbiorniki wodne zbudowane na ciekach ulegają zamulaniu z różną intensywnością, w wyniku czego, po określonym czasie zachodzi konieczność ich odmulenia i renowacji (Madeyski i Tarnawski, 2007). Głównym problemem pojawiającym się przy zagadnieniu zanieczyszczonych osadów wodnych jest kwestia ich zagospodarowania po wydobyciu z koryt rzek, zbiorników, kanałów czy portów. W wielu krajach osad z nich wydobyty traktowany jest jako odpad i w zależności od składu chemicznego klasyfikowany jest albo jako materiał nadający się bezpośrednio do powtórnego umieszczenia w środowisku, albo do wykorzystania z zachowaniem pewnych ograniczeń. Osady kwalifikowane jako zanieczyszczone przeznaczone są do oczyszczenia lub do deponowania na składowiskach odpadów.

Możliwości zagospodarowania wydobytych osadów dennych zależą od ich cech fizycznych i chemicznych, a przede wszystkim od zawartości metali ciężkich, które stanowią główny czynnik ograniczający ich bezpieczne zagospodarowanie. Niezanieczyszczone osady o zwartej strukturze mogą być stosowane do użyźniania gruntów luźnych i odwrotnie, osady o charakterze luźnym powinny być stosowane do gruntów zwięzłych (ilastych i glin ciężkich), poprawiając strukturę i warunki powietrzno-wodne gleby. Ponadto jeżeli osady nie są zanieczyszczone metalami ciężkimi mogą zostać wykorzystane do nadbudowy brzegów zbiornika, z którego zostały wydobyte. W takim wypadku ograniczenie niekorzystnego wpływu wydobytych osadów na środowisko może zostać osiągnięte poprzez utworzenie na ich powierzchni pokrywy roślinnej, która ograniczy ich erozję wodną i powietrzną.

Ze względu na swoją strukturę osady denne stanowią materiał trudny do pokrycia roślinnością. Duża ilość frakcji drobnoziarnistych wpływa bardzo niekorzystnie na wzrost i rozwój roślin poprzez ograniczenie dostępności dla korzeni powietrza, wody i składników odżywczych. Głównym problemem

w wytworzeniu pokrywy roślinnej na osadzie dennym jest konieczność zmiany jego składu granulometrycznego, gdyż w postaci pierwotnej jego struktura znacznie ogranicza prawidłowy wzrost roślin (Löser i wsp., 1999, 2002).

Punktem wyjścia do podjęcia tego tematu była realizacja projektów „Próba zagospodarowania rzecznych osadów dennych poprzez modyfikację ich składu granulometrycznego w kierunku utworzenia pokrywy roślinnej” (II.I2.2) oraz „Opracowanie metody chemofitostabilizacji metali ciężkich w osadach dennych ze zmodyfikowanym składem granulometrycznym” (II.I2.3). Celem badań w pierwszym projekcie było sprawdzenie możliwości zagospodarowania osadów dennych poprzez modyfikację ich składu granulometrycznego oraz wytworzenie pokrywy roślinnej na tak zmodyfikowanym osadzie. Podejście takie może być zastosowane w przypadku wydobywania i składowania osadów dennych na terenach przyległych do miejsca wydobycia. W badaniach wykorzystano osad denny pobrany z koryta rzeki Kłodnicy w miejscu ujścia Czerniawki (województwo śląskie). Osad pobrano z brzegu, na którym był on częściowo zdeponowany i przesuszony. Analiza granulometryczna osadu dennego wykazała, że tekstura badanego podłoża nie wymaga uzupełnienia w zakresie frakcji piasku grubego, średniego, drobnego oraz frakcji łu. Dlatego też jako dodatki poprawiające jego właściwości jako podłoża odpowiedniego dla prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin zastosowano osad ściekowy (5, 10, 20, 50% w/w) oraz mieszankę osadu ściekowego i popiołu lotnego (po spalaniu węgla) (5, 10, 20, 50% w/w) (II.D1.5, II.E.2). Pokrywę roślinną na tak wytworzonym podłożu utworzono z mieszanki traw stosowanych do odbudowy zniszczonych zbiorowisk. Osad denny pobrany w miejscu ujścia Czerniawki do Kłodnicy nie miał typowego składu ziarnowego charakterystycznego dla osadów dennych wód płynących.

Udowodniłam, że wprowadzenie osadu ściekowego lub mieszanki osadu ściekowego i popiołu lotnego w ilości od 20% do 50% do osadu dennego zwiększył udział frakcji piasku w składzie granulometrycznym osadu, co poprawiło znacznie wzrost roślin. Istotny w porównaniu z kontrolą przyrost biomasy uzyskano po wprowadzeniu do osadu dennego od 20% do 50% osadu ściekowego lub mieszanki osadu ściekowego i popiołu lotnego. Najbardziej efektywną dawką wprowadzoną do osadu dennego umożliwiającą uzyskanie zmiany w składzie granulometrycznym (zwiększenie udziału frakcji o większej średnicy ziaren) oraz dużego przyrostu biomasy traw był dodatek 50% osadu ściekowego i popiołu lotnego (II.D1.5, II.E.2). Potwierdziłam badaniami, że modyfikacja składu ziarnowego wydobywanych osadów dennych, zwłaszcza w przypadku ich składowania na terenach przyległych do miejsca wydobycia, może umożliwić szybsze kreowanie pokrywy roślinnej.

W przypadku osadów dennych kolejnym problemem do rozwiązania jest ich zanieczyszczenie metalami ciężkimi, których poziom może wykluczać możliwość przyrodniczego, w tym rolniczego, ich wykorzystania. Koniecznym więc staje się opracowanie metod immobilizacji zanieczyszczeń zawartych w osadach dennych. Przeprowadzenie procesu wspomaganą stabilizacji metali staje się bardziej

skomplikowane w przypadku zanieczyszczenia przez kilka pierwiastków śladowych, których różny charakter chemiczny mogą się wzajemnie wykluczać. Konieczne stają się więc, na podłożach kompleksowo zanieczyszczonych metalami, wprowadzanie kombinacji dodatków stabilizujących, które równocześnie istotnie zmniejszą mobilność wszystkich zanieczyszczeń (II.D1.2). Niewielu autorów w immobilizacji metali ciężkich zawartych w osadach dennych wykorzystuje kombinacje dodatków, aby umożliwić ograniczenie wszystkich pierwiastków (Qian i wsp., 2009; Rijkenberg i Depree, 2010; Paller i Knox, 2010). Zazwyczaj są to połączenia związków fosforu z materiałami alkalizującymi, materii organicznej z materiałami alkalizującymi lub też związków żelaza i zeolitów. Zatem poszukiwanie nowych rozwiązań dotyczących konkretnych kombinacji dodatków stabilizujących, których działanie nie wyklucza się wzajemnie jest wysoce pożądane. Dlatego też, celem badań w drugim projekcie „Opracowanie metody chemofitostabilizacji metali ciężkich w osadach dennych ze zmodyfikowanym składem granulometrycznym” (II.I2.3) było sprawdzenie możliwości zastosowania metody wspomaganej stabilizacji metali ciężkich w osadzie dennym o zmodyfikowanym składzie granulometrycznym oraz wytworzenie pokrywy roślinnej na tak zmodyfikowanym osadzie. Przewidziane w projekcie badania wskazały, czy wybrane dodatki wprowadzane do zmodyfikowanego osadu dennego umożliwiły ograniczenie biodostępności metali ciężkich w podłożu, wytworzenie zwartej pokrywy roślinnej oraz zmniejszenie pobierania zanieczyszczeń przez rośliny.

Do zmodyfikowanego osadu dennego wprowadzono fosforan wapnia (1% w/w), wapno nawozowe (0,8% w/w) i/lub węgiel brunatny (10% w/w) w określonych dawkach (6 wariantów eksperymentalnych oraz kontrola) (Kucharski i wsp., 2005) (II.D1.2). Wprowadzenie dodatków stabilizujących w postaci 1% fosforanu wapnia, 10% węgla brunatnego oraz 0,6% wapna nawozowego do zmodyfikowanego osadu dennego (50% osad dennego i 50% osad ściekowy) umożliwiło ograniczenie form biodostępnych Pb o 80%, Cd o 85%, natomiast Zn prawie 90% w porównaniu z wariantem kontrolnym (II.E.3). Ponadto po stabilizacji metali w zmodyfikowanym osadzie dennym uzyskano ponad 5-krotnie wyższy plon biomasy traw oraz najniższą zawartość metali w porównaniu z kontrolą. Badaniami tymi potwierdziłam, że metoda wspomaganej stabilizacji metali może być wykorzystana do ograniczenia ich biodostępności oraz wytworzenia pokrywy roślinnej nie zawierającej ponadnormatywnych ilości zanieczyszczeń na osadzie dennym. Z ekonomicznego punktu widzenia wybrane niskie dawki stabilizatorów są realne do zastosowania w środowisku i stwarzają możliwość bezpiecznego zagospodarowania takich odpadów (II.E.3).

### **5.3 Ocena przydatności preparatów komercyjnie dostępnych do wykorzystania w procesie remediacji gleb**

Z uwagi na szerokie zainteresowanie producentów preparatów wykorzystywanych w szeroko pojętej remediacji gleb, prowadziłam projekty dotyczące oceny ich przydatności w ograniczaniu

mobilności metali ciężkich z wykorzystaniem procesu wspomaganą stabilizacji lub fitostabilizacji. Jednym z takich preparatów był NAFTOSORB (II.I2.9, II.E.4, II.D1.12). Zgodnie z danymi przekazanymi przez producenta użyte w sorbencie składniki mineralne posiadały strukturę warstwową, która umożliwia przeprowadzanie czynnej sorpcji, wymianę kationów oraz poprawę właściwości buforowych zanieczyszczonych wód i gleb, co pozwala na: szybką likwidację wycieków ropy naftowej, smarów i benzyn, dezaktywację i zapobieganiu penetracji produktów ropopochodnych do wody i gleby, skuteczne czyszczenie wody deszczowej w miastach, przywrócenie do pierwotnego stanu glebę zanieczyszczoną ropą naftową. Sorbent może być stosowany jako wolnoptywający kompozyt, do czyszczenia zbiorników wodnych oraz gleby. Użyty i zebrany sorbent jonowymienny może być wykorzystany w elektrociepłowniach i w zakładach produkcji asfaltu bądź składowany na składowisku odpadów. W składzie chemicznym badanego sorbentu dominują tlenki krzemu (ponad 77%) oraz tlenki glinu i żelaza. Natomiast skład mineralny charakteryzuje się obecnością przede wszystkim kwarcu i glaukonitu. Obecne również są zeolity (ok. 5%) – minerały o bardzo wysokich zdolnościach sorpcyjnych w stosunku do metali ciężkich.

W badaniach wykorzystano glebę silnie zanieczyszczoną metalami ciężkimi z obszaru bezpośrednio sąsiadującego z terenami nieistniejącej huty cynku i ołowiu „Waryński” w Piekarach Śląskich. Jako dodatki ograniczające biodostępność badanych pierwiastków wykorzystano sorbent krzemianowy oraz stabilizator opracowany w IETU. Do gleby w wariacie eksperymentalnym w stosunku wagowym został wprowadzony badany sorbent w następujących dawkach: 1%, 2,5%, 5% oraz 10%. Dodatkowo przygotowano wariant ze stabilizatorem opracowanym w Instytucie Ekologii Terenów Przemysłowych (Krzyżak i wsp., 2012), w dawce odpowiadającej 10% testowanego sorbentu. W trakcie trwania doświadczenia, w 2-gim, 4-tym, 6-tym, 8-mym i 12-tym tygodniu, pobrano próbki glebowe w celu określenia zmian pH oraz zawartości form biodostępnych ołowiu, kadmu, cynku i arsenu.

Na podstawie uzyskanych wyników badań stwierdziłam, iż wprowadzenie do gleby zanieczyszczonej metalami ciężkimi sorbentu na bazie krzemianów nie wpływa w istotny sposób na obniżenie ich biodostępności w glebie. Ponadto w literaturze przedmiotu krzemiany nie są wykorzystywane jako związki stabilizujące metale ciężkie w glebach, natomiast ich właściwości sorpcyjne mogą być wykorzystywane w wiązaniu i wychwytywaniu związków organicznych, w szczególności w środowisku wodnym. Zaobserwowane nieznaczne zmniejszenie biodostępności ołowiu i cynku, oraz brak wpływu na biodostępność kadmu nie pozwalają na stwierdzenie, iż badany sorbent mógłby być stosowany w działaniach remediacyjnych na glebach zanieczyszczonych. W przypadku stabilizatora na bazie materii organicznej i wapna nawozowego opracowanego w IETU można stwierdzić, iż jest on dodatkiem doglebowym który mógłby być z powodzeniem stosowany w działania remediacyjnych na glebach silnie zanieczyszczonych kadmem i cynkiem. Ograniczenie

biodostępności badanych pierwiastków było związane z wysokimi właściwościami sorpcyjnymi węgla brunatnego. Dzięki obecności kwasów huminowych i fulwowych nastąpiło trwałe związanie jonów metali z materią organiczną a obecność wapna w testowanym preparacie pozwala na utrzymanie odczynu gleby na poziomie obojętnym lub lekko zasadowym, zapobiegając uwalnianiu jonów metali (II.I2.9, II.E.4, II.D1.12).

#### **5.4 Wpływ zabiegów agrotechnicznych na pobieranie metali ciężkich przez rośliny zbożowe**

Projekt PHIME („Public health impact of long-term, low level mixed element exposure in susceptible population strata”) realizowany w latach 2006 – 2011 obejmował badania nad oceną wpływu ponadnormatywnych zawartości metali ciężkich, a w szczególności kadmu, rtęci, ołowiu i manganu, obecnych w żywności na zdrowie człowieka (II.I1.1). Obecność wspomnianych metali w żywności stwarza problemy zdrowotne w postaci narażenia na: choroby układu krążenia oraz układu nerwowego, osteoporozę, choroby nerek, cukrzycę, anemię a także zmiany nowotworowe. Badano narażenie populacji powstające w wyniku wprowadzania do organizmu wraz z żywnością niewielkich ilości kadmu, rtęci, ołowiu oraz manganu. Określano relacje pomiędzy metalami a ich wpływem na zdrowie konsumentów oceniając zmiany w systemie nerwowym, kardiowaskularnym, wpływ na osteoporozę, choroby nerek i cukrzycę. Uwzględniając cel nadrzędny projektu PHIME, zakres badań realizowany przez IETU prowadzono w kierunku wskazania wartościowych dla człowieka odmian jęczmienia przeznaczonych do konsumpcji, umożliwiających uzupełnienie niedoboru pierwiastków biogennych w diecie przy równoczesnej eliminacji pierwiastków zbędnych dla organizmu. Badania prowadzono pod kątem: i) wskazania powiązań pomiędzy własnościami fizyko-chemicznymi gleby, w tym biodostępności kadmu a redukcją zawartości tego pierwiastka w ziarniakach jęczmienia, ii) modyfikacji właściwości gleby poprzez wprowadzenie dodatków obniżających biodostępność kadmu w glebie oraz redukujących zawartość kadmu w ziarniakach, iii) oceny poziomu akumulacji kadmu w różnych gatunkach i odmianach roślin w warunkach średniego oraz niskiego ich stężenia w glebie (II.I1.1, II.D1.6, II.K1.3, II.K1.5, II.K1.6, III.B.2, III.B.3, III.B.4).

Jęczmień w Polsce uprawiany jest głównie na ziarno używane w przemyśle spożywczym i do produkcji piwa, zaś około 4% jest wykorzystywane do bezpośredniego spożycia przez ludzi (kasze, płatki jęczmienne) (Kawka, 2010). Akumulacja i dystrybucja kadmu w roślinach jest silnie uzależniona od rodzaju gleby i odmiany rośliny, a także od różnych etapów rozwoju roślin. Badania w projekcie PHIME, dziesięciu dostępnych na rynku odmian jęczmienia wykazały częste przekroczenia zawartości kadmu zarówno w ziarniakach jak i słomie jęczmienia uprawianego na terenach klasyfikowanych jako czyste. Do eksperymentu wybrano dwie gleby niezanieczyszczone i jedną glebę rolniczą zanieczyszczoną metalami ciężkimi. Całkowite stężenie kadmu w glebach niezanieczyszczonych wahało

się od 0,47 mg kg<sup>-1</sup> do 1,73 mg kg<sup>-1</sup>, podczas gdy w przypadku gleby zanieczyszczonej średnia zawartość wynosiła około 12 mg kg<sup>-1</sup>. Biodostępne formy Cd stwierdzono w ilości od 0,07 mg kg<sup>-1</sup> do 0,23 mg kg<sup>-1</sup> dla czystych gleb, zaś w glebie zanieczyszczonej wynosiły około 0,56 mg kg<sup>-1</sup>. Dowiodłam, że spośród przebadanych odmian jęczmienia wszystkie odmiany rosnące na glebach niezanieczyszczonych mogą być wykorzystane do celów żywieniowych. W przypadku gleby zanieczyszczonej wszystkie odmiany jęczmienia przekroczyły limit wartości Cd dla produkcji żywności, ale trzy z nich można wykorzystać jako paszę dla zwierząt (**III.B.2, III.B.3**). Powyższe wyniki doświadczeń zasugerowały konieczność rozwiązania problemu ograniczenia pobierania Cd przez proces wspomaganą stabilizacji metali (**II.K1.3**).

Sposób częściowego rozwiązania problemu ponadnormatywnych stężeń pierwiastków śladowych w roślinach zbożowych, możliwy był dzięki wynikom badań prowadzonych w ramach realizacji zadań w projekcie PHIME, które pozwoliły na :

- ocenę możliwości sterowania bioakumulacją kadmu na terenach o podwyższonym stężeniu tego pierwiastka poprzez wprowadzanie dodatków stabilizujących jego biodostępność (**II.D1.6, II.K1.5, II.K1.6, III.B.4**),
- ocenę zmienności odmianowej w akumulacji kadmu i konieczność wyboru odpowiednich odmian dla konsumpcji (**II.D1.6, II.K1.3, II.K1.6, III.B.3**),
- postawienie hipotezy o wpływie niektórych rutynowo przeprowadzanych zabiegów agrotechnicznych na bioakumulację kadmu w zbożach (**II.D1.6, II.K1.6**).

Zastosowanie dodatków doglebowych w celu ograniczenia biodostępności kadmu w glebie polegało na wprowadzeniu do gleby dwóch dodatków: węgiel brunatny (10% w/w) oraz zeolit (1% i 3% w/w) oraz po okresie stabilizacji wysiewie odmian jęczmienia ponadnormatywnie kumulujących kadm w ziarniakach. W fazie dojrzałości wzrostu jęczmienia zebrano ziarna oraz słomę i zanalizowano zawartość Cd i Zn. Całkowite zawartość kadmu w glebie wynosiła około 12,39 mg kg<sup>-1</sup>, natomiast cynku około 2 174,5 mg kg<sup>-1</sup>. Biodostępne formy kadmu stanowiły około 4,6% całkowitej zawartości, podczas gdy dla Zn około 2,2%. Istotne różnice w zawartości Cd w ziarniakach w porównaniu do roślin kontrolnych obserwowano po dodaniu 10% węgla brunatnego lub 3% zeolitu do gleby. Zawartość metalu w ziarnie była o około 30% niższa, zaś w słomie o 40% niższa w porównaniu z próbkami kontrolnymi. W przypadku Zn nie zaobserwowano różnic w ziarnach po dodaniu do gleby dodatków obniżających biodostępność, zaś w słomie zawartość była o około 50-55% wyższa po 1% lub 3% dodatku zeolitu. Uzyskane wyniki jednoznacznie wskazały, że dodatki zmniejszające biodostępność Cd w glebie mogą zmniejszyć pobieranie tego metalu do ziarników i obniżyć ryzyko dla zdrowia ludzi oraz zwiększyć zawartość Zn w słomie jęczmiennej, co jest ważne w żywieniu zwierząt (**II.D1.6, II.K1.3, II.K1.5, III.B.4**).

Równocześnie w projekcie PHIME pojawił się nowy problem, w postaci konieczności oceny rutynowo prowadzonych zabiegów agrotechnicznych, nie uwzględniających przestrzenną zmienność właściwości gleby na akumulację metali ciężkich w roślinach jadalnych (II.K1.3).

Badania prowadzone w trakcie i po zakończeniu projektu wskazały, że zabiegi agrotechniczne mogą wpłynąć na obniżenie pobierania kadmu przez rośliny zbożowe na glebach, które klasyfikowane są jako niezanieczyszczone (II.D1.6, II.K1.6).

Dwa rodzaje zabiegów agrotechnicznych mogą być wykorzystane w ograniczaniu pobierania kadmu przez rośliny zbożowe. Pierwszym z nich jest mikoryzacja korzeni roślin w celu stworzenia symbiozy z grzybami mikoryzowymi, które mogą być dostarczone w postaci szczepionki. Dowiedziono, że około 95% gatunków roślin tworzy swoistą symbiozę z grzybami mikoryzowymi. Mikoryzy powodują poprawę ogólnej kondycji rośliny, wspomagają jej wzrost, podnoszą odporność na patogeny, przyczyniają się do bardziej efektywnego poboru składników odżywczych z gleby. Rola mikoryz w pobieraniu metali ciężkich przez rośliny jest również szeroko komentowana w literaturze przedmiotu. Stwierdzono, że grzyby mikoryzowe są zdolne do gromadzenia od 10 do 20 razy wyższych zawartości Cd w stosunku do korzeni roślin. Zatem grzyby mikoryzowe mogą być odpowiedzialne za ograniczenie translokacji Cd do pędów poprzez bioaugmentację w glebie.

W badaniach wazonowych oceniałam korelację pomiędzy stopniem kolonizacji korzeni jęczmienia a stężeniem Cd w ziarnach. Parametry rozwoju mikoryzy oceniano mikroskopowo na podstawie częstości mikoryzacji fragmentów korzenia jęczmienia (F%), intensywności kolonizacji korzeni (M%) i obfitości arbuskuł w systemie korzeniowym (A%). W przeprowadzonych badaniach stwierdziłam istotną korelację ujemną między częstością mikoryzacji fragmentów korzeni (F%) a stężeniem Cd w ziarnach. Częstość mikoryzacji fragmentów korzeni (F%) dla poszczególnych odmian jęczmienia zmniejszyła się wraz ze wzrostem stężenia biodostępnego Cd w glebie, co sugeruje, że akumulacja Cd w ziarnach jęczmienia zależy zarówno od fizjologicznych właściwości rośliny, jak i od mikoryzacji korzeni. Ponadto potwierdziłam, że oprysk fungicydem całkowicie niszczy struktury grzybów mikoryzowych, co może wpływać na niekontrolowane, nadmierne pobieranie Cd przez korzenie do części nadziemnych rośliny (II.D1.6, II.K1.3, II.K1.6).

Drugim zabiegiem agrotechnicznym przydatnym w ograniczaniu zawartości Cd w ziarniakach roślin zbożowych jest dolistny oprysk roztworem cynku. Kadm wykorzystuje szlaki transportu cynku, aby zostać pobranym z korzeni do części nadziemnych rośliny, dlatego stosowanie cynku może być pomocne w zmniejszaniu akumulacji Cd. Dolistne stosowanie cynku jest coraz częściej stosowane w celu podniesienia niedoborów mikroelementów tego pierwiastka. Udowodniłam, że zastosowanie oprysku Mono-Zn na powierzchni liści w trakcie kwitnienia i zawiązywania ziarna, u niektórych odmian

jęczmienia spowodowało zmniejszenie zawartości kadmu w ziarnie i słomie. Wyniki były związane z rodzajem odmiany jęczmienia i rodzajem gleby (czyste, zanieczyszczone Cd) (II.D1.6, II.K1.3, II.K1.6).

## **5.5 Wykorzystanie nowych odmian roślin energetycznych w warunkach klimatu i gleb Polski jako alternatywnych źródeł energii**

Bioenergia jest kluczowym elementem strategii UE w obszarze odnawialnych źródeł energii i występuje na styku polityk w zakresie rolnictwa/użytkowania gruntów oraz produkcji energii. Obecnie większość biopaliw produkowana jest z roślin jadalnych uprawianych na gruntach rolnych, podczas gdy biomasa wykorzystywana do produkcji ciepła i energii pozyskiwana jest w ramach gospodarki leśnej.

W celu uniknięcia konfliktu pomiędzy sektorem rolnictwa, który zajmuje się produkcją żywności, a sektorem energii odpowiedzialnym za zwiększenie udziału energii ze źródeł odnawialnych w tym biomasy, rośliny energetyczne powinny być w miarę możliwości uprawiane na glebach rolniczych o niskiej jakości, w tym odłogowanych i zanieczyszczonych.

Testowanie traw energetycznych na różnych typach gleb w Europie w ciągu ostatnich 25 lat wykazało, że mieszańce międzygatunkowe, takie jak *Miscanthus × giganteus* (M × g), łączą zarówno potencjał wysokiej wydajności, jak i niskie nakłady w szerokim zakresie gleb i warunków klimatycznych (Clifton-Brown i wsp., 2002). Oczekuje się, że mieszańce *Miscanthus* odegrają ważną rolę w zapewnianiu wieloletniej biomasy lignocelulozowej w dużej części Europy w ramach gospodarki o niższym zużyciu węgla. M × g, jako sterylny klon, może być rozmnażany tylko wegetatywnie, co prowadzi do wysokich kosztów założenia i długim czasie potrzebnym do uzyskania odpowiedniej ilości sadzonek w stosunku do zapotrzebowania dla zakładanych nowych plantacji. W konsekwencji, dziesięć lat temu, głównie w Wielkiej Brytanii, podjęto strategiczną decyzję o opracowaniu metod wielkoskalowego namnażania nasiennych hybryd miskanta, co zwiększyło również zainteresowanie tym tematem badawczym (II.A.3). W publikacji przygotowanej z naukowcami z Chin, Australii i Polski (II.A.3) przedstawiono rozwój platformy Diversity Arrays Technology do analizy struktury genetycznej kolekcji *Miscanthus* obejmującej 180 rekordów. Otrzymano w sumie 906 markerów, z których około 25,5% wykazywało wartość informacji o polimorfizmach w zakresie od 0,40 do 0,50 i uznano je za szczególnie przydatne. Nowo opracowany system markerów może posłużyć jako dodatkowe źródło wspomagające poprawę upraw, ochronę zasobów genetycznych i badania genetyczne. Trzy rodzaje analiz wskazały, że 180 rekordów z kolekcji było dobrze zróżnicowanych i prezentowało dużą różnorodność. Co ciekawe, analiza wykazała, że istnieją dwie odrębne grupy roślin, znacznie różniące się pod względem różnorodności genetycznej, które są dostępne w handlu jako *M. × giganteus*. Jedną z tych grup są najprawdopodobniej mutanty lub somaklonalne warianty oryginalnego *M. × giganteus*. Druga grupa to hybrydy miskanta o wyższej różnorodności genetycznej. Badania wskazały, że różnorodność dostępnego w handlu *M. × giganteus* jest wyższa niż powszechnie się zakłada (II.A.3).



Całym przedsięwzięciem naukowym dotyczącym rozpowszechniania i badania nasiennych miskantów prowadzi zespół prof. Johna Cliftona-Browna z Aberystwyth University, Institute of Biological, Environmental and Rural Sciences, z którym współpracuję od 2014 roku (III.I.18, III.I.19). Aby osiągnąć postęp w realizacji ww. celu, międzynarodowe zespoły naukowców z Anglii, Niemiec, Włoch, Tajwanu, Chin, Korei Południowej, USA, Japonii, Ukrainy, Mołdawii oraz Polski (w tym zespół przeze mnie kierowany) zrealizował następujące badania: (1) wykorzystano różnorodność genetyczną rodzaju *Miscanthus*, krzyżując i testując potomstwo z tysiąca kombinacji rodzicielskich, aby wybrać kilka nasiennych hybryd miskanta przystosowanych do wzrostu w Europie, (2) ustalono metody produkcji nasion na skalę polowej, (3) opracowano warunki agronomiczne dla zakładania dużych plantacji z sadzonek wyprodukowanych z nasion w celu skrócenia czasu zakładania o rok w porównaniu z  $M \times g$ , (4) przetestowano szereg technik zbioru w celu poprawy jakości biomasy i logistyki na dużą skalę, (5) przeprowadzono analizy przestrzenne potencjału produkcyjnego i dostępności gruntów w celu zidentyfikowania regionalnych możliwości w całej Europie, (6) rozważono ekonomiczne, praktyczne i środowiskowe korzyści, jakie można uzyskać w gospodarstwie rolnym; atrakcyjne dla hodowców. Zostały również zdiagnozowane bariery techniczne, ograniczające gotowość traw z rodzaju *Miscanthus* do użycia jako surowca niskoemisyjnego w europejskiej gospodarce ekologicznej (II.A.4). Badania w zespole Remediacji Środowiska IETU prowadzone były na multipoligonie zlokalizowanym w Bytomiu (województwo śląskie), który jest miejscem testowania nowych odmian roślin energetycznych i sprawdzania ich udatności, plonu biomasy, fizjologii oraz odporności na zanieczyszczenie metalami ciężkimi w warunkach klimatycznych Polski (II.I2.5). Ze współpracy z jednostkami z Wielkiej Brytanii i Niemiec zrodził się pomysł przygotowania wspólnego projektu dotyczącego nasiennych genotypów miskanta (MISCOMAR).

W projekcie MISCOMAR (*Miscanthus* biomass options for marginal and contaminated areas: quality, quantity and soil interaction), ze środków NCBiR w ramach programu ERA NET Co-Fund - FACCE SURPLUS, który koordynuję, badamy w zespole międzynarodowym z Aberystwyth University z Walii (prof. John Clifton-Brown) oraz Hohenheim University z Niemiec (prof. Iris Lewandowski) nowe nasienne genotypy miskanta jako alternatywę dla terenów odłogowanych i zanieczyszczonych (II.I1.5, II.D2.8, II.K1.16, II.K1.17). Głównym celem projektu MISCOMAR jest wypracowanie technik produkcji biomasy na terenach wyłączonych z produkcji rolnej poprzez a) określenie przydatności gruntów zanieczyszczonych i odłogowanych do uprawy miskanta b) opracowanie koncepcji zrównoważonej integracji upraw miskanta na poziomie gospodarstw rolnych oraz w aspekcie kształtowania krajobrazu. Koncepcja projektu obejmuje wykorzystanie gleb rolniczych zanieczyszczonych metalami ciężkimi, zrównoważone wykorzystanie gleb odłogowanych oraz poprawę ekologiczną i środowiskową gleb intensywnie wykorzystywanych rolniczo. Projekt uwzględnia zarówno wpływ prowadzonych upraw na stan gleby jak i wpływ parametrów gleby na jakość produkowanej biomasy oraz jej potencjalne

końcowe wykorzystanie. Główne cele projektu obejmują: 1) określenie wydajności nowatorskich, odpornych na stres środowiskowy genotypów miskanta, w porównaniu do miskanta olbrzymiego, uprawianych na glebach niskiej klasy, ekonomicznie marginalnych (Unterer Lindenhof, Niemcy) oraz zanieczyszczonych metalami ciężkimi (Bytom, Polska), 2) określenie wpływu produkcji miskanta na właściwości gleby, w szczególności żyzność i zdolności produkcyjne, 3) określenie możliwości wykorzystania biomasy pozyskanej z nowatorskich genotypów miskanta oraz wpływu na jej jakość zróżnicowanych warunków środowiskowych, np. zanieczyszczenia metalami ciężkimi, 4) wypracowanie koncepcji integracji upraw miskanta w istniejący krajobraz oraz system upraw. Rezultaty projektu pozwolą na uzyskanie informacji jak produkcja biomasy miskanta może wpasować się, lub nawet zastąpić istniejące rozwiązania. Innowacją projektu stanowi kompleksowe podejście do produkcji i wykorzystania biomasy miskanta z terenów zanieczyszczonych, oraz jej integracji w istniejące systemy upraw. Zgromadzone dane i opracowane modele koncepcyjne przyczynią się do rozwoju strategicznych polityk zwiększających zrównoważony rozwój rolnictwa oraz zmniejszenia oddziaływania na środowisko. Ponadto, w ramach projektu wypracowane zostaną opłacalne ekonomicznie alternatywy wykorzystania gleb nieodpowiednich do produkcji żywności, zmniejszające jednocześnie ryzyko włączania metali ciężkich do łańcucha pokarmowego.

Wyniki uzyskane w projekcie do chwili obecnej potwierdzają, że nie wszystkie nasienne genotypy miskanta są w stanie przetrwać pierwszą zimę po założeniu plantacji, zwłaszcza gdy jest ona bezśnieżna, z bardzo niskimi temperaturami (**II.D2.8, II.K1.16, II.K1.17, III.Q3.13, III.Q3.16**). Istotne jest, aby wybrać właściwe hybrydy, które będą w stanie przetrwać zarówno w zanieczyszczonym środowisku, jak i w warunkach klimatycznych. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdziłam, że badane hybrydy są w stanie rosnąć w zanieczyszczonej metalami ciężkimi glebie, ale są wrażliwe na mróz, gdyż spośród 4 wyjściowych hybryd tylko 2 przetrzymały. Istnieje jednak duże prawdopodobieństwo, że testowane genotypy mogą przetrwać zimę w bardziej sprzyjających warunkach. W przypadku komercyjnej uprawy wymagane są hybrydy o ulepszonej odporności na mróz, takie jak GNT5 i GNT14, aby zminimalizować ryzyko utraty roślin w klimatach kontynentalnych przy bardzo niskich temperaturach zimowych. Ponadto badaniami polowymi potwierdziłam, że zawartość metali ciężkich w zebranej biomacie w okresie zimowym jest od 2 do 10 razy wyższa w porównaniu do biomasy zebranej jesienią. Zjawisko to jest prawdopodobnie związane z relokacją metali ciężkich z liści do łodyg podczas starzenia się roślin. Ponadto stwierdzono niższą zawartość metali ciężkich we wszystkich hybrydach miskanta w porównaniu do standardowego klonu, dzięki czemu mogą one być wykorzystane w procesie fitostabilizacji na glebach zanieczyszczonych (**II.D2.8, II.K1.16, II.K1.17, III.Q3.13, III.Q3.16**).

## 5.6 Współpraca naukowa

Chciałabym podkreślić szeroki zakres mojej współpracy naukowej, dzięki której powstały wartościowe, interdyscyplinarne prace opublikowane w wysokiej rangi czasopismach. Prace te mogły powstać dzięki współpracy z wiodącymi ośrodkami naukowymi na świecie: Institute for Biological, Environmental and Rural Sciences, Aberystwyth University, Wielka Brytania; Institute of Crop Science, Department Biobased Products and Energy Crops, Hohenheim University, Niemcy; VITA34 BioPlanta Unit, Lipsk, Niemcy; Helmholtz Centre for Environmental Research Leipzig, Niemcy; Institute for Studies and Power Engineering, Bukareszt, Rumunia; Terravesta Ltd. Lincoln, Wielka Brytania. Spośród polskich jednostek z którym stale współpracuję wymienić można: Uniwersytet Śląski w Katowicach, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska; Instytut Hodowli i Aklimatyzacji Roślin PIB w Radzikowie; Krajowe Centrum Roślinnych Zasobów Genowych (KCRZG), Ogród Botaniczny w Bydgoszczy; Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji, Instytut Inżynierii Środowiska; Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Instytut Genetyki Roślin PAN w Poznaniu; Politechnika Śląska w Gliwicach oraz Energene Ltd. Polska.

Obecnie rozpoczęłam w ramach złożonych i oczekujących na ocenę merytoryczną projektów do konkursów europejskich współpracę z: Julius Kühn - Institute, Federal Research Centre for Cultivated Plants Institute for Crop and Soil Science, Quedlinburg, Niemcy; Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG), Santiago de Compostella, Hiszpania; Physis Data Ltd, Lincoln, Wielka Brytania, Instytut Włókien Naturalnych i Roślin Zielarskich, Poznań oraz Kansas State University.

## 6. Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego

Mój dotychczasowy dorobek naukowy składa się z 88 publikacji, z czego 25 zostało opublikowanych w recenzowanych czasopismach naukowych, a 63 w wydawnictwach pokonferencyjnych i monografiach (Tabela 3). Dwanaście prac naukowych opublikowałam w czasopismach z listy JCR, a ich łączna miara oddziaływania IF zgodnie z rokiem opublikowania wynosi 34,480. Łączna punktacja mojego dorobku naukowego wynosi 713 pkt. Po wyłączeniu 11 prac wchodzących w skład przedstawionego osiągnięcia naukowego mój pozostały dorobek naukowy stanowi 77 prac o łącznym IF 20,185 i punktacji wg MNiSW 513 pkt. Według bazy Web of Science h-indeks prac z mojego dorobku naukowego wynosi obecnie 6 (Tabela 3).

Wykonałam 8 recenzji artykułów naukowych dla prestiżowych czasopism takich jak Plos One, Land Degradation and Development, Ecotoxicology, Environmental Science and Pollution Research czy Continental Self Research (Tabela 3).

Byłam pomysłodawcą i kierownikiem naukowym projektu międzynarodowego PHYTO2ENERGY - Phytoremediation driven energy crops production on heavy metal degraded areas as local energy carrier, realizowanego w latach 2014–2018, ze środków 7 Programu Ramowego Unii Europejskiej Działania Maria Curie, Działania, Partnerstwa i Ścieżki rozwoju między przemysłem a uczelniami wyższymi (EU FP7-PEOPLE-2013-IAAP). Jestem pomysłodawcą oraz koordynatorem projektu MISCOMAR - Miscanthus biomass options for marginal and contaminated areas: quality, quantity and soil interaction realizowanego od 2016 do 2019 roku w ramach konkursu, ERA NET Co-Fund - FACCE SURPLUS. Oprócz ww. projektów do tej pory brałam udział w siedmiu projektach międzynarodowych takich programów jak 5, 6 i 7 Program Ramowy Unii Europejskiej, H2020, INTERREG Central Europe, oraz projekcie sponsorowanym przez Departament Energetyki Rządu Stanów Zjednoczonych.

W latach 2009-2012 byłam członkiem Europejskiej Platformy COST 0905 – Mineral Improved Production for Healthy Food and Feed w grupach roboczych WG1- Soil plant interactions oraz WG2 – Biological features. Ponadto uczestniczyłam 4-krotnie (2010-2013) jako ekspert zewnętrzny Górnośląskiej Agencji Promocji Przedsiębiorczości S.A. (GAPP S.A.) w Konkursie Innowator Śląska, w których wykonywałam audyty technologiczne do przedsięwzięć w zakresie ochrony środowiska. Jestem uczestnikiem ośmiu konsorcjów i sieci badawczych oraz członkiem Komisji Ochrony Środowiska i Gospodarki Odpadami PAN o/Katowice oraz International Phytotechnology Society (Tabela 3).

W ciągu 4 lat trwania projektu Phyto2Energy odbyłam 9 miesięcznych staży w VITA34 w Lipsku oraz trzy miesięczne staże w Institute for Studies and Power Engineering (ISPE) w Bukareszcie.

Wykonałam 21 ekspertyz i projektów dla gospodarki narodowej, w tym na zamówienie organów państwowych, w zakresie oceny stopnia zanieczyszczenia i rekultywacji terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi.

Za prowadzoną działalność otrzymałam w roku 2013 nagrodę zasłużony dla województwa śląskiego.

Wyniki swoich badań prezentowałam na konferencjach krajowych i zagranicznych na trzech kontynentach. Na konferencji VII International Scientific Agriculture Symposium (AGROSYM 2016) Jahorinie (Bośnia i Hercegowina) moje wystąpienie ustne otrzymało nagrodę Best Oral Presentation Award.

Szczegółowe informacje na temat mojego dorobku naukowo-badawczego oraz pozostałych osiągnięć w zakresie działalności dydaktycznej, organizacyjnej i popularyzującej naukę oraz zestawienie prac zastosowanych w praktyce przedstawiono w załącznikach 3 i 4.

**Tabela 3.** Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego

Wyszczególnienie		Przed doktoratem			Po doktoracie			RAZEM			
Oryginalnie opublikowane naukowe prace twórcze udostępnione w obiegu społecznym, monografie i publikacje książkowe (posiadające ISBN i EAN); A – Autor, W – Współautor,											
Rodzaj publikacji		Punkty MNiSW Σ	A	W	Punkty MNiSW	A	W	Punkty MNiSW	A	W	Σ
Zwarte publikacje	krajowe	40	-	6	24		2	16		8	8
	międzynarodowe	38	-				5	38			5
	Lista filadelfijska	415	-	2	80		10	335		12	12
Materiały konferencyjne	krajowe		-	1			1			2	2
	międzynarodowe		-	1			14			15	15
	zagraniczne		-	3			9			12	12
	web of science	75					5	75			5
Monografie i rozdziały w książkach	polskojęzyczne	80	-	1	5	1	14	75	1	15	16
	angielskojęzyczne	65	-	6	30		7	35		13	13
<b>SUMA PUNKTÓW</b>		<b>713</b>	<b>139</b>			<b>574</b>					
Udział w konferencjach naukowych											
Konferencje	krajowe				4			3			7
	międzynarodowe				1			11			12
	zagraniczne				2			14			16
Zagraniczne staże naukowe i wykłady gościnne											
Wyjazdy zagraniczne	liczba				-			12			12
	czas (miesiące)				-			12			12
Udział w projektach											
Projekty	KBN/NCN/MNiSW				2			15			17
	NCBiR/z rynku i gospodarki				-			1/10			11
	finansowane z UE				2			6			8
	zagraniczne				1			-			1
Pozostała działalność naukowo-badawcza											
Recenzje artykułów opublikowanych w czasopismach JCR i Open Access					-			8			8
Udzielone patenty międzynarodowe i krajowe/zgłoszenia patentowe					-			-			-
WSKAŹNIKI OCENY DOROBKU NAUKOWEGO											
Źródło danych			Web of Science			Scopus (Elsevier)			Google Scholar		
Indeks Hirscha h			6			6			9		
Liczba cytowań ogółem			221 (bez autocytowań 209)			253			468		
Liczba publikacji w bazie			19			17			68		

## 7. Literatura

1. Abichou T., Langoni G., Tawfiq K. *Assessment of alternative earthen final covers for Florida landfills*, Center for Solid and Hazardous Waste Management, 2003, University of Floryda.
2. Antonkiewicz J., Kołodziej B., Bielińska E.J. Phytoextraction of heavy metals from municipal sewage sludge by *Rosa multiflora* and *Sida hermaphrodita*. *Intenational Journal of Phytoremediation*, 2016, 1549–7879. doi:10.1080/15226514.2016.1225283
3. Borkowska H., Molas R. Two extremely different crops, *Salix* and *Sida*, as sources of renewable bioenergy. *Biomass and Bioenergy*, 2012;36, 234–240. doi:10.1016/j.biombioe.2011.10.025
4. Chaney R.L., Malik M., Li Y.M., Brown S.L., Brewer E.P., Angle J.S., Baker, A.J. Phytoremediation of soil metals. *Current opinion in Biotechnology*, 1997, 8(3), 279–284.
5. Chen B.C., Lai H.Y., Juang K.W. Model evaluation of plant metal content and biomass yield for the phytoextraction of heavy metals by switchgrass. *Ecotoxicology and Environmental safety*, 2012, 80, 393–400.
6. Clifton-Brown J., Hastings A., Mos M., McCalmont J.P., Ashman Ch., Carroll D., Cerazy J., Chiang Y-Ch, Cosentino S., Cracroft-Eley W., Scurlock J., Donnison I.S., Glover Ch., Gołab I., Greef J.M., Gwyn J., Harding G., Hayes Ch., Helios W., Hsu T-W, Huang L. S., Jeżowski S., Kim D-S, Kiesel A., Kotecki A., Krzyzak J., Lewandowski I., Lim S.H., Liu J., Loosely M., Meyer H., Nelson W., Pogrzeba M., Robinson G., Robson P., Rogers Ch., Scalici G., Schuele H., Shafiei R., Shevchuk O., Schwarz K-U., Squance M., Swaller T., Thornton J., Truckses T., Botnari V., Vizir I., Wagner M., Warren R., Yamada T., Youell S., Xi Q., Zong J., Flavell R. Progress in upscaling *Miscanthus* biomass production for the European bioeconomy with seed based hybrids. *GCB Bioenergy*, 2017, 9(1), 6–17, DOI:10.1111/gcbb.12357
7. Clifton-Brown J.C., Lewandowski I., Bangerth F., Jones M.B. Comparative responses to water stress in stay-green, rapid-and slow senescing genotypes of the biomass crop *Miscanthus*. *New Phytologist*, 2002, 154, 335-345. doi:10.1046/j.1469-8137.2002.00381.x
8. Cunningham S.D., Berti W.R., Huang J.W. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in biotechnology*, 1995, 13(9), 393–397.
9. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. W sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE Dz.U. 2016 poz. 1395.
10. Ebbs S.D., Kochian L.V. Phytoextraction of zinc by oat (*Avena sativa*), barley (*Hordeum vulgare*), and Indian mustard (*Brassica juncea*). *Environmental Science and Technology*, 1998, 32(6), 802–806.
11. European Environment Agency, EEA. *The European environment – state and outlook, 2005*. Copenhagen.
12. European Environment Agency, EEA. Report 07/2016. *Soil resource efficiency in urbanised areas. Analytical framework and implications for governance.*, pp. 90, ISSN 1977-8449.
13. Evangelou M.W., Daghan H., Schaeffer A. The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil. *Chemosphere*, 2004, 57(3), 207–213.
14. Evangelou M.W., Ebel M., Schaeffer A. Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents. *Chemosphere*, 2007, 68(6), 989–1003.
15. Evangelou M.W., Kutschinski-Klöss S., Ebel M., Schaeffer A. Potential of *Borago officinalis*, *Sinapis alba* L. and *Phacelia boratus* for phytoextraction of Cd and Pb from soil. *Water, Air, and Soil pollution*, 2007, 182(1-4), 407–416.
16. Freitas H., Prasad M.N.V., Pratas J. Plant community tolerant to trace elements growing on the degraded soils of Sao Domingos mine in the south east of Portugal: environmental implications. *Environment International*, 2004, 30, 65–72.
17. Friels W., Friedl J., Platzer K., Horak O., Gerzabek M.H. Remediation of contaminated soils near a former Pb/Zn smelter in Austria: batch, pot and field experiments. *Environmental Pollution*, 2006, 144, 40–50.
18. Friesen P.C., Peixoto M.D.M., Lee D.K., Sage R.F. Sub-zero cold tolerance of *Spartina pectinata* (prairie cordgrass) and *Miscanthus × giganteus*: candidate bioenergy crops for cool temperate climates. *Journal of Experimental Botany*, 2015, 66(14), 4403–4413.
19. Garrido F., Illera V., García-González M.T. Effect of addition of gypsum- and lime-rich industrial by-products on Cd, Cu and Pb availability and leachability in metal-spiked acid soils. *Applied Geochemistry*, 2005, 20, 397–408.
20. Geebelen W., Adriano D.C., Van der Lelie D., Mench M., Carleer R., Clijsters H., Vangronsveld J. Selected bioavailability assays to test the efficacy of amendment-induced immobilization of lead in soil. *Plant and Soil*, 2003, 249, 217–228.

21. Harmsen J. Measuring bioavailability: from a scientific approach to standard methods. *Journal of Environmental Quality*, 2007, 36(5), 1420–1428.
22. Hauser V.L., Weand B.L., Gill M.D. Natural covers for landfills and buried waste. *Journal of Environmental Engineering*, 2001, 127, 768–775.
23. Hauser V.L., Gimond D.M., Bonta J.V., Howell T.A., Malone R.W., Williams R.J. Models for hydrologic design evapotranspiration landfill covers. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39, 7226–7233.
24. Helios W., Kozak M., Malarz W., Kotecki A. Effect of sewage sludge application on the growth, yield and chemical composition of prairie cordgrass (*Spartina pectinata* Link.). *Journal of Elementology*, 2014, 4, 1021–1036. doi:10.5601/jelem.2014.19.3.725
25. Howaniec N., Smoliński A., Stańczyk K., Pichlak M. Steam co-gasification of coal and biomass derived chars with synergy effect as an innovative way of hydrogen-rich gas production. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2011, 36(22), 14455–14463.
26. Kabata-Pendias A., Mukherjee A.B. Trace elements from soil to human. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2007.
27. Kawka A. Współczesne trendy w produkcji piekarskiej – wykorzystanie owsa i jęczmienia jako zbóż niechlebowych. *Żywność Nauka Technologia Jakość*, 2010, 17(3), 25–34.
28. Khan A.G., Kuek C., Chaudhry T.M., Khoo C.S., Hayes W.J. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere*, 2000, 41(1-2), 197–207.
29. Knox A., Seaman J.C., Mench M.J., Vangronsveld J. Remediation of metal- and radionuclides- contaminated soils by *in situ* stabilization techniques. W: *Environmental restoration of metals-contaminated soils*. Iskandar I.K., (red.), 2001, CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, USA, 21–60.
30. Kovacs H., Szemmelweis K. Disposal options for polluted plants grown on heavy metal contaminated brownfield lands – A review. *Chemosphere*, 2017, 166, 8–20. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.09.076.
31. Krzyżak J., Płaza G., Margesin R., Wasilkowski D., Mrozik A. Microbial parameters as bioindicators of soil quality during aided phytostabilization of metal contaminated soil. *Environmental Engineering and Management Journal*, 2012, 11(10), 1775–1782.
32. Kucharski R., Sas-Nowosielska A., Małkowski E., Japenga J., Kuperberg J.M., Pogrzeba M., Krzyżak J. The use of indigenous plant species and calcium phosphate for stabilization of metal-polluted sites. *Plant and Soil*, 2005, 273, 291–305.
33. Kumpiene J., Lagerkvist A., Maurice Ch. Stabilization of Pb- and Cu-contaminated soil using coal ash and peat. *Environmental Pollution*, 2007, 145, 365–373.
34. Li H., Wang Q., Cui Y., Dong Y., Christie P. Slow release chelate enhancement of lead phytoextraction by corn (*Zea mays* L.) from contaminated soil — a preliminary study. *Science of the Total Environment*, 2005, 339(1-3), 179–187.
35. Löser C., Seidel H., Hoffman P., Zehnsdorf A. Remediation of heavy-metal-polluted river sediments by bioleaching using the percolation principle. Proceedings of the “Characterization and treatment of sediments”, 4 Congress, September 15-17, 1999, 213–222.
36. Löser C., Zehnsdorf A., Fussy M., Stärk H.-J. Conditioning of heavy metal-polluted river sediment by *Cannabis sativa* L. *International Journal of Phytoremediation*, 2002, 4(1), 27–45.
37. Madeyski M., Tarnawski M. Ocena stanu ekologicznego osadów dennych wybranych małych zbiorników wodnych. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 2007, 4/3, PAN Oddział w Krakowie, 107–116.
38. Meers E, Van Slycken S, Adriaensen K, Ruttens A, Vangronsveld J, Du Laing G, Witters N, Thewys T, Tack F.M.G. The use of bio-energy crops (*Zea mays*) for ‘phytoattenuation’ of heavy metals on moderately contaminated soils: a field experiment. *Chemosphere*, 2010, 78, 35–41. doi:10.1016/j.chemosphere.2009.08.015.
39. Meers E., Ruttens A., Hopgood M. J., Samson D., Tack F.M.G. Comparison of EDTA and EDDS as potential soil amendments for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Chemosphere*, 2005, 58(8), 1011–1022.
40. Mendez M., Maier R.M. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments – an emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives*, 2008, 116, 3, 278–283.
41. Misra V., Chaturvedi K. Plant uptake/bioavailability of heavy metals from the contaminated soil after treatment with humus soil and hydroxyapatite. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2007, 133, 169–176.
42. Najeeb U., Xu L., Ali S., Jilani G., Gong H.J., Shen W.Q., Zhou W.J. Citric acid enhances the phytoextraction of manganese and plant growth by alleviating the ultrastructural damages in *Juncus effusus* L. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 170(2-3), 1156–1163.

43. Nehnevajova E., Herzig R., Federer G., Erismann K.H., Schwitzguébel J.P. Screening of sunflower cultivars for metal phytoextraction in a contaminated field prior to mutagenesis. *International Journal of Phytoremediation*, 2005, 7(4), 337–349.
44. Orzeszyna H., Garlikowski D., Pawłowski A., Lejcuś K. Wyniki stosowania geokompozytu magazynującego wody opadowe, "Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie" 2006, 18, 271–279.
45. Paller M.H., Knox A.S. Amendments for the in situ remediation of contaminated sediments: Evaluation of potential environmental impacts. *Science of the Total Environment*, 2010, 408, 4894–4900.
46. Parrish D.J., Fike J.H. The biology and agronomy of switchgrass for biofuels. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 2007, 24:5-6, 423-459, DOI: 10.1080/07352680500316433
47. Patra M., Sharma A. Mercury toxicity in plants. *The Botanical Review*, 2000, 66(3), 379–422.
48. Pinto F., Lopes H., Andre R.N., Disa M., Gulyurtlu I., Cabrita I. Effect of experimental conditions on gas quality and solids produced by sewage sludge cogasification. *Energy and Fuels*, 2007, 21(5), 2737–45. doi:10.1021/ef0700836.
49. Purakayastha T.J., Viswanath T., Bhadraray S., Chhonkar P.K., Adhikari P.P., Suribabu K. Phytoextraction of zinc, copper, nickel and lead from a contaminated soil by different species of Brassica. *International Journal of Phytoremediation*, 2008, 10(1), 61–72.
50. Qian G., Chen W., Lim T.T., Chui P. In-situ stabilization of Pb, Zn, Cu, Cd and Ni in the multi-contaminated sediments with ferrihydrite and apatite composite additives. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 170, 1093–1100.
51. Rashid M.I., Mujawar L.H., Shahzad T., Almeelbi T., Ismail I.M., Oves M. Bacteria and fungi can contribute to nutrients bioavailability and aggregate formation in degraded soils. *Microbiological Research*, 2016, 183, 26–41. doi:10.1016/j.micres.2015.11.007
52. Reynolds K., Kruger R., Rethman N. The manufacture and evaluation of an artificial soil (SLASH) prepared from fly ash and sewage sludge. *International Ash Utilization Symposium*, Center for Applied Energy Research, 1999, 1–8.
53. Reynolds K., Kruger R., Rethman N., Truter W. The production of an artificial soil from sewage sludge and fly-ash and the subsequent evaluation of growth enhancement, heavy metal translocation and leaching potential, *Water SA special edition, WISA Proceedings*, 2002, 73–77.
54. Rijkenberg M.J.A., Depree C.V. Heavy metal stabilization in contaminated road-derived sediments. *Science of the Total Environment*, 2010, 408, 1212–1220.
55. Rogers D., Alam M. What is ET? *Irrigation Management Series*, Kansas State University, January 2007.
56. Rozporządzenie (WE) nr 178/2002 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 28 stycznia 2002 r. ustanawiające ogólne zasady i wymagania prawa żywnościowego, powołujące Europejski Urząd ds. Bezpieczeństwa Żywności oraz ustanawiające procedury w zakresie bezpieczeństwa żywności.
57. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz.U.2008 nr 119 poz.765).
58. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 10 lipca 2015 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie zawartości substancji niepożądanych w paszach (Dz.U. 2015, poz. 1141).
59. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi ( Dz.U. 2016 poz. 1395).
60. Sarath G., Baird L.M., Mitchell R.B. Senescence, dormancy and tillering in perennial C4 grasses. *Plant Science* 2014, 217, 140–151, doi:10.1016/j.plantsci.2013.12.012
61. Sas-Nowosielska A., Kucharski R., Małkowski E., Pogrzeba M., Kuperberg J.M., Kryński K. Phytoextraction - an unsolved problem. *Environmental Pollution*, 2004, 128, 373–379.
62. Sas-Nowosielska A., Kucharski R., Pogrzeba M., Małkowski E. Soil remediation scenarios for heavy metal contaminated soil. L. Simeonov and V. Sargsyan (eds.), *Soil Chemical Pollution, Risk Assessment, Remediation and Security*, 2008a, 301–307.
63. Sas-Nowosielska A., Kucharski R., Pogrzeba M., Krzyżak J., Kuperberg J.M., Japenga J. Phytoremediation technologies used to reduce environmental threat posed by metal-contaminated soils. *Theory and Reality*. In: Barnes I., Kharytonov M.M. (eds.) *Simulation and Assessment of Chemical Processes in a Multiphase Environment*. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. Springer, Dordrecht, 2008b, 285–297.
64. Sokhansanj S., Mani S., Turhollow A., Kumar A., Bransby D., Lynd L., Laser M. Large-scale production, harvest and logistics of switchgrass (*Panicum virgatum* L.)—current technology and envisioning a mature technology. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 2009, 3(2), 124–141.
65. Suzuki N., Rivero R.M., Shulaev V., Blumwald E., Mittler R. Abiotic and biotic stress combinations. *New Phytologist*, 2014, 203, 32–43. doi:10.1111/nph.12797



66. Talebi Gheshlaghi Z., McLaren R.G., Adams J.A. Effect of treated zeolite, iron waste and liming on phytoavailability of Zn, Cu and Ni in long-term biosolids-amended soils. *Australian Journal of Soil Research*, 2008, 46, 509–516.
67. Tang J., Daroch M., Kilian A., Jeżowski S., Pogrzeba M., Moś M. DArT-based characterisation of genetic diversity in a *Miscanthus* collection from Poland. *Planta*, 2015, 242(4), 985–996, DOI: 10.1007/s00425-015-2335-z.
68. Taylor H.M. Effects of tillage- induced soil environmental changes on root growth. *Proc., Tillage for Greater Crop Production Conf., ASAE Publ. PROC- 168, ASAE, St. Joseph, Mich., 1967* 15–18, 25.
69. Taylor H.M., Robertson G. M., Parker J.J. Soil strength- root penetration relations for medium to coarse-textured soil materials. *Soil Science*, 1966, 102, 18–22.
70. Vangronsveld J., Cunningham S.D. Introduction to the concept. In: *Metal contaminated Soils: in situ Inactivation and Phytoremediation*. Vangronsveld J., Cunningham S.D., (Eds), Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg and R.G. Landes Company, Georgetown, 1998, 1–15.
71. Wang J., Feng X., Anderson C.W., Xing Y., Shang L. Remediation of mercury contaminated sites—a review. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 221, 1–18.
72. Werle S., Bisorca D., Katelbach-Woźniak A., Pogrzeba M., Krzyżak J., Ratman-Kłosińska I., Burnete D. Phytoremediation as an effective method to remove heavy metals from contaminated area—TG/FT-IR analysis results of the gasification of heavy metal contaminated energy crops. *Journal of the Energy Institute*, 2017, 90(3), 408–417, doi:10.1016/j.joei.2016.04.002
73. Wong J.W., Su D.C. Reutilization of coal fly-ash and sewage sledges an artificial soil - mix: effects of preincubation on soil physico-chemical prosperities. *Bioresource Technology*, 1975, 9, 97–102.
74. Wong J.W., Su D.C. The growth of *Agropyron elongatum* in an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge. *Bioresource Technology*, 1997, 59, 57–62.
75. Zhang C., Guo J., Lee D.K., Anderson E., Huang H. Growth responses and accumulation of cadmium in switchgrass (*Panicum virgatum* L.) and prairie cordgrass (*Spartina pectinata* Link). *RSC Advances*, 2015, 5, 83700–83706, doi:10.1039/C5RA13073E
76. Zimmermann J., Styles D., Hastings A., Dauber J., Jones M.B. Assessing the impact of within crop heterogeneity ('patchiness') in young *Miscanthus × giganteus* fields on economic feasibility and soil carbon sequestration. *GCB Bioenergy*, 2014, 6(5), 566–576.

Podpis wnioskodawcy

*Marta Pogrzeba*