

AUTOREFERAT
dotyczący osiągnięć w pracy naukowo-badawczej,
organizacyjnej i dydaktycznej

Olsztyn, 2017



1. Imię i nazwisko

Zygmunt Mariusz Gusiatin

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej

- 2003 tytuł zawodowy magister inżynier ochrony środowiska, specjalność ochrona i kształtowanie środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa; praca magisterska pt. *Efektywność adsorpcji substancji powierzchniowo czynnych na chitynie*, opiekun naukowy prof. dr hab. inż. Ewa Klimiuk. Studia ukończone z wyróżnieniem.
- 2008 stopień naukowy doktora nauk rolniczych, dyscyplina kształtowanie środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, praca doktorska pt. *Efektywność wymywania metali (Cu, Zn i Cd) z gleb z zastosowaniem biologicznych związków powierzchniowo czynnych*, promotor prof. dr hab. inż. Ewa Klimiuk.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- 2003 - 2008 uczestnik studiów doktoranckich przy Wydziale Ochrony Środowiska i Rybactwa Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie.
- 2008 - 2009 asystent w Katedrze Biotechnologii w Ochronie Środowiska Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie.
- od 2009 adiunkt w Katedrze Biotechnologii w Ochronie Środowiska Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie.

4. Osiągnięcie wynikające z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.)

Osiągnięciem naukowym, stanowiącym podstawę ubiegania się o stopień doktora habilitowanego, są wyniki badań składające się na cykl publikacji naukowych powiązanych tematycznie pt. *Zastosowanie organicznych materiałów stabilizujących oraz naturalnych środków myjących w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi i arsenem*, obejmujący następujące pozycje:

	Impact Factor	Liczba pkt MNiSW
1. Gusiatiń Z. M. , Kulikowska D., 2016, Behaviors of heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb and Zn) in soil amended with composts, <i>Environmental Technology</i> , 37(18), s. 2337-2347. <i>Wkład w powstanie pracy: 60%, współautorstwo koncepcji i metodyki badań, prowadzenie części prac eksperymentalnych, analiza stężenia metali i właściwości gleb, frakcjonowanie metali, opracowanie wyników (w tym analiza statystyczna), udział w interpretacji wyników, pozyskanie finansowania badań (kierownik grantu NCN), udział w przygotowaniu publikacji oraz odpowiedzi na recenzje (autor korespondencyjny).</i>	1,760	25
2. Gusiatiń Z. M. , Kulikowska D., 2016, Influence of soil aging and stabilization with compost on Zn and Cu fractionation, stability, and mobility, <i>CLEAN–Soil, Air, Water</i> 44 (3), s. 272-283. <i>Wkład w powstanie pracy: 60%, współautorstwo koncepcji i metodyki badań, prowadzenie części prac eksperymentalnych, analiza stężenia metali i właściwości gleb, frakcjonowanie metali, opracowanie wyników (w tym analiza statystyczna), udział w interpretacji wyników, pozyskanie finansowania badań (kierownik grantu NCN), udział w przygotowaniu publikacji oraz odpowiedzi na recenzje (autor korespondencyjny).</i>	1,716	25
3. Gusiatiń Z. M. , Kulikowska D., 2015, Influence of compost maturation time on Cu and Zn mobility (MF) and redistribution (IR) in highly contaminated soil, <i>Environmental Earth Sciences</i> , 74(7), s. 6233-6246. <i>Wkład w powstanie pracy: 60%, współautorstwo koncepcji i metodyki badań, prowadzenie części prac eksperymentalnych, analiza stężenia metali i właściwości gleb, frakcjonowanie metali, opracowanie wyników (w tym analiza statystyczna), udział w interpretacji wyników, pozyskanie finansowania badań (kierownik grantu NCN), udział w przygotowaniu publikacji oraz odpowiedzi na recenzje (autor korespondencyjny).</i>	---*	25
* brak IF w roku publikacji, w roku 2014 IF = 1,765, w roku 2016 IF = 1,569		
4. Gusiatiń Z. M. , Kurkowski R., Brym S., Wiśniewski D., 2016, Properties of biochars from conventional and alternative feedstocks and their suitability for metal immobilization in industrial soil, <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 23(21), s. 21249-21261. <i>Wkład w powstanie pracy: 80%, opracowanie koncepcji i metodyki badań, pobór próbek glebowych z terenów hutniczych, prowadzenie części prac eksperymentalnych, opieka nad studentem (R. Kurkowski) podczas wykonywania</i>	2,760	30

przez niego badań, które weszły w skład publikacji, analiza stężenia metali, właściwości gleby i biowęgla, opracowanie wyników (w tym analiza statystyczna) i ich interpretacja, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje (autor korespondencyjny).

- | | | | |
|----|--|-------|----|
| 5. | Kulikowska D., Gusiatin Z. M. , Bułkowska K., Kierklo K., 2015, Humic substances from sewage sludge compost as washing agent effectively remove Cu and Cd from soil, <i>Chemosphere</i> , 136, s. 42-49. | 3,698 | 35 |
| | <p><i>Wkład w powstanie pracy: 50%, współautorstwo w opracowaniu koncepcji badań, udział w zaplanowaniu badań, prowadzenie części prac eksperymentalnych, opieka nad studentką (K. Kierklo) podczas wykonywania przez nią badań, które weszły w skład publikacji, charakterystyka właściwości gleb, analiza właściwości substancji humusowych, analiza stężenia metali, frakcjonowanie metali w glebach, udział w analizie wyników i ich interpretacji, udział w przygotowaniu publikacji oraz odpowiedzi na uwagi recenzentów.</i></p> | | |
| 6. | Kulikowska D., Gusiatin Z. M. , Bułkowska K., Klik B., 2015, Feasibility of using humic substances from compost to remove heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) from contaminated soil aged for different periods of time, <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 300, s. 882-891. | 4,836 | 45 |
| | <p><i>Wkład w powstanie pracy: 40%, współautorstwo w opracowaniu koncepcji badań, udział w zaplanowaniu badań, prowadzenie części prac eksperymentalnych, opieka nad studentką (B. Klik) podczas wykonywania przez nią badań, które weszły w skład publikacji, przygotowanie gleb o różnym czasie starzenia się metali, charakterystyka właściwości gleb, analiza właściwości substancji humusowych, analiza stężenia metali, frakcjonowanie metali w glebach, udział w analizie wyników (w tym statystycznej) i ich interpretacji, udział w przygotowaniu publikacji oraz odpowiedzi na recenzje.</i></p> | | |
| 7. | Gusiatin Z. M. , 2014, Tannic acid and saponin for removing arsenic from brownfield soils: Mobilization, distribution and speciation, <i>Journal of Environmental Sciences</i> , 26(4), s. 855-864. | 2,002 | 30 |
| | <p><i>Wkład w powstanie pracy: 100%, opracowanie koncepcji badań, prowadzenie prac eksperymentalnych, charakterystyka właściwości gleb, analiza stężenia metali i arsenu, frakcjonowanie arsenu z uwzględnieniem jego stopnia utlenienia, analiza wyników (w tym statystyczna) i ich interpretacja, przygotowanie publikacji, przygotowanie odpowiedzi na recenzje (autor korespondencyjny).</i></p> | | |
| 8. | Gusiatin Z. M. , 2015, Fe-modified clinoptilolite is effective to recover plant biosurfactants used for removing arsenic from soil, <i>CLEAN–Soil, Air, Water</i> , 43(8), s. 1224-1231. | 1,716 | 30 |
| | <p><i>Wkład w powstanie pracy: 100%, opracowanie koncepcji badań, prowadzenie wszystkich prac eksperymentalnych i analiz, analiza wyników (w tym statystyczna) i ich interpretacja, przygotowanie publikacji, pozyskanie finansowania badań (grant wydziałowy), przygotowanie odpowiedzi na recenzje (autor korespondencyjny).</i></p> | | |
| 9. | Gusiatin Z. M. , Kulikowska D., Klik B., 2017, Suitability of humic substances recovered from sewage sludge to remedy soils from a former As mining area | 6,065 | 45 |

- a novel approach, Journal of Hazardous Materials 338, s. 160-166.

Wkład w powstanie pracy: 70%, współautorstwo w opracowaniu koncepcji badań, zaplanowanie badań, prowadzenie części prac eksperymentalnych, opieka nad studentką (B. Klik) podczas wykonywania przez nią badań, które weszły w skład publikacji, analiza stężenia arsenu, opracowanie wyników (w tym analiza statystyczna) i ich interpretacja, udział w przygotowaniu publikacji oraz odpowiedzi na recenzje (autor korespondencyjny).

Suma 24,553 290

b) Omówienie celu naukowego ww. pracy i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

Zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi i arsenem (As) jest problemem środowiskowym ze względu na ich trwałość, tendencję do bioakumulacji oraz toksyczność. Liczbę zanieczyszczonych miejsc ocenia się na ponad 10 mln, z których prawie połowę stanowią gleby zanieczyszczone metalami i As. W Europie udział miejsc zanieczyszczonych metalami przewyższa liczbę miejsc zanieczyszczonych olejami mineralnymi lub węglowodorami aromatycznymi i stanowi około 35%. Przekroczenia dopuszczalnych stężeń obserwuje się w glebach na terenach przyległych oraz zajętych pod górnictwo i przetwórstwo rud metali nieżelaznych. Z wymienionych powodów istnieje potrzeba dalszego doskonalenia technik remediacji gleb zanieczyszczonych metalami i As pod kątem podniesienia ich skuteczności i bezpieczeństwa dla środowiska.

Stabilizacja oraz płukanie należą do najbardziej rozpowszechnionych metod remediacji. Na terenach wokół zakładów przemysłowych będących potencjalnym źródłem zanieczyszczenia metalami obie metody mogą być stosowane równocześnie. W tzw. *gorących miejscach*, gdzie stężenie metali jest szczególnie duże, można stosować płukanie gleb, a na bardziej rozległych obszarach wykorzystywać metody ekstensywne, jak stabilizacja. Jednak pomimo dostępności technologii i niezbyt wysokich kosztów, ograniczenia i zastrzeżenia środowiskowe dotyczą rodzaju stosowanych środków stabilizujących/myjących. Roztwory kwasów, związki chelatujące (EDTA) czy surfaktanty stosowane w metodzie płukania pogarszają jakość oczyszczonej gleby oraz powodują zmiany w jej strukturze. Podczas stabilizacji wskazane jest raczej stosowanie materiałów

organicznych a nie mineralnych, ponieważ w Polsce gleby na terenach zanieczyszczonych są ubogie w materię organiczną.

W ostatnich latach w remediacji gleb testuje się różnego rodzaju środki naturalne, co umożliwia zakwalifikowanie technologii remediacji gleb do grupy proekologicznych (tzw. *green engineering*) wpisujących się w koncepcję gospodarki cyrkulacyjnej. Wykorzystanie w remediacji ustabilizowanego kompostu jest formą odzysku substancji organicznych i biogenych z odpadów biodegradowalnych czy osadów ściekowych. Z uwagi na wzrost liczby instalacji termicznego przetwarzania biomasy odpadowej zwiększa się dostępność biowęgla będącego produktem ubocznym pirolizy, który również może być wykorzystany w remediacji. Stanowiło to przesłankę do prowadzenia badań nad skutecznością stabilizacji metali ciężkich w zanieczyszczonych glebach z wykorzystaniem kompostu z osadów ściekowych oraz biowęgla z różnego rodzaju biomasy.

Kompost oraz osady ściekowe są również źródłem substancji humusowych, które po wyekstrahowaniu, w postaci roztworu, testowano jako środek myjący do usuwania metali i arsenu z gleb. Zastosowanie substancji humusowych jest nowym podejściem do problemu remediacji zanieczyszczonych gleb. W badaniach oprócz substancji humusowych testowano również biosurfaktanty roślinne do usuwania arsenu. Wykorzystanie pozyskiwanych z biomasy materiałów stabilizujących oraz środków myjących w remediacji gleb wymaga uzupełnienia wiedzy na temat ich właściwości. Rozpoznanie mechanizmów usuwania lub unieruchamiania metali w powiązaniu z ich dystrybucją jest istotne z uwagi na procesy starzenia się metali w glebie. Do tej pory, skuteczność biosurfaktantów syntezowanych przez mikroorganizmy jako środków myjących została dobrze udokumentowana w piśmiennictwie. Nieliczne dane, w tym wcześniejsze badania własne, wskazują na możliwość stosowania do tego celu również biosurfaktantów roślinnych. Jednak brak danych na temat warunków operacyjnych procesu płukania z zastosowaniem substancji humusowych oraz biosurfaktantów roślinnych wymaga prowadzenia badań i jest niezbędnym warunkiem do projektowania technologii remediacji w praktyce inżynierskiej.

Celem badań w prezentowanym osiągnięciu naukowym jest uzupełnienie wiedzy na temat skuteczności organicznych materiałów stabilizujących takich jak kompost oraz biowęgle z różnego rodzaju biomasy, a także naturalnych środków myjących w postaci

substancji humusowych oraz biosurfaktantów roślinnych w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi i arsenem.

Zakres badań polegał na określeniu:

- skuteczności stabilizacji metali (Cd, Cu, Ni, Pb i Zn) w glebie modelowej o różnym czasie starzenia się metali (rozumianym jako czas, który upłynął od momentu zanieczyszczenia gleby do podjęcia remediacji) kompostem o różnym czasie dojrzewania,
- właściwości biowęgla oraz skuteczności stabilizacji metali (Cu, Zn i Pb) w glebie pochodzącej z terenów hutniczych w zależności od rodzaju biomasy i temperatury pirolizy,
- sprawności usuwania metali (Cd i Cu) z gleb modelowych z zastosowaniem jako środka myjącego substancji humusowych wyekstrahowanych z kompostu,
- wpływu czasu starzenia się metali (Cd, Cu, Ni, Pb i Zn) w glebie modelowej na sprawność ich usuwania za pomocą substancji humusowych wyekstrahowanych z kompostu,
- skuteczności usuwania arsenu i jego form z gleb z terenów dawnego przetwórstwa rud As z użyciem jako środków myjących biosurfaktantów roślinnych oraz substancji humusowych wyekstrahowanych z osadów ściekowych.

Sformułowany zakres badawczy pozwolił na weryfikację następujących hipotez:

1. Rodzaj i dystrybucja metali (Cd, Cu, Ni, Pb i Zn) w glebie determinują przydatność kompostu jako materiału stabilizującego.
2. Rodzaj biomasy i warunki pirolizy wpływają na właściwości biowęgla i ich przydatność w stabilizacji metali (Cu, Zn i Pb) w glebie.
3. Skuteczność wymywania metali (Cd, Cu, Ni, Pb i Zn) przez substancje humusowe zależy od rodzaju gleby oraz czasu starzenia się metali w glebie.
4. Substancje humusowe oraz biosurfaktanty roślinne cechuje zróżnicowana zdolność wymywania określonych frakcji As z gleby.

Podjęta problematyka jest istotna, ponieważ zanieczyszczenie metalami ciężkimi i arsenem dotyczy również gleb w Polsce. Miejsca o podwyższonych oraz przekraczających wartości normatywne stężeniach metali i arsenu (tzw. *gorące miejsca*) zlokalizowane są

głównie w rejonach dawnego i obecnego górnictwa i przetwórstwa rud metali na Górnym i Dolnym Śląsku. Z tego powodu do badań włączono zarówno gleby modelowe, zanieczyszczone w warunkach laboratoryjnych, jak i rzeczywiste. Rozpoznanie czynników wpływających na skuteczność remediacji gleb silnie zanieczyszczonych metalami ciężkimi oraz arsenem z wykorzystaniem zaproponowanych organicznych materiałów stabilizujących oraz naturalnych środków myjących ma istotne znaczenie w rozwoju technik remediacji opartych na unieruchamianiu metali lub ich usuwaniu.

Kompost jako materiał stabilizujący w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami

Dotychczasowe badania dotyczące zastosowania kompostu w remediacji polegały głównie na określeniu jego zdolności w ograniczaniu pobierania przez rośliny metali ciężkich z zanieczyszczonych gleb i prowadzone były najczęściej w testach szklarniowych. Badania koncentrowały się na analizie porównawczej skuteczności kompostów uzyskiwanych z różnego rodzaju odpadów. Eksperymenty prowadzono zazwyczaj w krótkim przedziale czasowym, nie przekraczającym kilku miesięcy. Brak jest danych na temat wyników stabilizacji metali w długiej perspektywie czasowej. Do tej pory, mało rozpoznany jest wpływ starzenia się metali na ich stabilizację kompostem, podobnie jak przydatność kompostów o różnym czasie dojrzewania do celów remediacji.

Stabilizację metali (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) kompostem o różnym czasie dojrzewania (czas kompostowania 3, 6 i 12 miesięcy) w glebie modelowej o różnym czasie starzenia się metali (1, 12 i 24 miesiące) oceniano na podstawie:

- dystrybucji metali z form biodostępnych oraz mobilnych w formy stabilne,
- trwałości wiązania metali, wyrażonej indeksem trwałości wiązania (I_r).

Stwierdzono, że kompost wykazywał wysoką zdolność stabilizacji metali, gdy ich biodostępność w glebie była wysoka, co ma miejsce w glebach o krótkim czasie starzenia się metali (1 miesiąc). Zróżnicowany udział i stężenie formy biodostępnej metali powodowało, że Zn, Cd i Ni o wysokim stężeniu formy biodostępnej ulegały stabilizacji w większym stopniu niż Cu i Pb, których stężenie w formie biodostępnej było niskie (I.A.1).

Przy stabilizacji prowadzonej przez trzy lata wykazano, że zmiany biodostępności Zn, Cd i Ni miały fazowy charakter (I.A.1). Największy spadek biodostępności metali nastąpił

w ciągu trzech pierwszych miesięcy, czemu towarzyszył wzrost odczynu. Następnie zarówno odczyn, jak i biodostępność utrzymywały się na stałym poziomie, a dopiero po upływie roku nastąpił wzrost stężenia formy biodostępnej metali przy spadku odczynu. W próbie kontrolnej, w całym okresie badań nie obserwowano zmian pH, co oznacza, że niekorzystne dla stabilizacji metali zmiany odczynu w ostatniej fazie są skutkiem przemian zachodzących w kompoście. Stosowanie kompostu do stabilizacji metali w dłuższej perspektywie czasowej mogłoby być skuteczniejsze, gdy poziom odczynu ($\text{pH} \geq 6,5$) w glebie będzie kontrolowany, np. przez wapnowanie.

W przypadku miedzi i ołowiu o niskim stężeniu formy biodostępnej, wprowadzenie kompostu spowodowało niewielki wzrost stężenia metali w tej formie, co tłumaczono tworzeniem rozpuszczalnych kompleksów z substancjami humusowymi (I.A.1). Zdolność kompleksowania metali przez substancje humusowe potwierdzono w pracach dotyczących usuwania metali metodą płukania z wykorzystaniem substancji humusowych jako środka myjącego.

Do oceny skuteczności stabilizacji metali ciężkich wykorzystano również wskaźnik I_r . Wartości I_r bliskie zera wskazują na wysoką mobilność metali, podczas gdy bliskie jedności na bardzo wysoką trwałość ich wiązania. W glebie zanieczyszczonej I_r zmniejszał się w szeregu $\text{Cu} (I_r = 0,37) > \text{Ni} (I_r = 0,27) = \text{Pb} (I_r = 0,26) > \text{Zn} (I_r = 0,21) > \text{Cd} (I_r = 0,15)$. Największą trwałością charakteryzowała się Cu, a najmniejszą Zn i Cd (I.A.1). Kompost stabilizował skuteczniej metale o wyższej trwałości wiązania takie jak miedź, ołów i nikiel, które łatwiej ulegały redystrybucji w formy stabilne niż kadm i cynk o niższej trwałości wiązania. Największy wzrost współczynnika I_r podczas stabilizacji kompostem odnotowano w przypadku miedzi (0,46 – 0,53). Wartości I_r dla ołowiu i niklu po wprowadzeniu kompostu zmieniały się od 0,28 do 0,32. Podczas stabilizacji kompostem, wzrost wskaźnika I_r wynikał ze spadku udziału metali we frakcji mobilnej (jonowymiennej), na rzecz frakcji redukcyjnej (uznawanej za potencjalnie mobilną) oraz frakcji najbardziej stabilnych, tj. organicznej i pozostałościowej. Wzrost współczynnika I_r dla miedzi był rezultatem redystrybucji metalu głównie z frakcji jonowymiennej i redukcyjnej do frakcji organicznej oraz pozostałościowej. Analogiczny mechanizm obserwowano w przypadku ołowiu. Mniejszy wzrost współczynnika I_r dla tego metalu wynikał z mniejszej tendencji przechodzenia ołowiu do frakcji organicznej i pozostałościowej. Wzrost współczynnika I_r dla niklu był skutkiem niewielkiej redystrybucji metalu do frakcji organicznej, przy braku redystrybucji do frakcji pozostałościowej. Spośród

testowanych metali, wartość wskaźnika I_r dla miedzi (przy wysokim stężeniu tego pierwiastka w glebie) należy uznać za znacząco poprawiającą stabilność metalu.

Analizując zmiany trwałości wiązania metali w czasie 12-miesięcznej stabilizacji, na przykładzie Cu i Zn wykazano, że w glebie o krótkim czasie starzenia się metali największy wzrost trwałości wiązania Cu pod wpływem kompostu zachodził w ciągu sześciu pierwszych miesięcy, a w przypadku Zn zmieniał się liniowo w całym badanym okresie stabilizacji, ale redystrybucja zachodziła wolno, co potwierdziły wyznaczone stałe szybkości. Ustalono, że zmiany w trwałości wiązania Cu i Zn przebiegały z szybkością o rząd wielkości niższą niż zmiany ich mobilności, tj. udziału we frakcji jonowymiennej (I.A.3).

Wyniki badań stabilizacji metali ciężkich za pomocą kompostu pozwoliły wykazać, że dla porównania skuteczności procesu w odniesieniu do poszczególnych metali istotne jest przyjęte kryterium oceny stabilizacji. Stabilizacja metali oceniana na podstawie biodostępności, wskaźnika istotnego z punktu widzenia fitoprzyswajalności, pozwoliła stwierdzić, że kompost skutecznie zmniejszał biodostępność cynku, kadmu i niklu. Przyjmując jako kryterium współczynnik trwałości wiązania I_r wykazano, że kadm i cynk charakteryzowały najmnijszym wzrostem wskaźnika I_r , co wskazuje, że redystrybucja do form stabilnych była mało wydajna. Zarówno w glebie z kompostem jak i glebie kontrolnej kadm nie wykazywał zdolności przechodzenia do frakcji organicznej i pozostałościowej, podczas gdy cynk przechodził tylko w niewielkim stopniu (średni wzrost w obu frakcjach o 4%). W efekcie uzyskano porównywalne wartości współczynnika I_r przed i po stabilizacji, co sugeruje, że kompost wykazywał niewielki wpływ na trwałość wiązania kadmu i cynku w glebie.

Na terenach zanieczyszczonych dystrybucja metali nie jest wielkością stałą i zmienia się w czasie, co może wpływać na efekt ich stabilizacji. Efekt starzenia się metali na ich stabilizację badano na przykładzie Cu i Zn. Analiza frakcji miedzi i cynku w glebie o krótkim ($t = 1$ miesiąc) i długim ($t = 12$ i 24 miesiące) czasie starzenia wykazała, że wraz ze starzeniem się metali, redystrybucja była zróżnicowana. Przykładowo, po upływie dwóch lat od zanieczyszczenia gleby, stężenie Zn w formie biodostępnej obniżyło się o ponad 80% (z 119 do 22 mg/kg), podczas gdy Cu zmieniło się z 2,9 do 2,6 mg/kg. Powodem małych zmian biodostępności miedzi było niskie stężenie formy biodostępnej Cu (I.A.2). Przyjmując jako kryterium oceny efektu starzenia się metali wskaźnik I_r wykazano wzrost trwałości wiązania metali z 0,21 do 0,28 dla cynku oraz z 0,37 do 0,40 dla miedzi wraz z wydłużaniem ich czasu

starzenia się w glebie z 1 do 24 miesięcy (I.A.2). Postępującą w czasie redystrybucję metali należy wiązać nie tylko z niewielkimi zmianami we właściwościach gleby, np. wzrostem odczynu gleby czy fluktuacjami w stężeniu materii organicznej, ale także z procesami fizycznymi np. dyfuzją metali w głąb mikroporowej struktury składników mineralnych gleby.

Podczas stabilizacji kompostem biodostępność metali w glebach o długim i krótkim czasie starzenia się metali była porównywalna, zarówno miedzi jak i cynku. Oznacza to, że w glebie o długim czasie starzenia się metali kompost ma niewielki wpływ na ich biodostępność. Różnice obserwowano, gdy jako kryterium stabilizacji przyjęto współczynnik trwałości wiązania I_r . Niezależnie od czasu starzenia się metali (1-24 miesiące), kompost zwiększał trwałość wiązania miedzi, przy czym wyższy przyrost współczynnika I_r w stosunku do próby kontrolnej uzyskano podczas stabilizacji w glebie o krótkim niż długim czasie starzenia się Cu. Dla cynku nie stwierdzono natomiast różnic I_r w próbach kontrolnych i stabilizowanych kompostem, zarówno przy krótkim jak i długim czasie starzenia się metalu. Można zatem stwierdzić, że trwałość wiązania cynku w większym stopniu zależała od efektu starzenia niż dodatku kompostu (I.A.2).

Badania wpływu kompostu o różnym czasie dojrzewania (czas kompostowania 3-12 miesięcy) na stabilizację metali poprzedzono szczegółową charakterystyką jego właściwości. Podczas dojrzewania kompostu obserwowano zmiany stężenia rozpuszczonej materii organicznej oraz pojemności sorpcyjnej wynikające z postępującej mineralizacji rozpuszczonej materii organicznej oraz procesów repolimeryzacji i kondensacji kompleksów organicznych. Odnotowano wzrost stężenia substancji humusowych z 98 do 114 mg C/g, kwasów huminowych z 44 do 60 mg C/g oraz indeksów humifikacji (I.A.1-I.A.3). Pomimo różnic we właściwościach kompostu o różnym czasie dojrzewania, biodostępność oraz trwałość wiązania metali, mierzona wskaźnikiem I_r , była porównywalna w przypadku kompostu 3-miesięcznego jak i kompostu 12-miesięcznego. Można zatem stwierdzić, że do celów remediacyjnych można stosować kompost 3-miesięczny.

Kompost jest skuteczny w remediacji gleb silnie zanieczyszczonych, o krótkim czasie starzenia się metali, gdzie zagrożenie migracją metali jest największe. Obecność kompostu w glebie zanieczyszczonej zmniejsza biodostępność metali. W glebach o długim czasie starzenia się metali i niskiej ich biodostępności, dodatek kompostu nie wpływa znacząco na zmiany biodostępności metali, ale ze względu na swoje właściwości nawozowe mógłby umożliwić odnowę biologiczną gleby.

Biowęgiel jako materiał stabilizujący metale w glebie rzeczywistej

Obecnie biowęgiel jest wykorzystywany jako źródło ciepła, a także w rolnictwie w celu poprawy właściwości gleb. Jednym z nowych kierunków, z uwagi na zdolność wiązania określonych związków organicznych i nieorganicznych, w tym metali, jest zastosowanie w remediacji gleb. W Polsce, badania nad wykorzystaniem biowęgla nie są liczne i koncentrują się na ocenie możliwości jego wykorzystania jako materiału zwiększającego żyzność gleby.

Właściwości sorpcyjne biowęgla mogą się zmieniać w zależności od rodzaju biomasy poddawanej obróbce termicznej. Biowęgle uzyskane z konwencjonalnej biomasy odpadowej mogą wykazywać inne właściwości fizyczno-chemiczne niż biowęgle z biomasy przetworzonej. Brak szczegółowych danych na ten temat stanowił przesłankę do zajęcia się tym problemem i określenia właściwości i przydatności biowęgla z biomasy konwencjonalnej i przetworzonej jako materiałów stabilizujących metale ciężkie w glebie z terenów hutniczych.

Innym czynnikiem mającym wpływ na zdolność sorpcyjną biowęgla są warunki pirolizy, włączając temperaturę, szybkość ogrzewania biomasy oraz czas zatrzymania par i gazów w pirolizerze. Ponieważ dane dostępne w piśmiennictwie dotyczą różnych rodzajów biomasy i wybranych warunków pirolizy, utrudnia to określenie w jakim stopniu przydatność biowęgla zależy od rodzaju biomasy a w jakim od warunków procesu pirolizy.

W badaniach własnych (I.A.4) biowęgiel wytwarzano z biomasy roślinnej (kiszonka kukurydziana) oraz biomasy drzewnej (dębowo-sosnowej) w postaci peletów. Taki rodzaj biomasy przyjęto z uwagi na zróżnicowaną zawartość komponentów. Ilość ligniny w kukurydzy zazwyczaj nie przekracza 4%, podczas gdy w biomacie drzewnej kształtuje się na poziomie 25%. Jako biomasę przetworzoną wykorzystano przekompostowane osady ściekowe oraz poferment z biogazowni rolniczej. Pirolizę prowadzono w temperaturze 300°C oraz 600°C. Szybkość ogrzewania była stała (5°C/min.), a czas zatrzymania w pirolizerze wynosił 30 min., co sprzyjało wysokiej produkcji biowęgla.

Biowęgle uzyskane z kompostu i pofermentu różniły się właściwościami w porównaniu z biowęglami z kiszonki kukurydzianej i odpadów drzewnych. Przy identycznych warunkach pirolizy, biowęgiel z przekompostowanych osadów ściekowych

charakteryzował się wysokim odczynem, najwyższą pojemnością sorpcyjną i najmniejszym stężeniem rozpuszczonego węgla organicznego, co wskazuje na jego największą przydatność w remediacji z uzyskanych biowęgli. Najmniej korzystnymi właściwościami, tj. niskim odczynem (pH 5,21), wyższym stężeniem rozpuszczonego węgla organicznego oraz 4-krotnie niższą pojemnością sorpcyjną w porównaniu z biowęgłem z kompostu charakteryzował się biowęgiel z odpadów drzewnych.

Potwierdzono, że temperatura pirolizy wpływała na właściwości biowęgli, niezależnie od rodzaju biomasy. Wraz ze wzrostem temperatury pirolizy w biowęgłach malał udział lotnych części palnych na rzecz stałych części lotnych i popiołu. Dodatkowo, zwiększał się stopień karbonizacji i aromatyzacji, co potwierdziły niskie molowe stosunki H/C i O/C oraz obecność pasm absorpcyjnych w widmach FTIR w obszarze liczb falowych 651-1591 cm^{-1} . Niezależnie od rodzaju biomasy, wzrost temperatury pirolizy zawsze prowadził do wzrostu odczynu, co jest korzystne w stabilizacji metali. Piroliza w wyższej temperaturze skutkowała zmniejszeniem stężenia rozpuszczonego węgla organicznego w biowęgłach. Wyjątek stanowił biowęgiel z pofermentu, dla którego wzrost temperatury pirolizy spowodował nieznaczny wzrost tego wskaźnika (z 1,4 do 1,9 g/dm^3), co może mieć związek z uwalnianiem rozpuszczonych pochodnych lignin podczas ich degradacji w wysokiej temperaturze. Dodatkowo, tylko dla biowęgla z kompostu i kiszonki kukurydzianej odnotowano wzrost ich pojemności sorpcyjnej.

Biowęgłe, w dawce 10% (w/w), zastosowano do remediacji gleby pobranej z dawnej strefy ochrony wokół huty miedzi w Legnicy, zanieczyszczonej miedzią, cynkiem i ołowiem. Ich skuteczność jako materiałów stabilizujących oceniano na podstawie zmian stężenia metali w formie biodostępnej. Doświadczenia inkubacyjne przeprowadzono w krótkoterminowej (1 miesiąc) perspektywie czasowej (I.A.4).

Wyższą skuteczność w obniżaniu biodostępności metali wykazywały biowęgłe uzyskane z biomasy przetworzonej (kompost i poferment) w porównaniu z biomasą konwencjonalną (kiszonka kukurydziana, odpady drzewne). Zdolność biowęgla do stabilizacji pozostawała w związku z rodzajem metalu. Największy wpływ biowęgla na biodostępność metali dotyczył Cu i Zn. W przypadku miedzi o skuteczności biowęgla decydowały stężenie rozpuszczonego węgla organicznego oraz odczyn. Biowęgiel z odpadów drzewnych, charakteryzował się wysokim stężeniem rozpuszczonego węgla organicznego oraz

najniższym odczynem. Początkowo, po wprowadzeniu do gleby powodował nawet wzrost stężenia miedzi i cynku we frakcji biodostępnej. Dla porównania biowęgla z kompostu o najniższym stężeniu rozpuszczonego węgla organicznego oraz wysokim odczynie umożliwił obniżenie stężenia miedzi w formie biodostępnej o 80-93%. W przypadku cynku, czynnikiem decydującym o skuteczności stabilizacji pozostawał wysoki odczyn biowęgla.

Wysoką skuteczność stabilizacji miedzi i cynku uzyskiwano stosując biowęgla z przekompostowanych osadów ściekowych, niezależnie od temperatury pirolizy. W przypadku kompostu temperatura 300°C jest wystarczająca by uzyskać biowęgla, który pozwala osiągnąć dobry efekt stabilizacji metali. W przypadku cynku, za wyjątkiem biowęgla z odpadów drzewnych, pozostałe wykazywały wysoką zdolność obniżenia udziału frakcji biodostępnej.

Substancje humusowe jako środek myjący do usuwania metali z gleb modelowych

W metodzie płukania gleb obecnie duży nacisk kładzie się na wykorzystanie środków myjących bezpiecznych środowiskowo oraz łatwo dostępnych. Potencjał w tym zakresie wykazują substancje humusowe (SH), z uwagi na zdolności kompleksowania metali wynikające z obecności w ich strukturze grup karboksylowych oraz hydroksylowych. Nieliczne dane wskazują na możliwość zastosowania do tego celu komercyjnie dostępnych kwasów huminowych. Badania własne wykazały, że w remediacji gleb wykorzystanie roztworu SH jest skuteczne, ponieważ oprócz kwasów huminowych zawiera również kwasy fulwowe zdolne do kompleksowania metali. Możliwość bezpośredniego stosowania roztworu SH, bez konieczności rozdzielania na frakcję kwasów huminowych i fulwowych jest korzystne z praktycznego punktu widzenia.

SH mogą być odzyskiwane z kompostów, a także odpadów organicznych, w tym osadów ściekowych. Ich ekstrakcja jest stosunkowo łatwa i wymaga zastosowania rozcieńczonego roztworu wodorotlenku sodu, po uprzednim usunięciu substancji niehumusowych (np. cukry, białka) oraz wosków i bitumin za pomocą wody destylowanej oraz rozpuszczalników organicznych. W wykorzystanym do badań kompoście z osadów ściekowych całkowite stężenie SH kształtowało się na poziomie 80 mg C/g (163 mg C/g mat. org). Jednostopniowa ekstrakcja zapewniała odzysk średnio 50% substancji humusowych

z kompostu. Stężenie SH w ekstraktach wahało się od 2 g C/dm³ (I.A.6) do 4 g C/dm³ (I.A.5), w zależności od naważki kompostu użytej do ekstrakcji. W wyekstrahowanych SH średni udział kwasów huminowych wynosił 65%, zaś frakcji fulwowej 35%.

Wykazano, że SH wyekstrahowane z kompostu wykazują właściwości powierzchniowo czynne (I.A.5, I.A.6). Przy odczynie obojętnym obniżają napięcie powierzchniowe wody z 70 do 42 mN/m (wartość średnia) oraz tworzą agregaty micelarne przy krytycznym stężeniu micelnym na poziomie 1 g C/dm³. Pozwala to traktować SH jako środki o właściwościach powierzchniowo czynnych, a więc mające potencjalne właściwości do wymywania metali z gleb. Wykorzystanie roztworu SH jako środka myjącego do usuwania metali ciężkich z gleb wymaga ustalenia warunków operacyjnych procesu, tj. stężenia SH, odczynu, czasu płukania, liczby płukań.

Skuteczność SH jako środków myjących, oceniano dla dwóch gleb modelowych zanieczyszczonych Cu (średnio 2013,1 mg/kg) i Cd (średnio 52,5 mg/kg) różniących się stężeniem materii organicznej (gleba mineralna i organiczno-mineralna), a także składem granulometrycznym oraz pojemnością sorpcyjną. W glebie mineralnej, Cu i Cd dominowały we frakcji jonowymiennej, uznawanej za mobilną. W glebie organiczno-mineralnej metale występowały we frakcjach bardziej stabilnych, Cu we frakcji redukcyjnej oraz organicznej, zaś Cd we frakcji redukcyjnej.

Wyższą efektywność usuwania metali uzyskano w glebie mineralnej niż organiczno-mineralnej, co wynikało z odmiennej dystrybucji metali w tych glebach oraz zdolności usuwania metali z dominujących frakcji przez SH (I.A.5). W przypadku gleby mineralnej poddawanej płukaniu jednostopniowemu, sprawność usuwania Cu wyniosła ok. 81%, a płukaniu dwustopniowemu 94%. W przypadku Cd wartości te kształtowały się na poziomie odpowiednio 69 i 89%. Dla gleby organiczno-mineralnej po dwóch stopniach płukania sprawność usuwania Cu wyniosła 73%, zaś Cd 57%. Wprowadzenie trzeciego stopnia płukania zwiększyło sprawność usuwania metalu powyżej 80%.

Jednym z czynników ograniczających skuteczność metody płukania jest redystrybucja metali z form mobilnych w bardziej stabilne w wyniku ich starzenia się w glebie. Badano efektywność roztworu SH w usuwaniu z gleby organiczno-mineralnej metali ciężkich o czasie starzenia się 1, 12 i 24 miesiące. Stężenia metali w glebie zmieniały się w szeregu (wartości średnie w mg/kg): Pb (4050) > Zn (2044) > Cu (1006) > Ni (514) > Cd (46) (I.A.6).

Wraz z wydłużaniem czasu starzenia się metali z 1 do 24 miesięcy, sprawność usuwania Cu, Ni i Zn w wyniku płukania jednostopniowego zmniejszała się statystycznie istotnie, podczas gdy dla Cd i Pb nie odnotowano takiej tendencji. Największy wpływ starzenia obserwowano w przypadku metali, których udział we frakcji jonowymiennej (jako wskaźnik MF) malał w największym stopniu, tj. Cu z 19 do 13%, Ni z 42 do 29% i Zn z 48 do 31%. Redystrybucja Cu zachodziła z frakcji jonowymiennej i redukcyjnej do frakcji organicznej i pozostałościowej, zaś Ni i Zn z frakcji jonowymiennej do frakcji redukcyjnej i organicznej. Czas starzenia miał niewielki wpływ na redystrybucję Cd i Pb. W wyniku płukania jednostopniowego szereg sprawności usuwania metali zmieniał się następująco: Cd (44-44%) > Cu (43-26%) > Pb (25-24%) ≥ Ni (26-17%) > Zn (23-12%). Pierwsza wartość z podanych zakresów dotyczy krótkiego czasu starzenia się metali ($t = 1$ miesiąc), zaś druga długiego czasu starzenia ($t = 24$ miesiące).

Po płukaniu dwu- i trzystopniowym uzyskano istotne statystycznie obniżenie stężenia metali, ale szereg sprawności pozostawał analogiczny jak po płukaniu jednostopniowym: Cd (79-82%) > Cu (72-52%) > Pb (47-45%) > Ni (46-35%) > Zn (36-28%). Przy porównywalnej sprawności usuwania z gleby metali Pb i Ni o krótkim czasie starzenia się, ilość usuniętego Pb była znacznie wyższa niż Ni. Wynika to z efektu współzawodniczenia o miejsca wiązania w SH, wywołanego zróżnicowanym stężeniem metali w glebie. Niezależnie od liczby płukań, efekt starzenia się metali na sprawność ich usuwania był niekorzystny w przypadku Cu, Ni i Zn, i pozostawał bez wpływu w przypadku Cd i Pb.

W glebie po płukaniu metale pozostawały we frakcjach bardziej stabilnych, co jest korzystne ze względu na zwiększenie trwałości ich wiązania, nawet jeśli nie udało się uzyskać stężeń poniżej wartości dopuszczalnych. Miedź występowała we frakcji redukcyjnej, organicznej i pozostałościowej, zaś pozostałe metale we frakcji redukcyjnej. Udział kadmu we frakcji mobilnej był wysoki, ale stężenie metalu pozostałego w glebie kształtowało się na poziomie 10 mg/kg.

Na podstawie dystrybucji metali w glebie po trzystopniowym płukaniu oraz wyznaczonych współczynników I_r (wartości I_r nie zostały zamieszczone w pracy I.A.6) stwierdzono wzrost trwałości wiązania wszystkich metali w porównaniu z glebą zanieczyszczoną, która zmieniała się w szeregu: Cu > Ni > Zn > Pb >> Cd. Trzystopniowe płukanie gleby o krótkim czasie starzenia się metali umożliwiło uzyskanie porównywalnej trwałości ich wiązania jak w glebie o długim czasie starzenia się metali.

Zaproponowano następujące warunki operacyjne usuwania metali z gleb metodą płukania roztworem SH:

- stężenie SH w roztworze myjącym powinno przekraczać wartość ich krytycznego stężenia micelnego, tj. 1 g C/dm^3 ,
- do usuwania metali występujących w mieszaninie SH mogą być stosowane przy odczynie obojętnym, stosowanie SH przy odczynie silnie kwaśnym ($\text{pH} < 4$) zwiększa ich sorpcję w glebie,
- krótki czas uzyskania warunków równowagowych usuwania metali (3h) wskazuje na celowość stosowania płukania wielostopniowego.

Biosurfaktanty roślinne oraz substancje humusowe jako środki myjące do usuwania arsenu z gleb rzeczywistych

Negatywnym skutkiem dawnego górnictwa rud arsenu w Polsce, w rejonie Złotego Stoku, jest silne zanieczyszczenie gleb. Badania własne wykazały, że stężenie arsenu w próbkach gleby pobranych ze strefy oddziaływania zbiorników poflotacyjnych między miejscowościami Złoty Stok i Błotnica wynosiło od 2041 do 7598 mg/kg. Tak wysokie stężenia arsenu w glebach stanowiły przesłankę do ich remediacji metodą płukania roztworami biosurfaktantów roślinnych jak saponina i kwas taninowy oraz substancji humusowych wyekstrahowanych z osadów ściekowych.

Podjęte badania zmierzały do określenia wpływu warunków operacyjnych procesu, takich jak stężenie środka myjącego, odczyn, czas i liczba płukań na usuwanie arsenu. Z uwagi na wyższy koszt biosurfaktantów roślinnych, podjęto próbę ich odzysku z eluatu metodą adsorpcji na zeolicie. Przyjęto, że oczyszczony eluat będzie zawracany i wykorzystany ponownie w procesie płukania.

Badania wykazały, że przy stałym stężeniu biosurfaktantów (3%, w/v), stopień usunięcia As był wyższy przy stosowaniu jak środka płuczącego kwasu taninowego niż saponiny. Kwas taninowy mniej skutecznie obniżał napięcie powierzchniowe wody w porównaniu z saponiną, natomiast z uwagi na prawie 2-krotnie wyższą zawartość kwasowych grup funkcyjnych wykazywał niższy odczyn ($\text{pH} 3,44$). Dla porównania odczyn saponiny wyniósł $\text{pH} 5,44$. W przypadku testowanych biosurfaktantów czynnikiem

decydującym o sprawności usuwania As był odczyn (I.A.7). Potwierdziły to dalsze badania usuwania As za pomocą saponiny o pH 3,44. Niezależnie od użytego biosurfaktanta, różnice w sprawności usuwania As po płukaniu jednostopniowym średnio nie przekroczyły 5 punktów procentowych.

As w glebie występował głównie we frakcji związanej z amorficznymi tlenkami żelaza oraz z krystalicznymi tlenkami i glinokrzemianami. Wysoka skuteczność usuwania As przez biosurfaktanty roślinne w środowisku silnie kwaśnym wynika z rozpuszczania się tlenków żelaza. Kwasowe grupy funkcyjne biosurfaktantów roślinnych w wyniku reakcji kompleksowania lub wymiany jonów wodorowych wiążą jony żelaza. W przypadku kwasu taninowego potwierdzeniem wiązania żelaza było tworzenie barwnych kompleksów w roztworze myjącym podczas płukania. Jony As przyłączają się do biosurfaktantu za pośrednictwem metalu mostkującego w postaci żelaza. Potwierdzeniem takiego mechanizmu był równoczesny wzrost stężenia zarówno Fe, jak i As w eluacie. Eksperymenty z zastosowaniem trzystopniowego płukania potwierdziły statystycznie istotną zależność pomiędzy stężeniem Fe i As w eluacie. Po procesie płukania, udział As związanego z amorficznymi tlenkami żelaza w glebie zmniejszył się średnio o 85% po płukaniu roztworem kwasu taninowego i o 73% po płukaniu roztworem saponiny (I.A.7).

By obniżyć koszty procesu wprowadzono etap odzysku biosurfaktantów i jego ponowne wykorzystanie w procesie płukania. Odzysk biosurfaktantów polegał na usunięciu As z eluatu metodą adsorpcji z wykorzystaniem klinoptylolitu modyfikowanego chlorkiem żelaza (I.A.8). Efektywne usunięcie As z roztworów biosurfaktantów (na poziomie 80%) wymagało dawek sorbentu od 100 g/dm³ (roztwór saponiny) do 200 g/dm³ (roztwór kwasu taninowego). Przy zastosowaniu recyrkulacji, sprawność usuwania As z gleby o odczynie obojętnym po płukaniu jednostopniowym wynosiła około 33% (roztwór saponiny) oraz 28% (roztwór kwasu taninowego) i była o około 10 punktów procentowych niższa w porównaniu ze sprawnością uzyskaną po zastosowaniu wyjściowych roztworów biosurfaktantów (I.A.8).

Do usuwania As z gleb, jako środki myjące, stosowano również roztwór substancji humusowych (SH) wyekstrahowanych z osadów ściekowych (I.A.9), o porównywalnej zdolności obniżania napięcia powierzchniowego wody oraz stężeniu, co roztwór SH z kompostu.

Przy zastosowaniu roztworu SH w stężeniu 4 g/dm^3 (jako TOC), sprawność usuwania As po dwustopniowym płukaniu wyniosła średnio 35%, podczas gdy 49 i 52% po zastosowaniu odpowiednio saponiny i kwasu taninowego. Różnice w sprawności wynikały ze stężenia środków myjących. Relatywnie niższą sprawność uzyskaną dla SH można tłumaczyć ich małym stężeniem w roztworze myjącym. Stężenie biosurfaktantów roślinnych wynosiło 3% i wyrażone w g/dm^3 (jako TOC) było 3-krotnie wyższe w przypadku saponiny i 4-krotnie wyższe w przypadku kwasu taninowego. Próby zwiększenia stężenia SH w roztworze myjącym wymagały wielokrotnej ekstrakcji, co nie jest uzasadnione ekonomicznie.

Przy zastosowaniu roztworu SH jako środka myjącego uzyskano krótszy (12h) czas ustalania się warunków równowagowych płukania w porównaniu z biosurfaktantami (24h), co wynika z rodzaju wymywanych frakcji arsenu. W przypadku SH, As był usuwany głównie z frakcji jonowymiennej oraz w części z frakcji związanej z amorficznymi tlenkami żelaza, w której dominował. Usuwanie As z frakcji stabilnych, tj. związanych z krystalicznymi tlenkami żelaza oraz glinokrzemianami było mało skuteczne (I.A.9). Biosurfaktanty skutecznie usuwały arsen z frakcji jonowymiennej oraz związanej z amorficznymi tlenkami żelaza, oraz w części z frakcji stabilnych, co wydłużało czas do uzyskania warunków równowagowych, ale zwiększało sprawność usuwania (I.A.7).

Zaletą wykorzystania roztworu SH jako środka myjącego jest obniżenie toksyczności As w glebie w wyniku usunięcia bardziej toksycznego As(III). Sprawność usuwania As(III) przez SH wyniosła średnio 96%, oraz 58% przez biosurfaktanty roślinne. W przypadku As(V) sprawność usuwania biosurfaktantami wynosiła 95-100% (I.A.7). Substancje humusowe ze względu na charakter amfifilowy przyłączają As(III) do zdysocjowanych grup karboksylowych przez wiązanie wodorowe lub bezpośrednio do części hydrofobowej w SH.

Najważniejsze osiągnięcia naukowe:

Najważniejszym osiągnięciem naukowym jest wykazanie przydatności w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi kompostu wytworzonego z osadów ściekowych, roztworu substancji humusowych wyekstrahowanych z kompostu oraz biowęgla uzyskanego podczas termicznego przetwarzania kompostu.

Pod wpływem kompostu zwiększa się redystrybucja metali w zanieczyszczonej glebie z form mobilnych do stabilnych. W konsekwencji, zmniejsza się biodostępność metali i/lub

rośnie trwałość wiązania mierzona wskaźnikiem I_r . Zmniejszenie biodostępności i wzrost trwałości wiązania zależą od rodzaju metali. Wśród testowanych metali najwyższy spadek biodostępności uzyskano dla kadmu, niklu i cynku, których udział formy biodostępnej w glebie zanieczyszczonej był wysoki. Trwałość wiązania metali mierzona wzrostem wskaźnika I_r była większa dla miedzi, ołowiu i niklu, których redystrybucja do form stabilnych zachodziła z większą wydajnością w porównaniu z kadmem i cynkiem.

Spadek biodostępności i wzrost trwałości wiązania metali podczas trzyletniej stabilizacji nie zależały od czasu dojrzewania kompostu (kompostowanie przez 3, 6 i 12 miesięcy). Wpływ czasu starzenia się metali na trwałość ich wiązania w glebie pod wpływem kompostu nie jest jednoznaczny. Dodatek kompostu w większym stopniu zwiększał trwałość wiązania miedzi o krótszym niż długim czasie jej starzenia się w glebie. Trwałość wiązania cynku bardziej zależała od efektu starzenia niż dodatku kompostu.

O wysokiej skuteczności biowęgla uzyskanego z kompostu jako materiału stabilizującego metale w zanieczyszczonej glebie decydowały jego wysoki odczyn, wysoka pojemność sorpcyjna oraz niskie stężenie rozpuszczonego węgla organicznego. Zastosowanie biowęgla z kompostu umożliwiło zmniejszenie biodostępności Cu i Zn o 80-93%, podczas gdy biowęgla z biomasy drzewnej (uzyskany w wyższej temperaturze pirolizy) o niższym odczynie, niższej pojemności sorpcyjnej i wyższym stężeniu rozpuszczonego węgla organicznego o 50-60%.

Do osiągnięć naukowych należy wykazanie, że wyekstrahowane z kompostu substancje humusowe, stosowane w postaci roztworu, wykazują wysoką zdolność do wymywania miedzi, ołowiu i kadmu z frakcji jonowymiennej i redukcyjnej, a w przypadku miedzi również z frakcji organicznej i pozostałościowej z zanieczyszczonych gleb.

Substancje humusowe wyekstrahowane z osadów ściekowych usuwają As (III) z wydajnością powyżej 90%. Ma to istotne znaczenie w obniżaniu toksyczności tego pierwiastka w glebach, ponieważ As (III) jest daleko bardziej toksyczny w porównaniu z As (V).

Przydatność biosurfaktantów roślinnych, jako środków myjących, wynikała z ich zdolności do usuwania arsenu zarówno z frakcji mobilnych jak i stabilnych, w tym wysokiej skuteczności wymywania As(V).

Najważniejsze osiągnięcia aplikacyjne:

Osiągnięciem aplikacyjnym jest wykazanie, że sam kompost oraz kompost przetworzony termicznie do biowęgla może być wykorzystywany w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami, zwłaszcza takich, w których miedź występuje w wysokim stężeniu. Do nich zaliczyć można m.in. zanieczyszczone gleby z terenów hutniczych na Dolnym Śląsku. Zastosowanie kompostu jako materiału stabilizującego umożliwia wzrost trwałości wiązania miedzi do wartości I_r powyżej 0,5 i jej utrzymanie na stałym poziomie w czasie ponad dwuletniej stabilizacji.

Szeroki zakres prowadzonych badań umożliwił porównanie wyników stabilizacji metali przy użyciu kompostu i biowęgla z kompostu pod kątem ich stosowania w praktyce. Przyjmując jako kryterium oceny stabilizacji biodostępność metali wykazano, że zaletą biowęgla jest możliwość uzyskania wysokiej skuteczności obniżenia biodostępności Cu i Zn przy niższej dawce materiału stabilizującego oraz w krótszym czasie stabilizacji w porównaniu z samym kompostem. Otwiera to nowy kierunek zagospodarowania biowęgla, które powstają jako produkt uboczny w procesach pirolizy biomasy odpadowej.

Do osiągnięć aplikacyjnych należy wykazanie, że substancje humusowe stosowane w postaci roztworu umożliwiają skuteczne usuwanie metali nie tylko z gleb mineralnych, ale również organiczno-mineralnych, o znacznym udziale frakcji ilowej.

Charakter aplikacyjny ma opracowanie technologii płukania gleb zanieczyszczonych arsenem za pomocą biosurfaktantów roślinnych, włączając określenie warunków operacyjnych płukania oraz oczyszczanie i recyrkulację eluatu. Jako optymalne warunki operacyjne wytypowano stężenie biosurfaktantów 3%, odczyn pH 3, czas płukania 24h. Dla zwiększenia sprawności usuwania arsenu zaleca się płukanie wielostopniowe. Do oczyszczania eluatu zaproponowano metodę adsorpcji na modyfikowanym zeolicie pozwalającą usunąć As ze sprawnością powyżej 80%.

Z uwagi na różnice w skuteczności usuwania form As za pomocą substancji humusowych i biosurfaktantów roślinnych można rozważać również prowadzenie procesu oczyszczania gleb w układzie dwustopniowym. Pierwszy stopień byłby ukierunkowany na usuwanie frakcji mobilnych As za pomocą SH, a drugi na usuwanie frakcji stabilnych As za pomocą biosurfaktantów roślinnych. Zastosowanie tego rozwiązania w praktyce wymaga prowadzenia dalszych badań.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych

Moja działalność naukowo-badawcza koncentruje się na interdyscyplinarnych zagadnieniach z zakresu inżynierii i ochrony środowiska, co umożliwia łączenie elementów poznawczych z praktyką inżynierską. Podczas studiów na kierunku ochrona środowiska badałem usuwanie barwników oraz substancji powierzchniowo czynnych (SPC) ze ścieków syntetycznych metodą adsorpcji na chitynie. Wyniki zostały przedstawione w pracy magisterskiej oraz opublikowane w *Journal of Environmental Studies* (II.A.16, II.A.17).

Po ukończeniu studiów głównym obszarem działalności naukowo-badawczej stała się remediacja gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Po uzyskaniu stopnia doktora zająłem się również oceną jakościową kompostów oraz osadów dennych, wykorzystaniem sorbentów z produktów odpadowych stosowanych do usuwania metali ciężkich ze ścieków oraz produkcją biogazu i waloryzacją odpadów pofermentacyjnych.

Remediacja gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi

Pierwsze doświadczenia dotyczyły usuwania metodą płukania kadmu z gleb zanieczyszczonych za pomocą anionowych, syntetycznych substancji powierzchniowo czynnych (SPC), tj. Sulforokanolu L370, ABS Na/S oraz Rosulfanu L. Usuwanie Cd zależało od rodzaju gleby (piasek gliniasty, glina średnia), proporcji masy gleby do objętości roztworu myjącego (m/V), liczby płukań, rodzaju i stężenia SPC. Przy zastosowaniu identycznej ilości środka myjącego, efektywność usuwania Cd w wyniku płukania jednostopniowego była o około 20% niższa niż w układzie pięciostopniowym. Spośród testowanych SPC najbardziej efektywnym był Rosulfan L, surfaktant o największej zdolności obniżania napięcia powierzchniowego wody, najniższej masie molowej. Wyniki, które prezentowałem na sympozjum krajowym (III.B.36) i konferencji międzynarodowej (III.B.24) zostały opublikowane w formie rozdziału monograficznego (II.E.14) oraz publikacji w materiałach konferencyjnych (III.B.24).

W kolejnych latach do usuwania metali z gleb wykorzystałem biosurfaktanty. Eksperymenty prowadziłem na glebach modelowych o różnej zawartości materii organicznej, zanieczyszczonych pojedynczymi metalami (Cd, Cu i Zn), w stężeniach przekraczających wartości normatywne. Jako środki myjące testowałem saponinę (komercyjny biosurfaktant

roślinny należący do glikozydów) oraz soforolipidy (biosurfaktant pochodzenia mikrobiologicznego syntezowany przez drożdże *Candida bombicola*). Wykazałem, że soforolipidy mogą być stosowane jedynie w niskich stężeniach. Uzyskanie roztworów soforolipidów w stężeniach gwarantujących skuteczne usunięcie metali z gleby (tj. 0,1% i powyżej) jest utrudnione z uwagi na ograniczoną rozpuszczalność biosurfaktantu. Z tego powodu soforolipidy zastąpiłem komercyjnymi ramnolipidami, należącymi do tej samej grupy związków biologicznych, tj. glikolipidów.

Zastosowanie saponiny umożliwiło uzyskanie wartości normatywnych stężeń metali (Cd, Cu, Zn) zarówno w glebach mineralnych (wszystkie metale) jak i organiczno-mineralnej (tylko Zn i Cu), podczas gdy ramnolipidów tylko w glebach mineralnych. Badania wykazały, że w glebie organiczno-mineralnej, saponina powinna być stosowana w wyższym stężeniu niż w glebach mineralnych z uwagi na większą sorpcję, co zostało potwierdzone metodą tensjometryczną. Przewagą saponiny jako środka myjącego była możliwość jej stosowania w wyższym stężeniu, szerszym zakresie odczynu (pH), bez efektu wytrącania w roztworze. W efekcie optymalna liczba płukań do uzyskania normatywnego stężenia metali, wyznaczona na podstawie modelu regresji liniowej, wynosiła od 2 (gleby mineralne) do 4 (gleba organiczno-mineralna), podczas gdy stosując ramnolipidy była wyższa, od 6 (gleby mineralne) do powyżej 10 (gleba organiczno-mineralna).

Wyniki były podstawą przygotowania pracy doktorskiej, a następnie zostały opublikowane w *Environmental Biotechnology* (II.E.16) oraz zaprezentowane na konferencji zagranicznej (III.B.31). Badania finansowano ze środków UWM w Olsztynie w ramach grantu wydziałowego (II.J.10), uczelnianego grantu badawczego (II.J.9) oraz grantu MNiSW (II.J.8). Na w/w badania uzyskałem również stypendium unijne dla doktorantów (III.Q.20).

W dalszych badaniach wykazano różnice w usuwaniu metali za pomocą saponiny z gleb zanieczyszczonych pojedynczymi metalami oraz mieszaninami metali. Badania prowadzono dla dwóch rodzajów gleb (piasek gliniasty i glina średnia) zanieczyszczonych Cu lub Ni oraz mieszaniną metali (średnie stężenie Cu – 1300 mg/kg, Ni – 558 mg/kg). Wykazano, że przy stężeniu saponiny 2%, usuwanie Cu zachodziło z wyższą sprawnością, gdy metal występował w glebie pojedynczo, zaś odwrotną tendencję uzyskano w przypadku Ni.

W celu obniżenia kosztów płukania gleby saponiną podjęto próbę jej mieszania z syntetycznymi SPC. Saponinę mieszano w proporcji 1:1 z anionowym Rosulfanem L (wodny roztwór soli sodowej siarczanowego alkoholu laurylowego) lub niejonowym Rokanolem NL8

(eter polioksyetylenowy syntetycznego alkoholu tłuszczowego). Stwierdzono, że korzystniejsze było mieszanie SPC należących do tej samej grupy jonowej, tj. niejonowej saponiny i niejonowego Rokanolu NL8. Sprawność usuwania Cd i Zn mieszaniną saponiny z Rokanolem NL8, w zależności od rodzaju gleby, była średnio o 6-15% niższa w porównaniu z roztworem samej saponiny.

Wyniki prezentowano na Europejskim Kongresie Biotechnologicznym, z którego abstrakt został opublikowany w *New Biotechnology* (III.B.27) oraz na konferencji międzynarodowej (III.B.30).

Oprócz oceny sprawności usuwania metali z gleb metodą płukania, charakteryzowałem także dystrybucję pozostałych w glebie metali na podstawie której wyznaczyłem wskaźniki mobilności metali (MF), trwałości wiązania (I_r) oraz redystrybucji (U_{ts}). Badania wykazały, że nie usunięte za pomocą saponiny z gleby mineralnej metale (Cd, Cu, Zn) charakteryzowały się niską mobilnością, a ich stabilność (wskaźnik I_r) zwiększyła się 3-krotnie w porównaniu z glebą zanieczyszczoną. W glebie organiczno-mineralnej nastąpił wzrost stabilności metali po płukaniu na co wskazywało obniżenie wskaźnika MF i wzrost wskaźnika I_r . Wartości tych wskaźników zależały od rodzaju pierwiastka. Ponadto, dwustopniowe płukanie gleby mineralnej umożliwiło uzyskanie dystrybucji Cu i Zn zbliżonej do tej jak w glebie przed zanieczyszczeniem, czego potwierdzeniem były niskie wartości wskaźnika U_{ts} (bliskie 1,0). Uzyskane wyniki opublikowałem w roku 2012 w czasopiśmie *Chemosphere* (II.A.13). Zaproponowany sposób oceny skuteczności metody płukania gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi na podstawie ich dystrybucji uzyskał aprobatę w środowisku naukowym, czego potwierdzeniem jest wysoka liczba cytowań pracy II.A.13 (37 wg *Web of Science*).

Obok saponiny, testowanym biosurfaktantem roślinnym był kwas taninowy, należący do naturalnych polifenoli. Roztwory obu biosurfaktantów stosowano do oczyszczania gleby hutniczej z Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego, w której znaczne przekroczenia stężeń metali dotyczyły Cu i Pb. Wykazano, że biosurfaktanty roślinne jako środki myjące mogą działać selektywnie. Saponina, o wyższym udziale karboksylowych grup funkcyjnych, była bardziej skuteczna w usuwaniu Cu, występującej w glebie głównie we frakcji jonowymiennej. Kwas taninowy, o wyższym udziale grup hydroksylowych, był skuteczny w usuwaniu Pb, który dominował we frakcji związanej z tlenkami żelaza. Kwas taninowy może być przydatny do usuwania metali występujących w glebie w formach stabilnych.

Zastosowanie biosurfaktantów obniżyło tzw. indeks ryzyka ekologicznego metali w glebie z poziomu wysokiego do niskiego. Na tej podstawie uznano, że 3-krotnie tańszy kwas taninowy może być stosowany jako zamiennik saponiny. Badania były finansowane z tematu statutowego (II.J.11), a wyniki przedstawiono w artykule w *Environmental Biotechnology* (II.E.17).

Wiedzę i zdobyte doświadczenie w zakresie wykorzystania biosurfaktantów w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi zebrano w rozdziale monografii *Trendy w biotechnologii środowiskowej* (II.E.12). Na zaproszenie wydawnictwa *Nova Science Publishers, Inc. (USA)* przygotowałem i opublikowałem rozdział monograficzny w monografii *Saponins: Types, Sources and Research* (II.E.4). Rozdział dotyczył wykorzystania saponin z różnych źródeł w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami z uwzględnieniem metod ich regeneracji i ponownego wykorzystania oraz wskazaniem perspektywicznych rozwiązań technologicznych dla biosurfaktantu.

Najnowsze badania w zakresie usuwania metali prowadzone przez zespół badawczy, którego jestem członkiem, dotyczą pozyskiwania na cele remediacyjne środków myjących z kompostu oraz osadów ściekowych. Wyniki wykorzystania roztworów substancji humusowych z kompostu i osadów ściekowych do usuwania metali oraz arsenu z gleb przedstawiono w osiągnięciu naukowym (I.A.5, I.A.6, I.A.9), a także prezentowano na Kongresie Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego (III.B.7, III.B.8), na spotkaniu Polskiego Towarzystwa Substancji Humusowych (III.B.9) oraz na konferencji międzynarodowej (III.B.3).

Ponadto, wykazano, że wyekstrahowana z osadów ściekowych rozpuszczona materia organiczna, jak również substancje humusowe są przydatne jako środki myjące w remediacji gleb zanieczyszczonych Cd. W odróżnieniu od konwencjonalnych środków myjących (np. roztworów kwasów) wzbogacają gleby po płukaniu w pierwiastki biogenne (NPK), a także w materię organiczną, w tym substancje humusowe, co jest przesłanką do ich stosowania w praktyce. Wyniki badań zaprezentowano na konferencji międzynarodowej (II.L.1) oraz przygotowano publikację (w recenzji).

Prowadzono również badania nad wykorzystaniem biopreparatu uzyskiwanego z hodowli bakterii *Serratia* spp., w której jako pożywkę wykorzystywano przepracowane oleje roślinne. Uzyskany płyn hodowlany, po sterylizacji, stosowano jako środek myjący do oczyszczania gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi (Cu, Pb, Zn) lub wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (fenantren, piren). Wykazano wysoką skuteczność płynu

pohodowanego do usuwania Cu, fenantrenu i pirenu. Uzyskane wyniki były podstawą zgłoszenia patentowego (II.C.1).

Wraz z doskonaleniem metody płukania, równolegle prowadziłem badania nad unieruchamianiem metali w glebie metodą stabilizacji. Badania dotyczyły określenia wpływu dawki kompostu na efektywność stabilizacji metali w glebie. Doświadczenia inkubacyjne z wykorzystaniem kompostu z osadów ściekowych prowadziłem na glebie hutniczej zanieczyszczonej Cu (dawki kompostu 10, 20 i 30% w/w) oraz na glebie modelowej zanieczyszczonej Cu, Cd i Zn (dawki kompostu 5 i 10% w/w). Zwiększanie dawki kompostu miało korzystny wpływ na redystrybucję metali, zwłaszcza Cu, głównie z uwagi na wzrost w glebie zawartości materii organicznej, odczynu oraz pojemności sorpcyjnej. Ustalono, że do stabilizacji metali o wysokim stężeniu w glebie wymagana dawka kompostu nie powinna być niższa niż 10% (w/w).

Wyniki zaprezentowałem na krajowym kongresie inżynierii środowiska (III.B.12) oraz na konferencji międzynarodowej (III.B.13), a pełnotekstowe artykuły zostały opublikowane w monografii konferencyjnej (II.E.7) oraz w materiałach konferencyjnych (III.B.13).

Zweryfikowałem wpływ czasu dojrzewania kompostu oraz czasu starzenia się metali w glebie na skuteczność stabilizacji metali. Uzyskane wyniki przedstawiłem w osiągnięciu naukowym (I.A.1., I.A.2, I.A.3), a także prezentowałem na Kongresie Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego (III.B.6). Badania sfinansowano w ramach projektu badawczego NCN *Wykorzystanie kompostu jako czynnika stabilizującego w procesach remediacji gleb zanieczyszczonych metalami (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn)* (II.J.2), którego byłem kierownikiem.

Zdobyte przez zespół naukowy, którego jestem członkiem, doświadczenia związane z wykorzystaniem organicznych materiałów stabilizujących w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami, pozwoliły na opracowanie rozdziału w monografii wydanej przez *Nova Science Publishers, Inc. (USA)* (II.E.5) oraz w *Trendy w biotechnologii środowiskowej* (II.E.3). W pracach omówiono źródła materiałów organicznych stosowanych w remediacji, wraz z ich charakterystyką i rolą w immobilizacji oraz mobilizacji metali.

W ostatnich latach swoje doświadczenie w zakresie remediacji poszerzyłem o zagadnienia związane z fitoremediacją, tj. procesem fitoekstrakcji do usuwania metali oraz wspomaganej fitostabilizacji do ich unieruchamiania. Współuczestniczyłem w badaniach nad fitoekstrakcją metali pod kierunkiem Prof. Igora Cretescu z Gheorge Asachi Technical

University z Rumunii. Rośliną testową w warunkach szklarniowych był rzepak (*Brassica napus*). W badaniach oceniano wpływ stężenia metalu (370 i 1000 mg Zn/kg, 31 i 52 mg Cd/kg) oraz jego występowania w glebie (pojedynczo Cd, Zn lub w mieszaninie Cd i Zn) na cechy morfometryczne rośliny i skuteczność fitoekstrakcji. Wykazano, że w glebie zawierającej mieszaninę Cd i Zn w wyższych stężeniach, stopień kiełkowania rzepaku oraz przyrost jego biomasy był najniższy. Stwierdzony efekt fitotoksyczności przy takich warunkach fitoekstrakcji potwierdziły także wyniki analizy fraktalnej liści rzepaku. Na podstawie wskaźników fitoekstrakcji (BAF, BAC, TF) wykazano przydatność rzepaku tylko do fitoekstrakcji Cd. Wyniki opublikowano w *Environmental Science and Pollution Research* (II.A.3).

Uczestniczyłem także w badaniach nad wspomaganą fitostabilizacją metali. Testowano wpływ dodatku mineralnych materiałów stabilizujących w postaci diatomitu, chalcedonitu, dolomitu, wapna oraz węgla aktywnego na skuteczność wspomaganą fitostabilizacji Pb w glebie modelowej w warunkach szklarniowych. Testowanym gatunkiem rośliny była życica trwała (*Lolium perenne* L.). Wykazano, że największy przyrost biomasy uzyskano po wprowadzeniu do gleby diatomitu i chalcedonitu. Największy efekt fitostabilizacji, na podstawie wskaźnika akumulacji ($BCF > 1$) i translokacji ($TF < 1$), stwierdzono w glebie z dodatkiem węgla aktywnego, wapna lub chalcedonitu. Rezultatem badań była publikacja w *Ecological Engineering* (II.A.1).

Ocena jakościowa kompostów oraz osadów dennych wynikająca z obecności metali ciężkich

Kompost może być wykorzystywany nie tylko na cele remediacyjne, ale także jako nawóz, materiał strukturotwórczy oraz zwiększający zawartość próchnicy glebowej. Poza wymogami sanitarnymi, jednym z warunków dopuszczenia kompostu do obrotu jest dotrzymanie normatywnych stężeń metali, głównie chromu, kadmu, niklu, ołowiu i rtęci. W przypadku nawożenia gleb kompostem, oprócz całkowitej zawartości metali, istotna jest również ich dystrybucja. W badaniach zespołu, którego jestem członkiem, analizowano wpływ kompostowania osadów ściekowych z odpadami lignocelulozowymi (zrębki drewniane, słoma rzepakowa, trawy) na zawartość metali ciężkich i ich dystrybucję.

W wyniku 6-miesięcznego kompostowania osadów ściekowych, w kompostach odnotowano wzrost stężenia metali, w porównaniu ze wsadem surowcowym, na skutek ubytku kompostowanej masy, a także wzrost trwałości wiązania metali w wyniku ich redystrybucji. Kompostowanie sprzyjało zmniejszeniu się udziału metali we frakcji redukcyjnej oraz zwiększeniu we frakcji organicznej i pozostałościowej. Proces redystrybucji zależał od rodzaju metalu, jego stężenia oraz początkowej dystrybucji we wsadzie. Trwałość wiązania metali (jako wskaźnik I_r) w kompostach zmniejszała się w szeregu $Ni (I_r = 0,88) > Cr (I_r = 0,74) = Pb (I_r = 0,72) > Cu (I_r = 0,67) \gg Zn (I_r = 0,26)$ (II.A.7). Z uwagi na zróżnicowane stężenie oraz trwałość wiązania metali, określono stopień ryzyka środowiskowego kompostów uwzględniając toksyczność metali w odniesieniu do ich całkowitego stężenia (wskaźnik E_r) oraz toksyczność metali w odniesieniu do ich mobilności (wskaźnik MRI). Niezależnie od wskaźnika, komposty z osadów ściekowych charakteryzowały się niskim ryzykiem środowiskowym, co oznacza, że mogłyby być wprowadzane do gleb.

Równocześnie prowadzono badania nad wpływem warunków temperaturowych kompostowania na udział metali we frakcjach substancji humusowych, tj. kwasach huminowych oraz frakcji fulwowej. Niezależnie od warunków temperaturowych (termofilowych/mezofilowych), stężenie metali związanych z substancjami humusowymi zmniejszało się w szeregu: $Fe > Zn > Cu > Ni$. Zmiany udziału metali w poszczególnych frakcjach dotyczyły Cu, Ni i Zn. Warunki termofilowe sprzyjały zwiększaniu się udziału metali (zwłaszcza Cu i Ni) w kwasach huminowych. Chociaż Zn w substancjach humusowych związany był głównie z frakcją fulwową (ponad 90%), to jego udział w kwasach huminowych zwiększał się podczas kompostowania w warunkach termofilowych. Warunki termofilowe są korzystne do uzyskania stabilnych połączeń metali z substancjami humusowymi w kompoście.

Wyniki badań opublikowano w *Waste Management* (II.A.7, II.A.10) oraz *Inżynieria Ekologiczna* (II.E.19). Praca na temat wpływu warunków kompostowania na kompleksowanie metali ciężkich przez frakcje substancji humusowych podczas kompostowania została przyjęta do druku w *Environmental Engineering and Management Journal* (pracy nie zamieszczono w wykazie Załącznika 2). Ponadto, wyniki prezentowano na konferencji międzynarodowej (III.B.1).

Uczestniczyłem również w badaniach monitoringowych z zakresu inżynierii ochrony wód dotyczących oceny stanu zanieczyszczenia osadów dennych strefy litoralu wybranymi

metalami ciężkimi (Zn, Cu, Pb, Ni i Cd). Wobec braku obowiązujących regulacji prawnych dotyczących dopuszczalnych zawartości metali ciężkich w osadach jeziornych, oceny stopnia ich zanieczyszczenia dokonano w oparciu o kryteria geochemiczne dla Polski i dla skorupy ziemskiej oraz na podstawie współczynników geoakumulacji (I_{geo}), zanieczyszczenia (CF) oraz stopnia zanieczyszczenia (CD). Dodatkowo, w oparciu o kryteria ekotoksykologiczne, bazujące na dwóch progowych wartościach TEL (*Threshold Effects Level*) i PEL (*Probable Effects Level*), określono potencjalną szkodliwość analizowanych metali ciężkich na organizmy wodne. Niezależnie od metody oceny, największe zanieczyszczenie spowodowane było obecnością Cd. Stężenie pozostałych metali ciężkich w osadach litoralowych było niskie i uznano je za praktycznie niezanieczyszczone. Wyniki badań opublikowano w *Oceanological and Hydrobiological Studies* (II.A.2).

Wykorzystanie sorbentów z produktów odpadowych do usuwania metali ciężkich ze ścieków

W badaniach do oczyszczania ścieków syntetycznych zawierających cynk, fosforany oraz azot amonowy jako sorbent wykorzystywano tzw. lekkie kruszywo sztuczne. Sorbent przygotowano mieszając bentonit z popiołami lotnymi ze spalania osadów ściekowych w zmiennej dawce (12,5-100% w/w), a następnie wyprażając w temperaturze 1200°C. Niezależnie od warunków operacyjnych (statyczne, dynamiczne), testowany sorbent skuteczniej usuwał cynk i fosforany niż azot amonowy. Biorąc pod uwagę wysoką zawartość kationów Ca i Mg w sorbencie, głównym mechanizmem odpowiedzialnym za usuwanie fosforanów było ich wytrącanie w postaci fosforanów wapnia i magnezu. Alkaliczny odczyn sorbentu sprzyjał także wytrącaniu Zn w postaci $Zn(OH)_2$. Efekt oczyszczania zależał od udziału popiołu w testowanym sorbencie i był najwyższy, gdy udział ten wynosił 25% dla cynku oraz 50% dla fosforanów.

Wyniki badań opublikowano w *Waste Management & Research* (II.A.9) oraz prezentowano na międzynarodowej konferencji (III.B.34), międzynarodowym seminarium (III.B.35), a także na międzynarodowym sympozjum (III.B.20), z którego pełnotekstowa praca została opublikowana w monografii konferencyjnej *Urban Mining: A global cycle approach to resource recovery from solid waste* (II.E.11).

Innym testowanym sorbentem był popiół ze zgazowania pierza indyczego. Ze względu na skład morfologiczny ziarna (< 0,5 mm) oraz skład chemiczny (39,9% wag. P_2O_5 ,

36,2% wag. CaO), popiół wykorzystano do usuwania wybranych metali (Cd, Cu i Zn) z roztworów wodnych, w warunkach statycznych. Zastosowanie popiołu już przy niskiej dawce ($6,7 \text{ g/dm}^3$) zapewniało prawie całkowite usunięcie metali, występujących w roztworze pojedynczo w stężeniu 500 mg/dm^3 lub w mieszaninie. Czas do uzyskania warunków równowagowych sorpcji metali wynosił 10 min. Głównym mechanizmem sorpcji metali było wytrącanie oraz wymiana jonowa. Potwierdzeniem tego były wyniki analizy powierzchni popiołu po procesie sorpcji wykonane metodą skaningowej mikroskopii elektronowej (SEM) wskazujące na obecność precypitatów metali na powierzchni sorbentu. Mikroanaliza rentgenowska EDX wykazała zmniejszenie zawartości jonów Ca i P w składzie chemicznym popiołu po sorpcji. Wyniki opublikowano w *Environmental Biotechnology* (II.E.15) oraz prezentowano na konferencji międzynarodowej (III.B.5).

W ramach badań statutowych (II.J.11), do usuwania metali (Cu, Pb, Zn) z roztworów wodnych wykorzystywano komercyjne biowęgłe marki FLUID, produkowane z wierzby energetycznej oraz z łusek kokosowych. Ich skuteczność porównywano z węglem aktywnym Norit SX2. Wykazano, że właściwości chemiczne biowęgla (odczyn, pojemność sorpcyjna) miały większy wpływ na sorpcję metali niż właściwości fizyczne (powierzchnia właściwa, objętość porów). Biowęgiel z łusek kokosowych wykazywał najniższą skuteczność w sorpcji metali z uwagi na najniższe wartości wskaźników fizycznych oraz chemicznych. W porównaniu z węglem aktywnym, biowęgiel z wierzby charakteryzował się niższą powierzchnią właściwą oraz objętością porów, zaś wyższym odczynem (pH 10,3) oraz ponad 2-krotnie wyższą pojemnością sorpcyjną. W rezultacie maksymalna pojemność adsorpcyjna wyznaczona z równania Langmuira dla tego biowęgla w stosunku do Zn i Pb była ponad 2-krotnie oraz do Cu 1,4-krotnie wyższa w porównaniu z pojemnościami wyznaczonymi dla węgla aktywnego. Uzyskane wyniki wskazują, że biowęgiel z wierzby stanowi alternatywę węgla aktywnego.

Produkcja biogazu oraz waloryzacja odpadów pofermentacyjnych

Od roku 2010 uczestniczę w badaniach nad produkcją biogazu w wyniku monofermentacji biomasy roślinnej oraz kofermentacji z odpadami z przemysłu rolno-spożywczego i produkcji biodiesla, a także nad waloryzacją odpadów pofermentacyjnych.

W badaniach monofermentacji substratem były kiszonki z upraw jednorocznych (kukurydza zwyczajna, sorgo cukrowe), z upraw wieloletnich (miskant olbrzymi, miskant cukrowy, ślazier pensylwański, lucerna siewna z tymotką łąkową) oraz ich mieszanin o różnej proporcji kiszonki kukurydzy i lucerny siewnej z tymotką łąkową. Proporcja pomiędzy zawartością materiałów niewłóknistych (skrobia, pektyny, cukry proste, białko ogólne i tłuszcz surowy) i włóknistych (celuloza, hemicelulozy i lignina) była najwyższa dla kiszonki kukurydzy zwyczajnej (1,45), zaś najniższa dla kiszonki miskanta olbrzymiego (0,16). Wykazano, że skład biomasy wpływał na produkcję biogazu/metanu. Wysoki udział materiałów niewłóknistych w biomacie sprzyjał wyższej specyficznej szybkości produkcji biogazu. Produkcja metanu w większym stopniu korelowała z sumą komponentów w materiałach niewłóknistych niż włóknistych, czego potwierdzeniem były wyższe współczynniki wydajności metanu.

Kumulacyjny efekt lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) w wodach pofermentacyjnych na stabilność fermentacji metanowej oceniono po znormalizowaniu stężenia kwasu octowego, propionowego, izomasłowego, masłowego, izowalerianowego i walerianowego za pomocą funkcji mapminmax (MATLAB INN Toolbox). Na podstawie rosnących wartości znormalizowanych stężeń LKT najmniejsze ryzyko zakwaszenia komór fermentacyjnych istniało w przypadku mieszanin kukurydzy zwyczajnej i lucerny siewnej z tymotką łąkową, zaś największe w przypadku kiszonek miskanta olbrzymiego i cukrowego, co korelowało z najniższą produkcją biogazu/metanu.

Na podstawie składu elementarnego oraz zawartości lignin w biomacie wyznaczono teoretyczną wydajność produkcji metanu. Rzeczywista wydajność produkcji metanu w kiszonkach o niskiej zawartości materiałów włóknistych (kukurydza zwyczajna i sorgo cukrowe) stanowiła od 80 do 91% wydajności teoretycznej. W przypadku kiszonek o wysokiej zawartości lignin (miskant cukrowy, miskant olbrzymi) rzeczywista wydajność produkcji metanu była odpowiednio 3- i 2,3-krotnie niższa od teoretycznej.

W przypadku biomasy o znacznym udziale materiałów włóknistych, zwiększenie wydajności metanu uzyskuje się m.in. poprzez zastosowanie wstępnej hydrolizy biomasy. W badaniach własnych, wstępnej hydrolizie roztworem NaOH poddawano biomase z miskanta cukrowego. Wykazano, że przy ustalonych warunkach operacyjnych (1,5% roztwór NaOH, proporcja m/V = 1/12,5, t = 6h) stopień usunięcia hemiceluloz oraz ligniny

z biomasy kształtował się na poziomie odpowiednio 60 i 52%. Stężenie rozpuszczonych związków organicznych zwiększyło się o 35% w stosunku do biomasy bez wstępnej hydrolizy.

Badania monofermentacji sfinansowano w ramach projektu badawczego MNiSW *Wydajność fitomasy różnych gatunków roślin i jej przydatność do konwersji na biogaz w zależności od terminu zbioru* (II.J.7), którego byłem wykonawcą. Uzyskane wyniki badań opublikowano w *Bioresource Technology* (II.A.4) oraz prezentowano na międzynarodowej konferencji (III.B.15, III.B.16) oraz sympozjum (III.B.21, III.B.22).

W badaniach współfermentacji kiszonek roślin jednorocznych (kukurydza zwyczajna) z wieloletnimi (miskant cukrowy) jako kosubstraty wykorzystywano odpady z rolnictwa (gnojowica, odchody zwierzęce), produkty uboczne z przemysłu rolno-spożywczego (wywar gorzelniany) oraz z produkcji biodiesla (frakcja glicerynowa). Określono optymalną proporcję pomiędzy udziałem kiszonek z roślin z upraw dedykowanych i gnojowicy z chowu trzody chlewnej we wsadzie do fermentacji metanowej. Dodatek gnojowicy korzystnie wpływał na wskaźniki produkcji biogazu/metanu w porównaniu z fermentacją kiszonek. Stabilność procesu zależała od udziału gnojowicy we wsadzie. Przy proporcji kiszonek kukurydzy zwyczajnej i miskanta cukrowego do gnojowicy równej 87,5:12,5% s.m.o. uzyskano najwyższą wartość jednostkowej szybkości produkcji biogazu/metanu oraz współczynnika wydajności biogazu/metanu. Nie obserwowano inhibicji procesu amoniakiem czy LKT. Zwiększenie udziału gnojowicy we wsadzie do 25% s.m.o. stwarza ryzyko utraty stabilności procesu, co potwierdziła silna korelacja dodatnia pomiędzy stężeniem amoniaku i LKT, zwłaszcza kwasem octowym, propionowym oraz izo-walerianowym.

Innym kosubstratem do współfermentacji kiszonki kukurydzianej była frakcja glicerynowa. Istotnym w produkcji biogazu/metanu i utrzymaniu stabilności procesu był udział kosubstratu we wsadzie. Stabilny przebieg współfermentacji zapewniał udział frakcji glicerynowej niższy niż 10% wag. Udział frakcji glicerynowej w stężeniu 10% wag. skutkował wzrostem stężenia kwasu propionowego i walerianowego w wodach pofermentacyjnych i utratą stabilności procesu.

W kolejnych badaniach proces współfermentacji kiszonki kukurydzianej rozszerzono o kosubstraty, tj. wywar gorzelniany oraz obornik bydlęcy. Badania technologiczne prowadzono w dwóch wariantach, tj. współfermentacji wszystkich trzech substratów oraz rozdzielnej fermentacji wywaru gorzelnianego i współfermentacji kiszonki kukurydzianej z obornikiem bydlęcym. Z punktu widzenia produkcji biogazu korzystniejsza była równoległa

fermentacja wywaru gorzelnianego oraz mieszaniny kiszonki kukurydzianej z obornikiem bydlęcym z uwagi na możliwość skrócenia hydraulicznego czasu zatrzymania (HRT) w przypadku wywaru gorzelnianego. Przy skróceniu HRT fermentacji metanowej wywaru z 30 do 20 d uzyskano ok. 2-krotny wzrost jednostkowej szybkości produkcji biogazu. Uzysk biogazu w wyniku współfermentacji wszystkich trzech substratów był 3-krotnie niższy niż w przypadku rozdzielnej fermentacji substratów.

W prowadzonych badaniach dokonano również waloryzacji frakcji stałej odpadów pofermentacyjnych uzyskiwanych w wyniku monofermentacji oraz współfermentacji. Kosubstraty istotnie wpływały na wartość nawozową stałej frakcji pofermentu. Dodatek gnojowicy spowodował zwiększenie w pofermencie zawartości azotu, fosforu i magnezu, zaś wywaru – azotu i potasu. Pofermenty charakteryzowały się alkalicznym odczynem oraz zasoleniem na poziomie porównywalnym z tradycyjnymi nawozami organicznymi, jak obornik bydlęcy. Spełniały również wymagania w zakresie stężeń metali ciężkich w nawozach organicznych. Właściwości te wskazują na możliwość zastosowania pofermentów na cele rolnicze i/lub remediacyjne.

Badania były współfinansowane przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju w ramach programu strategicznego „Zaawansowane Technologie Pozyskiwania Energii” (II.J.6). Wyniki badań opublikowano w *Bioresource Technology* oraz *Archives of Environmental Protection* (II.A.8, II.A.14), w rozdziałach w monografii (II.E.9, II.E.10), prezentowane na Bałtyckim Forum Biogazu (II.L.4) oraz na konferencjach międzynarodowych (III.B.4, III.B.14, III.B.15, III.B.17, III.B.19, III.B.23).

Uczestniczyłem również w pracach związanych z modelowaniem produkcji biogazu z kiszonek z upraw dedykowanych i odpadów z przetwórstwa rolno-spożywczego. Do modelowania wykorzystano Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1), pierwotnie opracowany do symulacji mezofilowej fermentacji osadów ściekowych. Symulację procesu fermentacji przeprowadzono dla mieszaniny kiszonki kukurydzianej i obornika bydlęcego w odniesieniu do produkcji biogazu/metanu, oraz odczynu i stężenia wybranych LKT (kwas propionowy, octowy i walerianowy) w wodach pofermentacyjnych. Podczas weryfikacji modelu stwierdzono konieczność zmiany wartości 9 spośród 105 parametrów kinetycznych związanych z procesem dezintegracji, aceto- i metanogenezy. W stosunku do wstępnie założonych parametrów modelu, obniżenie wartości stałej dezintegracji, stałych inhibicji wodorem kwasu masłowego i propionowego, stałej inhibicji amoniakiem kwasu octowego

oraz stałej szybkości poboru kwasu octowego skutkowało uzyskaniem najwyższego stopnia dopasowania danych eksperymentalnych do modelu, zwłaszcza dla kwasu octowego, propionowego i walerianowego.

Wyniki badań opublikowano w *Archives of Environmental Protection* (II.A.5, II.A.6). Wiedzę w zakresie współfermentacji biomasy odpadowej oraz z upraw energetycznych, z uwzględnieniem aspektów modelowania procesów beztlenowych w biogazowniach rolniczych podsumowano w rozdziale monografii *Konwersja odpadów przemysłu rolno-spożywczego do biogazu – podejście systemowe* (II.E.6).

Najnowszą wiedzę w zakresie przetwarzania biomasy w biopaliwa zaprezentowałem w monografii *Biomass for biofuels* opublikowanej przez wydawnictwo Taylor & Francis Group, w której jestem jednym z edytorów i współautorem jednego rozdziału (II.E.1, II.E.2). W pracy omówiono kategorie i rodzaje biomasy wykorzystywanej do produkcji biopaliw wraz z jej charakterystyką techniczną, elementarną i biochemiczną.

Zdobywane doświadczenia naukowe wykorzystuję we współpracy z podmiotami gospodarczymi. Wykonywałem opracowania technologiczne dla lokalnej oczyszczalni ścieków (III.M.4, III.M.5). Byłem współautorem koncepcji technologicznej bioremediacji gleby (III.M.3). Współpracowałem z jednym z lokalnych przedsiębiorców w przygotowaniu wniosku o dofinansowanie projektu z zakresu bioremediacji gruntów na konkurs organizowany przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju w ramach Programu Badań Stosowanych (III.M.2). Jestem współautorem opracowania na temat zanieczyszczenia wody rzecznej i osadów dennych metalami ciężkimi wykonanego dla zakładu Tymbark S.A. w Olsztynku, woj. warmińsko-mazurskie (III.M.1).

W roku 2010 odbyłem 3-miesięczny staż w zakładzie techniki sanitarnej TECHSAN w Olsztynie w ramach projektu pt. „Komercjalizacja wyników badań oraz kreowanie postaw przedsiębiorczych przez UWM w Olsztynie poprzez staże, szkolenia i działania uświadamiające z zakresu przedsiębiorczości akademickiej”. Staż dotyczył problematyki gospodarki osadami ściekowymi w małych i średnich oczyszczalniach ścieków oraz rozwiązań technologicznych w zakresie unieszkodliwiania osadów ściekowych, w tym ich kompostowania (III.Q.19).

Prowadząc badania naukowe opanowałem techniki oznaczania metali ciężkich metodą płomieniowej i elektrotermicznej spektrometrii atomowej, a także metodę ich

frakcjonowania, niezbędne do oceny skuteczności metod remediacji gleby. W roku 2004 ukończyłem studium podyplomowe *Analityka zanieczyszczeń środowiska i żywności* na Wydziale Chemicznym Politechniki Gdańskiej (III.L.5), a w roku 2006 kurs II stopnia z dziedziny Absorpcyjnej Spektrometrii Atomowej w Puławach (III.L.4).

Odbyłem indywidualne szkolenie praktyczne organizowane przez firmę Candela w zakresie oznaczania arsenu w próbkach środowiskowych (III.Q.18). Swój warsztat analityczny w zakresie specjacji arsenu doskonaliłem pod kierunkiem Prof. Jerzego Siepaka i jego zespołu w Zakładzie Analizy Wody i Gruntów na Wydziale Chemii, UAM w Poznaniu (III.L.3). Najnowsze rozwiązania w analityce laboratoryjnej poznawałem uczestnicząc w krajowych seminariach analitycznych (III.Q.10, III.Q.11, III.Q.12). Doświadczenie analityczne zdobywałem także za granicą, podczas szkoleń w Stanach Zjednoczonych, finansowanych w ramach Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki pt. „*Wzmocnienie potencjału dydaktycznego UWM w Olsztynie*” (III.Q.9). Swoją wiedzę praktyczną w zakresie remediacji gruntów poszerzałem uczestnicząc w krajowych kursach (III.Q.13, III.Q.14) oraz seminariach *on-line* organizowanych przez Technology Innovation and Field Services Division (USEPA) (III.Q.15, III.Q.16, III.Q.17). Byłem również uczestnikiem międzynarodowych warsztatów wytwarzania biopaliw i biopolimerów (III.Q.24). Uczestniczyłem w szeregu wykładów *on-line* organizowanych przez Elsevier Publishing Campus w zakresie przygotowywania publikacji naukowych oraz ich recenzowania (III.Q.28). W celu kreowania swojego wizerunku naukowego z wykorzystaniem m.in. mediów społecznościowych brałem udział w specjalistycznym szkoleniu organizowanym przez Regionalny Punkt Kontaktowy Programów Badawczych UE, UWM w Olsztynie (III.Q.25).

Dorobek naukowy przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora obejmował **2** prace w czasopismach wyróżnionych przez bazę Journal Citation Reports.

Po uzyskaniu stopnia naukowego opublikowałem **84** prace, w tym **24** publikacje w czasopismach wyróżnionych przez bazę Journal Citation Reports (23 prace posiadają Impact Factor w roku publikacji), **5** publikacji w recenzowanych czasopismach z listy MNiSW. Jestem autorem/współautorem **13** rozdziałów monograficznych w tym 8 w monografiach anglojęzycznych i 5 w monografiach polskojęzycznych), **9** prac pełnotekstowych i **33** streszczeń w materiałach konferencyjnych. Wyniki badań prezentowałem na **20** konferencjach, kongresach i sympozjach naukowych, w tym 16 międzynarodowych:

Niemcy (2), Litwa (1), Grecja (2), Włochy (2), Stany Zjednoczone (1), Portugalia (1), Hiszpania (1), Polska (10).

Sumaryczny Impact Factor (zgodnie z rokiem publikacji) prac opublikowanych po uzyskaniu stopnia naukowego doktora wynosi **57,616**. Według bazy *Web of Science*, liczba cytowań wynosi 170, w tym bez autocytowań **158**, zaś index Hirscha – **8**. Zgodnie z kryteriami MNiSW, łączny dorobek po uzyskaniu stopnia naukowego doktora oceniany jest na **824** punkty. Łączna punktacja za publikacje przed i po uzyskaniu stopnia naukowego doktora wynosi: IF = **58,321**, punkty MNiSW = **844**.

Obecnie, 1 publikacja jest przyjęta do druku w czasopiśmie *Environmental Engineering and Management Journal* (15 pkt., IF = 1,096), 2 publikacje są po pozytywnych recenzjach w czasopismach *CLEAN – Soil, Air, Water* (25 pkt., IF = 1,473) oraz *Environmental Technology* (25 pkt., IF = 1,751), zaś 2 publikacje są w recenzji.

Łącznie, uczestniczyłem w realizacji 10 projektów badawczych, w tym w 4 projektach KBN/MNiSW/NCN i 1 projekcie strategicznym NCBiR. Zrealizowałem 4 opracowania na zlecenie podmiotów gospodarczych. Jestem autorem i współautorem 8 dokumentacji prac badawczych oraz 3 opracowań w ramach projektów badawczych.

Do tej pory wykonałem **51** recenzji publikacji naukowych (III.P), w tym 41 recenzji w 20 czasopismach z listy JCR o IF od 0,319 do 8,734: *Chemosphere, Journal of Hazardous Materials, International Journal of Phytoremediation, Water, Air, and Soil Pollution, Geoderma, CLEAN – Soil, Air, Water, Environmental Technology, Waste Management & Research, Waste Management, Journal of Environmental Sciences (China), Chemistry and Ecology, Journal of Residuals Science & Technology, Ecotoxicology and Environmental Safety, Land Degradation & Development, Soil & Sediment Contamination, Scientific Reports, International Journal of Environmental Research and Public Health, Journal of Arid Land, Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* oraz *Sustainability*. Za aktywność w recenzowaniu uzyskałem certyfikaty z Elsevier Publishing (III.Q.29).

Dodatkowo, wykonałem 10 recenzji publikacji w czasopismach spoza listy JCR, takich jak *Toxics, Environmental Science and Research, Environmental Engineering Research, African Journal of Agricultural Research, Scientific Review Engineering and Environmental Sciences* oraz *Polish Journal of Natural Sciences*.

Za działalność naukową zostałem wyróżniony Nagrodą Indywidualną I stopnia Rektora UWM w Olsztynie w 2016 r. (II.K.1).

6. Osiągnięcia w zakresie popularyzowania nauki

W ramach popularyzacji nauki, wyniki doświadczeń naukowych prezentowałem w periodyku popularno-naukowym *Ekonatura* (II.E.20, II.E.21) oraz w formie artykułu popularno-naukowego pt. *W poszukiwaniu nowych metod usuwania metali ciężkich ze ścieków* zamieszczonego na stronie internetowej Wydziału Nauk o Środowisku (II.E.22). Współprowadziłem zajęcia z przedmiotu *Przyroda* dla dzieci w wieku wczesnoszkolnym (III.I.17) oraz prezentowałem profil badawczy oraz aparaturowy Katedry Biotechnologii w Ochronie Środowiska UWM w Olsztynie dla uczniów szkoły średniej (III.I.16).

7. Osiągnięcia w zakresie działalności organizacyjnej

W trakcie pracy zawodowej realizowałem i realizuję wiele działań organizacyjnych zarówno na rzecz Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie jak i Wydziału Nauk o Środowisku (dawniej Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa). W kadencji 2016-2020 zostałem powołany na członka Senatu UWM w Olsztynie oraz członka Rady Wydziału Nauk o Środowisku.

W latach 2013-2016 byłem członkiem Komisji ds. dodatku motywacyjnego dla nauczycieli akademickich oraz pracowników nie będących nauczycielami akademickimi na Wydziale Nauk o Środowisku. W roku akademickim 2015/2016 pracowałem w Wydziałowym Zespole opracowującym nowy program studiów na kierunku *Gospodarowanie zasobami wodnymi* (III.Q.4). Jako członek zespołu brałem aktywny udział w przygotowaniu niezbędnej dokumentacji dotyczącej utworzenia nowego kierunku studiów, koordynowałem przygotowywanie sylabusów z przedmiotów kierunkowych oraz przedmiotów do wyboru w ramach modułu kształcenia *Gospodarka wodno-ściekowa, oczyszczanie i odnowa wody*. Kształcenie na kierunku *Gospodarowanie zasobami wodnymi* rozpoczęło się od roku akademickiego 2016/2017. Decyzją Dziekana, zostałem powołany na członka Kierunkowego Zespołu ds. Zapewniania Jakości Kształcenia na tym kierunku. Obecnie biorę udział w pracach nad przygotowaniem materiałów promocyjnych tego kierunku.

W latach 2010-2015 pełniłem funkcję opiekuna roku na studiach stacjonarnych pierwszego i drugiego stopnia na kierunku ochrona środowiska (III.Q.7, III.Q.8), biorąc aktywny udział w przedsięwzięciach organizowanych przez Samorząd Studencki.

W roku akademickim 2010/2011 oraz 2011/2012 uczestniczyłem w pracach wydziałowego Zespołu przygotowującego wnioski o dofinansowanie kierunków zamawianych ochrona środowiska i inżynieria środowiska, w ramach programu operacyjnego Kapitał Ludzki „Szkolnictwo wyższe i nauka. Podziałanie – zwiększenia liczby absolwentów kierunków o kluczowym znaczeniu dla gospodarki opartej na wiedzy” (III.Q.6).

W ramach pracy organizacyjnej na rzecz Wydziału, brałem także udział w przygotowaniu informatora ECTS zawierającego informacje na temat kształcenia na studiach zaocznych i podyplomowych (II.F.12).

Jestem członkiem komitetu redakcyjnego czasopisma *Environmental Biotechnology* (lista MNiSW, część B) (III.G.2), a od 2017 pełnię funkcję Associate Editor w czasopiśmie *Environmental Analysis & Ecology Studies* (III.G.1). Ponadto, jestem członkiem dwóch towarzystw (Polskie Towarzystwo Substancji Humusowych oraz International Humic Substances Society), członkiem międzynarodowej organizacji European Geosciences Union, w grupie tematycznej Division: Soil System Sciences, Subdivision: Soil Pollution and Reclamation, a także członkiem tematycznej sieci naukowej Biotechnologia Środowiskowa ENBIONET (III.H.1-4).

Sprawuję opiekę nad dwoma laboratoriami chemicznymi w Katedrze Biotechnologii w Ochronie Środowiska, w których odpowiadam za przygotowanie i prowadzenie ewidencji metod analitycznych, procedur stosowanych na sprzęcie stanowiącym wyposażenie laboratoriów oraz za utrzymanie zgodnego z zapisem inwentaryzacyjnym stanu ich wyposażenia.

Za działalność organizacyjną zostałem dwukrotnie wyróżniony Nagrodą Zespołową II stopnia Rektora UWM w Olsztynie w 2012 i 2015 r. (III.D.1, III.D.2), a także dyplomem Rektora UWM w Olsztynie w 2011 r. (III.D.3).

8. Omówienie osiągnięć dydaktycznych

W latach 2006-2007 byłem uczestnikiem kursu pedagogicznego organizowanego przez Centrum Edukacji Nauczycielskiej i Doradztwa Zawodowego w Olsztynie i uzyskałem kwalifikacje pedagogiczne (III.Q.23). Uczestniczyłem w warsztatach dotyczących możliwości wspierania studentów głuchych i słabosłyszących na UWM w Olsztynie (III.Q.27). Odbyłem indywidualne kursy języka angielskiego z native speakerem dla nauczycieli akademickich,

realizujących zajęcia dydaktyczne w języku obcym (III.Q.21, III.Q.22). Realizuję zajęcia na studiach międzynarodowych w ramach współpracy University of Applied Sciences w Offenburgu (Niemcy) oraz UWM w Olsztynie. By podnieść swoje kompetencje w zakresie kształcenia międzynarodowego, w 2013 r. odbyłem 3-tygodniowy staż dydaktyczny w Uniwersytecie w Offenburgu (III.L.2). Zdobyte doświadczenie m.in. na temat systemu kształcenia na uczelni technicznej oraz sposobu prowadzenia zajęć wykorzystałem we własnej pracy dydaktycznej.

W trakcie dotychczasowej pracy w UWM w Olsztynie przygotowywałem oraz prowadziłem zajęcia dydaktyczne z 15 przedmiotów (z czego w 8 jestem koordynatorem) w formie wykładów, ćwiczeń laboratoryjnych, audytoryjno-obliczeniowych i projektowych, w języku polskim lub angielskim, na dwóch wydziałach i trzech kierunkach kształcenia (III.I).

Na Wydziale Nauk o Środowisku na kierunku **ochrona środowiska** prowadziłem lub prowadzę zajęcia dydaktyczne z następujących przedmiotów:

- *Technologia wody i ścieków* (ćwiczenia laboratoryjne, studia stacjonarne rok akademicki 2003/2004).
- *Metody biotechnologiczne w ochronie środowiska* (ćwiczenia audytoryjno-obliczeniowe, studia stacjonarne, rok akademicki 2004/2005 oraz 2009/2010).
- *Zanieczyszczenie i remediacja gruntów* (ćwiczenia audytoryjno-laboratoryjne, studia stacjonarne, rok akademicki 2005/2006 oraz od roku akademickiego 2009/2010-obecnie, koordynator przedmiotu).
- *Projektowanie układów technologicznych oczyszczania wody i ścieków* (ćwiczenia projektowo-obliczeniowe, studia stacjonarne, rok akademicki 2007/2008).
- *Technologie stosowane w ochronie środowiska* (ćwiczenia laboratoryjne, studia niestacjonarne 1. stopnia, rok akademicki 2007/2008 – 2009/2010).
- *Remediacja gruntów* (wykłady i ćwiczenia audytoryjne, studia niestacjonarne 1. stopnia, rok akademicki 2009/2010 – 2010/2011, koordynator przedmiotu).
- *Bioremediacja* (wykłady i ćwiczenia laboratoryjne, studia stacjonarne 2. stopnia, rok akademicki 2013/2014, koordynator przedmiotu).

Istotnym elementem mojej pracy dydaktycznej jest prowadzenie w języku angielskim od roku akademickiego 2008/2009 do chwili obecnej ćwiczeń laboratoryjnych z przedmiotu *Analytical Training* (koordynator przedmiotu), wykładów i ćwiczeń laboratoryjnych z przedmiotu *Biotechnology in Environmental Protection*, a od roku akademickiego

2014/2015 ćwiczeń projektowych z przedmiotu *Design of Biotechnological Processes in Environmental Protection*. Przedmioty te znajdują się w programie międzynarodowych studiów magisterskich, na specjalności Process Engineering, Environmental Protection and Biotechnology, realizowanych w ramach współpracy Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego oraz Uniwersytetu Nauk Stosowanych w Offenburgu.

Na kierunku ochrona środowiska, od roku akademickiego 2016/2017 prowadzę zajęcia w języku angielskim z przedmiotu *Systems of land remediation*, którego jestem koordynatorem, dla studentów zagranicznych realizujących kształcenie w ramach programu Erasmus.

Na Wydziale Nauk o Środowisku na kierunku **inżynieria środowiska** prowadzę następujące przedmioty:

- *Gleboznawstwo i rekultywacja gleb* (wykłady i ćwiczenia laboratoryjne, studia stacjonarne 1. stopnia, rok akademicki 2009/2010-obecnie, od roku akademickiego 2009/2010 – koordynator przedmiotu).
- *Systemy remediacji gruntów* (ćwiczenia audytoryjno-obliczeniowe, studia stacjonarne 1. stopnia, rok akademicki 2011/2012-obecnie, koordynator przedmiotu).

Na Wydziale Biologii i Biotechnologii na kierunku **biotechnologia** prowadziłem następujące przedmioty:

- *Bioremediacje gruntów* (wykłady i ćwiczenia laboratoryjne, studia stacjonarne 2. stopnia, rok akademicki 2008/2009 – 2012/2013, koordynator przedmiotu).
- *Biotechnologia w ochronie środowiska* (ćwiczenia laboratoryjne, studia stacjonarne 1. stopnia, rok akademicki 2009/2010 – 2011/2012).

Byłem opiekunem naukowym 9 prac inżynierskich oraz 12 prac magisterskich na kierunkach ochrona środowiska, inżynieria środowiska, biotechnologia oraz biotechnologia środowiskowa (III.J.1-7). W 2016 roku byłem promotorem pracy magisterskiej w języku angielskim realizowanej przez studenta studiów międzynarodowych na specjalności Process Engineering, Environmental Protection and Biotechnology. Obecnie sprawuję opiekę nad realizacją 5 prac inżynierskich na kierunkach inżynieria środowiska oraz biotechnologia oraz 1 pracy magisterskiej na kierunku biotechnologia. Wielokrotnie byłem członkiem komisji na egzaminach inżynierskich i magisterskich, w tym na egzaminach w języku angielskim dla studentów specjalności Process Engineering, Environmental Protection and Biotechnology.

Byłem recenzentem prac dyplomowych inżynierskich i magisterskich studentów z ww. kierunków studiów.

Uczestniczę w szkoleniu kadry naukowej; w 2017 r. Rada Wydziału Nauk o Środowisku UWM w Olsztynie powierzyła mi funkcję promotora pomocniczego w przewodzie doktorskim (III.K.1). Byłem również opiekunem dwóch studentów studiów doktoranckich z Technical University of Isai w Rumunii (III.K.2, III.K.3). Doktoranci realizowali badania z zakresu fitoekstrakcji metali ciężkich z gleby oraz charakterystyki odcieków składowiskowych w aspekcie występowania metali ciężkich. Byłem także opiekunem naukowym stażu doktorskiego doktorantki z Wydziału Inżynierii Rolniczej, Uniwersytetu Aleksandrasa Stulginskisa na Litwie (III.K.4).

Zygmunt Mariusz Gusiatin