

Załącznik 2a

AUTOREFERAT

Dr Anna M. Stefanowicz

Instytut Botaniki im. W. Szafera
Polskiej Akademii Nauk

Kraków 2017

Informacja o wykształceniu i przebiegu zatrudnienia

Posiadane dyplomy i stopnie naukowe

- 26 V 2009** **Doktor nauk biologicznych w zakresie biologii**, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Jagielloński, Kraków
- 2003–2008 Studia Doktoranckie z Zakresu Nauk Biologicznych przy Wydziale Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie
Instytut Nauk o Środowisku WBiNoZ UJ – praca doktorska „Impact of metal pollution on the biomass, activity, functional diversity, and tolerance towards metals of soil microbial communities” (promotor – prof. dr hab. Ryszard Laskowski)
- 13 VI 2003** **Magister ochrony środowiska** (specjalność: biologia środowiska), Wydział Chemii, Uniwersytet Jagielloński

Instytut Nauk o Środowisku, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Jagielloński – praca magisterska „Badanie oporności mikroorganizmów glebowych lasów okolic Olkusza na skażenie cynkiem i kadmem przy użyciu mikrobiologicznych płytek typu Biolog” (promotor – dr hab. Maria Niklińska)
- 11 IX 2001** **Licencjat ochrony środowiska**, Wydział Chemii, Uniwersytet Jagielloński

Instytut Nauk o Środowisku, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Jagielloński – praca licencjacka „Przestrzenne zróżnicowanie mikrosiedlisk glebowych w terenach skażonych i nieskażonych metalami ciężkimi” (promotor – prof. dr hab. Ryszard Laskowski)
- 1997–2003 Studia na kierunku ochrona środowiska rolniczego na Wydziale Rolniczym Akademii Rolniczej im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, a następnie na kierunku Ochrona Środowiska na Wydziale Chemii Uniwersytetu Jagiellońskiego

Informacje o pracy zawodowej, miejscach zatrudnienia i zajmowanych stanowiskach

- od X 2009 Zakład Ekologii, Instytut Botaniki im. W. Szafera Polskiej Akademii Nauk, stanowisko: adiunkt
- VI 2004 – XII 2008 Zespół Ekotoksykologii i Ekologii Stresu, Instytut Nauk o Środowisku, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Jagielloński, stanowisko: samodzielny biolog

**Osiągnięcie naukowe będące podstawą ubiegania się o stopień doktora
habilitowanego**

Jako osiągnięcie wynikające z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. 2016 r. poz. 882 ze zm. w Dz. U. z 2016 r. poz. 1311.) wskazuję cykl pięciu oryginalnych publikacji na temat:

Metale ciężkie na terenach historycznego i współczesnego górnictwa rud cynkowo-ołowiowych: akumulacja w środowisku i rola w kształtowaniu zespołów mikroorganizmów glebowych

1. Stefanowicz AM, Niklińska M, Kapusta P, Szarek-Łukaszewska G (2010) **Pine forest and grassland differently influence the response of soil microbial communities to metal contamination.** Science of the Total Environment 408: 6134-6141.

$$IF_{2010} = 3,190 / \text{Pkt MNiSW}_{2010} = 32$$

2. Stefanowicz AM, Kapusta P, Szarek-Łukaszewska G, Grodzińska K, Niklińska M, Vogt RD (2012) **Soil fertility and plant diversity enhance microbial performance in metal-polluted soils.** Science of the Total Environment 439: 211-219.

$$IF_{2012} = 3,258 / \text{Pkt MNiSW}_{2012} = 35$$

3. Stefanowicz AM, Woch MW, Kapusta P (2014) **Inconspicuous waste heaps left by historical Zn-Pb mining are hot spots of soil contamination.** Geoderma 235-236: 1-8.

$$IF_{2014} = 2,772 / \text{Pkt MNiSW}_{2014} = 45$$

4. Stefanowicz AM, Stanek M, Woch MW, Kapusta P (2016) **The accumulation of elements in plants growing spontaneously on small heaps left by the historical Zn-Pb ore mining.** Environmental Science and Pollution Research 23: 6524-6534.

$$IF_{2015} = 2,760 / \text{Pkt MNiSW}_{2016} = 30$$

5. Stefanowicz AM, Stanek M, Woch MW (2016) **High concentrations of heavy metals in beech forest understory plants growing on waste heaps left by Zn-Pb ore mining.** Journal of Geochemical Exploration 169: 157-162.

$$IF_{2015} = 2,147 / \text{Pkt MNiSW}_{2016} = 30$$

**Omówienie celu naukowego prac zgłoszonych do postępowania
habilitacyjnego i osiągniętych wyników**

Mój główny problem badawczy po uzyskaniu stopnia naukowego doktora związany był z oceną wybranych właściwości środowiska glebowego oraz analizą poziomu akumulacji metali w roślinach na terenach współczesnego i historycznego górnictwa rud cynkowo-ołowiowych w zachodniej Małopolsce. Pierwszą część badań [1, 2] prowadziłam jako wykonawca w projekcie finansowanym przez Mechanizm Finansowy Europejskiego Obszaru Gospodarczego „Roślinność gleb galmanowych i jej znaczenie dla zachowania różnorodności biologicznej i krajobrazowej terenów pogórnicznych” (2008-2011), którego kierownikiem była prof. dr hab. Barbara Godzik.

Wydobycie i przetwórstwo rud cynkowo-ołowiowych wiąże się ze znacznym zanieczyszczeniem dużych obszarów metalami ciężkimi. Jako pierwiastki metale nie ulegają rozkładowi, ale akumulują się w glebie, stanowiąc źródło zanieczyszczenia okolicznych terenów i oddziałując niekorzystnie na organizmy. Jedną z grup organizmów narażonych na szkodliwy wpływ metali są mikroorganizmy glebowe, czyli przede wszystkim dwie duże grupy – bakterie i grzyby. Metale ciężkie mogą zmniejszać ich aktywność, biomasę, różnorodność taksonomiczną i funkcjonalną, co może prowadzić do zmian w kluczowych funkcjach pełnionych przez mikroorganizmy w ekosystemie, przede wszystkim w procesie rozkładu i mineralizacji martwej materii organicznej. Jednak zespoły mikroorganizmów glebowych na terenach wydobywania i hutnictwa rud metali kształtowane są nie tylko przez zanieczyszczenie, lecz również przez inne czynniki środowiskowe, między innymi pH i skład granulometryczny gleby, zawartość materii organicznej i makroelementów w glebie, a także typ, różnorodność i skład gatunkowy roślinności. Czynniki te wpływają na mikroorganizmy zarówno bezpośrednio, jak i pośrednio – poprzez modyfikację toksyczności metali. Pomimo tego w dotychczasowych badaniach terenowych dotyczących wpływu metali na zespoły mikroorganizmów rzadko porównywano siedliska różniące się zarówno rodzajem gleby, jak i typem i różnorodnością roślinności.

Główne cele pierwszej części moich badań obejmowały (1) Charakterystykę gleby Olkuskiego Okręgu Rudnego pod względem poziomu zanieczyszczenia metalami ciężkimi (Cd, Pb, Zn) oraz innych właściwości fizykochemicznych i parametrów mikrobiologicznych (2) Porównanie właściwości fizykochemicznych i mikrobiologicznych gleb pomiędzy różnymi typami siedlisk (3) Zbadanie zależności pomiędzy stężeniem metali ciężkich w glebie a

parametrami mikrobiologicznymi gleby w lasach i na obszarach nieleśnych (4) Ocenę znaczenia różnych czynników środowiskowych, to jest poziomu zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi, innych właściwości fizykochemicznych gleb oraz różnorodności i składu gatunkowego roślinności dla mikroorganizmów glebowych (5) Porównanie wrażliwości bakterii i grzybów glebowych na zanieczyszczenie i inne czynniki środowiskowe.

Badania prowadzono w Olkuskim Okręgu Rudnym w okolicy Zakładów Górniczo-Hutniczych „Bolesław”. Stanowiska badawcze zlokalizowane zostały w sześciu typach siedlisk w obrębie dwóch głównych kategorii – lasów (lasy sosnowe na piasku, lasy sosnowe na odpadzie pogórnym) oraz obszarów nieleśnych (murawy galmanowe na piasku, murawy galmanowe na odpadzie, murawy z dominacją *Molinia caerulea* (Poaceae) na odpadzie pokrytym w ramach rekultywacji cienką warstwą gleby oraz odłogi). Na każdym stanowisku wykonano analizy bogactwa i składu gatunkowego roślinności. Gleby (górną poziom mineralny) scharakteryzowano pod względem właściwości fizykochemicznych – pH, składu granulometrycznego (frakcja < 2 mm), zawartości oraz dostępności pierwiastków, w tym metali ciężkich, jak również właściwości mikrobiologicznych – poziomu respiracji bazowej gleby, biomasy mikroorganizmów oraz aktywności i różnorodności funkcjonalnej (katabolicznej) bakterii i grzybów glebowych, mierzonych jako zdolność do rozkładu 95 związków organicznych, między innymi z grupy węglowodanów, aminokwasów, kwasów karboksylowych, na płytkach typu Biolog. Wyliczono również tzw. współczynnik metaboliczny (qCO_2) jako stosunek respiracji do biomasy mikroorganizmów.

Wykazano, że prawie wszystkie badane gleby zawierały podwyższone ilości ogólnych Cd, Pb i Zn, jednak olbrzymia była również zmienność poziomu metali pomiędzy stanowiskami badawczymi – najbardziej zanieczyszczone gleby różniły się 2-3 rzędy wielkości od najmniej zanieczyszczonych. Szczególnie wysokie całkowite ilości tych pierwiastków stwierdzono w glebach wytworzonych na odpadzie górnym – najwyższe wartości odnotowano na murawach na odpadzie (średnio 24519 mg Zn kg⁻¹, 7012 mg Pb kg⁻¹ i 192 mg Cd kg⁻¹). Z kolei najniższy poziom zanieczyszczenia gleby wykazano dla lasów na piasku (średnio 1378 mg Zn kg⁻¹, 703 mg Pb kg⁻¹, 12 mg Cd kg⁻¹). Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi jako wartości dopuszczalne dla użytków rolnych i gruntów leśnych podaje 300 mg Zn kg⁻¹, 100 mg Pb kg⁻¹ i 4 mg Cd kg⁻¹. Stężenie form dostępnych metali ciężkich w glebach nie różniło się zasadniczo pomiędzy sześcioma

kategoriami siedlisk. Wynika to z faktu, że odpad składa się przede wszystkim ze skały płonnej zbudowanej z dolomitu i kalcytu – minerałów zawierających dużo Ca i/lub Mg i charakteryzuje się zasadowym odczynem, co zmniejsza rozpuszczalność, mobilność i biodostępność metali. Gleby wytworzone na odpadzie wykazywały również lepsze warunki troficzne ze względu na wyższą zawartość C i N. Z tych względów aktywność, biomasa oraz różnorodność funkcjonalna mikroorganizmów były najwyższe w glebach wytworzonych na odpadzie pogórnym, jak również w glebach odłogów. Kluczowe znaczenie dla stanu mikrobiologicznego gleby miał typ substratu (odpad vs. piasek) oraz żyzność gleby (zawartość C i N oraz wymiennych Mg, Ca i K). Typ roślinności również modyfikował aktywność mikrobiologiczną gleby, choć w mniejszym stopniu niż typ podłoża, a ponadto wpływał na odpowiedź zespołów mikroorganizmów na zanieczyszczenie metalami. Wzrost różnorodności gatunkowej roślin zielnych wpływał korzystnie na aktywność, biomasę i różnorodność funkcjonalną mikroorganizmów, co może wynikać z większego zróżnicowania związków chemicznych dostarczanych do gleby przez bogate zbiorowiska roślinne poprzez wydzieliny korzeniowe i depozycję ściółki. Zmienne mikrobiologiczne mogły również być modyfikowane przez skład gatunkowy roślinności – parametr ten był silnie skorelowany z różnorodnością gatunkową roślin. Aktywność bakterii, mierzona jako zmiana poziomu zużycia związków organicznych na płytkach Biolog w czasie, rosła w następującej kolejności: murawy galmanowe na piasku < lasy na piasku ~ murawy z *M. caerulea* na odpadzie < murawy galmanowe na odpadzie < lasy na odpadzie ~ odłogi. Biomasa mikroorganizmów oraz różnorodność funkcjonalna bakterii glebowych malały istotnie ze wzrostem poziomu zanieczyszczenia metalami gleb z obszarów nieleśnych, a spadek ten może wiązać się z utratą niektórych funkcji zespołów bakteryjnych, istotnych, na przykład, dla procesu dekompozycji martwej materii organicznej. Współczynnik metaboliczny (qCO_2) rósł ze wzrostem poziomu metali na obszarach nieleśnych. Może to oznaczać, że mikroorganizmy na terenach zanieczyszczonych zużywają mniej zasobów na produkcję biomasy, a więcej na bieżące utrzymanie, w tym na pokrycie kosztów energetycznych detoksykacji metali ciężkich. W przeciwieństwie do obszarów nieleśnych, w lasach nie stwierdzono niekorzystnego wpływu metali ciężkich na parametry mikrobiologiczne gleby. Może to wynikać z różnic w poziomie zanieczyszczenia – gleby stanowisk bezleśnych charakteryzowały się znacznie wyższą zawartością metali niż gleby stanowisk leśnych. Stanowiska leśne były zlokalizowane w (średnio) większej odległości od huty, a ponadto zarówno korony drzew, jak i poziom organiczny

gleby mogą do pewnego stopnia chronić niżej położone poziomy glebowe przed depozycją zanieczyszczeń z atmosfery. Inną przyczyną braku wpływu metali ciężkich na mikroorganizmy gleb leśnych może być zakres gradientu zanieczyszczenia gleby, który był zdecydowanie węższy w przypadku lasów. Utrudnia to znalezienie istotnej zależności pomiędzy zanieczyszczeniem a parametrami biologicznymi gleby. Badania wykazały, że grzyby są mniej wrażliwe na zanieczyszczenie metalami ciężkimi niż bakterie – ich aktywność i różnorodność funkcjonalna, w przeciwieństwie do zmiennych bakteryjnych, były dodatnio skorelowane ze stężeniem metali w glebie. Przyczyna tego może być dwójaka. Strzępki grzybów, w przeciwieństwie do mikroskopijnych komórek bakteryjnych, które są dość ściśle związane ze swoim środowiskiem, a przez to szybko reagują na zachodzące w nim zmiany, mogą penetrować względnie rozległe przestrzenie gleby w poszukiwaniu lepszych, na przykład mniej zanieczyszczonych, mikrosiedlisk. Ponadto wzrost parametrów grzybów w terenach zanieczyszczonych może być wynikiem zmniejszenia presji konkurencyjnej ze strony bakterii w efekcie eliminacji wrażliwych grup bakteryjnych przez zanieczyszczenie. Wzrost różnorodności gatunkowej roślin zielnych szczególnie korzystnie wpływał na bakterie glebowe. Obie grupy mikroorganizmów reagowały podobnie na zmiany żyzności gleby.

Kontynuacją opisanych powyżej badań prowadzonych na obszarze Olkuskiego Okręgu Rudnego, który do dziś poddawany jest antropopresji wynikającej z trwającego nadal wydobywania i przetwórstwa rud cynkowo-ołowiowych, były badania prowadzone na starych, co najmniej stuletnich, hałdach odpadów pogórnich pozostawionych przez górnictwo historyczne i rozrzuconych na znacznych obszarach południowo-wschodniej części Wyżyny Śląsko-Krakowskiej [3, 4, 5]. Badania te prowadzone były w ramach projektu przyznanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego „Właściwości fizykochemiczne gleby oraz różnorodność i skład gatunkowy roślinności jako czynniki determinujące funkcjonowanie mikroorganizmów glebowych starych hałd (warpii) okolic Trzebini, Jaworzna i Olkusza” (2011-2014), którego byłam kierownikiem oraz w ramach dwóch jednorocznych grantów dla młodych pracowników nauki i doktorantów „Wpływ skażenia gleby metalami ciężkimi na zawartość metali w tkankach wybranych gatunków roślin rosnących na hałdach po historycznym górnictwie rud Zn-Pb w zachodniej Małopolsce” (2012) i „Wpływ historycznego górnictwa rud Zn-Pb w zachodniej Małopolsce na zawartość metali ciężkich w glebach lasów bukowych i w wybranych gatunkach roślin runa” (2013).

Stare hałdy po dawnym górnictwie rud cynkowo-ołowiowych, zwane warpiami, są niewielkimi i niepozornymi usypiskami skały płonnej zbudowanej głównie z dolomitu i kalcytu. Hałdy przyjmują często charakterystyczny kształt okręgu, bądź półksiężyca, otaczającego wgłębienie po szybie. Ich wysokość waha się na ogół w granicach od 0,5 do 2 m, a średnica od kilku do 20 metrów. Występują bardzo licznie przede wszystkim w lasach (nawet 50 hałd na km²), ale również na obszarach bezleśnych – w otoczeniu pól uprawnych, odłogów i przydomowych ogródków, pojedynczo lub w grupach, tworząc czasem charakterystyczny, pofałdowany krajobraz. Pomimo że hałdy te mogą stanowić potencjalne zagrożenie dla środowiska i zdrowia okolicznych mieszkańców, nie prowadzono wcześniej szeroko zakrojonych badań pozwalających ocenić poziom zanieczyszczenia metalami gleb warpii i terenów sąsiadujących, akumulacji metali w tkankach roślin rosnących na warpiach i ich wpływ na organizmy. Ponadto, mimo że rośliny murawowe rosnące na innych terenach zanieczyszczonych były do tej pory niejednokrotnie analizowane pod kątem zawartości metali w tkankach, badania te często prowadzone były na niewielu stanowiskach, nielicznych gatunkach i pierwiastkach lub też analizowano tylko części nadziemne roślin. W moich badaniach uwzględniłam 10 gatunków roślin murawowych występujących licznie na hałdach bezleśnych, w większości rzadko lub w ogóle niebadanych pod kątem akumulacji metali, oraz 9 pierwiastków, zarówno metali ciężkich, jak i makropierwiastków. Analizowałam zarówno korzenie, jak i pędy roślin, co umożliwiło wyliczenie współczynników biokoncentracji i translokacji. Wykorzystałam niezależne stanowiska badawcze (hałdy), dobierając je w taki sposób, aby na każdej obecne były wszystkie gatunki, co umożliwiło wiarygodne porównanie poziomu akumulacji pierwiastków pomiędzy gatunkami. Badania obejmowały również analizę zależności pomiędzy poziomem zanieczyszczenia gleby, a ilością metali w tkankach.

Warto zaznaczyć, że nadal niewiele wiadomo o akumulacji pierwiastków w gatunkach runa leśnego, a nieliczne prace na ten temat dotyczą głównie roślin znajdujących się pod wpływem zanieczyszczeń pochodzących z depozycji atmosferycznej. Wynika to z faktu, że hałdy najczęściej charakteryzują się niekorzystnymi warunkami środowiskowymi, na przykład zanieczyszczeniem, niedoborem pierwiastków odżywczych, przesuszeniem, i z tego względu są na ogół częściowo nagie lub porośnięte luźną roślinnością murawową i/lub ruderalną, ale rzadko półnaturalnym lasem.

Główne cele tej części badań obejmowały (1) Identyfikację warpii na obszarach bezleśnych i w lasach bukowych oraz charakterystykę gleb warpii pod kątem poziomu zanieczyszczenia (Cd, Pb, Tl, Zn i/lub As) i innych właściwości fizykochemicznych (2) Charakterystykę gleb odłogów/pól uprawnych otaczających warpie pod względem poziomu zanieczyszczenia i wybranych właściwości fizykochemicznych (3) Analizę zawartości metali ciężkich i/lub As oraz makropierwiastków w pędach i korzeniach wybranych gatunków roślin zielnych rosnących na warpiach na terenach bezleśnych i w lasach bukowych oraz, dodatkowo, w liściach buka (*Fagus sylvatica*, Fagaceae) z hałd leśnych (4) Analizę zależności między stężeniem różnych form metali w glebie hałd i w tkankach roślin.

W pierwszej kolejności prowadzono identyfikację warpii na terenach bezleśnych (ok. 750 km²) w zachodniej Małopolsce, pomiędzy Olkuszem, Krzeszowicami, Chrzanowem i Jaworzniem. Próby gleby (górny poziom mineralny) pobrano z hałd oraz z krótkich transektów w pobliżu wybranych hałd, to znaczy u ich podnóża oraz w odległości 5 m i 10 m. Gleby zanalizowano pod względem właściwości fizykochemicznych – pH, składu granulometrycznego, ilości oraz dostępności pierwiastków, w tym metali ciężkich. Stężenie metali ciężkich i makropierwiastków oznaczono w pędach i korzeniach 10 gatunków roślin murawowych, to jest *Achillea collina* (Asteraceae), *Carex hirta* (Cyperaceae), *Euphorbia cyparissias* (Euphorbiaceae), *Fragaria vesca* (Rosaceae), *Hieracium pilosella* (Asteraceae), *Leontodon hispidus* (Asteraceae), *Plantago lanceolata* (Plantaginaceae), *Potentilla arenaria* (Rosaceae), *Rumex acetosa* (Polygonaceae) i *Scabiosa ochroleuca* (Dipsacaceae).

Drugą część badań warpii prowadzono w lasach bukowych na obszarze pomiędzy Olkuszem a Trzebiną. Glebę (górny poziom mineralny) scharakteryzowano pod kątem właściwości fizykochemicznych – pH, zawartości materii organicznej, ogólnych i dostępnych form metali oraz As. Zmierzone zawartość pierwiastków w pędach i korzeniach 3 gatunków roślin runa rosnących na hałdach, to jest *Mycelis muralis* (Asteraceae), *Melica nutans* (Poaceae), *Mercurialis perennis* (Euphorbiaceae), oraz, dodatkowo, w liściach młodych osobników *Fagus sylvatica* (Fagaceae). Wymienione powyżej gatunki murawowe i gatunki runa wybrano do analiz, ponieważ reprezentują one różne rodziny, były rzadko (z wyjątkiem *P. lanceolata*) badane pod kątem akumulacji metali, a przede wszystkim występują licznie na warpiach, więc pomimo niewielkiej biomasy mogą istotnie wpływać na los metali w ekosystemie.

Wykazano, że gleba prawie wszystkich badanych warpii zawierała podwyższone ilości metali ciężkich, a większość z nich była zanieczyszczona silnie lub bardzo silnie. Średnie stężenia ogólnych Cd, Pb, Tl i Zn w glebach warpii bezleśnych wyniosły odpowiednio 86, 2828, 23 i 15127 mg kg⁻¹, a maksymalne 522, 23006, 51 i 70435 mg kg⁻¹. Średnie stężenia ogólnych As, Cd, Pb i Zn w glebach warpii w lasach bukowych wyniosły odpowiednio 47, 32, 1162 i 4978 mg kg⁻¹, a maksymalne 156, 63, 2853 i 13508 mg kg⁻¹. Co ciekawe, gleby hałd leśnych były tylko w niewielkim stopniu zanieczyszczone Tl – jego stężenia oscylowały w okolicach wartości typowych dla gleb niezanieczyszczonych. Gleby starych hałd sklasyfikowano w większości jako gliny piaszczyste. Charakteryzowały się one dużym udziałem części szkieletowych, wysoką zawartością Ca i Mg oraz niską dostępnością P, jak również alkalicznym odczynem. Cd był najbardziej, a Tl najmniej mobilnym metalem ciężkim. Cd, Pb i Zn, zarówno ilości całkowite, jak i dostępne, były ze sobą silnie dodatnio skorelowane. Tl zachowywał się odmiennie – słabiej, choć istotnie, korelował z Cd, Pb i Zn, a przede wszystkim związany był z Ca i Mg. Całkowita zawartość Cd, Pb Tl i Zn, jak również Ca i materii organicznej, różniła się znacznie pomiędzy hałdą a jej otoczeniem (odłogi i pola uprawne) na większości transektów. Pomimo względnie gwałtownego spadku tych parametrów w glebach pól i odłogów w porównaniu do gleb hałd, poziomy metali ciężkich w pobliżu hałd były na ogół dużo wyższe niż wartości referencyjne. Zmiany stężenia form dostępnych metali ciężkich wzdłuż transektów nie przejawiały konsekwentnego wzorca i, w zależności od metalu oraz transektu, pozostawały bez zmian, malały lub rosły.

Poziom akumulacji pierwiastków w tkankach roślin murawowych rosnących na hałdach różnił się pomiędzy gatunkami i częściami rośliny (pęd vs. korzeń) oraz pomiędzy pierwiastkami. Makroelementy, to jest Ca, K i Mg były akumulowane przede wszystkim w pędach roślin, a metale stanowiące zanieczyszczenie, to jest Cd, Pb, Tl i Zn, jak również Fe, głównie w korzeniach. Średnie stężenia Cd, Pb, Tl i Zn w tkankach roślin murawowych z hałd były od 2 do 540 razy wyższe niż w tkankach roślin z terenów czystych. Najwyższe średnie stężenia Cd, Pb i Zn odnotowano w korzeniach *E. cyparissias*, *F. vesca* i *P. arenaria*, a Tl w korzeniach *P. lanceolata*. Akumulacja metali ciężkich w korzeniach i ograniczanie ich translokacji do części nadziemnych rośliny jest typowe dla większości gatunków i może mieć znaczenie w fitostabilizacji metali ciężkich przez roślinność rosnącą na terenach zanieczyszczonych. Ciekawe zjawisko zaobserwowano w przypadku *E. cyparissias* – gatunek ten translokował bardzo duże

ilości Tl z korzeni do części nadziemnych, ale zjawisko to dotyczyło tylko niektórych badanych populacji. Najlepiej obrazuje to tzw. współczynnik translokacji, czyli stosunek ilości pierwiastka w pędach do jego ilości w korzeniach, który mieścił się w zakresie od 0,03 do 8,22 w zależności od populacji. Tkanki wielu gatunków murawowych z hałd były wzbogacone również w K i Mg, a zubożone w Ca, Fe i Mn w porównaniu do roślin kontrolnych. Stosunek Fe/Mn, który dla większości prób tkanek roślinnych przekraczał 2,5, sugeruje niedobór Mn. Wzorce akumulacji pierwiastków w tkankach roślin są wypadkową ich dostępności w podłożu, fizjologii roślin, a także złożonych interakcji pomiędzy pierwiastkami, szczególnie na terenach zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Wysoka zawartość metali ciężkich w glebie może modyfikować pobieranie innych pierwiastków, w tym kluczowych makroelementów, przez roślinę i ich transport do tkanek. Poziom akumulacji Cd, Pb i Zn, lecz nie Tl, w tkankach roślin murawowych korelował na ogół istotnie dodatnio z poziomem metali całkowitych i dostępnych w glebie.

Poziom akumulacji pierwiastków w tkankach roślin runa na hałdach w lasach bukowych zależał od gatunku, części rośliny i pierwiastka, podobnie jak w przypadku roślin murawowych. Średnie stężenia Cd, Pb i Zn w tkankach roślin znacznie przekraczały wartości referencyjne. Podobnie było w przypadku Tl, pomimo jego względnie niewielkich ilości w glebie. Z kolei stężenie As w tkankach oscylowało wokół wartości referencyjnych, pomimo podwyższonej zawartości w glebie. Najwyższe średnie stężenia Cd i Zn odnotowano w korzeniach *M. nutans*, a Pb i Tl w korzeniach *M. perennis*. Interesującym jest fakt, że *M. muralis* gromadził Cd i Zn przede wszystkim w pędach. Obecność roślin translokujących efektywnie metale ciężkie z korzeni do części nadziemnych może przyczyniać się do rozprzestrzeniania zanieczyszczenia w środowisku. Średnie stężenia Cd, Pb, Tl i Zn w liściach młodych osobników *F. sylvatica* były wyższe niż wartości referencyjne, lecz znacznie niższe (z wyjątkiem Pb) niż wartości odnotowane w roślinach runa.

Badania prowadzone na starych hałdach po górnictwie rud cynkowo-ołowiowych wykazały, że pochodzące z nich gleby i rośliny zawierały podwyższone, a nierzadko bardzo wysokie ilości metali ciężkich. Biorąc pod uwagę, że warpie występują licznie na znacznych obszarach Małopolski i Śląska, głównie w lasach, lecz również w pobliżu pól uprawnych i odłogów, mogą one stanowić potencjalne zagrożenie nie tylko dla środowiska, lecz również dla zdrowia ludzi. Hałdy ulegają z czasem stopniowemu zanikowi w wyniku procesów wietrzenia, a niekiedy materiał tworzący hałdę jest wywożony i, być może, wykorzystywany do celów

budowlanych, na przykład wyrównywania terenu, co sprzyja rozprzestrzenianiu metali. Zanikanie śladów dawnego górnictwa nie pociąga jednak za sobą eliminacji metali ciężkich, które przeniknęły w dużych ilościach do gleb i mogą w nich potencjalnie trwać przez wiele stuleci, stanowiąc źródło zanieczyszczenia okolicznych terenów. Moje obserwacje wskazują, że materiał budujący hałdy jest często rozwlekany w wyniku prac polowych, jak również dodawany celowo do gleby ze względu na wysoką zawartość Ca i Mg. Wydaje się, że świadomość zagrożeń związanych z obecnością starych hałd zanieczyszczonych metalami ciężkimi jest u okolicznych mieszkańców niska, szczególnie, że warpie najczęściej nie przypominają typowych obiektów przemysłowych.

Za najważniejsze wyniki moich badań stanowiących osiągnięcie habilitacyjne uważam wykazanie, że:

1. Gleby wytworzone na dolomitowym odpadzie pogórnicznym i silnie zanieczyszczone Cd, Pb i Zn charakteryzują się względnie wysoką aktywnością, biomasą i różnorodnością funkcjonalną mikroorganizmów.
2. Najważniejszymi czynnikami kształtującymi zespoły mikroorganizmów glebowych na terenach wydobywania i przetwórstwa rud nie jest obecność metali ciężkich w glebie, lecz typ gleby (podłoża), jej żyzność oraz różnorodność gatunkowa roślin zielnych.
3. Wpływ metali ciężkich na mikroorganizmy glebowe różni się pomiędzy ekosystemami (leśne vs. nieleśne – murawy i odłogi) oraz między grupami mikroorganizmów (bakterie vs. grzyby) – stwierdzono negatywny wpływ metali na bakterie glebowe w terenach nieleśnych.
4. Rozrzucone na znacznych obszarach niepozorne i w zasadzie niebadane wcześniej stare hałdy skały płonnej (warpie), pozostawione przez dawne górnictwo rud cynkowo-ołowiowych, są silnie zanieczyszczone As, Cd, Pb, Tl i/lub Zn i oddziałują na okoliczne gleby, przez co mogą stanowić zagrożenie dla środowiska i zdrowia ludzi.
5. Rośliny rosnące na warpiach akumulują znaczne ilości Cd, Pb, Tl i Zn w tkankach. Szczególnie dotyczy to gatunków murawowych – *E. cyparissias*, *F. vesca*, *P. arenaria* i *P. lanceolata*, oraz *M. nutans* z runa lasów bukowych. Pierwiastki te akumulowane są przede wszystkim w korzeniach, w przeciwieństwie do makroelementów, takich jak Ca, Mg i K.
6. Niektóre badane gatunki roślin, to jest *M. muralis*, *M. perennis*, *E. cyparissias* i *H. pilosella* mogą akumulować znaczne ilości Cd, Tl i/lub Zn w częściach nadziemnych (czasem są to ilości

wyższe niż w korzeniach), co może przyczyniać się do rozprzestrzeniania tych metali w sieci troficznej.

7. Tkanki roślin z hałd są często wzbogacone w Mg i K, a zubożone w Ca, Fe i Mn w porównaniu do roślin z terenów czystych, co wynika z różnego poziomu mobilności pierwiastków, a także ze zmian w ich pobieraniu przez rośliny i transporcie w tkankach na skutek interakcji zachodzących pomiędzy pierwiastkami.

Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

Przebieg pracy naukowej przed uzyskaniem stopnia doktora

Moja aktywność naukowo-badawcza przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora również była związana z terenami zanieczyszczonymi metalami ciężkimi w wyniku wydobywania i przetwórstwa rud metali. Celem badań wykonanych w ramach mojej pracy magisterskiej [6,7] była ocena wpływu chronicznego i ostrego stresu związanego z obecnością metali ciężkich w glebie na profile fizjologiczne (czyli na wzorce zużycia związków organicznych na płytkach Biolog) zespołów bakterii gleb lasów sosnowych. Próby gleby (poziom organiczny) o zróżnicowanym poziomie zanieczyszczenia metalami ciężkimi (silnie i średnio zanieczyszczone oraz czyste) zebrano w lasach sosnowych w różnej odległości od Zakładów Górniczo-Hutniczych „Bolesław”. Niezanieczyszczone gleby poddano działaniu roztworów soli Cd i Zn. Badania wykazały, że profile fizjologiczne bakterii nie różniły się istotnie pomiędzy stanowiskami o różnym poziomie zanieczyszczenia, co może oznaczać, że mikroorganizmy wykształciły tolerancję na chroniczne (trwające co najmniej kilka dekad) zanieczyszczenie metalami ciężkimi. Dodatek roztworów soli metali do gleby czystej (stres ostry) wywołał zmiany w profilach fizjologicznych, lecz tylko w przypadku Zn. Dodatek roztworu Zn zwiększył istotnie poziom rozkładu γ -laktonu kwasu D-galaktonowego i kwasu glicylo-L-glutaminowego, a zmniejszył poziom rozkładu fenyletyloaminy i kwasu itakonowego.

Problemem wpływu metali ciężkich na mikroorganizmy glebowe zajmowałam się w pracy doktorskiej [8, 9, 10] finansowanej z projektu „ALARM – Assessing large-scale environmental risks with tested methods” (2004-2008) w ramach 6 Programu Ramowego Unii Europejskiej, pod kierownictwem prof. dr hab. Ryszarda Laskowskiego. Celem badań była ocena

wpływu metali ciężkich na aktywność, biomasę, różnorodność funkcjonalną oraz tzw. indukowaną tolerancję zespołów mikroorganizmów na terenach zanieczyszczonych w wyniku depozycji pyłów emitowanych przez huty. Były to pierwsze badania tego typu, które prowadzono nie na pojedynczym, lecz na kilku geograficznie odległych transektach, co umożliwiło silniejsze wnioskowanie. Próby gleby zebrano z 5 transektów murawowych (górnym poziomem mineralnym) i 3 transektów leśnych (poziom organiczny) zlokalizowanych w sąsiedztwie hut w pobliżu Avonmouth (Cd, Pb, Zn, Cu) i Clydach (Ni, Cu) w Wielkiej Brytanii oraz Głogowa (Cu) i Olkusza (Cd, Pb, Zn) w Polsce. Wykazano, że lasy charakteryzowały się wyższą różnorodnością funkcjonalną bakterii i niższą biomasą mikroorganizmów niż murawy. Parametry te spadały ze wzrostem stężenia metali w glebie w obu typach ekosystemów. Poziomą tolerancję zespołu bakterii, wyrażony jako EC_{50} (effect concentration), czyli stężenie metalu, które powoduje 50% spadek aktywności bakteryjnej, wzrósł istotnie, jednak tylko w glebach muraw. O ile spadek aktywności, biomasy i różnorodności zespołów mikroorganizmów glebowych może być efektem działania szeregu różnych czynników środowiskowych, a nie tylko zanieczyszczenia metalami (w niniejszych badaniach zespoły mikroorganizmów były kształtowane również przez zawartość makropierwiastków, stosunek C/N w glebie i pH), o tyle wzrost tolerancji na metale ciężkie jest dowodem na faktyczny wpływ zanieczyszczenia. Wzrost tolerancji zespołu jest zjawiskiem niekorzystnym – świadczy o śmierci lub zaburzeniu funkcjonowania części mikroorganizmów charakteryzujących się wyższą wrażliwością, a zatem i o możliwości zaburzeń ważnych procesów ekosystemowych. Istnieją badania sugerujące, że mikroorganizmy glebowe o wyższym poziomie tolerancji pełnią swoje funkcje mniej efektywnie, co być może wiąże się z ponoszeniem kosztów energetycznych detoksykacji metali ciężkich.

W trakcie studiów doktoranckich opublikowałam pracę przeglądową dotyczącą wykorzystania płytek Biolog w badaniach środowiskowych [11], która jest jedną z moich najczęściej cytowanych prac, jak również, wraz ze współautorami, kilka artykułów popularnonaukowych na temat metod stosowanych w mikrobiologii gleby, indukowanej zanieczyszczeniem tolerancji zespołów organizmów oraz wpływu zanieczyszczeń na różnorodność organizmów.

Przebieg pracy naukowej po uzyskaniu stopnia doktora (omówienie osiągnięć naukowo-badawczych innych niż wskazane jako podstawa ubiegania się o stopień doktora)

habilitowanego)

Jednym z aspektów badań w kierowanym przeze mnie i wspomnianym już powyżej projekcie dotyczącym warpii była ocena zmienności zbiorowisk roślin murawowych w gradiencie zanieczyszczenia metalami ciężkimi [12]. Analizy prowadzone we współpracy z Instytutem Biologii Uniwersytetu Pedagogicznego im. KEN w Krakowie wykazały, że na warpiach występują suche murawy nawapienne ze związku *Carlino acaulis-Brometum erecti*, w trzech wariantach: murawy z dominacją *Brachypodium pinnatum* (Poaceae), murawy galmanowe z dominacją *Festuca ovina* (Poaceae) oraz murawy charakteryzujące się obecnością roślin zdrewniałych i ruderalnych, na przykład *Rubus caesius* (Rosaceae). Na skład gatunkowy roślinności wpływały przede wszystkim stężenie metali ciężkich w glebie i miąższość poziomu organiczno-mineralnego gleby oraz odległość hałdy od lasu. Niedawno zakończyłam opracowanie danych dotyczących różnorodności i składu gatunkowego roślinności runa oraz jej związku z właściwościami fizykochemicznymi gleby na warpiach i w ich otoczeniu w lasach bukowych. Analizy wykazały, że gleba warpii zawierała wysokie stężenia ogólnych i dostępnych form metali ciężkich – Cd, Pb i Zn w porównaniu do terenów otaczających. Pomimo tego warpie cechowały się wyższym bogactwem gatunkowym (liczbą gatunków) i pokryciem roślin zielnych, w tym tzw. gatunków starych lasów oraz rzadkich i chronionych, niż tereny otaczające. Mogło to wynikać z faktu, że gleby hałd zawierały również więcej Ca oraz charakteryzowały się wyższym pH niż tereny sąsiadujące z hałdami. Ponadto hałdy zdają się być siedliskami o większej heterogeniczności ze względu na zróżnicowane nachylenie zboczy, różną miąższość poziomu organicznego i organiczno-mineralnego gleby oraz obecność części szkieletowych w glebie. Innym istotnym czynnikiem kształtującym roślinność lasów bukowych porastających badane tereny pogórnice było pokrycie drzew i związana z tym dostępność światła dla roślin runa [13].

Moje badania po uzyskaniu stopnia doktora dotyczyły również problemu interakcji roślina – odpad na hałdach pozostawionych przez górnictwo węgla kamiennego i były prowadzone we współpracy z Instytutem Biologii Uniwersytetu Pedagogicznego im. KEN w Krakowie [14] oraz Katedrą Botaniki i Ochrony Przyrody Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach [15]. Szczególnie interesująca była druga część badań [15], w których analizowałam wpływ trzech gatunków roślin wkraczających spontanicznie na zwały po górnictwie węgla, to jest *Calamagrostis epigejos* (Poaceae), *Chamaenerion palustre* (Onagraceae) i *Tussilago farfara*

(Asteraceae), na właściwości chemiczne i aktywność mikrobiologiczną podłoża. Wykazano, że rośliny korzystnie wpływały na jakość podłoża w porównaniu do stanowisk pozbawionych roślinności, zwiększając dostępność Ca, K i P oraz ilość C organicznego, jednak efekt zależał często od gatunku rośliny. Wszystkie gatunki obniżały stężenie N azotanowego, a wpływ ten był wyjątkowo silny na hałdach starszych (15-20 lat). Szczególnie korzystny wpływ wszystkich gatunków roślin zaobserwowano w przypadku aktywności mikrobiologicznej podłoża, to jest poziomu respiracji gleby oraz aktywności i różnorodności funkcjonalnej zespołów bakterii, na zwałach starszych.

W ostatnich latach współpracowałam również z Instytutem Dendrologii Polskiej Akademii Nauk zajmując się problemem fitoremediacji z wykorzystaniem drzew, a konkretnie wpływem nasadzeń drzew z rodzajów *Alnus*, *Salix* i *Populus* na aktywność mikrobiologiczną gleb zanieczyszczonych różnymi metalami ciężkimi w wyniku działalności człowieka. Dane z tych pomiarów są w trakcie opracowania.

Choć moje dotychczasowe badania w zasadniczej części dotyczyły ekologii terenów przemysłowych, w tym głównie obszarów zanieczyszczonych metalami ciężkimi, nie ograniczały się do tych problemów. W latach 2012-2016 byłam wykonawcą w projekcie finansowanym przez Narodowe Centrum Nauki „Interakcje roślin inwazyjnych z mikroorganizmami glebowymi” kierowanym przez dr hab. Szymona Zubka z Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego. Celem pierwszej części projektu było porównanie wpływu trzech gatunków roślin inwazyjnych – niemikoryzowego *Reynoutria japonica* (Polygonaceae) oraz mikoryzowych *Rudbeckia laciniata* (Asteraceae) i *Solidago gigantea* (Asteraceae), na właściwości fizykochemiczne (pH, stężenie ogólnych i dostępnych form pierwiastków) i mikrobiologiczne gleby [16, 17, 18]. Wiedza na temat wpływu gatunków inwazyjnych na glebę jest nadal fragmentaryczna, gdyż dotychczasowe prace prowadzono na niewielu stanowiskach, badając przede wszystkim parametry związane z cyklem N, na przykład tempo mineralizacji N i denitryfikacji, biomasę i strukturę zespołów bakterii utleniających amoniak i azotyny, a ponadto wyniki wcześniejszych badań są niejednoznaczne. Jeden z interesujących nas gatunków inwazyjnych – *R. laciniata* – nie był dotychczas uwzględniany w badaniach interakcji roślina inwazyjna – gleba. Nasze badania prowadziliśmy w terenie w siedliskach zlokalizowanych w dolinach rzecznych i poza dolinami, spodziewając się, że ze względu na procesy fluwialne i różnice w mikroklimacie, gleby mogą różnić się właściwościami fizykochemicznymi i

mikrobiologicznymi pomiędzy tymi dwoma lokalizacjami, a przez to reagować na inwazję w odmienny sposób. W ramach badań porównano również zawartość pierwiastków w tkankach oraz witalność modelowych gatunków roślin rodzimych, to jest *Plantago lanceolata* (Plantaginaceae) i *Trifolium repens* (Fabaceae), posadzonych na glebie spod gatunków inwazyjnych i spod roślinności rodzimej.

Stwierdzono, że wpływ inwazji na glebę zależał od gatunku rośliny inwazyjnej. Najsilniejszy efekt zaobserwowano w przypadku *R. japonica*. Gleba spod tego gatunku charakteryzowała się istotnie niższą respiracją, aktywnością enzymów – ureazy i arylosulfatazy, biomasą bakterii i grzybów saprotroficznych, liczbą gatunków grzybów mikoryzy arbuskularnej i ich zarodników oraz odmienną strukturą zespołów mikroorganizmów (co stwierdzono analizując względny udział różnych fosfolipidowych kwasów tłuszczowych w glebie) w porównaniu do gleb spod roślinności rodzimej. Gleby pod *R. laciniata* i *S. gigantea* nie różniły się od gleb pod roślinnością rodzimą pod względem większości badanych zmiennych mikrobiologicznych, z wyjątkiem parametrów grzybowych. Charakteryzowały się one istotnie wyższą biomasą grzybów saprotroficznych i stosunkiem biomasy tych grzybów do biomasy bakterii w glebie. Ponadto bogactwo gatunkowe grzybów mikoryzy arbuskularnej było istotnie niższe u *R. laciniata* i *S. gigantea* w porównaniu do roślin rodzimych, pomimo wyższego poziomu kolonizacji korzeni gatunków inwazyjnych przez grzyby mikoryzowe. Można się spodziewać, że znalezione różnice w aktywności, biomasie i strukturze zespołów mikroorganizmów glebowych pomiędzy roślinami inwazyjnymi a roślinnością rodzimą wynikały w znacznej mierze z różnic w ilości i jakości wydzielin korzeniowych i martwej materii organicznej dostarczanej do gleby. Jakość biomasy roślinnej wiąże się przede wszystkim z zawartością pierwiastków, głównie C i N, a także trudno rozkładalnych komponentów strukturalnych, takich jak lignina. Duże znaczenie mogą mieć również metabolity wtórne, na przykład związki fenolowe i terpeny, o działaniu antymikrobiologicznym. Problem ten wymaga dalszych badań.

Wpływ inwazji na glebę nie różnił się zasadniczo pomiędzy siedliskami w dolinach rzecznych i poza dolinami, co być może wynikało z faktu, że gleby w obu lokalizacjach, wbrew oczekiwaniom, były podobne pod względem wielu parametrów, to znaczy składu granulometrycznego, poziomu wilgotności, pH, zawartości C i N, a także zmiennych mikrobiologicznych. Inwazje miały wpływ na zawartość pierwiastków (N, P, Cu) w biomasie, a także na parametry fotosyntezy rodzimych *P. lanceolata* i *T. repens*, to znaczy zmienne te różniły

się istotnie pomiędzy roślinami rosnącymi na glebie spod roślin inwazyjnych i spod roślinności rodzimej. Jednak kierunek tych zmian zależał od gatunku rośliny rodzimej i statusu mikoryzowego roślin inwazyjnych.

Badania terenowe wykazały, że inwazje roślinne nie wpływały istotnie na większość badanych zmiennych związanych z chemią gleby. Różnice zaobserwowano jedynie w przypadku P ogólnego, którego ilość była mniejsza pod roślinami inwazyjnymi (niezależnie od gatunku) oraz w przypadku N azotanowego, który był istotnie wyższy pod *R. japonica* niż pod roślinnością rodzimą. Nasze badania skupiały się na poszukiwaniach ogólnego wzorca wpływu inwazji na glebę i nie wykazały występowania takiego wzorca w przypadku większości parametrów chemicznych gleby. Nie można jednak wykluczyć, że w rzeczywistości inwazja kształtuje właściwości chemiczne gleb, jednak kierunek jej wpływu jest różny na różnych stanowiskach, to znaczy na części stanowisk w wyniku inwazji parametry glebowe rosną, a na innych maleją. Analiza wpływu inwazji na glebę na poszczególnych powierzchniach badawczych nie była jednak celem naszych badań.

W ramach drugiej części wspomnianego wyżej projektu przeprowadzono dwuletni eksperyment donicowy, w którym porównano wpływ wzrostu roślin inwazyjnych (oprócz gatunków wymienionych powyżej do badań włączono również *Impatiens glandulifera*, Balsaminaceae) i rodzimych (*Artemisia vulgaris*, Asteraceae, *Phalaris arundinacea*, Poaceae oraz ich mieszanek) na właściwości fizykochemiczne i mikrobiologiczne gleby. Rośliny posadzono/wysiano w dwóch typach gleb zebranych z odłogu i doliny rzecznej pod roślinnością rodzimą i różniących się właściwościami chemicznymi, między innymi pH i zawartością pierwiastków. Wstępne analizy statystyczne sugerują, że wpływ gatunków inwazyjnych różnił się od wpływu gatunków rodzimych, a jego kierunek i wielkość zależały od gatunku rośliny i typu gleby. Zmiennymi silnie różnicującymi grupy w przypadku gleby z dolin było stężenie jonów amonowych, azotanowych i fosforanowych (najniższe pod *R. laciniata*, najwyższe pod *I. glandulifera*) oraz ogólnego N i jonów siarczanowych (najniższe pod *R. japonica*, najwyższe pod *S. gigantea*). W przypadku gleby z odłogów, zmiennymi najsilniej różnicującymi grupy było stężenie dostępnego K (najniższe pod *R. japonica*, najwyższe pod *I. glandulifera*) i ogólnego P (najniższe pod *A. vulgaris* i *I. glandulifera*, a najwyższe pod mieszaną gatunków rodzimych). Dane zebrane w trakcie eksperymentu są nadal opracowywane.

Problem wpływu inwazji roślinnych na glebę jest istotny, gdyż zmiany powodowane w glebie przez rośliny inwazyjne mogą generować dodatnie sprzężenia zwrotne, które stabilizują bądź przyspieszają inwazję. Mogą one trwać nawet po mechanicznym usunięciu rośliny inwazyjnej i ograniczać lub uniemożliwiać powtórna kolonizację przez gatunki rodzime, co utrudnia rewitalizację siedlisk dotkniętych inwazją.

W ramach współpracy z Instytutem Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego brałam również udział w badaniach wpływu nawożenia mineralnego i organicznego w uprawie roślin leczniczych z rodziny Lamiaceae, takich jak *Melissa officinalis*, *Salvia officinalis* i *Lavandula angustifolia*, na parametry chemiczne i mikrobiologiczne gleby [19]. Wykazano, że nawozy mineralne stosowane w umiarkowanych dawkach nie działają niekorzystnie na właściwości gleby. Gleby nawiezione obornikiem charakteryzowały się niższym pH oraz mniejszą zawartością materii organicznej, jak również niektórych pierwiastków, na przykład ogólnych N i P oraz wymiennych Na i Ca niż te, na których stosowano nawóz mineralny. Gleby nawożone mineralnie cechowały się wyższą liczbą gatunków grzybów mikoryzy arbuskularnej. Jednak wpływ nawożenia na mikroorganizmy zależał zazwyczaj od gatunku uprawianej rośliny. Na przykład, poziom kolonizacji korzeni *S. officinalis* przez grzyby mikoryzy arbuskularnej, jak również ogólna biomasa mikroorganizmów pod *M. officinalis*, były istotnie niższe w przypadku nawożenia organicznego niż mineralnego, jednak dla pozostałych gatunków roślin różnic nie stwierdzono. Poziom respiracji gleby nie zależał od sposobu nawożenia, jednak różnił się istotnie pomiędzy uprawianymi gatunkami roślin – najniższy był pod *M. officinalis*, a najwyższy pod *L. angustifolia*.

W trakcie mojej wczesnej kariery naukowej zajmowałam się również problemem niezwiązanym z mikrobiologią i chemią gleby, pracując przez rok w projekcie “NOMIRACLE – Novel methods for integrated risk assessment of cumulative stressors in Europe” (2004-2009), finansowanym w ramach 6 Programu Ramowego Unii Europejskiej, a kierowanym przez prof. dr hab. Ryszarda Laskowskiego. Celem pracy było opracowanie modelu, który umożliwiłby efektywną ocenę toksyczności mieszanek związków chemicznych dla organizmów, ograniczając tym samym konieczność przeprowadzania licznych testów laboratoryjnych. Model został opracowany na podstawie oceny wpływu mieszanek wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych na przeżywalność chrząszcza *Tribolium castaneum* [20].

Istotnym składnikiem mojej aktywności zawodowej poza prowadzeniem badań i publikowaniem wyników oraz udziałem w konferencjach naukowych było recenzowanie manuskryptów dla czasopism naukowych oraz prac zgłoszonych na Olimpiadę Biologiczną. Wykonałam w sumie 34 recenzje manuskryptów, w większości dla czasopism z listy Journal Citation Reports, przede wszystkim Applied Soil Ecology, Environmental Science and Pollution Research, Geoderma, Pedosphere, Polish Journal of Ecology i Science of the Total Environment oraz 150 recenzji prac olimpijskich. Od kilku lat jestem również członkiem komisji na zawodach okręgowych Olimpiady Biologicznej w Krakowie. W trakcie swojej kariery prowadziłam również – choć jako pracownik instytutu Polskiej Akademii Nauk w ograniczonym zakresie – zajęcia, warsztaty i wykłady dla studentów, doktorantów, nauczycieli i/lub uczniów zainteresowanych udziałem w Olimpiadzie Biologicznej.

Sumaryczny impact factor moich publikacji na dzień 1 marca 2017 roku wynosi 43,562, liczba punktów MNiSW 597, liczba cytacji zgodnie z bazą Web of Science Core Collection 221, a indeks Hirscha 9. Pełny spis moich publikacji oraz pozostałych aktywności i osiągnięć zawodowych można znaleźć w Załączniku 3.

Bibliografia

- [1] **Stefanowicz AM**, Niklińska M, Kapusta P, Szarek-Łukaszewska G (2010) Pine forest and grassland differently influence the response of soil microbial communities to metal contamination. *Science of the Total Environment* 408: 6134-6141.
- [2] **Stefanowicz AM**, Kapusta P, Szarek-Łukaszewska G, Grodzińska K, Niklińska M, Vogt RD (2012) Soil fertility and plant diversity enhance microbial performance in metal-polluted soils. *Science of the Total Environment* 439: 211-219.
- [3] **Stefanowicz AM**, Woch MW, Kapusta P (2014) Inconspicuous waste heaps left by historical Zn-Pb mining are hot spots of soil contamination. *Geoderma* 235-236: 1-8.
- [4] **Stefanowicz AM**, Stanek M, Woch MW, Kapusta P (2016) The accumulation of elements in plants growing spontaneously on small heaps left by the historical Zn-Pb ore mining. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 6524-6534.
- [5] **Stefanowicz AM**, Stanek M, Woch MW (2016) High concentrations of heavy metals in beech forest understory plants growing on waste heaps left by Zn-Pb ore mining. *Journal of Geochemical Exploration* 169: 157-162.

- [6] **Stefanowicz A** (2003) Badanie oporności mikroorganizmów glebowych lasów okolic Olkusza na skażenie cynkiem i kadmem przy użyciu mikrobiologicznych płytek typu Biolog. Praca magisterska, Uniwersytet Jagielloński, Kraków.
- [7] Niklińska M, Chodak M, **Stefanowicz A** (2004) Community level physiological profiles of microbial communities from forest humus polluted with different amounts of Zn, Pb and Cd – preliminary study with BIOLOG Ecoplates. *Soil Science and Plant Nutrition* 50: 941-944.
- [8] **Stefanowicz AM** (2008) Impact of metal pollution on the biomass, activity, functional diversity, and tolerance towards metals of soil microbial communities. Rozprawa doktorska, Uniwersytet Jagielloński, Kraków.
- [9] **Stefanowicz AM**, Niklińska M, Laskowski R (2008) Metals affect soil bacterial and fungal functional diversity differently. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27: 591-598.
- [10] **Stefanowicz AM**, Niklińska M, Laskowski R (2009) Pollution-induced tolerance of soil bacterial communities in meadow and forest ecosystems polluted with heavy metals. *European Journal of Soil Biology* 45: 363-369.
- [11] **Stefanowicz A** (2006) The BIOLOG plates technique as a tool in ecological studies of microbial communities. *Polish Journal of Environmental Studies* 15: 669-676.
- [12] Woch MW, Kapusta P, **Stefanowicz AM** (2016) Variation in dry grassland communities along a heavy metals gradient. *Ecotoxicology* 25: 80-90.
- [13] Woch MW, Stefanowicz AM, Stanek M. Waste heaps left by historical Zn-Pb ore mining are hotspots of species diversity of beech forest floor vegetation. *Science of the Total Environment* (złożone do druku).
- [14] Woch MW, Radwańska M, **Stefanowicz AM** (2013) Flora of spoil heaps after hard coal mining in Trzebinia (southern Poland): effect of substratum properties. *Acta Botanica Croatica* 72: 237-256.
- [15] **Stefanowicz AM**, Kapusta P, Błońska A, Kompała-Bąba A, Woźniak G (2015) Effects of *Calamagrostis epigejos*, *Chamaenerion palustre* and *Tussilago farfara* on nutrient availability and microbial activity in the surface layer of spoil heaps after hard coal mining. *Ecological Engineering* 83: 328-337.
- [16] **Stefanowicz AM**, Stanek M, Nobis M, Zubek S (2016) Species-specific effects of plant invasions on activity, biomass, and composition of soil microbial communities. *Biology and Fertility of Soils* 52: 841-852.
- [17] Zubek S, Majewska ML, Błaszczowski J, **Stefanowicz AM**, Nobis M, Kapusta P (2016) Invasive plants affect arbuscular mycorrhizal fungi abundance and species richness as well as the performance of native plants grown in invaded soils. *Biology and Fertility of Soils* 52: 879-893.

[18] **Stefanowicz AM**, Stanek M, Nobis M, Zubek S (2017) Few effects of invasive plants *Reynoutria japonica*, *Rudbeckia laciniata* and *Solidago gigantea* on soil physical and chemical properties. *Science of the Total Environment* 574: 938-946.

[19] Zubek S, **Stefanowicz AM**, Błaszczowski J, Niklińska M, Seidler-Łożykowska K (2012) Arbuscular mycorrhizal fungi and soil microbial communities under contrasting fertilization of three medicinal plants. *Applied Soil Ecology* 59: 106-115.

[20] Baas J, **Stefanowicz AM**, Klimek B, Laskowski R, Kooijman SALM (2010) Model-based experimental design for assessing effects of mixtures of chemicals. *Environmental Pollution* 158: 115-120.

Kraków, dnia 1 marca 2017

Anna Stefanowicz
Dr Anna M. Stefanowicz