

Autoreferat

dr Aleksandra Nadgórska-Socha

Katedra Ekologii

Wydział Biologii i Ochrony Środowiska

Uniwersytet Śląski w Katowicach

ul. Bankowa 9, 40-007 Katowice

Katowice, 2017

1. Imiona i nazwisko: Aleksandra Stefania Nadgórska- Socha

2. Wykształcenie, posiadane dyplomy i stopnie naukowe

- 2006:** Doktor nauk biologicznych, Katedra Ekologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach (obrona 06.01.2006, nadanie 20.01.2006). Tytuł rozprawy doktorskiej: „**Ekofizjologiczne badania wybranych populacji *Silene vulgaris* rosnących w warunkach skażenia metalami ciężkimi**”. Promotor: dr hab. Ryszard Ciepał, recenzenci: prof. dr hab. Małgorzata Wierzbicka (Uniwersytet Warszawski), prof. dr hab. Waldemar Karcz (Uniwersytet Śląski).
- 2001-2005:** Słuchacz studiów doktoranckich Katedra Ekologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach
- 2001:** Magister biologii, Katedra Mikrobiologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach (10.07.2001). Tytuł pracy magisterskiej: „**Przeżywalność szczepu *Escherichia coli* K12 J-62 w wodzie zbiornika Dzierżno Duże**”. Promotor: prof. dr hab. Joanna Radziejewska-Lebrecht, recenzent: prof. dr hab. Jerzy Chmielowski
- 1996-2001:** Studia magisterskie na Wydziale Biologii i Ochrony Środowiska w Katowicach. 1999-2000 semestr letni - studia w ramach programu SOKRATES/ERASMUS na Albert-Ludwigs - Universität we Freiburgu. Projekt badawczy u prof. Georga Fuchsa.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- 2006 -obecnie:** Adiunkt, Katedra Ekologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach.
- 2005-2006:** Asystent, Katedra Ekologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach.

Załącznik 2 Autoreferat

- 2003-2005:** Starszy technik (1/2 etatu), Katedra Ekologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski w Katowicach.
- 2001-2003:** Umowa o dzieło, Akademia im Jana Długosza w Częstochowie. Wydział Matematyczno- Przyrodniczy, Instytut Chemii, Ochrony Środowiska i Biotechnologii

4. Przebieg pracy naukowo badawczej przed uzyskaniem stopnia doktora

W ramach pracy magisterskiej realizowałam projekt dotyczący przeżywalności bakterii kałowych w wodzie na przykładzie *E. coli*. Badania prowadziłam w wodzie zbiornika Dzierżno Duże. Zbiornik ten powstał w wyniku zalania wyrobisk popiaskowych, których eksploatację zakończono w 1964 roku i jest jednym z największych zbiorników Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Do wody pobranej ze zbiornika i odpowiednio przygotowanej (filtrowanej, sterylizowanej i sterylizowanej z dodatkiem źródła węgla – glukozy) wprowadzono szczepy *E.coli* K12 J62-1 oraz *E. coli* K12 J62-1 R1 i porównywano przeżywalność plazmidowego i bezplazmidowego szczepu *E. coli*. Obserwowano znaczący spadek liczebności bakterii w wodzie sączonej już w 3 dniu doświadczenia, co mogło być związane z obecnością bakteriofagów, których występowanie stwierdzano w wodzie użytej do badań. Nie stwierdzono natomiast istotnego polepszenia przeżywalności szczepu z plazmidem, w wodzie z glukozą przeżywalność obydwu szczepów była zbliżona. Wyniki tych badań zaprezentowałam podczas konferencji „Współczesne Problemy i Metody Badań Ekofizjologii Mikroorganizmów Wodnych” oraz opublikowałam (**Zał. nr 3 II D a 38; II Ł 2 2.2**).

Podczas studiów doktoranckich przystąpiłam do badań dotyczących bioakumulacji metali ciężkich u roślin i biodostępności metali w glebie, dlatego też rozpoczęłam naukę metod dotyczących określania zawartości metali w roślinach, ekstrakcji metali z gleby i badań związanych z odpowiedzią obronną roślin na metale ciężkie. Przeprowadziłam badania dotyczące kumulacji Zn, Cd, Pb, Fe w szpilkach siewek *Pinus sylvestris*, których nasiona pochodziły z sąsiedztwa dawnej Huty Katowice w Dąbrowie Górniczej i porównywałam z akumulacją tych pierwiastków w szpilkach sosny osobników dorosłych. Wykazałam większą kumulację badanych pierwiastków w szpilkach, korzeniach (gdzie była największa) u siewek sosny w porównaniu do aparatu asymilacyjnego osobników dorosłych. Stwierdziłam również większą zawartość fosforu w szpilkach osobników dorosłych jako czynnik obronny.

Wyniki tych badań zaprezentowałam podczas Śląskiego Seminarium Ochrony Środowiska w Bytomiu oraz opublikowałam (**Zał. 3 Poz. II D a 35; III B 1 1.3**).

W roku 2004 rozpoczęłam współpracę z Panią dr hab. Janiną Gospodarek i Panią prof. dr hab. Magdaleną Jaworską z Katedry Ochrony Środowiska Rolniczego Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. Wspólne badania dotyczyły doświadczenia wazonowego, w którym badano kumulację Cd, Pb, Ni, Cu i Zn w częściach nadziemnych bobu, roślin rosnących w glebie zanieczyszczonej (na I i III poziomie zanieczyszczenia wg klasyfikacji IUNG) oraz podanej wapnowaniu. Wykazano zwiększoną kumulację Zn, Ni i Pb u roślin. Wapnowanie przyczyniło się do zmniejszenia akumulacji badanych pierwiastków. U tych samych roślin porównywano także zawartość barwników asymilacyjnych, fosforu i białka. Najbardziej fitotoksycznymi pierwiastkami był Zn i Ni. Chlorozę obserwowano u roślin traktowanych tymi pierwiastkami, u których wykazano również zmniejszenie stężenia białka. Dodatek tych pierwiastków na III poziomie zanieczyszczenia wpłynął na zmniejszenie zawartości fosforu. Wyniki tych badań zaprezentowano podczas konferencji „Metal ions and other abiotic factors in the environment” i opublikowano (**Zał. 3 Poz. II D a 36, 37; Poz. III B 1 2**).

4. Opis osiągnięcia wynikającego 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. 2016 r. poz. 882 ze zm. w Dz. U. z 2016. Poz. 1311).

a) Tytuł osiągnięcia naukowego:

„Wskaźniki ekofizjologiczne u wybranych gatunków roślin z terenów miejskich o zróżnicowanym stopniu zanieczyszczenia”.

b) Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego:

(autorzy ^{a,b}, rok wydania, tytuły publikacji, wydawnictwo, tom, strony, IF^c, MNiSW^d, Cyt.: WoS)

^aOpis indywidualnego wkładu habilitanta w powstanie każdej z wieloautorskich publikacji znajduje się w Załączniku 3 (Wykaz opublikowanych prac naukowych oraz informacja o osiągnięciach dydaktycznych, współpracy naukowej i popularyzacji nauki).

^bOświadczenia wszystkich współautorów określające indywidualny wkład każdego z nich w powstanie poszczególnych prac znajdują się w Załączniku 4 (Oświadczenia współautorów).

^cWartość IF wg JCR dla publikacji podano zgodnie z rokiem ich opublikowania.

^dPunktację MNiSW dla poszczególnych publikacji podano zgodnie z punktacją określoną w wykazie czasopism naukowych obowiązującym na rok ich opublikowania.

1. Nadgórska-Socha A., Kandziora-Ciupa M., Trzęsicki M., Barczyk G. 2017. Air pollution tolerance index and heavy metal bioaccumulation in selected plant species from urban biotopes. Chemosphere 183: 471- 482.

IF =4,208_(ISI – 2016)/ 35 (Punktacja MNiSW)

2. **Nadgórska-Socha A.**, Kandziora-Ciupa M., Ciepał R. Barczyk G. 2016. *Robinia pseudoacacia* and *Melandrium album* in trace elements biomonitoring and air pollution tolerance index study. *International Journal of Environmental Science and Technology* 13 (7): 1741–1752.

IF = 1,915 (ISI – 2016)/ 30 (Punktacja MNiSW)

3. **Nadgórska-Socha A.**, Kandziora-Ciupa M., Ciepał R. 2015. Element accumulation, distribution, and phytoremediation potential in selected metallophytes growing in a contaminated area. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 441.

IF = 1,633 (ISI – 2015)/ 25 (Punktacja MNiSW)

4. **Nadgórska-Socha A.**, Ptasieński B., Kita A. 2013. Heavy metal bioaccumulation and antioxidative responses in *Cardaminopsis arenosa* and *Plantago lanceolata* leaves from metalliferous and non-metalliferous sites: a field study. *Ecotoxicology* 22:1422-1434.

IF = 2,5 (ISI – 2013)/ 30 (Punktacja MNiSW)

Sumaryczny Impact Factor dla publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego wg bazy Journal Citation Reports : **10,256**.

Punktacja MNiSW publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego:120.

Liczba cytowań* publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego wg bazy Web of Science (WoS) – **35**

*Dane z dnia: 20.11. 2017

c) Omówienie celu naukowego wyżej wymienionych prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

Wprowadzenie

Środowisko życia ludzi zdominowane jest przez obszary miejskie. Zarówno w glebie jak i powietrzu tych terenów występują podwyższone stężenia metali ciężkich, których źródłem są przede wszystkim emisje z zakładów przemysłowych i produkcja przemysłowa, spalanie paliw kopalnych, ruch drogowy. W literaturze obok terminu metale ciężkie używa się także określenia metale śladowe, włączając do tej grupy pierwiastków również pierwiastki lżejsze takie jak np. glin ($2,6 \text{ g/cm}^3$). Pierwiastki te mogą być niezbędne do prawidłowego funkcjonowania organizmów (np.: Zn, Cu, Fe, Mn, Co, Ni), lub będąc nie wykorzystywane w metabolizmie komórkowym działać toksycznie na organizmy już w małych ilościach (jak: Cd, Pb, Hg i Al) (Kabata- Pendias 2001, Simon i in. 2014, Bini i in. 2012, Kutrowska 2013, Hu i in. 2014). Zanieczyszczenie środowiska metalami śladowymi jest problemem ogólnoswiatowym, w związku z ich dużą trwałością w środowisku, wysokim poziomem bioakumulacji, wysoką toksycznością oraz znikomym stopieniem degradacji. Również ze względu na bioakumulację w łańcuchu pokarmowym, pierwiastki te stanowią zagrożenie dla przyrody, w tym człowieka jako jej elementu. Problem podwyższonych stężeń metali ciężkich

dotyczy przede wszystkim składowisk odpadów górniczo-hutniczych, hut metali jak i ich sąsiedztwa (Massa i in. 2010, Serbula i in. 2012, Szarek-Gwiazda 2016). Tereny takie są nieodłącznym elementem województwa śląskiego, gdzie głównie zostały przeprowadzone przeze mnie badania. Obszar ten charakteryzuje się skoncentrowanym przemysłem, głównie węglowym i metalurgicznym, a także związany jest z obecnością składowisk górniczo-hutniczych, dlatego też moje rozważania dotyczące wskaźników ekofizjologicznych u wybranych gatunków roślin dotyczą głównie zanieczyszczenia metalami ciężkimi. Badania prowadzono na następujących terenach: w sąsiedztwie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” (publikacja 2, 3, 4), byłej Huty Metali Nieżelaznych w dzielnicy Katowic Szopienicach (publikacja 3, 4), byłej kopalni galmanu „Anna” w Dąbrowie Górniczej, hałdzie w Bolesławiu - terenów byłej eksploatacji rud metali (publikacja 3, 4), parku Powstańców Śląskich w centrum miasta Katowice, przy głównej drodze przelotowej w centrum Dąbrowy Górniczej, terenów w sąsiedztwie Elektrowni Jaworzno III w Jaworznie (publikacja 2). Jako powierzchnię kontrolną wybrano obrzeża rezerwatu Pazurek (publikacja 2, 3 i 4). Wybrano również 10 biotopów o zróżnicowanym poziomie zanieczyszczenia w Dąbrowie Górniczej – największym powierzchniowo mieście województwa śląskiego i największym ośrodku przemysłowym Zagłębia Dąbrowskiego (publikacja nr 1). Były to następujące tereny: w pobliżu Arcelor Mittal Poland, Koksowni „Przyjaźń”, wysypiska śmieci (stanowiska 1-4), stanowiska przy głównych szlakach komunikacyjnych o wysokim natężeniu ruchu (5-7), parki (8-9) i teren wykorzystywany rekreacyjnie zlokalizowany w pobliżu zbiornika wodnego Pogoria III (10). Zaniechanie działalności górniczo-hutniczej skutkuje w pozostaniu odpadów stanowiących ryzyko dla otaczającego środowiska. Niewłaściwe zarządzanie odpadami w przeszłości spowodowało migrację metali ciężkich do otaczającego środowiska przyczyniając się do zanieczyszczenia gleby i zmian w jej strukturze, zmniejszenia składników odżywczych, zniszczenia ekologicznego krajobrazu, zanieczyszczenia wód gruntowych, czy obniżenia różnorodności biologicznej (Rashed 2010). I właśnie ze względu na różnie ukształtowaną pokrywę roślinną, niestabilizowanie zwałów, erozję, zmywanie, czy przesiąkanie wód opadowych, składowiska odpadów mogą być źródłem zanieczyszczenia otaczających je terenów i wpływają negatywnie na otaczające ekosystemy i zdrowie mieszkańców miast (Tokarska-Guzik i in. 2001, Gucwa-Przepióra 2001, Wójcik i in. 2014). Jednym z podstawowych pytań jest: czy zanieczyszczenia są transportowane do żyjących organizmów - czy metale są biodostępne? Dlatego też zostały opracowane procedury chemicznej ekstrakcji z gleby - frakcji potencjalnie biodostępnej w celu oszacowania prawdopodobieństwa biodostępności metali ciężkich. Zasadniczo

w metodach tych wykorzystuje się bardziej bądź mniej silne ekstraktanty, zazwyczaj stosując prostą jednostopniową ekstrakcję, lub procedury sekwencjonowanej ekstrakcji. Jednakże mimo, że takie podejście przyczynia się do pogłębienia wiedzy na temat interakcji między metalami i komponentami gleby, to rzadko można przewidzieć tę frakcję metali, która w rzeczywistości oddziałuje na organizmy żywe. Oszacowanie biodostępności metali śladowych powinno być najważniejszym elementem, który pozwoliłby na ocenę potencjału roślin do uruchomienia i akumulacji metali z gleby (Branquinho et al. 2007, Remon i in 2013). W związku z tym użycie bioindykatorów jest prostym, komplementarnym i uzupełniającym podejściem do chemicznych procedur ekstrakcji metali (Remon i in. 2013). W prezentowanych przeze mnie badaniach na terenach o zróżnicowanym zanieczyszczeniu analizowano frakcję biodostępną metali (ekstrakcja 0,01M CaCl₂), a także frakcję metali po ekstrakcji na zimno 2 M HNO₃, podawaną w literaturze jako metodę wskaźnikową oceny stanu zanieczyszczenia gleb zwłaszcza w rejonach przemysłowych (Ostrowska i in. 1991, Bouwman in 2001).

Gatunki wskaźnikowe są wykorzystywane do określenia zmian w środowisku przejawiających się m.in. w modyfikacji i fragmentacji siedlisk, dodatkowo gatunek wskaźnikowy może być traktowany jak reprezentatywny dla innych grup organizmów czy siedlisk. Określenie stanu ekosystemu, parametrów biotycznych i abiotycznych, oddziaływań antropogenicznych jest możliwe właśnie dzięki obserwacjom i badaniom żywych organizmów - bioindykatorów m.in. na podstawie ilościowych i jakościowych ich charakterystyk (Zimny 2006, Traczewska 2011, Markert i in. 2012). Monitorowanie jakości środowiska przy użyciu roślin jest powszechnie akceptowane również jako niezawodny i niedrogi sposób uzyskiwania informacji o zanieczyszczeniu metalami ciężkimi. Główną zaletą jest możliwość długoterminowego porównania bez potrzeby użycia kosztownego sprzętu. Takie badania biomonitoringowe obejmują analizę bioakumulacji metali w roślinności stwierdzonej na zanieczyszczonych obszarach, a także są podejmowane w celu wskazania roślin, które mogłyby być stosowane w „zielonym oczyszczaniu środowiska” - fitoremediacji (Massa i in., 2010). Zanieczyszczone miejsca można uznać za rezerwuary rodzimych roślin tolerancyjnych i bioakumulujących metale ciężkie w różnych zakresach. Rodzime gatunki roślin, bardzo często ruderalne, które najpierw kolonizują zanieczyszczone tereny, mogą być cennymi bioindykatorami i bioakumulatorami metali ciężkich na zanieczyszczonych obszarach (Kovács 1992, Massa i in. 2010). Rośliny kolonizujące gleby bogate w metale ciężkie należą do obligatoryjnych lub fakultatywnych metalofitów, roślin przystosowanych do wysokich stężeń metali ciężkich, a także trudnych warunków

edaficznych (m.in. siedlisk ubogich i termofilnych) (Wierzbicka i Rostański 2002, Przedpeńska i Wierzbicka 2007, Słomka i in., 2008, Bothe i Słomka 2017). Przeprowadzono szczegółowe badania dot. bioróżnorodności florystycznej na południowych terenach Polski w szczególności w rejonie Olkusza, Bolesławia, Chrzanowa, Trzebini, Bytomia i Tarnowskich Gór związanych z wydobywaniem i przetwórstwem rud cynku i ołowiu. W badaniach tych wykazano, że do spontanicznie zasiedlających składowiska odpadów cynkowo-ołowiowych w okolicach Olkusza i Bolesławia roślin metalolubnych zaliczyć należy m.in.: *Silene vulgaris*, *Dianthus cartusianorum*, *Arabidopsis arenosa*, *Galium album*, *Thymus pullegoides*, *Armeria maritima*, *Biscutella laevigata*, *Plantago lanceolata*. Badania te dotyczyły przystosowań wymienionych roślin do kserotermicznych i ubogich warunków środowiska. W oparciu m.in. o testy korzeniowe wytypowano badane gatunki jako odpowiednie ekotypy do badań mechanizmów tolerancji u roślin, wykazywano również różnice między populacjami zasiedlającymi składowiska odpadów i terenów niezanieczyszczonych. Znane są również stężenia akumulowanych metali z tych terenów (Godzik 1993, Grodzińska i Szarek-Łukaszewska 2002, Szarek-Łukaszewska i Niklińska 2002, Wierzbicka, Rostański 2002, Załęcka i Wierzbicka 2002, Słysz i Wierzbicka 2005, Przedpeńska i Wierzbicka 2007, Szarek-Łukaszewska 2009, Szarek-Łukaszewska i Grodzińska 2011, Słomka i in. 2008, 2011, Wójcik i in. 2014, Stefanowicz i in. 2016, Woch i in. 2016). W swoich rozważaniach podjęłam się porównania zdolności akumulowania pierwiastków przez niektóre gatunki roślin metalolubnych jak: *Plantago lanceolata*, *P. major*, *Cardaminopsis arenosa* z terenów metalonośnych: w Miasteczku Śląskim, Katowicach, dzielnicy Szopienice – obszarów w pobliżu emitorów zanieczyszczeń – hut cynku i metali nieżelaznych, Dąbrowy Górniczej i ponownie okolic Olkusza- terenów byłej eksploatacji rud metali. Terenem kontrolnym w moich badaniach były obrzeża rezerwatu Pazurek, gdzie wśród fitocenoz dywanowych odnaleźć można populacje tych gatunków. Obok roślin zielnych, będących pseudometalofitami (metalofitami fakultatywnymi) tj. *Cardaminopsis arenosa* (syn. *Arabidopsis arenosa*), *Plantago major*, *P. lanceolata*, *Melandrium album*, poddanych analizie w przeprowadzonych przeze mnie badaniach do bioindykacji środowisk miejskich wykorzystuje się drzewa i krzewy jak: *Robinia pseudoacacia*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer negundo*, *Populus alba*, *Populus tomentosa*, *Betula pendula*, *Tilia cordata*, *Aesculus hippocastanum*, *Salix sp.*, *Quercus ilex*, *Quercus robur*, *Platanus orientalis*, *Celtis occidentalis*, *Pinus sylvestris* and *Pinus nigra*, *Ligustrum vulgare* (Baycu et al. 2006; Liu et al. 2007; Samecka-Cymerman et al. 2009; Sawidis et al. 2011; Serbula et al.

2012; Ugolini et al. 2013; Hu et al. 2014; Simon et al. 2014; Tzvetkova and Petkova 2015). Do moich badań wybrałam *R. pseudoaccacia* i *B. pendula*, gatunki drzew najczęściej spotykane w parkach i zasiedlających przydroża dróg w analizowanych przeze mnie biotopach miejskich.

Mechanizmy tolerancji polegają przede wszystkim na skutecznym neutralizowaniu metali dostających się do cytoplazmy w ilościach toksycznych. Mechanizmy te zapewniają m.in. ochronę procesów metabolicznych oraz błon komórkowych przed uszkodzeniami. Polegają one na syntetyzowaniu szeregu związków w odpowiedzi na pojawienie się metali w komórce (m.in. glutationu, fitochelatyn, białek opiekuńczych, kwasów organicznych, aminokwasów i ich pochodnych), ich wiązaniu z metalami, kompartmentyzacji i deponowaniu kompleksów metal - biocząsteczka w miejscach nieaktywnych metabolicznie, głównie w wakuolach, gdzie są one sekwestrowane oraz aktywacji systemu antyoksydacyjnego. Rośliny rozwinęły systemy zmiatania i kontroli reaktywnych form tlenu (ROS) przy użyciu nieenzymatycznych antyoksydantów takich jak m.in. glutation, kwas askorbinowy, karotenoidy, jak również enzymatyczny system antyoksydacyjny. Aktywność takich enzymów jak dysmutaza ponadtlenkowa, peroksydazy, katalaza jest analizowana w badaniach dotyczących antyoksydacyjnej odpowiedzi obronnej na metale ciężkie (Yadav 2010, Maestri i in. 2010, Rai i Panda 2014, Bothe i Słomka 2017, Shahid i in. 2017). Ekofizjologia roślin zajmuje się badaniem fizjologicznych odpowiedzi roślin na warunki środowiska (Lambers i in. 2008). Każda z wymienionych odpowiedzi związanych ze stresem na metale ciężkie może być traktowana jako wskaźnik ekofizjologiczny. Zdolności bioakumulacji metali w warunkach zanieczyszczonego środowiska potraktowałam jako ten wskaźnik. Prezentowany cykl badań dotyczy wskaźników ekofizjologicznych u wybranych roślin występujących na siedliskach ruderalnych i metalonośnych i został przeprowadzony po raz pierwszy „in situ” – w warunkach polowych na terenie województwa śląskiego. Tereny badawcze wybrano ze względu na zróżnicowany poziom zanieczyszczenia metali w glebie. Rośliny ze środowiska miejskiego narażone na zanieczyszczenia wykazują zróżnicowane odpowiedzi w procesie fotosyntezy, oddychania, reakcji enzymatycznych, zaburzeń funkcjonowania aparatów szparkowych, czy zakłócenia równowagi błon komórkowych (Rai, 2016 a, b). W celu określenia tolerancji bądź wrażliwości roślin na zanieczyszczenia powietrza wykorzystywane są zróżnicowane parametry fizjologiczne (Pandey et al., 2016, Rai, 2016 a, b). Wskaźniki ekofizjologiczne jak: zawartość chlorofilu, kwasu askorbinowego względnej zawartości wody (*RWC relative water content*) i pH ekstraktu liści zostały połączone w celu oszacowania Indeksu Tolerancji Zanieczyszczenia Powietrza (*APTI Air*

Pollution Tollerance Index). Dzięki wskaźnikowi APTI naukowcy mogą wskazywać gatunki roślin odporne na zanieczyszczenia środowiska miejskiego (Prajapati i Tripathi, 2008; Pathak i in., 2011; Sharma i in., 2013; Pandey i in., 2016). W badaniach APTI wykorzystuje się drzewa i krzewy (zarówno liściaste i wiecznie zielone) oraz rośliny zielne (Priyanka i Dibyendu, 2009; Leghari i in., 2011; Sharma i in., 2013; Ogunkunle i in., 2015, Pandey et al., 2016, Rai, 2016 a, b). Ze względu na to, że wrażliwość i odpowiedź roślin na zanieczyszczenia powietrza różnią się, gatunki roślin, które są bardziej wrażliwe mogą znaleźć zastosowanie jako bioindykatory zanieczyszczeń powietrza, natomiast gatunki tolerancyjne, zgodnie ze wskaźnikiem APTI mogą być przydatne do właściwego planowania pasów zieleni (Agbaire i Esiefarienrhe, 2009; Leghari i in., 2011; Ogunkunle i in., 2015). Moje interdyscyplinarne badania stanowią pierwsze opracowanie dotyczące wskaźnika APTI, a także wskaźników MAI (metal accumulation index) indeksu akumulacji metali SPI (soil pollution index) (publikacja 1 i 2). Interdysplinarność, oryginalność badań zwłaszcza dotycząca rozwoju technologii fitoremediacji w realnych warunkach zanieczyszczonego środowiska została doceniona przez recenzentów prezentowanego cyklu prac stanowiących osiągnięcie naukowe.

Cele badań

Głównymi celami badań były:

- ocena potencjału bioindykacyjnego wybranych gatunków roślin na zanieczyszczonych terenach miejskich oraz ich użyteczności w szacowaniu ryzyka środowiskowego na podstawie badań akumulacji pierwiastków, dystrybucji, strategii pobierania metali, indeksów MAI i APTI;
- określenie czy badane gatunki pochodzące z terenów zanieczyszczonych są bardziej tolerancyjne niż te z terenu względnie wolnego od zanieczyszczeń (stanowiska kontrolnego) i czy można to wykazać stosując wybrane wskaźniki ekofizjologiczne jak aktywność peroksydazy gwajakolowej (POD), dysmutazy ponadtlenkowej (SOD), poziom glutationu, niebiałkowych grup – SH (tiolowych), proliny;
- ocena przydatności wskaźników ekofizjologicznych jako markerów zanieczyszczenia środowiska przez metale ciężkie;
- wskazanie gatunków roślin odpowiednich do wykorzystania w procesach rewitalizacji, fitoremediacji (fitostabilizacji), planowaniu obszarów zieleni na zanieczyszczonych terenach miejskich.

Wyniki badań i ich omówienie

Celem publikacji nr 4 było oszacowanie stężeń metali ciężkich takich jak: Cd, Pb, Zn, Cu, Fe i Mn w glebie, ich form potencjalnie biodostępnych oraz bioakumulacji w liściach dwóch gatunków pseudometalożytów: *Cardaminopsis arenosa* (syn. *Arabidopsis arenosa*) i *Plantago lanceolata*. Badano również wpływ wymienionych metali na aktywność antyoksydacyjną wyżej wymienionych gatunków występujących na terenach zanieczyszczonych i potencjalnie wolnych od zanieczyszczeń (sąsiedztwo Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, byłej Huty Metali Nieżelaznych w Szopienicach, tereny po wydobywaniu rud metali w Bolesławiu i Dąbrowie Górniczej, obrzeża rezerwatu Pazurek jako teren kontrolny). Analizowano aktywność dysmutazy ponadtlenkowej (SOD), peroksydazy gwajakolowej (POD) i poziom wybranych antyoksydantów: glutationu, niebiałkowych tioli i proliny. *C. arenosa* jest rośliną blisko spokrewnioną z innymi gatunkami metalożytów z rodziny Brassicaceae jak *A. halleri* czy *Thlaspi caerulescens* czy wreszcie z *A. thaliana*, dlatego może być interesującym gatunkiem jako modelowy organizm w badaniach ekofizjologicznych wskaźników. Również *P. lanceolata* jako składnik autochtonicznej flory, przykład rośliny ruderalnej może być użyty jako wartościowy bio wskaźnik - metali ciężkich na terenach zanieczyszczonych (Przedpeńska i Wierzbička 2007; Gostin 2009; Szarek-Łukaszewska i Grodzińska 2011).

Wykazano, że zawartość metali ciężkich w glebie była od kilku do kilku tysięcy razy niższa w potencjalnie biodostępnej frakcji metali w porównaniu z frakcją ekstrahowaną 2M HNO₃. Najwyższe stężenie Cd (301 mg/kg), Zn (70446 mg/kg), Cu (74 mg/kg), Fe (2633 mg/kg) po ekstrakcji HNO₃ wykazano w glebie pobieranej na terenie po eksploatacji rud Zn i Pb w Dąbrowie Górniczej podczas gdy najwyższe stężenie Pb (4231 mg/kg) odnotowano w Bolesławiu. Cd był najbardziej biodostępnym pierwiastkiem i stężenie potencjalnie biodostępnego Cd mieściło się w granicach 0,76-21% Cd wyekstrahowanego przy pomocy 2M HNO₃. Odczyn zanieczyszczonych gleb wahał się od 7,3 – 7,5. pH gleby jedynie obszaru kontrolnego było w zakresie kwaśnym i wynosiło 5,6. W liściach *C. arenosa* stwierdzono wyższe stężenia Zn, Cd, Pb i Mn niż u *P. lanceolata*, a stężenie Fe (oprócz Dąbrowy Górniczej) i Cu było zbliżone. Stężenia Cd i Zn w liściach *C. arenosa* były powyżej zakresów uznanych za toksyczne (100-400 mg/kg Zn, 5-30 mg/kg Cd wg Massa i in. 2010 i Kabata-Pendias 2001). Wykazano również w liściach *C. arenosa* zbieranych w Bolesławiu stężenie Cd (100,2 mg/kg s.m.) wyższe niż sugerowane dla hiperakumulatorów. Stężenia Pb u *C. arenosa* oraz Cd, Zn i Pb u *P. lanceolata* mieściło się w zakresie stężeń uznanych za toksyczne dla roślin (dla Pb 30-300 mg/kg). Poziom Zn, Cd i Pb zakumulowany w liściach *C. arenosa* lepiej odzwierciedlał stężenia metali stwierdzone w glebie. Wykazano również

podobną odpowiedź antyoksydacyjną populacji metalolubnych badanych gatunków, co wskazuje na tolerancję badanych gatunków na metale ciężkie. Wykazano zwiększoną aktywność peroksydazy gwajakolowej (POD) oraz zawartość glutationu w liściach obu gatunków u populacji metalolubnych, co wskazuje na silną rolę tych wskaźników w reakcjach obronnych na metale ciężkie. Stężenia proliny i niebiałkowych tioli w roślinach z obszarów metalonośnych nie były podniesione w odniesieniu do roślin z obszaru kontrolnego. Analiza PCA potwierdziła wzajemne związki między zawartością metali w liściach i poszczególnymi wskaźnikami ekofizjologicznymi. Wykazano silny związek między aktywnością SOD a Fe i Cd oraz GSH i Pb i Zn, W przypadku *P. lanceolata* w zanieczyszczonych miejscach wykazano silną zależność między POD i GSH a Pb i Cd; SOD a Fe; -SH i Cu. Wyniki wskazują, że ruderalne gatunki roślin *C. arenosa* i *P. lanceolata* mogą odgrywać integralną rolę w stabilizacji zanieczyszczonych powierzchni i ochronę przed przemieszczaniem się metali ciężkich.

Badania, których celem była ocena potencjału bioindykacyjnego wybranych gatunków roślin na zanieczyszczonych terenach miejskich jak i ich użyteczności w szacowaniu ryzyka środowiskowego, kontynuowałam również w publikacji nr 3, gdzie rozważałam dystrybucję metali u trzech pseudometalofitów: *C. arenosa*, *P. lanceolata*, *P. major* na terenach metalonośnych i potencjalnie wolnym od zanieczyszczeń wykazanych w poprzedniej publikacji. Po raz pierwszy dla populacji metalolubnych z terenów województwa śląskiego i małopolskiego interpretowano skład chemiczny roślin przy pomocy wskaźnika akumulacji makroelementów ANE (*Accumulation Nutrient Element*) oraz pierwiastków śladowych (ATE *Accumulation Trace elements*). W literaturze najczęściej funkcjonuje interpretacja składu chemicznego roślin polegająca na rozpatrywaniu zawartości składników oddzielnie dla każdego pierwiastka. Metoda Ostrowskiej i Porębskiej (2002) – ANE - jest metodą pozwalającą na całościowe rozpatrywanie czynnika żywieniowego i jednocześnie udziału poszczególnych pierwiastków w żywieniu roślin. Metoda opiera się na założeniu, że akumulację składników roślinach należy mierzyć wartością sumy zawartości wszystkich składników zużywanych w produkcji biomasy oraz udziałem każdego składnika w tej sumie. Na potrzeby badań oddzielnie analizowano makroelementy (ANE) i pierwiastki śladowe (ATE). Na analizowanych terenach porównywałam również strategię pobierania wybranych metali przez badane pseudometalofity i ich potencjał fitoremediacyjny.

Wykazano najniższą zawartość materii organicznej (11%) i stosunek C/N (2,1) w próbkach gleby pobieranych w sąsiedztwie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Najmniejszą zawartość Mg (0,15g/kg) wykazano w glebie pobieranej w sąsiedztwie HMN „Szopienice”,

Ca (0,4 g/kg) w glebie na stanowisku kontrolnym. Najmniej P (3,3 mg/kg) wykazano w glebie w Dąbrowie Górniczej. Wskaźnik zanieczyszczenia dla Cd, Pb, Zn zawierał się w przedziale odpowiednio 0,2-20, 0,2-7, 0,4-70. Najwyższe wskaźniki zanieczyszczenia (*SPI soil pollution index*) wykazano dla Zn i Cd w Dąbrowie Górniczej, oraz Pb w Bolesławiu. Akumulacja pierwiastków śladowych oraz makroelementów u analizowanych gatunków malała w następującym porządku: *C. arenosa*>*P. lanceolata*>*P. major* z wyjątkiem Mg i Na. Zawartość Cd (137,7 mg/kg) w częściach nadziemnych roślin podobnie jak w poprzednich badaniach była najwyższa dla *C. arenosa* na stanowisku w Bolesławiu i wyższa niż przyjęta dla hiperakumulatorów (100 mg/kg) (Massa i in. 2010). Podobnie jak w poprzedniej pracy wykazano, że zawartość Cd, Zn, Pb w częściach nadziemnych roślin *C. arenosa* była wyższa lub zawierała się w zakresie stężeń uznanych za toksyczne dla roślin. Metale te akumulowane były również przez *P. lanceolata* w zakresie stężeń uznanych za toksyczne dla roślin, a u *P. major* wykazano, że Zn w zakresie stężeń toksycznych akumulowany był jedynie w dwóch z zanieczyszczonych powierzchni. Mn i Cu były poniżej stężeń toksycznych uznanych dla roślin (400-1000mg/kg, 20-100 mg/kg). Zawartość Al uznana dla akumulatorów to 1000 mg/kg, z kolei dla roślin nieakumulujących tego pierwiastka to 300 mg/kg (Jansen i in. 2004). Stężenie charakterystyczne dla akumulatorów tego pierwiastka wykazano jedynie u *P. lanceolata* w Dąbrowie Górniczej. Dzięki zastosowaniu metody ANE można scharakteryzować zasobność siedliska w składniki dostępne dla roślin, oraz stan zaopatrzenia roślin w składniki mineralne, a także wykazać wzajemne relacje między tymi składnikami. Na podstawie wartości sum zakumulowanych pierwiastków wykazano, że makroelementy w sumie skumulowanych pierwiastków mogą być reprezentowane następująco: K> Ca> Mg> P> Na. Wartość sumy pierwiastków śladowych (ATE) dla *C. arenosa* i *P. lanceolata* była wyższa w roślinach występujących na terenach metalonośnych w porównaniu z obszarem niezanieczyszczonym. W porównaniu do miejsca niezanieczyszczonego, suma akumulowanych makroelementów była wyższa tylko u roślin *C. arenosa* występujących na prawie wszystkich zanieczyszczonych terenach. Metale ciężkie mogą wpływać na pobieranie i transport składników odżywczych, co może oddziaływać na zakłócenia składu mineralnego roślin, co potwierdził także Ke i in. (2007) w swoich badaniach. Wykazano negatywne korelacje między zawartością w częściach nadziemnych Ca i Cd, Ca i Zn, P i Pb, Mg i Cd, Mg i Pb, Mg i Zn oraz P i Zn. Dla badanych gatunków analizowano również efektywność bioakumulacji Zn, Cd i Pb poprzez wyznaczenie współczynników mobilności (bioakumulacji) (*MR mobility ratio*), translokacji (*TF translocation factor*) i wskaźnik wzbogacenia (*EF-enrichment factor*) (Serbula 2012). Dla wszystkich badanych gatunków roślin, na większości

powierzchni wykazano, że wskaźnik wzbogacenia dla Cd, Zn i Pb jest wyższy niż 2. Zatem wszystkie badane trzy gatunki roślin mogą być uważane za wskaźniki zanieczyszczenia gleby. Najlepszą zdolność do bioakumulacji pierwiastków śladowych wykazano dla *C. arenosa* i u tego gatunku wykazano także efektywną translokację z korzeni do części nadziemnych. Otrzymane wartości współczynników mobilności i translokacji większe niż 1 dla Zn i Cd wskazują, że gatunek ten wykazuje strategię akumulatora. Z kolei u badanych gatunków *Plantago* zanotowano wartości współczynników MR i TF <1 (z wyjątkiem sąsiedztwa Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” dla Cd, MR i TF i TF dla Pb w pobliżu HMN „Szopienice” u *P. lanceolata*), co wskazuje na strategię unikania (*metal excluders*). Ze względu na niską biomasę i strategię pobierania metali (choć u *C. arenosa*, wykazano efektywną translokację Zn i Cd do części nadziemnych i wysoką bioakumulację Cd) badane gatunki mogłyby znaleźć zastosowanie w procesie fitostabilizacji. Roślinność naturalna, a wśród niej badane gatunki, występująca na terenach zanieczyszczonych, metalonośnych mogłaby znaleźć zastosowanie w fitotechnologii - rewegetacji zanieczyszczonych terenów.

Badania nad użytecznością i efektywnością wybranych gatunków roślin w ocenie zanieczyszczenia środowiska przez metale ciężkie były kontynuowane. W publikacji nr 2 analizowałam także wybrane wskaźniki ekofizjologiczne takie jak: zawartość glutationu, aktywności peroksydazy gwajakolowej i dysmutazy ponadtlenkowej, zawartości kwasu askorbinowego, chlorofilu, względnej zawartości wody i pH liści. Na podstawie czterech ostatnich oszacowano wskaźnik APTI (*Air Pollution Tolerance Index*) u robinii akacjowej (*Robinia pseudoacacia* L.) i bnieca białego (*Melandrium album* (Mill) Garcke). Badania przeprowadzono w najbliższym sąsiedztwie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, terenach przy głównych trasach ruchu drogowego w centrum Dąbrowy Górniczej i Katowicach, w sąsiedztwie Elektrowni Jaworzno III oraz na obrzeżach Rezerwatu Pazurek jako terenu wolnego od zanieczyszczeń. Ogólną wydajność akumulacji u roślin w odniesieniu do akumulowanych metali Zn, Cd, Pb, Cu, Mn, Fe szacowano dzięki wskaźnikowi MAI (*metal accumulation index*). Do obliczenia tego wskaźnika brano pod uwagę liczbę pierwiastków i sumę średnich wartości zakumulowanych pierwiastków podzieloną przez odchylenie standardowe (Liu i in. 2007, Hu i in. 2014). Do oceny zanieczyszczenia gleby wykorzystano wskaźnik SPI (*soil pollution index*) wykorzystujący oznaczone stężenia metali jak również koncentracje metali w glebie uznane za dopuszczalne. Największe zawartości badanych metali wykazano w glebie pochodzącej z sąsiedztwa Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Wskaźnik SPI wynosił od 108,1 do 2750,2. Największe stężenia potencjalnie biodostępnych form metali wykazano w glebie w sąsiedztwie Elektrowni Jaworzno, gdzie również wykazano

dużo niższe pH niż na pozostałych terenach zanieczyszczonych i podobne do pH gleby z terenu wolnego od zanieczyszczeń. Analiza liści *R. pseudoacacia* i *M. album* wykazała wyższe zawartości badanych metali w liściach drugiego z gatunków. Najwyższe stężenia Zn (254 mg/kg), Cd (18 mg/kg) i Pb (160 mg/kg) wykazano w liściach *M. album* w sąsiedztwie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, Fe (213 mg/kg) i Mn (79 mg/kg) w centrach miast Katowic i Dąbrowy Górniczej. Wykazano wyższe wartości wskaźnika MAI u *Melandrium album* niż u *Robinia pseudoaccacia*, co wskazuje na to, że rośliny zielne jak *M. album* wykazują większą akumulację metali na terenach zanieczyszczonych. Jak sugerują dane z literatury takie rośliny mogą być przydatne w tworzeniu barier między zanieczyszczonymi i niezanieczyszczonymi terenami (Hu i in. 2014). Wykazano również statystycznie istotne różnice między wskaźnikami ekofizjologicznymi pomiędzy badanymi terenami. Podwyższoną aktywność POD u obu badanych gatunków wykazano na zanieczyszczonych powierzchniach w stosunku do niezanieczyszczonej. Wykazano również pozytywne współczynniki korelacji między zawartością Pb a aktywnością POD w liściach *R. pseudoaccacia* oraz między aktywnością POD i zawartością Pb, Cd i Zn w liściach *M. album*. Podobną zależność wykazano dla aktywności dysmutazy ponadtlenkowej, ale tylko u *R. pseudoaccacia*. Podobnie jak we wcześniejszych badaniach opisanych w publikacji nr 4 zwiększone stężenie glutationu wykazano u obydwu gatunków z powierzchni zanieczyszczonych w porównaniu do powierzchni wolnej od zanieczyszczeń. Aktywność dysmutazy ponadtlenkowej i zawartość niebiałkowych tioli wzrosła na wszystkich badanych terenach zanieczyszczonych tylko w liściach *R. pseudoaccacia*.

Zastosowanie pojedynczego wskaźnika ekofizjologicznego w rozpatrywaniu tolerancji gatunków roślin na zanieczyszczenia powietrza może nie dać jednoznacznej i klarownej odpowiedzi dlatego też wskaźnik APTI bazujący na zawartości chlorofilu, kwasu askorbinowego, względnej zawartości wody i pH liści może być użyty w oszacowaniu tolerancji roślin na zanieczyszczenia. Wrażliwość i odpowiedź roślin na zanieczyszczenia różni się. Im niższa wartość wskaźnika APTI tym roślina jest bardziej wrażliwa na zanieczyszczenia. U obydwu gatunków roślin wykazano wartość wskaźnika APTI mniejszą niż 11, co oznacza, że należą do roślin wrażliwych na zanieczyszczenia i mogą znaleźć zastosowanie jako bioindykatory zanieczyszczeń. Podsumowując, markerami zanieczyszczenia środowiska przez metale ciężkie jak wykazano u obydwu gatunków są następujące wskaźniki ekofizjologiczne: aktywność peroksydazy gwajakolowej i zawartość glutationu. W szczególności rośliny *Melandrium album* mogą być traktowane jako tolerancyjne, biowskaźnikowe i akumulujące Pb, Zn i Cd w liściach, z wyższym poziomem

wskazanych wyżej parametrów fizjologicznych. Wykazano również niższy efekt fitotoksyczny na syntezę chlorofilu u *M. album* niż u *R. pseudoaccacia*. Zgodnie z wartościami wskaźnika APTI, obydwie gatunki mogą być również bio wskaźnikami zanieczyszczenia środowiska. Wskaźnik ten wykorzystujący cztery parametry fizjologiczne może być używany w prognozowaniu zanieczyszczenia powietrza.

W pierwszej publikacji z prezentowanego cyklu przeprowadziłam szczegółowe, interdyscyplinarne badania dotyczące bioakumulacji metali ciężkich i wskaźnika APTI u czterech gatunków roślin – dwóch zielnych: mniszka pospolitego *T. officinale* i *P. lanceolata* i dwóch gatunków drzew: robinii akacjowej *Robinia pseudoaccacia* i brzozy brodawkowatej *Betula pendula* w wybranych 10 biotopach (wymienionych na stronie 6) jednego z najbardziej zanieczyszczonych miast województwa śląskiego i Polski - Dąbrowie Górniczej. Gatunki te wybrałam ze względu na kontynuację badań tym razem na terenie jednego wysoce zurbanizowanego miasta. Wybrane gatunki zielne jak i drzewa obecne były na większości wytypowanych terenów badań, a liście wszystkich gatunków były wykorzystywane także w innych badaniach bioindykacyjnych (Szarek- Łukaszewska i Niklińska 2002, Baycu 2006, Wisłocka i in. 2006, Nadgórska-Socha i in. 2011, Evangelou i in. 2012, Bini i in. 2012, Monfared 2013). Analizowałam potencjał bioindykacyjny wymienionych gatunków m.in. dzięki wskaźnikowi MAI jak w badaniach poprzednich i wskaźnikowi bioakumulacji (*bioaccumulation factor BAF*). Porównywałam wrażliwość roślin na zanieczyszczenia powietrza dzięki wskaźnikowi APTI, szacowałam zawartość niebiałkowych tioli oraz proliny w liściach badanych roślin. Oceniałam stężenia metali w glebie i wskaźnik SPI. Według ostatniego wskaźnika z wymienionych najbardziej zanieczyszczonymi terenami w mieście były tereny związane z przemysłem 3 i 4 oraz 5 i 6 przydroża głównych tras komunikacyjnych. Średnie stężenia analizowanych pierwiastków po ekstrakcji 2M HNO₃ w glebie miasta były następujące: 2,8 mg/kg Cd, 14,7 mg/kg Cu, 98 mg/kg Pb, 244,3 mg/kg Mn, 1021,3 mg/kg Fe, 550,1 mg/kg Zn. Z kolei średnie stężenia badanych metali w liściach roślin były następujące 0,7-1,55 mg/kg Cd, 1,78-10,1 mg/kg Cu, 11,1-28,1 mg/kg Pb, 24,8-63,3 mg/kg Mn, 159,2-299,1 Fe, 52,7-389,1 mg/kg Zn. Średnią wartość wskaźnika MAI dla 6 badanych metali wyznaczoną dla liści badanych gatunków w obrębie Dąbrowy Górniczej można było następująco uszeregować: *B.pendula* (17,5) > *P.lanceolata* (13,1) > *T.officinale* (12,9) > *R. pseudoaccacia* (10,8). Gatunki z wyższą wartością wskaźnika MAI powinny być wybierane do wzrostu na terenach miejskich, gdzie napotykamy problem zanieczyszczenia gleby przez metale ciężkie.

Stężenia Fe, Zn, Pb i Cd w liściach roślin były bardziej zróżnicowane niż Cu i Mn. To sugeruje, że poziom tych pierwiastków wiązał się bardziej z lokalną aktywnością przemysłową i/lub ruchem samochodowym, a następnie z zanieczyszczeniem powietrza (Kovačik et al., 2016). Zwłaszcza wartość wskaźnika BAF dla Zn wskazuje nie tylko na zanieczyszczenie gleby, ale też powietrza.

Podczas kompleksowego szacowania i prognozowania zanieczyszczenia ważnym jest porównanie wartości referencyjnych stężeń pierwiastków z oznaczonymi podczas badań terenowych. W prezentowanych przeze mnie badaniach terenowych nie udało się wytypować biotopu w mieście ze względnie niższą zawartością analizowanych pierwiastków w glebie. Porównano zatem uzyskane zakresy stężeń pierwiastków z uznanymi za referencyjne – dla niezanieczyszczonego środowiska dla „rośliny referencyjnej” (*Reference Plant*) wg Markerta (1992) (wartości te to: 50 mg/kg Zn, 1 mg/kg Pb, 0,05 Cd, 10 mg/kg Cu, 150 mg/kg Fe i 200 mg/kg Mn). Wartości referencyjne mogą być uznane za stężenia normalne, fizjologiczne, na poziomie tła i stanowić przedział zróżnicowania biologicznego w roślinnym chemicznym odcisku palca („*plant chemical fingerprint*”) (Markert 1992, Djingova i in. 2004). Porównanie z wartościami stężeń pierwiastków dla „rośliny referencyjnej” może być szybką oceną poziomu zanieczyszczenia i ekologicznego zagrożenia ekosystemu. Dlatego też po raz pierwszy dla badanych gatunków wyliczono relatywne odchylenie (*relative deviation RD*) stężeń metali oznaczonych dla roślin w Dąbrowie Górniczej w porównaniu do „rośliny referencyjnej”. W zestawieniu dla badanych biotopów rośliny różniły się przez relatywne odchylenie od -94% do +3860% od „rośliny referencyjnej”. Z kolei w zestawieniu gatunkowym od -87% do +3000%. Te zestawienia ściśle potwierdziły zanieczyszczenie miasta Zn, Pb i Cd szczególnie terenów 3, 7, 10 i Fe na powierzchni nr 1, (powierzchnie związane z przemysłem, ruchem samochodowym oraz teren rekreacyjny (10)). Najwyższe wartości względnego odchylenia odnotowano dla Zn w liściach *B. pedula*, Cd w *P. lanceolata* oraz Pb w liściach *T. officinale*. Podwyższone koncentracje kwasu askorbinowego odnotowano w liściach roślin na terenach związanych z ruchem drogowym, a także w przypadku *T. officinale* z biotopami, pozostającymi pod wpływem zanieczyszczeń związanych z przemysłem. Podobnie wyniki uzyskano w przypadku proliny (za wyjątkiem *R. pseudoacacia*). Podwyższone stężenia niebiałkowych tioli stwierdzono u *T. officinale* na terenach, pozostających pod wpływem przemysłu i pod wpływem ruchu samochodowego i u *R. pseudoacacia*, na powierzchniach pod wpływem ruchu samochodowego. Równania regresji wykazały ścisły wpływ Mn, Cd (oprócz *T. officinale*) i Pb (z wyjątkiem *T. officinale* i *R. pseudoacacia*) na zawartość kwasu askorbinowego.

Równania regresji ujawniły także wpływ Pb (*R.pseudoacacia*, *B.pendula*, *P. lanceolata*), Zn (*R. pseudoacacia* i *B. pendula*), Cd (*R.pseudoacacia*, *P. lanceolata*) na pH liści. Rośliny posiadające wyższe pH są bardziej tolerancyjne na zanieczyszczenie powietrza, co wyraźniej stwierdzono dla *T. officinale*. Badane gatunki roślin wykazywały podobną względną zawartość wody. Obserwowano również większą zawartość chlorofilu całkowitego w liściach roślin występujących w parkach, w pobliżu tras komunikacyjnych niż na terenach będących pod wpływem emisji/imisji przemysłowej. Równania regresji wykazały wpływ Fe na zawartość chlorofilu u *R. pseudoacacia* i *P. lanceolata* oraz Zn u *P. lanceolata*. Średnie wartości APTI w obrębie Dąbrowy Górniczej były następujące: *T. officinale* 11,9, *R. pseudoacacia* 14,2, *B. pendula* 19,5, *T. officinale* 30,97. Rośliny ze wskaźnikiem APTI większym niż 17 – *B. pendula* i *T. officinale* mogą stanowić barierę w walce z zanieczyszczeniem atmosfery w biotopach miejskich o znacznym zanieczyszczeniu powietrza i gleby.

Najważniejsze osiągnięcia prezentowanych badań

- Stężenia akumulowanych metali przez metalotolerancyjne rośliny są odzwierciedleniem gradientu stężeń metali w glebach. Dzięki temu autochtoniczne gatunki, kolonizujące tereny podlegające emisji i imisji metali ciężkich oraz tereny po wydobyciu rud cynkowo-ołowiowych tj.: *Cardaminopsis arenosa* i *Plantago lanceolata*, *Plantago major*, mogą być wykorzystane w bioindykacji zanieczyszczenia środowiska.

- Ze względu na wykształcone strategie unikania i translokację do części nadziemnych wydają się być właściwymi roślinami do zastosowania w procesie stabilizacji gleby terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Obok wymienionych pseudometalofitów również gatunki rosnące na siedliskach ruderalnych w ekosystemach miast takie jak *Melandrium album*, *Taraxacum officinale*, *Betula pendula* i *Robinia pseudoaccacia* mogą być wykorzystywane w bioindykacji zanieczyszczenia powietrza i gleb terenów miejskich. Najbardziej tolerancyjne wg wartości wskaźnika APTI były *T. officinale* i *B. pendula*, właśnie te gatunki powinny być brane pod uwagę w zabezpieczaniu terenów zurbanizowanych przed szkodliwym działaniem zanieczyszczeń, m.in. metali ciężkich.

- Tolerancja badanych pseudometalofitów wobec metali ciężkich związana jest z podobną odpowiedzią antyoksydacyjną u roślin z terenów zanieczyszczonych a ewentualne różnice wynikają z dostosowania do warunków środowiskowych. Zwiększony poziom glutationu i peroksydazy wykazywany u większości badanych gatunków wskazują na ich

Załącznik 2 Autoreferat

udział w procesach obronnych badanych roślin. Dzięki badaniom wskaźników ekofizjologicznych w warunkach polowych „*in situ*”, oraz zastosowaniu metod statystycznych (m.in. analizy wielowymiarowej, analizy korelacji i regresji) możliwe było określenie ryzyka związanego z występowaniem metali w środowisku, co było podejściem innowacyjnym, w świetle badań krajowych i międzynarodowych i dało możliwość kompleksowej oceny jakości środowiska.

- Do oceny ryzyka ekologicznego obok ekstrahowanych stężeń metali w tym potencjalnie biodostępnych, powinny być brane pod uwagę stężenia metali ciężkich w liściach, częściach nadziemnych roślin, a także zastosowane wskaźniki: MAI, APTI oraz analiza interpretacji składu chemicznego roślin – ANE, a w przypadku gleby wskaźnik zanieczyszczenia gleby SPI.

- Połączenie zastosowanych badań monitoringowych, wykorzystujących metody biologiczne i fizyczno-chemiczne, ma użytkowy i aplikacyjny charakter, co może być przydatne i brane m.in. pod uwagę podczas planowania zabiegów rekultywacji.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych po uzyskaniu doktora nauk biologicznych

Głównym problemem badawczym podejmowanym w moich dotychczasowych badaniach była ekologia zanieczyszczeń, ze szczególnym uwzględnieniem metali ciężkich i substancji ropopochodnych. W badaniach dotyczących oceny jakości środowiska wykorzystywano analizy fizyczno-chemiczne gleby i materiału biologicznego, analizę enzymatyczną gleb w ocenie degradacji i jakości gleby, a także wskaźniki ekofizjologiczne, w celu kompleksowej oceny zagrożenia środowiska wynikającego z obecności zanieczyszczeń w środowisku. Moje badania dotyczyły następujących zagadnień: aktywności enzymatycznej gleby na terenach o zróżnicowanym zanieczyszczeniu (5.1), biomonitoringu metali ciężkich w środowisku (5.2), wykorzystania roślin do zasiedlania i oczyszczania środowiska zanieczyszczonego przez metale ciężkie (badania laboratoryjne) (5.3), oddziaływania zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi oraz zabiegów ograniczających ich negatywny wpływ (wapnowanie, nawożenie magnezem) na szkodliwą i pożyteczną entomofaunę bobu i skład chemiczny bobu i pszenicy (5.4), wpływ skażenia gleby substancjami ropopochodnymi na rośliny żywicielskie, fitofagi i ich drapieżców (5.5).

5.1. Badania dotyczące aktywności enzymatycznej gleby na terenach o zróżnicowanym zanieczyszczeniu rozpoczęłam już podczas studiów doktoranckich. Obok badań dotyczących bioakumulacji metali ciężkich i parametrów fizjologicznych u wybranych populacji lepnicy rozdętej *Silene vulgaris* na terenach zanieczyszczonych metalami ciężkimi, prowadziłam również analizę właściwości fizyczno-chemicznych, a także aktywności enzymatycznej gleby, co zostało zawarte w rozprawie doktorskiej. Aktywność enzymów glebowych uważana jest za bioindykator odzwierciedlający naturalne i antropogeniczne zakłócenia, wykazujący szybką odpowiedź na zmiany zachodzące w ekosystemie glebowym. Enzymy glebowe katalizujące reakcje biochemiczne kluczowe dla żyzności i produktywności ekosystemów glebowych, wydzielane są przede wszystkim przez mikroorganizmy, korzenie roślin oraz zwierzęta glebowe (Russel i in. 1997, Kieliszewska-Rokicka 2001, Fernández i in. 2012, Bielińska i in. 2014). Niezbędne było poznanie oddziaływania czynników, które wpływają bezpośrednio na ich aktywność w glebie. Dlatego prowadziłam badania mające na celu wykazanie zależności między aktywnością: fosfatazy kwaśnej i alkalicznej, dehydrogenazy, ureazy w glebie pobieranej w odległości 50, 250 i 450 m od emitora - HMN „Szopienice” w Katowicach, hałdy odpadów pohutniczych w Katowicach Wełnowcu oraz terenach po wydobywaniu rud cynku i ołowiu w Dąbrowie Górniczej a biodostępnością metali. Analizowałam również zależności między aktywnością enzymatyczną gleby a pH i zawartością materii organicznej w glebie. Najniższą aktywność enzymatyczną wykazano w glebie w najbliższym sąsiedztwie HMN „Szopienice” w odległości 50 i 250 m, uzyskano ponadto negatywne współczynniki korelacji między zawartością biodostępnych form Zn i Cd a aktywnością badanych enzymów. Do czynników wpływających pozytywnie na aktywność badanych enzymów zaliczyć należy zawartość materii organicznej. Niewielka pokrywa roślinna obserwowana szczególnie w odległości 50 i 250 m od emitora była jedną z przyczyn obniżonej aktywności enzymatycznej gleby. Wykazałam również, że aktywność fosfataz i dehydrogenazy była bardziej wrażliwym wskaźnikiem oddziaływania metali ciężkich niż aktywność ureazy, szczególnie gdy pod uwagę brano biodostępność Zn, Cd i Pb (**Zał. 3. Poz. II D a 31, Poz. III B 1, 1.5**).

Brałam również udział w badaniach, których celem było oszacowanie wpływu fizyczno-chemicznych i biologicznych parametrów gleby na kondycję drzewostanów świerkowych w Beskidzie Śląskim. Badania prowadzone były w drzewostanach świerkowych Błatni, Klimczoka, Skrzycznego, Soszowej, Stożka i Szyndzielni. Badałam aktywność wyżej wymienionych enzymów glebowych oraz koncentracje Zn, Cd i Pb w wierzchniej warstwie gleby (0-30 cm). Nie wykazano obniżonej aktywności enzymów. Prawdopodobnie mimo

niskich wartości pH, materia organiczna efektywnie wpływała na wiązanie metali i ich ograniczony obieg w środowisku. Stwierdzono, że stan drzewostanów świerkowych nie zależy od zanieczyszczenia gleby Zn, Cd i Pb (**Zał. 3. Poz. II D a 11**).

We współpracy z Panią dr Anną Śliwińską-Wyrzychowską z Zakładu Biologii i Ochrony Środowiska Akademii im. J. Długosza w Częstochowie, wykonywałam badania w glebie borów sosnowych świeżych *Leucobryo-Pinetum* oraz borów mieszanych *Quercu roboris-Pinetum* będących pod wpływem oddziaływania emisji zakładów Górniczo Hutniczych „Bolesław” na stanowiskach w Żuradzie, Kolbarku i Chrzastowicach (południowa część Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej) oraz na stanowiskach względnie wolnych od zanieczyszczeń w północnej części Wyżyny (Sokole Góry i Zrębice). Porównywałam aktywność fosfatazy kwaśnej, alkalicznej, dehydrogenazy i ureazy w glebie na wyżej wymienionych powierzchniach na stanowiskach z obecnością i bez obecności widłaka jałowcowatego (*Lycopodium annotinum*). Najwyższą zawartość Zn, Cd i Pb po ekstrakcji 10% kwasem HNO₃ oraz potencjalnie biodostępnych po ekstrakcji 0,01 M CaCl₂, jak również wskaźnika zanieczyszczenia gleby, wykazano w glebie pobieranej na powierzchni Żurada – położonej najbliżej od wyżej wymienionego emitora zanieczyszczeń. Nie wykazano jednak znaczącego oddziaływania badanych metali na aktywność enzymatyczną gleby, w najbardziej zanieczyszczonym terenie – w Żuradzie, co związane było z wysoką zawartością materii organicznej i niską biodostępnością badanych metali. Wartość pH gleby była wyższa w glebie stanowisk z widłakiem. Nie wykazano obniżenia, czy podwyższenia aktywności enzymatycznej gleby w obecności *Lycopodium annotinum* (**Zał. 3. Poz. II D a 14**). Badania aktywności enzymatycznej gleby kontynuowałam również w glebie borów sosnowych, zanieczyszczonych terenów takich jak sąsiedztwo Huty Cynku „Miasteczko Śląskie, Huty Accelor Mittal Poland w Dąbrowie Górniczej oraz elektrowni Jaworzno III i porównywałam z aktywnością enzymatyczną gleby w potencjalnie wolnych od zanieczyszczeń terenach: w rezerwacie Pazurek w Jaroszowcu, użytku ekologicznym „Płone Bagno” w Katowicach i borze sosnowym zlokalizowanym w gminie Kobiór. Wszystkie badane powierzchnie były zlokalizowane na terenie województwa śląskiego i małopolskiego. Na podstawie analizy pojedynczych wskaźników zanieczyszczenia (SPI) dla Cd, Zn i Pb, do obliczenia których brano pod uwagę średnie koncentracje badanych metali oraz zawartości dopuszczalnych norm, przyjętych dla gleby; wskaźnika Nemerowa (Pn), do obliczenia którego wzięto pod uwagę średnie i maksymalne wartości pojedynczych wskaźników zanieczyszczenia (Cheng i in. 2007, Hu i in. 2013) wykazałam, że najbardziej zanieczyszczonymi są gleby pobierane w sąsiedztwie takich emitatorów jak huta cynku

i elektrownia. Żadna z badanych powierzchni nie została zakwalifikowana jako „czysta”. Aktywność enzymatyczna malała znacząco wraz ze wzrostem stężenia metali szczególnie w przypadku fosfatazy kwaśnej i β -glukozydazy. pH gleby miało znaczący wpływ na aktywność enzymatyczną, niskie pH mogło być jedną z przyczyn niskiej aktywności ureazy i β -glukozydazy, także w glebie terenów potencjalnie wolnych od zanieczyszczeń (**Zał. 3. Poz. II A a 4**). Szczegółowo badano również aktywność enzymatyczną gleby w odległości 0,5, 1 i 1,5 km od Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” w wierzchniej warstwie gleby (0-30 cm). Wskaźniki zanieczyszczenia (SPI) były porównywalne dla gleb we wszystkich badanych odległościach. Najniższą aktywność fosfataz, dehydrogenazy i proteazy wykazano w próbkach gleby pobieranej w najbliższym sąsiedztwie emitora, gdzie wykazano również najniższą zawartość materii organicznej. Wskaźniki zanieczyszczenia (SPI) były porównywalne dla gleb we wszystkich badanych odległościach. Również negatywny wpływ Zn, Cd i Pb na aktywność enzymów wykazano dla dehydrogenazy i fosfatazy kwaśnej (**Zał. 3. Poz. II D a 10**). We współpracy z Panią dr Ewą Gucwą-Przepiórą, Panią dr hab. Barbarą Fojcik z Katedry Botaniki i Ochrony Przyrody, WBiOŚ Uniwersytetu Śląskiego oraz Panem dr hab. Damianem Chmurą z Instytutu Ochrony i Inżynierii Środowiska, Akademii Techniczno-Humanistycznej w Bielsku-Białej przeprowadziłam badania dotyczące aktywności enzymatycznej w glebie ryzosferowej i pozaryzosferowej i kolonizacji mikoryzowej *Plantago lanceolata* i *P. major*. Celem badań było wykazanie relacji między biodostępnością metali i aktywnością enzymatyczną gleby z różnym poziomem zanieczyszczenia metali. Badano również intensywność endofityczną kolonizacji korzeni (mikoryza arbuskularna (ang. *Arbuscular mycorrhiza AM*), ciemnostrzępkowe grzyby endofityczne z przegrodami (ang. *dark septate endophytes, DSE*)) i bioakumulację metali w częściach nadziemnych i korzeniach gatunków *Plantago* w warunkach polowych „*in situ*”. Do badań wybrano rośliny *Plantago* z badanych wcześniej terenów jak sąsiedztwo HMN „Szopienice”, teren po wydobywaniu złóż cynkowo-ołowiowych w Dąbrowie Górniczej i porównywano z roślinami z obrzeża rezerwatu Pazurek (teren potencjalnie wolny od zanieczyszczeń). W celu porównania wpływu metali ciężkich na aktywność enzymatyczną gleb w różny sposób zanieczyszczonych (górnictwo i hutnictwo) analizowano stosunek aktywności enzymatycznej (*ACR enzyme activity ratio*). Do obliczenia tego wskaźnika wykorzystano różnicę aktywności enzymu w glebie zanieczyszczonej i niezanieczyszczonej podzielonej przez aktywność enzymu wykazaną w glebie niezanieczyszczonej. Ujemne wartości wskaźnika otrzymano dla gleby pobieranej w sąsiedztwie HMN Szopienice w przeciwieństwie do dodatnich wartości (oprócz otrzymanych dla kwaśnej fosfatazy)

wykazanych dla gleby pobieranej w terenie po wydobyciu rud Zn/Pb. Ograniczenie ponownego pojawienia się pokrywy roślinnej, niska zawartość materii organicznej i większe stężenie biodostępnych form metali spowodowało silne obniżenie aktywności enzymatycznej gleby w Szopienicach. Z kolei wyższa zawartość materii organicznej, obojętne i alkaliczne pH – czynniki przyczyniające się do przekształcenia metali do nieaktywnych biologicznie form przyczyniły się do wysokiej aktywności enzymatycznej obserwowanej w glebie po wydobyciu złóż. Badane gatunki wykazywały strategię gatunków wykluczających (*excluder strategy*) i akumulowały wyższe koncentracje metali w korzeniach. Nie obserwowano obniżenia mikoryzowej kolonizacji korzeni obu badanych gatunków *Plantago*. Ze względu na niską akumulację metali ciężkich w częściach nadziemnych roślin i tolerancję (m.in. poprzez kolonizację grzybów mikoryzowych) badane gatunki mogą być wykorzystywane w procesach fitostabilizacji terenów zanieczyszczonych przez metale ciężkie. Należy zaznaczyć, że dzięki połączeniu różnorodnych badań monitoringowych, wykorzystujących metody biologiczne i fizyczno-chemiczne (ocena aktywności enzymatycznej gleby, kolonizacji mikoryzowej, oraz chemicznej i fizycznych właściwości gleby) wykazałam różnice między analizowanymi terenami badawczymi i gatunkami roślin, co może być przydatne i brane pod uwagę podczas planowania zabiegów rekultywacji (**Zał. 3 Poz. II A a 6**).

We współpracy z Panią dr hab. Janiną Gospodarek i Panią dr Mileną Rusin z Katedry Ochrony Środowiska Rolniczego Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie podczas realizacji zadania do grantu realizowanego w 2016 roku (na podstawie decyzji Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi nr HOR-re-msz-078-24/16 (242) z dnia 30 maja 2016 r.) na rzecz rolnictwa ekologicznego pod nazwą: „Warzywnictwo, w tym uprawa ziół, metodami ekologicznymi – badania w zakresie innowacyjnych metod ochrony przed szkodnikami, chorobami i chwastami w ekologicznej produkcji ziół i warzyw, w tym poprzez określenie zależności występowania chorób, szkodników i chwastów od występowania roślin sąsiadujących oraz dziko rosnących i ochrony naturalnych wrogów szkodników” porównywano również aktywność wybranych enzymów glebowych (fosfataz: kwaśnej i alkalicznej, dehydrogenazy i ureazy) w glebie w uprawie bobu w sąsiedztwie ze smagliczką nadmorską (*Lobularia maritima* L.) odmiana Capri i gorczycą (*Sinapis alba* L.) odmiana Bardena. Rośliny towarzyszące uprawiano w różnej odległości od bobu w celu ograniczenia szkodliwej entomofauny. Aktywność mikrobiologiczna gleby często uznawana jest za wczesny sygnał obniżenia lub poprawy jakości i produktywności gleby. Zastosowane zabiegi nie obniżyły i nie podwyższyły w zasadniczy sposób aktywności enzymów związanych z obiegiem P i N. Aktywność dehydrogenaz w glebie obiektów z gorczycą i smagliczką była niższa niż w glebie

obiekty kontrolnego, czego nie zaobserwowano w glebie obiektu z bobem podlegającego chemicznemu działaniu wybranych insektycydów. Niniejsze badania były kontynuowane w sezonie wegetacyjnym 2017 roku, a uzyskane wyniki zostały opisane w raporcie merytorycznym z realizacji grantu i obecnie są przygotowywane do druku (**Zał. 3, Poz. II I 1**).

5.2. Jak już zaznaczono wcześniej głównym nurtem badawczym realizowanym przeze mnie po otrzymaniu stopnia doktora nauk biologicznych był monitoring biologiczny. Badania skupiały się przede wszystkim na ocenie zawartości metali ciężkich w różnych elementach środowiska. Byłam głównym wykonawcą projektu badawczego „Oddziaływanie metali ciężkich na rośliny żywicielskie, mszyce i ich drapieżniki. Porównanie sprawności systemów detoksykacyjnych organizmów” (2006-2009) współpracując z Panią dr hab. Janiną Gospodarek, a także z Panią dr hab. Aliną Kafel z Katedry Fizjologii Zwierząt i Ekotoksykologii UŚ. W ramach projektu uczestniczyłam w dwóch międzynarodowych konferencjach w Ostawie i Rawennie (**Załącznik 3, Poz. II I 3; II Ł 1 1.1; III B 2 a 2.7**). Opublikowałam wyniki dotyczące akumulacji metali w liściach i fizjologicznej odpowiedzi *Philadelphus coronarius*, z terenów czystych (Zagaje Stradowskie, woj. świętokrzyskie) i zurbanizowanych (Kraków) oraz wpływ żerowania mszycy burakowej na odpowiedź antyoksydacyjną u wyżej wymienionego gatunku. Podwyższoną odpowiedź antyoksydacyjną obserwowano u roślin z terenu zanieczyszczonego. Obecność mszyc wpływała nie tylko na akumulację metali lecz również na odpowiedź antyoksydacyjną. Wykazano podwyższoną zawartość glutationu na terenach zanieczyszczonych bez żerowania mszycy. W częściach nadziemnych roślin wykazano większą aktywność katalazy i peroksydazy gwajakolowej. Z kolei w częściach nadziemnych roślin z terenu zanieczyszczonego w obecności mszyc zaobserwowano spadek zawartości glutationu całkowitego i niebiałkowych tioli (SH), co może wskazywać na podwyższony stres oksydacyjny. Zanotowano również podwyższone stężenie Pb i Zn w liściach i pędach i Cd w pędach roślin z terenu zanieczyszczonego. Z kolei w częściach nadziemnych roślin, będących pod wpływem żerowania mszyc wykazano większe stężenia Zn a mniejsze Pb oraz większe stężenia Cu i Ni w liściach, w porównaniu do roślin bez obecności mszyc. Analizowałam również wpływ metali ciężkich na zawartość pierwiastków i status antyoksydacyjny mszycy *Aphis fabae*. Wykazałam dwa razy większą koncentrację Cu, Ni i Pb u mszyc niż u badanych roślin jak i podwyższony poziom glutationu zredukowanego i utlenionego oraz transferazy glutationowej u mszyc z terenu zanieczyszczonego. Występowanie drapieżców mszyc (bzygowatych i biedronkowatych) na obszarach o różnym poziomie zanieczyszczenia nie miała wpływu na ogólną ich liczebność,

a stężenie metali w ciele drapieżców tylko częściowo odzwierciedlało poziom metali mierzonych w ciele mszyc. Porównując stężenia badanych metali w glebie (0-40 cm) wykazano większe jej zanieczyszczenie (zarówno po ekstrakcji HNO₃ jak i CaCl₂) w Krakowie w porównaniu z terenem referencyjnym (**Załącznik 3 Poz. II A a 13; Poz. II D a 22; Poz. II D c 10 i 11**).

We współpracy z Panią dr Martą Kandziorą-Ciupą, Panem dr hab. Ryszardem Ciepalem, Panią dr Gabriellą Barczyk z Katedry Ekologii, WBiOŚ, UŚ oraz magistrantami Katedry prowadziłam badania mające na celu określenie zawartości metali ciężkich w liściach różnych gatunków drzew oraz w glebie na obszarach miejskich o dużej koncentracji przemysłu i ruchu samochodowego. Do badań wykorzystano liście brzozy brodawkowatej analizując zanieczyszczenie Będzina i Czeladzi. Wykazano, że koncentracje Pb i Cd przekraczają dopuszczalne stężenia uznane dla gleby na większości stanowisk w Będzinie. Zawartość Cd i Pb w liściach brzozy była poniżej stężeń uznanych za toksyczne. Tylko koncentracje Zn na kilku stanowiskach w Będzinie przekraczały te wartości (**Załącznik 3 Poz. II D a 12**). Analizę zawartości metali ciężkich przeprowadzono również w liściach tego drzewa z parków miejskich w Katowicach i Chorzowie oraz z terenu woj. małopolskiego w Wygiełzowie, Jaszowicach i Brzeszczach. Wykazano, że zawartość Zn w liściach brzozy zbieranej w parkach śląskich miast przekraczała koncentrację uznaną za toksyczną dla roślin. Stwierdzone stężenia Fe, Zn i Cd i Pb w glebie śląskich miast przekraczały dopuszczalne wartości. Akumulację Zn, Cd, Pb, Fe i Cu, aktywność perosydazy gwajakolowej i niebiałkowych tioli badałam także we współpracy z Panią dr Iwoną Łukasik w liściach *B. pendula*, *Salix farfara*, *Silene vulgaris* i *Tussilago farfara*, z terenów poprzemysłowych – Hałdy ZGH „Orzeł Biały” w Piekarach i a także w wyrobisku po eksploatacji rud galmanowych w Dąbrowie Górniczej. Stwierdzone zawartości metali ciężkich w liściach badanych gatunków mieściły się w granicach lub przekraczały zakres stężeń uznanych za toksyczne. Wykazano dodatnie współczynniki korelacji między aktywnością peroksydazy gwajakolowej i zawartością metali, co świadczy o pozytywnej roli peroksydazy w procesach antyoksydacyjnych związanych z nadmiarem metali ciężkich u badanych gatunków. W liściach trzech gatunków roślin różniących się pod względem ekofizjologicznym niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*), kruszyny pospolitej (*Frangula alnus*), dębu bezszypułkowego (*Quercus petraea*) (z warstwy runa, podszytu i drzew) badano zawartość metali oraz chlorofili a i b w strefie oddziaływania elektrociepłowni „Halemba” w obrębie boru mieszanego wilgotnego i mieszanego świeżego. W liściach roślin występujących w strefie oddziaływania emitora wykazano kilkukrotny wzrost zawartości Pb,

Zn, Cd w porównaniu ze stanowiskiem kontrolnym, a także obniżoną zawartość barwników asymilacyjnych, co świadczy o negatywnym wpływie zanieczyszczeń na proces fotosyntezy (**Zał. 3 Poz. II D a 6, 32, 33**). Analizy zawartości wybranych metali ciężkich i siarki przeprowadzono także w liściach świerka *Picea abies* na terenie leśnego kompleksu promocyjnego „Lasy Beskidu Śląskiego”. Wykazałam najwyższe stężenia badanych metali w igłach trzyletnich oraz siarki w igłach bieżącorocznych. Nie przekraczały one stężeń uznanych za toksyczne dla roślin. W glebie zanotowane stężenie Pb przekraczało koncentrację uznaną za dopuszczalną. Igły świerka (*Picea abies*) i sosny (*Pinus sylvestris*) jak również liście innych roślin konwalijki dwulistnej (*Maianthemum bifolium*) i bluszczu pospolitego (*Hedera helix*) wykorzystano do oceny zagrożenia metalami ciężkimi wybranych rezerwatów południowej Polski (Bukowa Kępa, Zielona Góra, Ostrężnik i Słotwina). W próbkach gleby z dwóch ostatnich wymienionych rezerwatów wykazano przekroczenie normy Cd dla gleb obszarów chronionych, wysoką zawartość Pb odnotowano w glebie rezerwatu Bukowa Kępa i Ostrężnik. Wykazano przekroczenie fitotoksycznych stężeń Cd w liściach *Hedera helix* z rezerwatów Bukowa Kępa, Ostrężnik i Zielona Góra. Oceniano również obciążenie metalami ciężkimi rezerwatów przyrody miasta Katowice rezerwat „Las Murckowski” i „Ochojec” na podstawie analizy chemicznej liści klonu jawor *Acer pseudoplatanus*, buka *Fagus sylvatica*, szczawika zajęczego *Oxalis acetosella*. Poziom metali ciężkich analizowano również w wierzchniej warstwie gleb. Stwierdzono podwyższone koncentracje badanych metali w glebie i roślinach. Zawartości metali w glebie były wyższe od uznanych za dopuszczalne (Zn 300 mg/kg, Pb 110 mg/kg, Cd 10 mg/kg). Stężenia metali w glebach mieściły się w zakresie stężeń uznanych za toksyczne (10mg/kg Cd, 150 mg/kg Pb, 300 mg/kg Zn). Podwyższone koncentracje u roślin w rezerwacie Ochojec związane były z emisjami przemysłowymi ostatnich dekad XX wieku, z kolei w „Lesie Murckowskim” z ruchem samochodowym. Analizowałam liście *Fagus sylvatica* podczas badań w Bieszczadzkim Parku Narodowym, a wykorzystując program Surfer 8 zobrazowałam szczegółowo stężenia badanych metali na terenie parku. W badaniach tych nie wykazano stężeń metali uznanych za fitotoksyczne dla roślin. Stężenie Cu było niższe niż poziom fizjologiczny dla roślin (średnia zawartość 4,4 mg/kg), co wskazuje na niedobór tego pierwiastka. Szczegółową analizę zanieczyszczenia gleby przeprowadzono dla Zabrze. Wyniki analiz zobrazowałam także przy pomocy programu Surfer 8 i generowanych przez program map. Wykazano również deficyt Mg i Ca w glebie dawnej strefy ochronnej huty żelaza „Accelor Mittal” Poland w Dąbrowie Górniczej. (**Zał. 3 Poz. II D a 9, 13, 16, 27, 28**). Uczestniczyłam również w porównawczych badaniach dotyczących akumulacji wybranych

metali ciężkich i odpowiedzi ekofizjologicznej u gatunków roślin występujących pospolicie w borach sosnowych, także na terenach zanieczyszczonych jak: borówka czarna *Vaccinium myrtillus*, borówka czerwona *Vaccinium vitis-idea* oraz sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*. Badania prowadziłam w sąsiedztwie takich emitatorów jak Huta Cynku „Miasteczko Śląskie”, Huta Żelaza „Accelor Mittal” Poland w Dąbrowie Górniczej, Elektrowni Jaworzno III, a także na terenach niezanieczyszczonych w rezerwacie Pazurek w Jaroszowcu, użytku ekologicznym „Płone Bagno” w Katowicach oraz w Kobiórze. Wykazano najwyższe koncentracje Zn w 2-letnich igłach sosny w najbliższym sąsiedztwie huty cynku, Fe w najbliższym sąsiedztwie Huty Żelaza i Mn na terenie użytku ekologicznego „Płone Bagno”. Wykazano wzrost stężenia białka oraz niebiałkowych tioli w liściach *P. sylvestris* z terenów zanieczyszczonych, co wskazuje na stres związany z metalami ciężkimi. Również wzrost stężenia wyżej wymienionych wskaźników oraz peroksydazy gwajakolowej wykazano w liściach *V. myrtillus* na terenach zanieczyszczonych. Porównując *V. myrtillus* i *V. vitis-idea* wykazano odmienną odpowiedź ekofizjologiczną: pozytywne korelacje między zawartością niebiałkowych tioli, proliny a stężeniem Cd i Zn w liściach u *V. myrtillus*. Z kolei u *V. vitis-idea* wraz ze wzrostem stężenia Cd, Pb i Zn wzrastała zawartość kwasu askorbinowego i aktywność dysmutazy ponadtlenkowej. Obydwa gatunki wykazywały strategię wykluczania wobec Cd, Pb, Zn i Fe. W przypadku Mn wskaźnik translokacji (TF), mobilności (MR) oraz wskaźnik biokoncentracji (BCF) w większości przypadków był większy niż 1, co potwierdza zdolność szczególnie *V. myrtillus* do akumulacji tego pierwiastka w częściach nadziemnych (**Zał. 3 Poz. II A a 1, 5, 8**).

We współpracy z Panem dr hab. Bernardem Palowskim, Panią dr Karoliną Bierzą oraz Panem mgr Pawłem Górasem z Katedry Ekologii, WBiOŚ, UŚ, analizowałam gazowe zanieczyszczenie powietrzaw miastach województwa śląskiego: Będzinie, Katowicach, Dąbrowie Górniczej, Chorzowie, Siemianowicach Śląskich i Gliwicach w porównaniu do stanowisk potencjalnie wolnych od zanieczyszczeń zlokalizowanych w Cieszynie, Ustroniu, Cisowicy, Skoczowie, Brennej, Ogrodzieńcu, Pilicy, Jędrzejowie i Busku Zdroju. W badaniach tych wykazano korelację między stężeniem SO₂ w powietrzu a pH kory u robinii akacjowej (*R. pseudoaccacia*), u jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior*), u klonu jawora (*Acer pseudoplatanus*), cisa pospolitego (*Taxus baccata*). Wykazano, że największy potencjał bioindykacyjny przypisać należy korze jesionu wyniosłego (**Zał. 3 Poz. II A a 10**).

We współpracy z Panią dr hab. Barbarą Fojcik i Panią mgr Martyną Chruścińską z Katedry Botaniki i Ochrony Przyrody oraz Panem dr hab. Adamem Steblem z Katedry i Zakładu Botaniki Farmaceutycznej i Zielarstwa Śląskiego Uniwersytetu Medycznego w Katowicach,

prowadziłam badania na terenie Katowic dotyczące kolonizacji epifitycznych gatunków mchów w środowisku miejskim. Celem badań była ocena poziomu zanieczyszczenia stanowisk z i bez epifitów jak również analiza kolonizacji epifitów różnych gatunków drzew, porównanie stężenia wybranych metali u mchów i w korze drzew. Wykazano, że do najczęściej kolonizowanych gatunków drzew zaliczyć należy topole oraz wierzby, posiadające wyższe pH kory. Wykazano, że rozkład (dystrybucja) epifitycznych gatunków mchów (głównie z rodzaju *Orthotrichum* i *Ulota*) w środowisku miejskim Katowic zależy od takich czynników jak obecność odpowiedniego gatunku drzewa, odpowiedniego chemizmu kory (biorąc pod uwagę czynniki naturalne i antropogeniczne) jak również odpowiedniej wilgotności powietrza i poziomu zanieczyszczenia (**Zal. 3 Poz. II D a 1 i 4**).

5.3. W badaniach do dysertacji doktorskiej wykorzystałam również wybrane populacje lepnicy rozdętej *Silene vulgaris* (w najbliższym sąsiedztwie HMN Szopienice w Katowicach w odległości 50, 250, 450 m od emitora, hałdzie odpadów popychających w Katowicach Wełnowcu, a także obszarze po wydobyciu złóż cynkowo- ołowionych w Dąbrowie Górniczej). Celem badań była ocena fitoekstrakcji „*in situ*” Zn, Pb i Cd na terenach przemysłowych przez wyżej wymieniony gatunek. Stężenie Cd w częściach nadziemnych badanego gatunku mieściło się w zakresie od 6,7-87 mg/kg, Pb od 34,6-261,7, Zn od 1875-8316 mg/kg. Największą biomasę roślin wykazano w odległości 450 m od emitora (194 kg s.m/ha). Również oszacowany poziom fitoekstrakcji obliczony dla *S. vulgaris* „*in situ*” był najwyższy w odległości 450 m od emitora (1119 g Zn/ha, 11 g/ha Pb, 6g/ha Cd). Ze względu na wysokie zdolności kumulacji metali rośliny *S. vulgaris* są odpowiednie w budowaniu pokrywy roślinnej terenów zanieczyszczonych przez metale ciężkie. Jedynie stężenia Zn wykazane w nadziemnych częściach tego pseudometalofita wydają się być znaczące w procesie fitoekstrakcji. Największe stężenia Zn, Cd i Pb wykazano w najbliższej odległości od emitora (50 i 250 m). Wykonywałam również badania, których celem była ocena zawartości wolnych aminokwasów chlorofili, antocyjanów oraz glutationu w liściach *S. vulgaris* z wymienionych powyżej terenów przemysłowych. Wykazałam, że stężenie wolnych aminokwasów były większe na najbardziej zanieczyszczonym terenie w lipcu niż w maju w ciągu analizowanego sezonu wegetacyjnego. Odnotowano również podwyższone koncentracje zredukowanej formy glutationu w maju i w lipcu w liściach roślin zbieranych w odległości 250m od emitora. Wraz ze wzrostem stężenia Zn w liściach wzrastała koncentracja glutationu. Podobnie zawartość antocyjanów była największa 250 m od emitora w lipcu. Obserwowano również najwyższe koncentracje antocyjanów w lipcu na najbardziej zanieczyszczonych terenach, co wskazywałoby na efektywną obronę roślin przed działaniem

metali ciężkich i silną insolacją. Ponownie potwierdzono udział glutationu w ekofizjologicznej odpowiedzi obronnej na podwyższone stężenia metali ciężkich (**Zał. 3 Poz. II D a 19 i 20**). Podjęto również badania nad akumulacją metali u *Silene vulgaris* roślin występujących na trzech zwałowiskach Huty „Orzeł Biały” w Piekarach Śląskich i Bytomiu, różnych pod względem wiekowym i w najbliższym otoczeniu HMN „Szopienice”. Hałdy te nie były poddane procesowi rekultywacji. Celem badań była także ocena wskaźników ekofizjologicznych takich jak aktywność peroksydazy gwajakolowej, stężenia chlorofilu i karotenoidów oraz aktywność fosfatazy kwaśnej i zawartości niebiałkowych tioli. Aktywność kwaśnej fosfatazy była uwarunkowana przede wszystkim zawartością fosforu i jego biodostępnością dla roślin. Na intensywność pobierania fosforu i na aktywność fosfatazy mogą negatywnie wpływać metale. Odnotowano również, że im wyższa zawartość Zn i Pb tym większa zawartość niebiałkowych tioli. Wzrost aktywności peroksydazy wykazano dla roślin ze stanowisk, gdzie wykazano największą akumulację Zn (**Zał. 3 Poz. II D a 23, 24, 30**).

Badania nad fizjologiczną odpowiedzią roślin na zanieczyszczenie gleby metalami ciężkimi wykonywałam również w warunkach laboratoryjnych. Prowadziłam badania nad wpływem Zn, Cd i Pb na fizjologiczną odpowiedź wybranych populacji *Silene vulgaris*. Rośliny, których nasiona pozyskano z terenów wymienianych powyżej czyli najbliższego otoczenia HMN Szopienice, Hałdy odpadów pohutniczych w Katowicach Wełnowcu i terenu po wydobywaniu rud Zn/Pb w Dąbrowie Górniczej, uprawiano w glebie zanieczyszczonej Zn (6000 mg/kg), Pb (1000 mg/kg), Cd (100 mg/kg) i mieszanką tych pierwiastków. Wykazano największą akumulację badanych metali u roślin populacji hałdowej, największe stężenie metali wykazywano u roślin rosnących na glebie zanieczyszczonej mieszanką metali. Wykazano również różnice we wrażliwości systemu antyoksydacyjnego między badanymi populacjami. Wzrost aktywności peroksydazy gwajakolowej obserwowano u roślin uprawianych w glebie z dodatkiem cynku i mieszanki metali, a prolina i niebiałkowych tioli u roślin uprawianych w glebie z dodatkiem Cd, Pb i mieszanki metali.

U roślin, których nasiona pochodziły z podanych terenów uprawiano również w glebie zanieczyszczonej Zn, Cd i Pb z i bez dodatku Na₂-EDTA (soli disodowej kwasu etylenodiaminotetraoctowego), oceniano zdolności akumulacji tych metali w częściach nadziemnych roślin. Wykazano, że dodatek Na₂-EDTA spowodował wzrost biodostępności Zn (o 31%), Pb (o 20%) i Cd (o 8%). Wykazano również zwiększoną akumulację i translokację Zn i Cd w częściach nadziemnych *Silene vulgaris* wszystkich badanych populacji (**Zał. 3 Poz. II D a 34, Poz. II A a 11**).

Ze względu na to, że do fitoremediacji mogą być wykorzystywane również rośliny energetyczne, a plantacje takich roślin mogą zajmować tereny zanieczyszczone metalami ciężkimi, prowadzono badania nad akumulacją Cd, Zn i Pb u słonecznika (*Helianthus annuus* L.). Warto zwrócić uwagę, że nie zawsze ze względu na wysokie zanieczyszczenie biomasy, rośliny takie mogą zostać wykorzystane do celów energetycznych. Rośliny *Helianthus annuus* uprawiano w glebie zanieczyszczonej Zn, Cd i Pb (zanieczyszczenie wg IUNG- jako II i III klasa skażenia). Zawartość Zn, Cd i Pb w biomacie słonecznika była wyższa od normy określającej skład chemiczny biomasy przeznaczonej na cele energetyczne (Cd<0,5 mg/kg, Pb<10, Zn<100 mg/kg). Wykazano również dodatnie zależności między zawartością Cd i Pb w częściach nadziemnych słonecznika i proliny oraz Pb i niebiałkowych tioli, co potwierdza udział tych związków w reakcjach obronnych słonecznika względem metali ciężkich (**Zał. 3 Poz. II D a 5**).

Wyniki moich badań mogą stanowić cenną informację na temat zanieczyszczenia środowiska na terenach zurbanizowanych czy też potencjalnie wolnych od zanieczyszczeń. Z kolei badania ekofizjologicznych odpowiedzi „*in situ*” powinny być rozszerzeniem badań laboratoryjnych, które także były wykonywane jednak zazwyczaj odnosiły się do jednego czynnika stresowego.

5.4. Jednym z podejmowanych przeze mnie zagadnień badawczych był problem oddziaływania zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi oraz zabiegów ograniczających ich negatywny wpływ (wapnowanie, nawożenie magnezem) na szkodliwą entomofaunę i skład chemiczny bobu. Do badań we współpracy z Panią dr hab. Janiną Gospodarek z Katedry Ochrony Środowiska Rolniczego Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie oraz Panią dr hab. Aliną Kafel z Katedry Fizjologii Zwierząt i Ekotoksykologii UŚ wybrano bób (*Vicia faba* L.) jako roślinę modelową. Roślina ta, ze względu na coroczne pojawianie się szkodników jest bardzo przydatna do testowania wpływu różnych czynników na roślinożerne bezkręgowce i towarzyszących im wrogów naturalnych (Gospodarek, Kafel 2014). Ze szkodników atakujących bób należy wymienić m.in. mszycę burakową (*Aphis fabae* Scop.) (Stoddard i in. 2010). Analizowałam wpływ zanieczyszczenia gleby przez pojedynczo dodawane metale: Zn, Cd, Ni, Pb, Cu na III poziomie zanieczyszczenia wg IUNG na odpowiedź antyoksydacyjną, biomasę oraz długość pędów bobu (**Zał. 3 Poz. II A a 9**). Wykazałam, że zawartość badanych metali szczególnie w liściach bobu odzwierciedlała zanieczyszczenie gleby. Zn i Ni w zastosowanych dawkach (1000 i 110 mg/kg) były toksyczne dla bobu i ograniczały w sposób istotny jego wzrost (biomasę i długość pędów). Szczególnie silną odpowiedź antyoksydacyjną związaną z podwyższonym poziomem glutationu i proliny i podwyższoną

aktywnością katalazy i peroksydazy gwajakolowej zaobserwowano u roślin rosnących na glebie zanieczyszczonej Zn i Ni. Wykazany poziom Cd, Ni i Zn był większy u mszyc żerujących na roślinach bobu rosnących na glebie, zanieczyszczonej tymi pierwiastkami. Uzyskane wskaźniki bioakumulacji były niższe niż 1. U mszyc, występujących na roślinach, rosnących na glebie zanieczyszczonej Cd wykazano zwiększoną aktywność katalazy, nie wykazano zwiększonej koncentracji glutationu we frakcji cytozolowej mszyc z podwyższoną zawartością Zn, Cu i Cd (**Zał. 3 Poz. II A a 9, Poz. II D c 10, 11**).

W publikacjach dotyczących wpływu wapnowania i nawożenia na zawartość metali ciężkich w bobie wykazałam m.in., że wapnowanie gleby zanieczyszczonej pojedynczymi metalami ciężkimi na III poziomie zanieczyszczenia powodowało ograniczenie bioakumulacji Cu, Cd, Pb, Ni i Zn w częściach nadziemnych bobu oraz Cd i Pb w korzeniach i było tym większe im większa była dawka wapna. Zanieczyszczenie gleby Zn lub Ni powodowało obniżenie zawartości Mg i Ca w częściach nadziemnych bobu i wpływało na zwiększenie stężenia Fe. Wapnowanie gleby bardziej niż nawożenie magnezem miało pozytywny wpływ do zrównoważenia zawartości Ca, Mg i Fe i ich porównywalnego stężenia w stosunku do roślin kontrolnych. Zanieczyszczenie gleby Cd wg dawki ustalonej na III stopniu zanieczyszczenia wg IUNG oraz mieszaniną takich metali jak Ni z Cu, i Zn z Cd wg dawki ustalonej na II stopniu zanieczyszczenia, prowadziło do obniżenia zawartości Fe w nasionach bobu (**Zał. 3 Poz. II A a 3, Poz. II D a 29, 26, 17, 18, 7, 8**). Badania dotyczące transferu wzdłuż łańcucha pokarmowego mogą być przydatne w szacowaniu ryzyka ekologicznego. Podobnego typu badania dotyczące biodostępności pojedynczych metali, czy też odpowiedzi obronnych roślin powinny być rekomendowane dla bezpiecznej produkcji upraw.

5.5. Badania nad bobem, oraz pszenicą kontynuowałam w aspekcie wpływu substancji ropopochodnych (benzyny, oleju napędowego, oleju silnikowego) na wzrost, skład chemiczny roślin i odpowiedź antyoksydacyjną. Warte podkreślenia jest, że w 2014 roku zostałam promotorem pomocniczym rozprawy doktorskiej Pani dr Mileny Rusin pt. „Następczy wpływ skażenia gleby substancjami ropopochodnymi na rośliny żywicielskie, fitofagi i ich drapieżców”, obronionej z wyróżnieniem w styczniu 2017 roku w Uniwersytecie Rolniczym w Karkowie. Wyniki prac dot. wpływu substancji ropopochodnych na wzrost i skład chemiczny bobu oraz cechy życia, dynamikę populacji mszyc zostały opublikowane w publikacjach w **Załączniku 3 Poz. II A a 2, 7 i Poz. II D 2**. Z uzyskanych wyników dotyczących pszenicy aktualnie przygotowujemy publikację. Badania dot. wpływu substancji ropopochodnych na wzrost bobu wykazały między innymi, że zanieczyszczenie benzyną (3g/kg) przyczyniło się do obniżenia zawartości Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Ni i Cu przy wzroście

stężenia Pb. Podwójna dawka benzyny spowodowała dodatkowo obniżenie zawartości N. Zanieczyszczenie olejem napędowym niezależnie od dawki (3 lub 6 g/kg) doprowadziło do obniżenia zawartości Ca, N, Zn, Ni i Cu, a przyczyniło się do zwiększenia zawartości Pb w częściach nadziemnych bobu. Olej silnikowy już w dawce 3g/kg przyczynił się do obniżenia Ca, Mg, Fe, Mn i Zn jak również wpłynął podobnie jak olej napędowy i benzyna na zwiększenie zawartości Pb w częściach nadziemnych bobu, a podwójna dawka tej substancji również w znaczący sposób wpłynęła na obniżenie wyżej wymienionych pierwiastków. Wyniki wskazują także, że testowane substancje mają negatywny wpływ na cechy życia mszyc i dynamikę populacji: wydłużenie okresu prereprodukcji, redukcję płodności i długość życia. Zanieczyszczenie gleby substancjami ropopochodnymi miało bezpośredni wpływ na rośliny wystawione na wpływ badanych substancji, ale również niebezpośrednie działanie na roślinożerców, co może również w negatywny sposób działać na wyższe ogniwa łańcucha pokarmowego.

Literatura

- Agbaire P.O., Esiefarienhe E. 2009. Air Pollution tolerance indices (APTI) of some plants around Otorogun Gas Plant in Delta State, Nigeria. *J. Appl. Sci. Environ. Manag.* 13: 11–14.
- Baycu G., Tolunay D., Özden H., Günebakan S. 2006. Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environ. Pollut.* 143: 545–554.
- Bielińska E. J., Futa B., Mocek-Płóćiniak A. 2014. Enzymy glebowe jako bioindykatory jakości i zdrowotności gleby. Monografia naukowa. Libropolis, Lublin.
- Bini C., Wahsha M., Fontana S., Maleci L. 2012. Effects of heavy metals on morphological characteristic of *Taraxacum officinale* Web growing on mine soils in NE Italy. *J. Geochem. Explor.* 123:101–108.
- Bothe H., Słomka A. 2017. Divergent biology of facultative heavy metal plants. *J. Plant Physiol.* 219: 45–61.
- Bouwman L., Bloem J., Römkens P., Boon G., Vangronsveld J. 2001. Beneficial effects of the growth of metal tolerant grass on biological and chemical parameters in copper and zinc contaminated sandy soils. *Minerva Biotechnol.* 13:19–26
- Braquinho C., Serrano H., Pinto M., Martins-Loução M. 2007. Revisiting the plant hyperaccumulation criteria to rare plants and earth abundant elements. *Environ. Pollut.* 146: 437–43.
- Cheng J., Shi Z., Zhu Y. 2007. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Djingova R., Kuleff I., Markert B., 2004. Chemical fingerprint of plants. *Ecol. Res.* 19: 3–11.
- Evangelou M.W.H., Deram A., Gogos A., Studer B., Schulin R. 2012. Assessment of suitability of tree species for the production of biomass on trace element contaminated soils. *J. Hazard. Mater.* 209–210, 233–239.
- Fernández D.A., Roldán A., Azcón R., Caravaca F., Bååth E. 2012. Effects of water stress, organic amendment and mycorrhizal inoculation on soil microbial community structure and activity during the establishment of two heavy metal-tolerant native plant species. *Microb Ecol.* 63(4):794-803.
- Godzik B. 1993. Heavy metals content in plants from zinc dumps and reference areas. *Polish Bot. Stud.*, 5: 113-132.
- Gospodarek J., Kafel A. 2014. Coexistence of *Aphis fabae* Scop predators on broad bean growing on soil pollution with heavy metals. *J. Elem.* 19(1): 95-108.
- Gostin IN. 2009. Structural modification induced by air pollutants in *Plantago lanceolata* leaves. *Analele Universităţii din Oradea, Fascicula Biologie*, XVI/I: 61-65
- Grodzińska K., Szarek-Lukaszewska G. 2002. Hałdy cynkowo-olowiowe w okolicach Olkusza – przeszłość, teraźniejszość i przyszłość. *KOSMOS. Problemy nauk przyrodniczych.* 51(2): 127-138.
- Gucwa-Przepióra E., Turnau K. 2001. Arbuscular Mycorrhiza and Plant Succession on Zinc Smelter Spoil Heap in Katowice – Wełnowiec *Acta Soc. Bot. Pol.* 70: 153-158.
- Hu Y., Liu X., Bai J., Shih K., Zeng E., Cheng H. 2013. Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: 6150-6159

- Hu Y., Wang D., Wei L., Zhang X., Song B. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in plant leaves from Yan'an city of the Loess Plateau, China. *Ecotox. Environ. Safe.* 110: 82–88
- Hu Y., Wang D., Wei L., Zhang X., Song B. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in plant leaves from Yan'an city of the Loess Plateau, China. *Ecotox. Environ. Safe.* 110: 82–88.
- Jansen S., Watanabe T., Dessein S., Robbrecht E., Smets E. 2004. The evolution of aluminium accumulation in angiosperms. In: Hemsley AR, Poole I (Eds.), *The Evolution of Plant Physiology*. Linnean Society Symposium Series 21, Elsevier Academic Press, London, 467–479.
- Kabata-Pendias A. 2001. Trace elements in soils and plants. Third ed. CRC press, Boca Raton FL.
- Ke W., Xiong Z-T., Chen S., Chen J. 2007. Effects of copper and mineral element uptake in two *Rumex japonicus* populations from a copper mine and an uncontaminated field sites. *Environ. Exp. Bot.* 59: 59-67. .
- Kieliszewska-Rokicka B. 2001. In: Dahm H., Pokojska-Burdziej A., ed. *Microorganisms of the soil environment-physiological, biochemical, genetic aspects*. Adam Marszałek Publisher.
- Kovačik J., Dudás M., Hedbavny J., Mártonfi, P. 2016. Dandelion *Taraxacum linearisquameum* does not reflect soil metal content in urban localities. *Environ. Pollut.* 218: 160–167.
- Kovács, M. (ed.) (1992) *Biological indicators in environmental protection*. Ellis Horwood, New York.
- Kutrowska A. 2013. Roślinne transportery błonowe. *Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych* 62 (298): 105-113.
- Lambers, H., Chapin III, F. Stuart, Pons, Thijs L. 2008. *Plant Physiological Ecology*. Springer.
- Leghari S.K., Zaidi M.A., Ahmed M., Nazim K. 2011. Air pollution tolerance index (APTI) of various plant species growing in Quetta city, Pakistan *J. Biol.* 1: 81–86.
- Liu Y-J., Zhu Y-G., Ding H. 2007. Lead and cadmium in leaves of deciduous trees in Beijing China: Development of metal accumulation. *Environ. Pollut.* 145: 387–390.
- Maestri E., Marmiroli M., Visioli G., Marmiroli N. 2010. Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment. *Environ. Exp. Bot.* 68: 1-12.
- Markert B., Wünschmann S., Diatta J., Chudzińska E. 2012: Innowacyjna obserwacja środowiska – bioindykatory, biomonitoring: definicje, strategie i zastosowania. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 53: 115-152.
- Markert, B. 1992. Establishing of “Reference Plant for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting. *Water Air Soil. Poll.* 64: 533–538.
- Massa N., Andreucci F., Poli M., Aceto M., Barbato M., Berta G. 2010. Screening for heavy metal accumulators amongst autochthonous plants in a polluted site in Italy. *Ecotox. Environ. Safe.* 73:1988–1997.
- Monfared S.H., Matinizadeh M., Shirvayny A., Amiri G.Z., Fard R.M., Rostami F. 2013. Accumulation of heavy metal in *Platanus orientalis*, *Robinia pseudoacacia* and *Fraxinus rotundifolia*. *J. Forest. Res.* 24: 391–395.
- Nadgórska-Socha A., Ciepał R., Kandziora M., 2011. Zn, Pb, Cd pollution assessment in Bedzin and Czeladź based on chemical analysis of *Betula pendula* leaves and soil. *Ecol. Chem. and Engineering* 18: 785–792.
- Ogunkunle C. O., Suleiman L. B., Oyedeji S., Awotoye O. O., Fatoba P. O. 2015. Assessing the air pollution tolerance index and anticipated performance index of some tree species for biomonitoring environmental health. *Agroforest. Syst.* 89: 447–454.
- Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z. 1991. In: *Method of analysis and estimate soil and plants property, Catalogue of the Environmental Protection Institute Warsaw* pp 334–336 (in Polish).
- Ostrowska A., Porębska G. 2002. *The plant chemical composition, its interpretation and use in environmental protection*. Institute of Environmental Protection. Warszawa (in Polish).
- Pandey A.K., Pandey M., Tripathi B.D. 2016. Assessment of Air Pollution Tolerance Index of some plants to develop vertical gardens near street canyons of a polluted tropical city. *Ecotox. Environ. Saf.* 134: 358–364.
- Pathak, V., Tripathi, B.D, Mishra, V.K. 2011. Evaluation of Anticipated Performance Index of some tree species for green belt development to mitigate traffic generated noise. *Urban For. Urban Gree.* 10: 61–66.
- Prajapati, S.K., Tripathi, B.D. 2008. Seasonal Variation of Leaf Dust Accumulation and Pigment Content in Plant Species Exposed to Urban Particulates Pollution. *J. Environ. Qual.* 37: 865–870.
- Priyanka, C., Dibyendu, B. 2009. Biomonitoring of air quality in the industrial town of Asansol using the air pollution tolerance index approach. *Res. J. Chem. Environ.* 13: 46–51.
- Przedpeńska E., Wierzbicka M. 2007. *Arabidopsis arenosa* (Brassicaceae) from a lead-zinc waste heap in southern Poland - a plant with high tolerance to heavy metals. *Plant Soil* 299:43-53.
- Rai P.K., 2016. Biodiversity of roadside plants and their response to air pollution in an Indo-Burma hotspot region: implications for urban ecosystem restoration. *J. Asia Pac. Biodivers.* 9: 47–55.
- Rai P.K., Panda L.L.S. 2014. Dust capturing potential and air pollution tolerance index (APTI) of some road side tree vegetation in Aizawl, Mizoram, India: an Indo-Burma hot spot region. *Air Qual Atmos. Health.*, 7: 93–101.
- Rai P.K., 2016. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 129: 120–136.
- Rashed M.N.2010. Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation, in soil and some wild plants at Southeast Egypt. *Journal of Hazardous Materials Volume* 178 (15): 739-746.

- Remon E., Bouchardon, J-L., Guédard M.L., Bessoule J-J., Conord C. 2013. Are plants useful as accumulation indicators of metal bioavailability. *Environ. Pollut.* 175, 1–7.
- Russel S., Górńska E.B., Wyczółkowski A.I. 2005. Enzymes taking part in hydrolysis of cellulose *Acta Agrophysica*. 3: 27- 36 [In Polish].
- Samecka-Cymerman A., Stankiewicz A., Kolon K., Kempers A.J., 2009. Self-organizing feature map (neural networks) as a tool to select the best indicator of road traffic pollution (soil, leaves or bark of *Robinia pseudoacacia* L.). *Environ. Pollut.* 157: 2061–2065.
- Sawidis T.L., Krystallidis P., Veros D., Chettri M. 2012. A study of air pollution with heavy metals in Athens city and Attica basin using evergreen trees as biological indicators. *Biol. Trace Elem. Res.* 148(3): 396–408.
- Serbula SM, Miljkovic DD, Kovacevic RM, Ilic AA. 2012. Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil. *Ecotox Environ Safe* 76:209–214.
- Seth CS, Remans T, Keunen, Jozefczak, M, Gielen H, Opdenakker K, Weyens N, Vangronsveld J, Cuypers A 2012. Phytoextraction of toxic metals: a central role for glutathione. *Plant Cell Environ.* 35:334–346.
- Shahid M., Dumat C., Khalid S., Schreck E., Xiong T., Niazi N.K. 2017. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants. A comparison of foliar and root uptake. *J. Hazard. Mat.* 325:36-58.
- Sharma M., Panwar N., Arora P., Luhach J., Chaudhry S., 2013. Analysis of biological factors for determination of air pollution tolerance index of selected plants in Yamuna Nagar, India. *J. Environ. Biol.* 34: 509–514.
- Simon E., Baranyai E., Braun M., Cserhádi C., Fábíán I., Tóthmérész B. 2014. Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *Sci Total Environ.* 490: 514–520.
- Słomka A., Libik-Konieczny M., Kuta E., Miszalski Z. 2008. Metalliferous and non-metalliferous populations of *Viola tricolor* represent similar mode of antioxidative response. *J. Plant Physiol.* 165:1610-1619.
- Słomka A., Sutkowska A., Szczepaniak M., Malec P. Mitka J., Kuta E. 2011. Increased genetic diversity of *Viola tricolor* L. (Violaceae) in metal-polluted environments. *Chemosphere* 83: 435–442.
- Słysz A., Wierzbicka M. H., 2005. Przystosowania roślin *Armeria maritima* do wzrostu w środowisku skażonym metalami ciężkimi. [W:] Obieg pierwiastków w przyrodzie. Monografia. Tom III. Gworek B. (red.). Instytut Ochrony Środowiska, 629–636.
- Stefanowicz A.M., Stanek M., Woch M.W. 2016. High concentrations of heavy metals in beech forest understory plants growing on waste heaps left by Zn-Pb ore mining. *J. Geochem. Explor.* 169: 157-162.
- Stoddard F.L., Nicholas A.H., Rubiales D., Thomas J., Villegras-Fernandez A.M. 2010. Integrated pest management in faba bean. *Field Crops Res.* 115 (3): 308-318.
- Szarek-Gwiazda E. 2016. Metale ciężkie. W: Sądak T., Bandała T., Materek T., Mazurkiewicz-Boroń G., Słonka R. red. Zbiornik wodny Dobczyce. Monografia Kraków, RZGW, MPWiK: 153-158.
- Szarek-Łukaszewska G. 2009. Vegetation of reclaimed and spontaneously vegetated Zn-Pb mine wastes in southern Poland. *Pol. J. Environ. Stud.* 18(4): 717-733.
- Szarek-Łukaszewska G., Grodzińska K. 2011. Grasslands of Zn-Pb post-mining area (Olkusz ore-bearing region, S Poland). *Polish Bot. J.* 56:245–260
- Szarek-Łukaszewska G., Niklińska M., 2002. Concentration of alkaline and heavy metals in *Biscutella laevigata* L. and *Plantago lanceolata* L. growing on calamine spoils (S. Poland). *Acta Biol Cracov Ser Bot.* 44: 29–38.
- Tokarska-Guzik B., Rostański A., Klotz S. 1991. Roślinność hałdy pocynkowej w Katowicach Welnowcu. *Acta Biologica Silesiana. Florystyka: geografia roślin.*(19) 36: 94-101.
- Traczewska T.M. 2011. Biologiczne metody oceny skażenia środowiska. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.
- Tzvetkova N., Petkova K. 2015. Bioaccumulation of heavy metals by the leaves of *Robinia pseudoacacia* as a bioindicator tree in industrial zones. *J. Environ. Biol.* 36:59–63.
- Ugolini F., Tognetti R., Raschi A., Bacci A. 2013. *Quercus ilex* L. as bioaccumulator for heavy metals in urban areas: Effectiveness of leaf washing with distilled water and considerations on the trees distance from traffic. *Urban For. Urban. Gree.* 12: 576–584.
- Wisłocka M., Krawczyk J., Klink A., Morrison L. 2006. Bioaccumulation of Heavy Metals by Selected Plant Species from Uranium Mining Dumps in the Sudety Mts., Poland. *Pol. J. Environ. Stud.* 15: 811–818.
- Woch M.W., Kapusta P., Stefanowicz A. M. 2016. Variation in dry grassland communities along a heavy metals gradient. *Ecotoxicology* 25(1):80-90.
- Wójcik M., Sugier P., Siebielec G. 2014. Metal accumulation strategies in plants spontaneously inhabiting Zn-Pb waste deposits. *Science of Total Environment*, 487: 313–322.
- Yadav S.K. 2010. Heavy metals toxicity in plants: an overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South Afr. J. Bot.* 76:167-179.
- Wierzbicka M., Rostański A. 2002. Microevolutionary changes in ecotypes of calamine waste heap vegetation near Olkusz, Poland: a review. *Acta Biol. Crac. Bot.* 44:7-19.
- Załęcka R, Wierzbicka M., 2002. The adaptation of *Dianthus carthusianorum* to growth on a calamine waste heap. *Plant Soil* 246: 249–257.

Załącznik 2 Autoreferat

Zimny H. 2006. Ekologiczna ocena stanu środowiska: bioindykacja i biomonitoring. Warszawa; Stare Babice: Agencja Reklamowo-Wydawnicza Arkadiusz Grzegorzczak.

Dalsze perspektywy badawcze

Głównym problemem badawczym w moich dotychczasowych badaniach był biomonitoring zanieczyszczenia środowiska, w szczególności różnych terenów województwa śląskiego. W przyszłości planuję kontynuować interdyscyplinarne badania dotyczące zanieczyszczenia środowiska, rozszerzając je o problem mobilności zanieczyszczeń i szacowanie ryzyka ekologicznego przy wykorzystaniu innych nowoczesnych metod badawczych, m.in. technik mikroskopowych oraz badań genetycznych. Będę także kontynuować badania dotyczące zdolności fitoekstrakcji metali przez metalofity i rośliny energetyczne. Zamierzam również prowadzić badania dotyczące jakości żywności pochodzącej z terenów zanieczyszczonych oraz żywności ekologicznej w aspekcie jakości i właściwości antyoksydacyjnych. W ramach współpracy z krajowymi i zagranicznymi ośrodkami naukowymi podejmę dalsze badania nad wskaźnikami ekofizjologicznymi, siedliskowymi na terenach zanieczyszczonych w poszukiwaniu nowych złożonych systemów wskaźników, które mogłyby mieć znaczenie aplikacyjne.

Podsumowanie dorobku publikacyjnego

Sumaryczny Impact Factor przedstawionych powyżej publikacji, w których opisane zostały osiągnięcia naukowo-badawcze i których nie włączono do osiągnięcia stanowiącego podstawę postępowania habilitacyjnego, wynosi **20,892**. Sumaryczna liczba punktów MNiSW (zgodna z punktacją za dany rok ukazania się publikacji) wynosi **505**. Mój dotychczasowy dorobek naukowy składa się z **69** publikacji z czego **53** zostało opublikowane w recenzowanych czasopiśmie naukowych a **16** w recenzowanych wydawnictwach pokonferencyjnych i monografiach. **17** prac naukowych zostało opublikowane w czasopiśmie z listy JCR, a ich łączny Impact Factor zgodny z rokiem opublikowania wynosi **31,148**. Łączna punktacja mojego dorobku naukowego wynosi **625**. Według bazy Web of Science, H-indeks moich prac wynosi aktualnie **6**. Warto podkreślić, że większość moich prac z listy JCR była wielokrotnie cytowana w światowej literaturze. Zostałam również zaproszona do recenzowania i recenzowałam kilkadziesiąt artykułów w renomowanych czasopiśmie o zasięgu światowym (**Zał. 3, Poz. III P 1-25**). Szczegółowy wykaz wszystkich moich publikacji, a także inne osiągnięcia w zakresie pracy naukowej, dydaktycznej, popularyzatorskiej i organizacyjnej zestawiałam w załączniku nr 3.

Załącznik 2 Autoreferat

Poniżej w tabeli przedstawiłam dane bibliometryczne osiągniętego dorobku naukowego przed i po doktoracie.

Tabela 1. Dane bibliometryczne osiągniętego dorobku naukowego przed i po doktoracie

| Wyszczególnienie | Przed doktoratem | | | Po doktoracie | | | Łącznie | | |
|---|------------------|-----------------|----------|---------------|-----------------|---------------|-----------|-----------------|---------------|
| | Ilość | Punkty wg MNiSW | IF | Ilość | Punkty wg MNiSW | IF | Ilość | Punkty wg MNiSW | IF |
| Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego | | | | 4 | 120 | 10,256 | 4 | 120 | 10,256 |
| Publikacje naukowe w czasopismach znajdujących się w bazie JCR | | | | 13 | 292 | 20,892 | 13 | 292 | 20,892 |
| Publikacje naukowe w czasopismach innych niż znajdujących się w bazie JCR | 4 | 11 | | 34 | 188 | - | 38 | 199 | - |
| Publikacje w wydawnictwach pokonferencyjnych, monografie, abstrakty | 2 | 2 | | 12 | 12 | - | 14 | 14 | - |
| Razem | 6 | 13 | - | 63 | 612 | 31,148 | 69 | 625 | 31,148 |

6. Omówienie osiągnięć dydaktycznych, popularyzatorskich i organizacyjnych

Moja działalność dydaktyczna na Uniwersytecie Śląskim obejmuje zajęcia dla studentów następujących kierunków studiów: Biologia, Biotechnologia, Ochrona Środowiska, studiów doktoranckich, a także dla nauczycieli w ramach studiów podyplomowych. Ponadto prowadziłam zajęcia dla studentów kierunku Ochrony Środowiska Akademii im. Jana Długosza w Częstochowie (**Zał. 3. Poz. III I 1**). Byłam promotorem 15 prac licencjackich i opiekunem 32 prac magisterskich. Ponadto byłam recenzentem 38 prac licencjackich (**Zał. 3. Poz. III J 1-3**). Byłam również promotorem pomocniczym w przewodzie doktorskim dr Mileny Rusin (**Zał. 3. Poz. III K**). W ramach działalności dydaktycznej opracowałam programy oraz materiały do ćwiczeń (**Zał. 3. Poz. III I 2**). Jestem koordynatorem przedmiotów „Pracownia specjalizacyjna I i II” w katedrze Ekologii, „Żywność ekologiczna”, „Ekologiczne aspekty żywienia a zdrowie” oraz przedmiotu „Advanced Methods in ecophysiological research” na studiach doktoranckich (**Zał. 3 Poz. III I 2**). W 2016 roku prowadziłam dla studentów Erasmus autorski przedmiot: „Methods in plants ecophysiology”. W 2017 roku byłam odpowiedzialna merytorycznie za zespół projektowy w ramach projektu „NEW. Zwiększenie konkurencyjności studentów Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Śląskiego na rynku pracy przez rozwój ich kompetencji zawodowych” oraz w ramach projektu „Innovative Start”. Podniesienie kompetencji zawodowych studentów Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Śląskiego w odpowiedzi na

Załącznik 2 Autoreferat

oczekiwania przyszłych pracodawców”, które są współfinansowane ze środków Unii Europejskiej (**Zał. 3. Poz. III A 1-2**).

Od 2015 roku jestem członkiem Pomocniczego Zespołu działającego przy Kierunkowym Zespole Zapewniania Jakości Kształcenia dla kierunku Biologia oraz Ochrona Środowiska WBiOŚ, UŚ, a od 2016 roku Członkiem Komisji ds. Rozwoju i Promocji Wydziału. Od 2008 jestem koordynatorem do spraw dydaktycznych w Katedrze Ekologii. W 2013 roku byłam członkiem zespołu przygotowującego wniosek do projektu „Konkurs na milion dla najlepszych programów studiów”.

Swoją działalność naukową, dydaktyczną i organizacyjną łączę z popularyzacją nauki. Byłam koordynatorem Katedry Ekologii podczas Nocy Biologów 2014. Od 2013 roku prowadziłam zajęcia podczas tego wydarzenia popularnonaukowego oraz podczas „Fascynującego Dnia Roślin”. Prowadziłam wykłady i zajęcia praktyczne dla uczniów liceów i gimnazjów, dla Stowarzyszenia Przyjaciół Strzemieszyc w Dąbrowie Górniczej mające na celu popularyzację nauki oraz promocję Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska. Brałam udział w debacie „Skąd się bierze smog w Rybniku?” jako reprezentant Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska. Nad tym problemem zastanawiali się eksperci i naukowcy, zaproszeni do udziału w debacie, jaka odbyła się w Urzędzie Miasta Rybnika w styczniu 2013 roku. Jestem autorem 3 publikacji popularnonaukowych (**Zał. 3. Poz. III I 3**).

A. Nadgórska-Socha

Katowice 20.11.2017