

**dr inż. Agata Bartkowiak**

**AUTOREFERAT**

Katedra Biogeochemii i Gleboznawstwa  
Wydział Rolnictwa i Biotechnologii, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy  
im. J.J. Śniadeckich w Bydgoszczy  
Bydgoszcz, 2018

Spis treści

I. Życiorys naukowy i przebieg pracy zawodowej.....	3
II. Opis osiągnięcia naukowo-badawczego.....	4
II.1. Tytuł osiągnięcia naukowo-badawczego.....	4
II.2. Wykaz publikacji stanowiących osiągnięcie naukowo-badawcze.....	4
II.3. Omówienie celu naukowego wyżej wymienionych prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.....	5
II.3.1. Wprowadzenie i cel badań.....	5
II.3.2. Analiza wyników badań.....	7
II.3.3. Podsumowanie wyników prac dokumentujących osiągnięcie naukowe.....	25
II.3.4. Bibliografia.....	26
III. Omówienie pozostałych osiągnięć badawczo-naukowych.....	28
IV. Zestawienie dorobku naukowego z uwzględnieniem danych nauko metrycznych.....	32

## I. Życiorys naukowy i przebieg pracy zawodowej

**Imię i nazwisko:** Agata Bartkowiak

### **Posiadane dyplomy i stopnie naukowe - z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania:**

- 1984-1989 – 4-letnie Liceum Ogólnokształcące w Sierpcu (klasa o profilu biologiczno-chemicznym).
- 1989-1994 – 5-letnie, jednolite studia magisterskie, realizowane na kierunku Rolnictwo Wydziału Rolniczego (obecnie Wydziału Rolnictwa i Biotechnologii), Akademii Techniczno-Rolniczej (obecnie Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy) w Bydgoszczy. Praca magisterska pt. *„Całkowite i wymienne w DTPA formy mikroelementów (Zn, Cu, Pb) i Fe w wybranych glebach uprawnych”*, została wykonana w Katedrze Gleboznawstwa pod kierunkiem prof. dr hab. Haliny Dąbkowskiej-Naskręt.
- 2000-2004 – 4-letnie studia doktoranckie nauk rolniczych w dyscyplinie agronomia, specjalność: podstawy produkcji roślinnej i agrotechnika
- 2005-2006 – kurs pedagogiczny w Instytucie Nauk Humanistycznych i Ekonomicznych Akademii Techniczno-Rolniczej w Bydgoszczy.
- 16.05.2008 – stopień doktora nauk rolniczych w zakresie agronomii nadany uchwałą Rady Wydziału Rolniczego, Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego w Bydgoszczy. Rozprawa doktorska pt.: *„Charakterystyka uprawnych gleb aluwialnych wytworzonych na martwicy wapiennej w Basenie Unisławskim”* została przygotowana w Katedrze Gleboznawstwa i Ochrony Gleb. Promotor: dr hab. inż. Jacek Długosz. Na wniosek Recenzentów Rada WRiB podjęła uchwałę o wyróżnieniu rozprawy doktorskiej.

### **Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych:**

- 01.03.1997- 27.09.1999 starszy technik w Katedrze Gleboznawstwa, Wydział Rolniczy, Akademia Techniczno-Rolnicza w Bydgoszczy.
- 28.09.1999 - 30.09.2008 asystent w Katedrze Gleboznawstwa, Wydział Rolniczy, Akademia Techniczno-Rolnicza w Bydgoszczy.

- 01.10.2008 do 31.12.2017 adiunkt w Katedrze Gleboznawstwa i Ochrony Gleb, Wydział Rolnictwa i Biotechnologii, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy w Bydgoszczy.
- od 01.01.2018 do chwili obecnej adiunkt w Katedrze Biogeochemii i Gleboznawstwa, Pracowni Gleboznawstwa i Biochemii, Wydział Rolnictwa i Biotechnologii, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy w Bydgoszczy.

## II. Opis osiągnięcia naukowo-badawczego

Wskazanie 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. nr 65, poz. 595 z późn. zm.)

### II.1. Tytuł osiągnięcia naukowo-badawczego:

**Analiza ryzyka zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi  
w zróżnicowanych warunkach antropopresji**

### II.2. Wykaz publikacji stanowiących osiągnięcie naukowo-badawcze:

1. **Bartkowiak A.**, Breza-Boruta B., Lemanowicz J. 2016. *Assessment of the content of heavy metals and potential pathogenic microorganisms in soil under illegal dumping sites*. Environmental Earth Sciences, 75(21) (on line), DOI: 10.1007/s12665-016-6217-x. (25 pkt zgodnie z rozporządzeniem parametryzacyjnym MNiSW- wytyczne dla oceny 2017; **IF 1,569** wg ISI 2016, udział 50%, autor korespondencyjny)
2. **Bartkowiak A.**, Lemanowicz J., Siwik-Ziomek A. 2016. *Assessment of selected heavy metals and enzymes in soil within the range of impact of illegal dumping sites*. International Journal of Environmental Research, 10(2): 245-254. DOI: 22059/IJER.2016.57719. (15 pkt wg MNiSW; **IF 0,927** wg ISI 2016, udział 70%, autor korespondencyjny)
3. **Bartkowiak A.**, Lemanowicz J., Hulisz P. 2017. *Ecological risk assessment of heavy metals in salt affected soils in the Natura 2000 area (Ciechocinek, North-central Poland)*. Environmental Science and Pollution Research, 24(35): 27175-27187.

- DOI 10.1007/s11356-017-0323-5. (**30 pkt** wg MNiSW; **IF 2,741** wg ISI 2016, udział 60%, autor korespondencyjny)
4. **Bartkowiak A.** 2015. *Zawartość rtęci w glebach leśnych narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń komunikacyjnych*. Sylwan, 159(3): 246-251. (**15 pkt** wg MNiSW, **IF 0,410** wg ISI 2015)
  5. **Bartkowiak A.,** Lemanowicz J., Breza-Boruta B. 2017. *Evaluation of the content Zn, Cu, Ni and Pb as well as the enzymatic activity of forest soil exposed to the effect of road traffic pollution*. Environmental Science and Pollution Research, 24(30): 23893–23902. DOI 10.1007/s11356-017-0013-3. (**30 pkt** wg MNiSW; **IF 2,741** wg ISI 2016, udział 70%, autor korespondencyjny)
  6. Lemanowicz J., **Bartkowiak A.** 2016. *Assessment of soil phosphatase activity, phosphorus and heavy metals content depending on the mineral fertilization*. Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 72, 25(2): 116-129. (**10 pkt** wg MNiSW; udział 70%)
  7. **Bartkowiak A.** Lemanowicz J. 2017. *Effect of forest fire on changes in the content of total and available forms of selected heavy metals and catalase activity in soil*. Soil Science Annual, 68(3): 140-148. DOI: 10.1515/ssa-2017-0017. (**14 pkt** wg MNiSW, udział 70%, autor korespondencyjny)

Łączna wartość bibliometryczna publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe według ostatniej dostępnej punktacji MNiSW wynosi: **139** punktów. Sumaryczny Impact Factor w/w publikacji wg International Scientific Institute wynosi: **8,388**

Oświadczenia współautorów prac wraz z określeniem ich indywidualnego wkładu pracy stanowi załącznik 4.

### **II.3. Omówienie celu naukowego wyżej wymienionych prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania**

#### **II.3.1. Wprowadzenie i cel badań**

Gleba jest podstawowym nieodnawialnym elementem ekosystemu, który charakteryzuje się określonymi właściwościami fizycznymi, chemicznymi oraz biologicznymi. Właściwości te ukształtowały się pod wpływem czynników i procesów glebotwórczych oraz rolniczej i pozarolniczej działalności człowieka. W warunkach naturalnych znajdują się one

w stanie określonej równowagi, która może ulec zaburzeniu w wyniku antropopresji. Przeobrażenia zachodzące we współczesnym świecie wraz z rozwojem techniki przyczyniły się do istotnych zmian w środowisku przyrodniczym. Powodują one zakłócenia w prawidłowym funkcjonowaniu ekosystemów, przyczyniając się do: zakwaszenia gleb, wyczerpania składników pokarmowych, a także zanieczyszczenia przez nagromadzenie metali ciężkich. Naturalna koncentracja metali w glebach, zwana zawartością tła geochemicznego, związana jest przede wszystkim z litogenezą i zależy od składu mineralogicznego skały macierzystej oraz tempa przebiegu procesów glebotwórczych. W wyniku różnorodnej działalności człowieka ilość metali ciężkich zwiększa się, zwłaszcza w wierzchnich warstwach gleb, a ich podwyższona zawartość uznawana jest za wskaźnik antropopresji. Ze względu na dużą zmienność typologiczną gleb w Polsce oraz znaczne przekształcenia poziomów powierzchniowych, akumulacja metali jest bardzo zróżnicowana i zależy od okresu oddziaływania czynnika antropogenicznego oraz rodzaju emitora zanieczyszczeń. Działania zmierzające do oceny ryzyka zanieczyszczenia gleb opierają się na badaniach o charakterze monitoringowym. Celem tych badań jest określenie ewentualnych stref zanieczyszczeń oraz wskazanie miejsc najbardziej zanieczyszczonych metalami ciężkimi, w których niezbędne będzie wykonanie zabiegów naprawczych i rekultywacyjnych. Akumulacja metali ciężkich w glebie jest zazwyczaj procesem powolnym, wymuszającym przeprowadzanie systematycznych badań oraz aktualizacji danych o stopniu skażenia gleby. Obserwacja zachodzących zmian oraz prognozowanie ich skutków wymaga zatem zastosowania specjalistycznych technik badawczych i analitycznych.

Celem badań, których efektem jest cykl publikacji stanowiących oryginalne osiągnięcie naukowe, było oszacowanie ryzyka zanieczyszczenia metalami ciężkimi środowiska glebowego w wyniku oddziaływania zróżnicowanych czynników antropogenicznych.

Wyniki badań pozwoliły na:

- określenie wpływu oddziaływania niekontrolowanych składowisk odpadów na zawartość metali ciężkich w powierzchniowych poziomach gleb znajdujących się w ich otoczeniu,
- ocenę ryzyka ekologicznego związanego z akumulacją metali ciężkich w glebach siedliska halofitów objętego europejskim programem Natura 2000,
- określenie wpływu zanieczyszczeń komunikacyjnych na całkowitą zawartość cynku, miedzi, niklu, ołowiu oraz rtęci w poziomach mineralnych gleb leśnych,

- ocenę oddziaływania niezbilansowanego nawożenia mineralnego na zawartość przyswajalnych dla roślin form cynku, miedzi, niklu oraz ołowiu w glebie użytkowanej rolniczo,
- określenie wpływu pożaru lasu na całkowitą zawartość wybranych metali ciężkich oraz ich form przyswajalnych w powierzchniowych poziomach gleb leśnych.

### II.3.2. Analiza wyników badań

#### **Assessment of the content of heavy metals and potential pathogenic microorganisms in soil under illegal dumping sites**

Bartkowiak A., Breza-Boruta B., Lemanowicz J. 2016. Environmental Earth Sciences, 75(21) (on line), DOI: 10.1007/s12665-016-6217-x. **(25 pkt, IF 1,569)**

#### **Assessment of selected heavy metals and enzymes in soil within the range of impact of illegal dumping sites**

Bartkowiak A., Lemanowicz J., Siwik-Ziomek A. 2016. International Journal of Environmental Research, 10(2): 245-254. DOI: 22059/IJER.2016.57719. **(15 pkt, IF 0,927)**

Intensywny rozwój wielu dziedzin gospodarki oraz wzrost liczby ludności zwłaszcza w krajach rozwijających się przyczynił się do niekontrolowanego przyrostu odpadów. Jednocześnie pojawił się problem z ich składowaniem i recyklingiem. Zgodnie z polityką Unii Europejskiej, dąży się do zmniejszenia ilości odpadów oraz racjonalnego ich gospodarowania. Gospodarka odpadami w Polsce jest jednak dużo słabiej rozwinięta niż w wielu państwach europejskich. Mimo, że obecnie obowiązujące akty prawne – Ustawa o utrzymaniu czystości i porządku w gminach, (Dz. U. poz. 228 z dnia 25 stycznia 2013) określająca zadania gmin oraz obowiązki właścicieli nieruchomości, dotyczące utrzymania czystości i porządku, jak również Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 o odpadach (Dz. U. 2013 poz. 21) nakładają na właścicieli i zarządców terenu obowiązek dbania o jego czystość. Brak podpisanych umów na odbiór odpadów przez około 20% mieszkańców w ocenie Ministerstwa Środowiska doprowadziło do powstawania tzw. „dzikich składowisk”. Niekontrolowane składowiska odpadów pojawiają się najczęściej w miejscach do tego nieprzeznaczonych, nisko położonych: najczęściej na skraju lasów i na peryferiach miast, w pobliżu pasów zieleni oddzielających drogę od użytków rolnych, rzek, jezior oraz innych ekologicznych obszarów wrażliwych powodując postępujące zanieczyszczenie środowiska glebowego poprzez zaburzenie procesów mikrobiologicznych, biochemicznych, właściwości fizycznych i chemicznych. „Dzikie składowiska” nie są wyposażone w geomembranę oraz nie posiadają uszczelnienia hydroizolacyjnego lub

wydzielonej strefy ochronnej. Negatywny wpływ składowisk przejawia się nagromadzeniem odpadów komunalnych zawierających złożone substancje organiczne, amoniak, ksenobiotyki, metale ciężkie, ropopochodne i in. Ich akumulacja w powierzchniowych poziomach gleb stwarza zagrożenie dla organizmów roślinnych, zwierzęcych oraz człowieka ze względu na ich długotrwałe oddziaływanie na środowisko naturalne. W praktyce skala zanieczyszczenia może być trudna do określenia ze względu na: przypadkowy skład odpadów, ich ilość, czas deponowania, warunki glebowe, wodne i meteorologiczne. Badania, które dotyczą określenia aktualnego stanu środowiska glebowego są trudne i jedynie w nielicznych przypadkach mogą scharakteryzować dynamikę zachodzących zmian i migracji zanieczyszczeń. Dotyczy to przede wszystkim odpadów niebezpiecznych, które mogą być źródłem metali ciężkich. Niekontrolowane składowiska odpadów stanowią także zagrożenie epidemiologiczne, ze względu na możliwość występowania w nich bakterii chorobotwórczych. Zwłaszcza odpady zawierające resztki pożywienia, opakowania po środkach spożywczych, zużyte materiały higieniczne, a także odchody zwierząt domowych. Ocena oddziaływania niekontrolowanych składowisk odpadów na środowisko glebowe jest zagadnieniem ważnym i wymagającym kompleksowych badań ponieważ obiekty te najczęściej nie są monitorowane.

Biorąc pod uwagę zagrożenia związane z funkcjonowaniem nielegalnych składowisk odpadów w pracach **nr 1** i **nr 2** dokonano oceny ich wpływu na właściwości fizyczne, chemiczne oraz biochemiczne gleb. Badania dotyczyły akumulacji metali ciężkich w glebach znajdujących się w miejscach deponowania odpadów (praca **nr 1**) oraz w glebach położonych w odległości 10m od składowiska (praca **nr 2**).

W pracy **nr 1** próbki glebowe pobrano w otoczeniu trzech nielegalnych wysypisk zlokalizowanych w siedliskach leśnych znajdujących się w obrębie dzielnicy Łęgnowo, aglomeracji Bydgoszcz. Były to niewielkie wysypiska punktowe obejmujące powierzchnię od 20 do 35 m<sup>2</sup> o zróżnicowanym składzie morfologicznym, które oznaczono jako A, B, C. W skład obiektu A wchodziły: gruz budowlany, ceramika, szkło, tworzywo sztuczne, metale, tkaniny oraz zużyty sprzęt elektrotechniczny. Odpady charakteryzujące obiekt B to przede wszystkim folia z tworzyw sztucznych, pojemniki plastikowe po produktach spożywczych, elementy metalowe, opony samochodowe, metalowe pojemniki z farbą, papa, butelki szklane, elementy żarówek i świetlówek. Natomiast w skład obiektu C wchodziły głównie odpady pochodzenia organicznego: trawa, liście, resztki z pielęgnacji drzew i krzewów. Jako siedlisko kontrolne (Control) ustalono miejsce oddalone ok. 200m od składowisk odpadów, nie będące w strefie oddziaływania składowisk. Wszystkie składowiska zlokalizowane były na glebach



piaszczystych, które sklasyfikowano jako glebę brunatną właściwą (Brunic Arenosols – IUSS WRB 2015). Łącznie analizie poddano 36 próbek glebowych, które pobrano z głębokości 0 – 25 cm.

Wartości kwasowości wymiennej pozwoliły określić odczyn analizowanych gleb, który znajdował się w zakresie od kwaśnego do zasadowego. Wartości wyrażone w pH H<sub>2</sub>O wahały się bowiem w przedziale od 4,2 do 8,56 jednostek pH, natomiast w 1M KCl od 3,85 do 8,02. Najwyższe wartości pH odnotowano w glebie pobranej ze stanowiska B, gdzie składowane były odpady remontowo-budowlane. Odpady gruzu z zaprawą wapienną przyczyniły się do zmniejszenia zakwaszenia gleby, na której były składowane. Zawartość węgla organicznego w glebie kształtowała się, w zależności od obiektu, w szerokim zakresie 1,6-33,3 g·kg<sup>-1</sup>. W próbkach glebowych pobranych spod obiektu C zawartość węgla organicznego wahała się od 9,5 do 14,25 g·kg<sup>-1</sup>.

Całkowita ilość zanieczyszczeń wynoszonych ze składowisk odpadów zależy od rodzaju deponowanych na nim odpadów. Nabulo i in. (2008) stwierdzili, że nagromadzenie metali ciężkich w powierzchniowym poziomie gleb jest ściśle skorelowane z funkcjonowaniem miejsc nielegalnego składowania odpadów. Najwyższe ilości cynku (276 mg·kg<sup>-1</sup>), miedzi (108 mg·kg<sup>-1</sup>), ołowiu (21,48 mg·kg<sup>-1</sup>) i niklu (14,25 mg·kg<sup>-1</sup>) stwierdzono bezpośrednio pod odpadami w próbkach glebowych pobranych spod składowiska C. W badaniach stwierdzono małą jednorodność wyników całkowitej zawartości badanych metali, której potwierdzeniem były wysokie wartości współczynnika CV wynoszące odpowiednio dla cynku 76,64%, miedzi 87,39%, ołowiu 49,54% oraz dla niklu 31,25%. Zawartości te znacznie przewyższały koncentrację tychże metali w próbkach gleb pobranych z punktu kontrolnego i składowiska A. Podobną zależność odnotowano w przypadku zawartości form przyswajalnych dla roślin, ekstrahowanych DTPA. Największą ich koncentrację stwierdzono również w próbkach glebowych pobranych spod składowiska C (odpowiednio: 100,5 mg·kg<sup>-1</sup> Zn; 10,71 mg·kg<sup>-1</sup> Cu i 10,71 mg·kg<sup>-1</sup> Pb). O mobilności metali ciężkich w glebach spod składowisk decydują warunki środowiska. Na podstawie danych literaturowych wiadomo, że wzrost potencjału redoks i spadek wartości pH, który występuje w kwaśnej fazie składowania odpadów przy niewielkiej ilości materii organicznej prowadzi do zwiększenia mobilności takich metali jak: ołów, kadm, cynk, miedź i rtęć. Takie warunki mogły zaistnieć w glebie składowiska B, gdzie w przypadku cynku i miedzi współczynnik przyswajalności (*AF* – *Availability Factor* – procentowy udział formy przyswajalnej dla roślin do całkowitej zawartości pierwiastka) (Obrador i in. 2007) był najwyższy i wynosił odpowiednio dla cynku 46,27% a dla miedzi aż 78%. Najwyższe wartości

współczynnika przyswajalności dla ołowiu (54,46%) oraz niklu (23,32%) odnotowano natomiast na stanowisku A. Tak wysokie wartości współczynnika przyswajalności dla analizowanych metali mogą stwarzać ryzyko nagromadzenia tych metali w roślinach. W analizowanych próbkach glebowych nie stwierdzono jednak współzależności pomiędzy wartościami pH gleby, a zawartością form przyswajalnych tychże pierwiastków. Zwiększenie materii organicznej na składowisku C wpłynęło na zwiększenie zawartości całkowitej oraz form przyswajalnych badanych metali ciężkich. Potwierdzeniem takich zależności była przeprowadzona analiza korelacji, która wykazała istotne dodatnie korelacje pomiędzy zawartością węgla organicznego a zawartością form całkowitych niklu ( $r=0,705$ ;  $p<0,05$ ), ołowiu ( $r=0,615$ ;  $p<0,05$ ) oraz miedzi ( $r=0,573$ ;  $p<0,05$ ). Oceny interakcji metali ciężkich w glebie z niektórymi jej właściwościami dokonano również za pomocą wartości współczynnika determinacji ( $R^2$ ) i równania regresji. Na podstawie wyliczonego współczynnika determinacji stwierdzono, że węgiel organiczny wpływał odpowiednio w 32,8%, 37,8% oraz 49,7% na całkowitą zawartość Cu, Pb i Ni. W żadnym przypadku wpływ ten nie przekroczył 50% (dopasowanie niezadawalające). Z równania regresji liniowej wynika, że wraz ze wzrostem zawartości węgla organicznego w glebie (o  $1,0 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) całkowita zawartość miedzi zwiększyła się o  $0,21 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , ołowiu o  $0,92 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Natomiast największą zależność stwierdzono w przypadku niklu (wzrost zawartości o  $1,61 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).

Oceniając stopień zanieczyszczenia badanych gleb wybranymi metalami ciężkimi, zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. Nr 165, poz. 1359), należy stwierdzić, że nie występują przekroczenia dopuszczalnych zawartości, co świadczy o naturalnej ich zawartości w glebie.

Na podstawie uzyskanych wartości metali ciężkich w badanych glebach obliczono wskaźniki geochemiczne oceniające antropogeniczny wpływ na środowisko glebowe: wskaźnik zanieczyszczenia ( $CF$  – *Contamination Factor*) i stopień zanieczyszczenia ( $C_{deg}$  – *Degree of Contamination*), który stanowi sumę  $CF$  dla wszystkich badanych metali. Wskaźnik zanieczyszczenia ( $CF$ ) pozwolił na zakwalifikowanie badanych gleb do odpowiedniej grupy w zależności od krotności przekroczenia tła geochemicznego. Zgodnie z kryterium opracowanym przez Håkansona (1980) analizowane gleby z punktów: kontrolnego oraz składowisk A i B charakteryzowały się niewielką wartością współczynnika zanieczyszczenia dla metali ciężkich (od 0,26 do 2,44). Natomiast w próbkach pobranych spod składowiska C, odnotowano średnie zanieczyszczenie w przypadku niklu (3,20) a w przypadku pozostałych

pierwiastków bardzo silne (11,85 – Zn; 11,96 – Cu; 15,80 – Pb). Całościowej oceny stanu zanieczyszczenia badanej gleby dokonano na podstawie wartości stopnia zanieczyszczenia ( $C_{deg}$ ). Stopień zanieczyszczenia wahał się w przedziale 3,49-42,81, co według klasyfikacji Håkanssona (1980) świadczy o niskim stopniu zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi na stanowiskach kontrolnym, A i B oraz bardzo wysokim na stanowisku C.

Zanieczyszczenie gleby metalami ciężkimi powoduje spowolnienie procesów biologicznych w wyniku zmiany liczebności i różnorodności gatunkowej makro i mikroorganizmów glebowych. Chemiczna degradacja gleby zachodzi szybko i w takich warunkach mikroorganizmy mogą mieć ograniczony lub nawet całkowity brak dostępu do substratów pokarmowych i energetycznych. W efekcie prowadzi to do osłabienia obiegu niektórych biogenów. Natomiast w badaniach własnych wyliczone współczynniki korelacji wykazały istotnie dodatnie zależności między bakteriami e.g. *E. coli* i zawartością całkowitą niklu ( $r=0,936$ ;  $p<0,05$ ) oraz ołowiu ( $r=0,819$ ;  $p<0,05$ ). Niektóre metale m.in. Ni, Cd, Pb, Cr, Zn wpływają niekorzystnie na rozwój wybranych grup mikroorganizmów. Powodują one inhibicję metabolizmu mikroorganizmów beztlenowych, które są bardziej wrażliwe od tlenowych. W środowisku glebowym niektóre metale np. nikiel szczególnie w glebach o odczynie obojętnym, ulega sorpcji biologicznej, chemicznej i fizykochemicznej co osłabia jego działanie na drobnoustroje, a jednocześnie może aktywować niektóre enzymy. W przeprowadzonych badaniach nie stwierdzono negatywnego wpływu metali ciężkich na aktywność badanych enzymów. W małych stężeniach metale mogą stymulować aktywność enzymów glebowych, co potwierdziły istotne dodatnie wartości współczynnika korelacji pomiędzy zawartością całkowitą ołowiu, a aktywnością dehydrogenaz ( $r=0,891$ ;  $p<0,05$ ), katalazy ( $r=0,892$ ;  $p<0,05$ ), fosfatazy alkalicznej ( $r=0,762$ ;  $p<0,05$ ) i fosfatazy kwaśnej ( $r=0,627$ ;  $p<0,05$ ).

W celu określenia wzajemnych relacji pomiędzy ilościami ekstrahowanych z gleb metali ciężkich a ich właściwościami fizykochemicznymi i biologicznymi przeprowadzono analizę głównych składowych (PCA – *Principal Component Analysis*). Analiza ta pozwoliła na redukcję zmiennych, wykrycie ogólnych prawidłowości powiązań między zmiennymi oraz opis i klasyfikację badanych obiektów zdefiniowanych przez zmienne. Liczba znaczących głównych czynników była wybierana na podstawie kryterium Kaisera (1960) o wartości własnej wyższej niż 1. Pierwsza składowa (czynnik 1 – *PCI*) odpowiadała za 52,34% wszystkich zmiennych składowych pierwiastków i wskazywała na dużą korelację z całkowitą zawartością i dostępnymi dla roślin formami metali ciężkich (za wyjątkiem przyswajalnego

niklu), aktywnością enzymatyczną gleb, liczbą bakterii *Escherichia coli* i wszystkich koliformów. W związku z tym czynnik *PC1* może być utożsamiany z antropogenicznym oddziaływaniem na glebę (nielegalne składowiska). Czynnik 2 (*PC2*) był współzależny z odczynem analizowanych próbek glebowych i stanowił 12,7% całkowitej wariancji. Trzecia składowa (*PC3*), stanowiąca 11,55% wariancji ogólnej była związana z frakcją piaskową i pyłową. Różnica wielkości *PC1* oraz *PC2* i *PC3* może sugerować, że mają one różne źródła pochodzenia: naturalne i antropogeniczne.

W pracy nr 2 analizowano próbki glebowe pochodzące z 7 punktów badawczych zlokalizowanych na obrzeżach miasta Bydgoszczy. Materiał do badań pobrano z miejsca nie będącego pod wpływem oddziaływania nielegalnych składowisk odpadów (kontrola – C), w obrębie składowisk (po odsunięciu warstwy odpadów – W) i w odległości 10 m od nich (W 10), z trzech głębokości (0-15, 15-30, 30-50 cm). Badane składowiska zaliczono do punktowych o powierzchni nie przekraczającej 30m<sup>2</sup>. Odpady, które znajdowały się na składowisku to mieszanina zróżnicowanych komponentów takich jak: substancja organiczna, tworzywo sztuczne, szkło, metal, sprzęt AGD, resztki farb, lakierów, opakowania po nich oraz gruz budowlany. Ogółem analizie poddano 63 próbek materiału glebowego.

Zawartość frakcji iłowej w analizowanym materiale wahała się od 0,8 do 2,0%. Pozwoliło to zaliczyć analizowane gleby według kategorii agrotechnicznych do gleb lekkich. Wszystkie próbki glebowe charakteryzowały się odczynem kwaśnym, a zawartość w nich materii organicznej była zróżnicowana w zależności od obiektu oraz głębokości poboru. Największą ilość omawianego parametru stwierdzono w poziomach powierzchniowych wszystkich obiektów. Wyliczony współczynnik zmienności CV 76,83%, wskazywał na dużą zmienność uzyskanych wyników.

Badania wykazały, że największą koncentrację metali ciężkich odnotowano bezpośrednio pod składowiskami. Analiza wariancji potwierdziła istotny wpływ głębokości poboru próbek glebowych na zawartość metali. Najwyższe ilości cynku, ołowiu, miedzi i niklu stwierdzono bezpośrednio pod odpadami w powierzchniowym poziomie gleby (odpowiednio Zn – 35,80 mg·kg<sup>-1</sup>, Pb – 15,54 mg·kg<sup>-1</sup>, Cu – 14,07 mg·kg<sup>-1</sup>, Ni – 4,56 mg·kg<sup>-1</sup>). Zawartości te znacznie przewyższały koncentrację omawianych metali w próbkach pobranych z punktu kontrolnego. Stwierdzono również małą jednorodność uzyskanych wyników w przypadku cynku, ołowiu i miedzi, której potwierdzeniem były wysokie współczynniki CV wynoszące odpowiednio 72,56%, 88,72% i 222,7%. Oceniając stopień zanieczyszczenia badanych gleb wybranymi metalami ciężkimi, zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9

września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. Nr 165, poz. 1359), nie stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych stężeń tych metali. Mogło mieć to związek z krótkim czasem istnienia niekontrolowanych składowisk na badanym terenie. Ważnym czynnikiem decydującym nie tylko o zawartości, ale i mobilności metali ciężkich w glebach jest skład granulometryczny kształtujący ich właściwości sorpcyjne. Gleby lekkie, o niewielkiej zawartości frakcji ilowej, średnio zawierają mniej pierwiastków śladowych niż gleby ciężkie. Takich zależności nie potwierdziła analiza korelacji. Podwyższone zawartości metali w powierzchniowej warstwie gleb piaszczystych było wynikiem zwiększenia w nich ilości materii organicznej i jej zdolności do punktowego zatrzymywania składników. Przeprowadzona analiza korelacji potwierdziła zależność pomiędzy zawartością węgla organicznego a cynkiem ( $r=0,815$ ;  $p<0,05$ ), ołowiem ( $r=0,762$ ;  $p<0,05$ ) oraz niklem ( $r=0,751$ ;  $p<0,05$ ). Na podstawie wyliczonego współczynnika determinacji ( $R^2$ ) stwierdzono, że węgiel organiczny wpływał odpowiednio w 66,5%, 58,1% oraz 56,5% na całkowitą zawartość Zn, Pb i Ni. We wszystkich przypadkach wpływ ten przekroczył 50% (dopasowanie zadawalające dla cynku oraz słabe dla ołowiu i niklu).

Zgodnie z kryterium opracowanym przez Håkansona (1980) większość analizowanych próbek gleby charakteryzowało się niewielką wartością wskaźnika zanieczyszczenia ( $CF<1$ ). Jedynie w próbkach pobranych z poziomu powierzchniowego, zalegającego bezpośrednio pod składowiskiem, odnotowano średnie zanieczyszczenie cynkiem, ołowiem i niklem, a w przypadku miedzi bardzo silne. Stopień zanieczyszczenia ( $C_{deg}$ ) wahał się w przedziale od 1,99 do 5,12 i według klasyfikacji Håkansona (1980) świadczył o niskim skażeniu gleb. Wyjątek stanowiła gleba pobrana z poziomu 0-20 cm położonego bezpośrednio pod zdeponowanymi odpadami, gdzie stwierdzono znaczny stopień zanieczyszczenia ( $C_{deg}=19,5$ ). W badaniach nie stwierdzono oddziaływania nielegalnych składowisk odpadów na zawartość metali ciężkich w glebach usytuowanych w odległości około 10 m od ich krawędzi. Nie odnotowano również zależności pomiędzy całkowitymi zawartościami analizowanych metali, a aktywnością enzymatyczną gleby.

**Ecological risk assessment of heavy metals in salt affected soils in the Natura 2000 area (Ciechocinek, North-central Poland)**

Bartkowiak A., Lemanowicz J., Hulisz P. 2017. Environmental Science and Pollution Research, 24(35): 27175-27187. DOI 10.1007/s11356-017-0323-5. (30pkt, IF 2,741)

Obszary Natura 2000 zostały utworzone przez Unię Europejską w celu zachowania najważniejszych i najbardziej zagrożonych siedlisk i gatunków w całej Europie. Obszary te charakteryzują się bardzo różną podatnością na niekorzystne oddziaływania związane z działalnością człowieka. Wynika ona przede wszystkim z dużego zróżnicowania samych przedmiotów ochrony oraz lokalnych warunków środowiskowych w obrębie poszczególnych obszarów. Negatywna reakcja siedliska na oddziaływanie wspomnianych zagrożeń może w konsekwencji doprowadzić do jego całkowitej degradacji, powodując utratę walorów, dla których ochrona została ustanowiona. Akumulacja metali ciężkich w glebach, jako jedno z kluczowych zagrożeń dla obszarów Natura 2000, jest ściśle związana z intensywną urbanizacją i industrializacją. Dlatego też w pracy **nr 3** podjęto próbę oceny ryzyka ekologicznego związaną z akumulacją metali ciężkich w glebach siedliska objętego europejskim programem Natura 2000 na tle aktywności enzymów oksydoredukcyjnych. Do badań wytypowano rezerwat halofitów w Ciechocinku, który jest siedliskiem bardzo specyficznym. Podlega on bowiem długotrwałej antropopresji związanej z zarówno z funkcjonowaniem miasta uzdrowiskowego, jak i użytkowania rolniczego gleb na obszarach przyległych. Rezerwat halofitów „Ciechocinek” (1,88 ha), utworzony 1963 roku, jest jednym z trzech rezerwatów roślinności solniskowej w Polsce, położonym w dolinie Wisły w bezpośrednim sąsiedztwie łożysk solankowych. Teren rezerwatu jest koszony i częściowo wypasany. Gleby występujące na terenie rezerwatu powstały w wyniku akumulacji osadów aluwialnych. Zgodnie z międzynarodową klasyfikacją gleb WRB (IUSS WRB 2015) można je opisać jako Fluvic Gleysols.

Do analiz pobrano 16 próbek glebowych, które zlokalizowane były na łące (punkty 1-7), wzdłuż rowu odwadniającego (punkty 8-14 i 16) i na polu uprawnym (15). Na badanym obszarze próbki glebowe pobrano z poziomu powierzchniowego (0-20 cm).

Uzyskane wyniki wykazały dużą zmienność przestrzenną w większości wybranych właściwości fizykochemicznych. Zgodnie z klasyfikacją USDA (2006) wyróżniono 4 klasy teksturalne: piasek gliniasty (próbki 1-3), glinę piaszczystą (próbki 4, 8, 12, 13 i 16), pył gliniasty (próbki 5-7, 9-11 i 14) i glinę (próbka 15). Zawartość frakcji ilowej (<0,002 mm) kształtowała się w zakresie od 1 do 15% (CV=68%), co jest cechą typową dla osadów

aluwialnych. Analizowane gleby były zasobne w węgiel organiczny (13,4–124 g·kg<sup>-1</sup>). Zróżnicowanie przestrzenne zawartości tego pierwiastka (CV–64%) można tłumaczyć wpływem lokalnych warunków środowiskowych, tj. pierwotnych procesów akumulacji osadów rzecznych, długotrwałego funkcjonowania tych gleb w warunkach silniejszego uwilgotnienia niż obecnie (tj. przed melioracją w latach 50-tych i 60-tych ubiegłego wieku), zadarnieniem po odwodnieniu, a także zamulaniem rowów. Przewodnictwo elektrolityczne (EC<sub>1:5</sub>) wahało się od 1,89 do 14,5 dS·m<sup>-1</sup>. Najwyższym poziomem zasolenia charakteryzowały się gleby zlokalizowane wzdłuż rowu odprowadzającego słone ścieki z uzdrowiska i solankę z tężni. Badania terenowe wykazały występowanie w podłożu rowów i w ich otoczeniu utworów słabo przepuszczalnych (iłów). Z tego względu migracja soli na większe głębokości jest tutaj ograniczona, a w wyniku parowania następuje wzrost ich stężenia w glebie. Relatywnie niższy poziom zasolenia pozostałych gleb może natomiast wynikać głównie z wpływu aerozoli solankowych z rejonu tężni.

Zakresy wartości pH H<sub>2</sub>O i pH-KCl dla analizowanych próbek gleb wynosiły odpowiednio 5,4 - 7,7 i 3,9 - 7,8 jednostek pH.

Zawartość całkowita analizowanych metali ciężkich kształtowała się w szerokich zakresach: cynk od 23,2 do 420 mg·kg<sup>-1</sup>, miedź od 7,48 do 432 mg·kg<sup>-1</sup>, nikiel od 0,44 do 21,2 mg·kg<sup>-1</sup>, ołów od 10,9 do 531 mg·kg<sup>-1</sup> i kadm od 0 do 3,49 mg·kg<sup>-1</sup>. Dużą różnorodność wyników potwierdziły wyliczone współczynniki zmienności. Na terenie miasta znajduje się wiele obiektów, domów, dawnych willi i pensjonatów, które ogrzewane są w sposób tradycyjny. Źródłem zanieczyszczenia są tu najprawdopodobniej areozole wydobywające się z kominów kotłowni przydomowych. Niefiltrowane emisje pochodzące z różnego typu spalania zawierają przede wszystkim Cr, Ni, Cu, Zn i Pb. Transport samochodowy jest również źródłem zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego tlenkami węgla, węglowodorami i związkami ołowiu. Niska emisja jest szczególnie uciążliwa w aglomeracjach miejskich oraz wszędzie tam, gdzie występują niekorzystne warunki dla rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby i standardów jakości (Dz. U. Nr 165, poz. 1359), stwierdzono, że na analizowanym terenie nastąpiło przekroczenie dopuszczalnych zawartości Zn, Cu, Pb, Cd. Duże ilości cynku (94,1-420 mg·kg<sup>-1</sup>) i miedzi (26,9-225 mg·kg<sup>-1</sup>) stwierdzone w próbkach glebowych pobranych z rowu odprowadzającego solankę mogły być też efektem korozji rur, którymi ona płynie. Istotnie dodatni współczynnik korelacji pomiędzy zawartością cynku a przewodnictwem elektrolitycznym wynoszący

$r=0,668$ ;  $p<0,05$  oraz zawartością miedzi  $r=0,509$ ;  $p<0,05$  był potwierdzeniem takich zależności. Niektóre właściwości fizykochemiczne gleb, takie jak: odczyn, skład granulometryczny i zawartość materii organicznej są ważnymi parametrami kontrolującymi gromadzenie i dostępność metali ciężkich w środowisku glebowym. W przeprowadzonych badaniach stwierdzono istotnie dodatnie współczynniki korelacji pomiędzy zawartością miedzi ( $r=0,688$ ;  $p<0,05$ ), niklu ( $r=0,510$ ;  $p<0,05$ ) i ołowiu ( $r=0,510$ ;  $p<0,05$ ) a węglem organicznym. Analiza korelacji potwierdziła również zależność pomiędzy zawartością frakcji iłowej a ilością ołowiu ( $r=0,678$ ;  $p<0,05$ ) i niklu ( $r=0,678$ ;  $p<0,05$ ) oraz odczynem analizowanych próbek glebowych a zawartością cynku ( $r=0,664$ ;  $p<0,05$ ) i kadmu ( $r=0,510$ ;  $p<0,05$ ). Przedstawione w pracy równania regresji pozwoliły na ocenę kierunku zmian zawartości badanych metali ciężkich w glebie. Z równań regresji liniowej wynika, że zawartość węgla organicznego, udział frakcji iłowej oraz odczyn wpłynęły w różnym stopniu na stężenie omawianych metali. Węgiel organiczny wraz z frakcją iłową łącznie determinowały wzrost zawartości ołowiu i niklu, a odczyn wzrost kadmu i cynku.

Ze względu na znaczny wpływ przekształceń antropogenicznych na badanym obszarze, próbki glebowe poddano ocenie przy użyciu procentowego współczynnika wzbogacania ( $EF$  – *Enrichment Factor*), określonego przez Zonta i in. (1994) oraz Loskę i Wiechułę (2003). Współczynnik ten obliczono na podstawie wzoru:  $EF\% = (C - C_{\min}) / (C_{\max} - C_{\min}) \times 100\%$ , w którym  $C$  stanowiło średnie stężenie pierwiastka.

Według Sutherlanda (2000), który na podstawie współczynnika wzbogacania wydzielił pięć kategorii zanieczyszczenia, wyliczone  $EF$  wskazywały na wysokie zanieczyszczenie w przypadku miedzi ( $EF$  – 16%) i kadmu ( $EF$  – 18%). Natomiast w przypadku cynku ( $EF$  – 31%), niklu i ołowiu ( $EF$  – 35%) było to zanieczyszczenie bardzo wysokie. Podwyższone wartości współczynnika  $EF$  w glebach miejskich są głównie wynikiem emisji przemysłowych i motoryzacyjnych.

Zgodnie z kryterium opracowanym przez Håkanssona (1980), badane gleby z punktów 9-10, 12-14 i 16 wykazały bardzo wysoki wskaźnik zanieczyszczenia ( $CF$ ) cynkiem; z punktów: 5, 7-10, 12, 13-15 miedzią; z punktów: 3-8, 11, 13, 15 ołowiem i z punktów: 8, 12-16 kadmem. Ocenę stanu zanieczyszczenia gleby przeprowadzono w oparciu o stopień zanieczyszczenia ( $C_{deg}$ ). Tylko w jednym punkcie badawczym (nr 2) stwierdzono niski stopień zanieczyszczenia, w punktach: 1, 3 i 4 umiarkowany, natomiast w pozostałych wysoki i bardzo wysoki. Gdy stopień skażenia próbek glebowych jest bardzo wysoki, należy dokładnie



kontrolować poziom metali ciężkich w glebach, aby zapobiec zagrożeniom zdrowia ludzi i zwierząt gospodarskich w okolicy.

Wiarygodnym miernikiem oceny zawartości poszczególnych metali ciężkich w glebie było zastosowanie wielowymiarowej analizy statystycznej (*PCA*, *CA* i *k*-średnich). Do określenia podobieństwa między 16 próbkami glebowymi, z punktów grupujących wszystkie miejsca próbkowania wykorzystano analizę skupień (*CA*). Na podstawie klastrowania danych metodą Warda (1963) wyselekcjonowano cztery istotne grupy (klastry). W celu sprawdzenia trafności otrzymanych skupień posłużono się inną metodą grupowania, *k*-średnich. Dzięki niej wyodrębniono cztery skupienia opisano pod względem badanych cech. Stwierdzono, że klaster 2 zawiera dwie próbki glebowe (ze stanowisk 8 i 13), które charakteryzowały miejsca o najwyższej zawartości miedzi. W klastrze 3 znalazło się 5 próbek (9, 10, 12, 14 i 16), których cechą wspólną była duża zawartość cynku i wysokie przewodnictwo elektryczne ( $EC_{1:5}$ ). Pięć próbek glebowych (5, 6, 7, 11 i 15) mieściło się w obrębie klastra 4 ze względu na dużą zawartość ołowiu, niskie  $EC_{1:5}$ , podobną zawartość miedzi i frakcji piasku. Na podstawie dendrogramu stwierdzono, że klaster 4 charakteryzował się największym dystansem euklidesowym do innych klastrów (duże znaczenie grupowania).

Na podstawie analizy głównych składowych (*PCA*) wyodrębniono dwa podstawowe czynniki (*PC1* i *PC2*), które wyjaśniały całkowitą zmianę wariancji w 61,02%. Czynniki 1 (*PC1*) odpowiadał za 32,26% wszystkich zmiennych składowych pierwiastków i wykazywał wysoką korelację z wartością kwasowości czynnej (0,807), wymiennej (0,818), zawartością cynku (0,806) i przewodnictwem elektrolitycznym (0,910). Drugi czynnik (*PC2*), wyjaśniający 28,76% wariancji ogólnej, był związany z frakcją piaskową (0,909), pyłową (-0,880) i łąką (-0,885), oraz zawartością niklu (-0,740) i ołowiu (-0,740). Dla lepszej wizualizacji i interpretacji danych złożonych zastosowano technikę *Biplot*, która pozwoliła na przedstawienie zestawień obserwacji (miejsc poboru) i opisujących je zmiennych, na tym samym wykresie, w sposób, który opisuje ich wzajemne zależności. Z przedstawionego wykresu *Biplot* wynika, że aktywność dehydrogenaz i katalazy była ujemnie skorelowana z miejscami poboru próbek nr: 8, 9, 10, 12, 13 i 16 (położonych wzdłuż rowu odwadniającego). Wyniki analizy wskazują, że przewodnictwo elektrolityczne, odczyn, zawartość cynku, miedzi i kadmu miały negatywny wpływ na aktywność enzymów glebowych, co wskazywały wektory wzdłuż osi układu współrzędnych położone po przeciwnych stronach. Na omawianym wykresie *Biplot* przedstawiono korelacje między zawartością cynku i miedzi. Miejsca poboru

próbek 8, 9, 10, 12, 13 i 16 znajdowały się najbliżej wektorów tych zmiennych i mogą świadczyć o tym, że gleba pobrana z tych miejsc jest zanieczyszczona omawianymi metalami.

**Zawartość rtęci w glebach leśnych narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń komunikacyjnych**

Bartkowiak A. 2015. Sylwan, 159(3): 246-251. (15pkt, IF 0,410)

**Evaluation of the content Zn, Cu, Ni and Pb as well as the enzymatic activity of forest soil exposed to the effect of road traffic pollution**

Bartkowiak A., Lemanowicz J., Breza-Boruta B. 2017. Environmental Science and Pollution Research, 24(30): 23893–23902. DOI 10.1007/s11356-017-0013-3. (30pkt, IF 2,741)

Gwałtowny wzrost mobilności ludności, transport drogowy i motoryzacja wpływają niekorzystnie na stan środowiska. Trasy komunikacyjne o dużym natężeniu ruchu są źródłem emisji toksycznych gazów, pyłów, aerozoli zawierających metale ciężkie. Szczególnie narażone na podwyższone ilości pierwiastków toksycznych są gleby sąsiadujące z ruchliwymi trasami komunikacyjnymi. Problem motoryzacyjnego skażenia gleb usytuowanych w sąsiedztwie ruchliwych arterii występuje w największym stopniu w dzielnicach dużych miast o wysokim stopniu zaludnienia i gęstej sieci komunikacyjnej, gdzie na stosunkowo małych obszarach porusza się bardzo duża liczba samochodów, a utrudniony ruch uliczny przyczynia się do wysokiej emisji spalin. Zawartość metali ciężkich w glebie związana jest w dużym stopniu z odległością od dróg, z natężeniem ruchu, ukształtowaniem terenu, a także sposobem jego użytkowania.

W pracach **nr 4 i nr 5** badano wpływ intensywności ruchu drogowego na zawartość rtęci (**praca nr 4**) oraz cynku, miedzi, niklu i ołowiu (**praca nr 5**) na tle aktywności enzymatycznej w mineralnych poziomach powierzchniowych gleb leśnych w pobliżu drogi wojewódzkiej nr. 223. Średnie dobowe natężenie ruchu samochodowego na badanym obszarze wynosiło około 23 tys. pojazdów.

Materiał poddany analizie obejmował 24 próbki glebowe pobrane wzdłuż trasy prowadzącej z Bydgoszczy do Poznania (droga wojewódzka nr 223) w odległości 25 m od drogi leżącej na obszarze Lasu Szubińskiego. Las Szubiński to bór świeży sosnowy położony na glebach piaszczystych i piaszczysto-gliniastych, w którego składzie gatunkowym dominuje sosna zwyczajna. Do badań wyznaczono 12 punktów pomiarowych, odległość między punktami wynosiła 100 metrów. Próbki gleby pobrano z poziomów mineralnych gleb z dwóch głębokości: 5–20 cm (poziomu próchnicznego) i 20–50 cm (poziomu eluwialnego). Próbkę

kontrolną stanowiła gleba pobrana z takich samych głębokości, z punktu oddalonego 1000 m od emitora zanieczyszczeń (drogi nr 223).

Analiza składu granulometrycznego pozwoliła na wyodrębnienie tylko 2 grup granulometrycznych: piasku gliniastego (21 próbek) oraz piasku słabogliniastego (3 próbki) (PTG 2009). Odczyn badanych gleb był kwaśny. Wartości pH odpowiadające kwasowości czynnej mieściły się w zakresie od 3,88 do 5,19, natomiast wymiennej od 3,57 do 4,70. Uzyskane wartości lokują badane gleby w kategoriach odczynu gleb bardzo silnie kwaśnego i silnie kwaśnego oraz kwaśnego. W badanych poziomach zawartość węgla organicznego wynosiła dla poziomów próchnicznych (5-20 cm) od 3,05 do 17,2 g·kg<sup>-1</sup> i dla poziomów eluwalnych (20-50 cm) od 0,6 do 8,7 g·kg<sup>-1</sup>. Całkowita zawartość rtęci oscylowała od 55,01 do 117 µg·kg<sup>-1</sup> w poziomie 5-20 cm oraz od 21,61 do 102 µg·kg<sup>-1</sup> w poziomie 20-50 cm (praca nr 4). Średnia zawartość Hg w badanych poziomach próchnicznych wyniosła odpowiednio 77,52 oraz 42,76 µg·kg<sup>-1</sup> w poziomach podpowierzchniowych. Zgodnie z kryterium opracowanym przez Håkanssona (1980) badane gleby charakteryzowały się znaczną (*CF* – 3,88 poziomy próchniczne) i średnią (*CF* – 2,14 poziomy wymycia) wartością indeksu zanieczyszczenia. Wyliczone współczynniki zmienności, wynoszące odpowiednio 30,7% dla poziomu powierzchniowego i 51,61% podpowierzchniowego, wskazywały na umiarkowaną i wysoką zmienność zawartości rtęci. Oceniając stopień zanieczyszczenia badanych gleb rtęcią, należy stwierdzić, że nie przekroczone dopuszczalnych stężeń, co świadczy o naturalnej zawartości omawianego pierwiastka. Analiza statystyczna otrzymanych wyników wykazała istotną ujemną korelację między całkowitą zawartością Hg a ilością frakcji iłowej (<0,002 mm). Wartość współczynnika korelacji wynosiła –0,516 przy *p*<0,05. W badaniach własnych nie stwierdzono zależności pomiędzy zawartością rtęci a zawartością węgla organicznego (*r*=0,342; *p*<0,05), choć to właśnie materia organiczna jest podstawowym adsorbentem rtęci w warunkach kwaśnego odczynu.

W pracy nr 5 zawartość analizowanych metali była zróżnicowana i kształtowała się w zakresie od 16,05 do 31,72 mg·kg<sup>-1</sup> dla Zn, od 2,95 do 5,11 mg·kg<sup>-1</sup> dla Cu, od 1,19 do 3,89 mg·kg<sup>-1</sup> dla Ni, od 10,35 do 21,74 mg·kg<sup>-1</sup> dla Pb w poziomach powierzchniowych oraz od 2,28 do 4,11 mg·kg<sup>-1</sup> Zn, od 10,83 do 24,64 mg·kg<sup>-1</sup> Cu, od 0,69 do 3,54 mg·kg<sup>-1</sup> Ni, od 5,31 do 14,81 mg·kg<sup>-1</sup> Pb w poziomach podpowierzchniowych. Całkowita zawartość badanych metali ciężkich kształtowała się w następującej kolejności: Pb>Zn>Cu>Ni. Choć zastosowanie benzyny bezołowiowej spowodowało zmniejszenie emisji Pb, to może on nadal występować w spalinach i pochodzi ze zużytych stopów metali w silniku. Ilości badanych metali w próbce

kontrolnej były niższe i wynosiły odpowiednio  $6,15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Zn;  $2,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Ni;  $7,62 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb w poziomie powierzchniowym i  $3,95 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Zn;  $0,62 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Ni;  $4,91 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb w poziomie podpowierzchniowym. Zawartość miedzi w obydwu poziomach była poniżej poziomu detekcji. Literatura podaje, że nadmierna kumulacja pierwiastków śladowych ogranicza się do około 150m po obu stronach jezdni, a po przekroczeniu tej odległości przyjmuje wartości dla terenów niezanieczyszczonych. W badaniach stwierdzono wyższe ilości badanych metali w poziomach próchnicznych. Jednak przeprowadzona analiza korelacji wykazała jedynie zależności pomiędzy węglem organicznym a całkowitą zawartością ołowiu ( $r= 0,458$ ;  $p<0,05$ ). Siła wiązania poszczególnych metali ciężkich z substancją organiczną jest nie jednakowa. Mniejszą adsorpcję cynku, miedzi i niklu przez substancje organiczną można tłumaczyć większym powinowactwem grup funkcyjnych kwasów humusowych do ołowiu. Związki próchniczne odgrywają istotną rolę w kształtowaniu procesów wiązania, uruchamiania i migracji ołowiu, co w sposób zasadniczy może zmienić ruchliwość tego pierwiastka w glebie. Spośród składników wchodzących w skład kompleksu sorpcyjnego gleby również minerały ilaste mają znaczenie dla sorpcji metali ciężkich. W analizowanych próbkach glebowych stwierdzono istotnie dodatnie zależności pomiędzy zawartością frakcji ilowej a cynkiem ( $r= 0,455$ ;  $p<0,05$ ) i miedzią ( $r= 0,430$ ;  $p<0,05$ ).

Przedstawione współczynniki korelacji pomiędzy zawartością całkowitą cynku i miedzi ( $r= 0,681$ ;  $p<0,05$ ) oraz ołowiu ( $r=0,569$ ;  $p<0,05$ ) a także zawartością miedzi i ołowiu ( $r=0,738$ ;  $p<0,05$ ) wskazują na podobne źródła pochodzenia analizowanych metali. Metale te są uważane za typowe, pochodzące z ścierania okładzin hamulcowych oraz występują również w gumie stosowanej do produkcji opon.

W celu oceny stopnia zanieczyszczenia metalami ciężkimi analizowanych gleb obliczono wskaźnik zintegrowanego zanieczyszczenia (*IPI* – *Integrated Pollution Index*). Następnie wartości *IPI* podzielono na trzy kategorie: niską ( $IPI \leq 1$ ), średnią ( $1 < IPI < 2$ ) i wysoką ( $IPI > 2$ ) (Guo i in. 2012). *IPI* dla każdego metalu obliczono jako stosunek średniej zawartości metalu w poziomie powierzchniowym do jego zawartości w skale macierzystej (Wei i Yang 2010). Na podstawie wyliczonego *IPI* stwierdzono w poziomach powierzchniowych niskie zanieczyszczenie niklem, średnie cynkiem i miedzią oraz wysokie ołowiem. Zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi może mieć poważne konsekwencje dla ekosystemu, organizmów żyjących w glebie i zdrowia ludzkiego. Konieczne było więc oszacowanie stopnia ryzyka dla potencjalnych odbiorców. W tym celu dokonano kompleksowej oceny stanu skażenia w oparciu o wartość stopnia zanieczyszczenia ( $C_{deg}$ ), stanowiącego sumę *IPI* dla

wszystkich badanych metali. Wartości stopienia zanieczyszczenia ekosystemu wahały się od 2,4 do 5,77. Według klasyfikacji Håkanson (1980) wskazują one na niski poziom skażenia gleby metalami ciężkimi. Stopnie zanieczyszczenia analizowanych metali ciężkich kształtowały się w następującej kolejności Pb>Zn>Cu>Ni. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. Nr 165, poz. 1359) oraz w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi z dnia 1 września 2016 r. (Dz. U. poz. 1395) uzyskane stężenia badanych metali pozwoliły zaliczyć analizowane gleby do niezanieczyszczonych.

**Assessment of soil phosphatase activity, phosphorus and heavy metals content depending on the mineral fertilization**

Lemanowicz J., Bartkowiak A. 2016. Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 72, 25(2): 116-129. (10pkt)

Do skażenia gleb pierwiastkami toksycznymi poza zanieczyszczeniami przemysłowymi i komunalnymi przyczynia się również rolnictwo. Podwyższone zawartości metali ciężkich mogą występować w wielu nawozach mineralnych i osadach ściekowych. Stosowanie ich nadmiernych dawek w celu zwiększenia plonu, jednocześnie może doprowadzić do zanieczyszczenia gruntów. Pogarszające się właściwości gleby spowodowane niezrównoważonym nawożeniem prowadzą do zmian dostępności składników pokarmowych. Ich jony mogą migrować w głąb profilu lub być kumulowane w wierzchnich poziomach glebowych, a pobrane poprzez rośliny łatwo trafiają do kolejnych ogniw łańcucha troficznego, wywołując zmiany mutagenne i kancerogenne w organizmach żywych.

Celem pracy **nr 6** była ocena oddziaływania niezrównoważonego nawożenia mineralnego na zawartość form przyswajalnych Zn, Cu, Pb i Cd na tle wybranych właściwości chemiczno-biochemicznych. Próbki glebowe do analiz laboratoryjnych zostały pobrane z wieloletniego statycznego doświadczenia polowego założonego przez Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach na terenie Zakładu Doświadczalnego w Grabowie n/Wisłą w województwie mazowieckim, powiecie zwoleńskim, gminie Przyłęk. Gleby, na których usytuowany jest ZD w Grabowie według Systematyki Gleb Polski (2011) należą do podtypu gleb płowych typowych, zaliczanych do kompleksu żyniego bardzo dobrego. Doświadczenie prowadzone było w czteroletnim zmianowaniu: pszenica ozima + międzyplon, kukurydza na ziarno, jęczmień jary, rzepak ozimy. Glebę pobrano z poziomu Ap (0-20 cm) po zbiorze rzepaku ozimego. Doświadczenie

prowadzono jako dwuczynnikowe, w układzie losowanych bloków w dwóch replikacjach. Pierwszym czynnikiem było nawożenie P, K, Mg, Ca i S w sześciu poziomach: 1 – (P K Mg Ca S), 2 – (- K Mg Ca S), 3 – (P - Mg Ca S), 4 – (P K - Ca S), 5 – (P K Mg - S), 6 – (P K Mg Ca -). Czynnikiem drugim było nawożenie azotem w dawkach: 0, 50, 100, 150, 200, 250 kg N·ha<sup>-1</sup>. Zastosowano następujące formy nawozów: w obiektach z S stosowano nawozy fosforowe i potasowe zawierające siarkę – superfosfat pojedynczy i siarczan potasu, w obiekcie bez siarki użyto nawozów fosforowych i potasowych, które nie zawierają siarki – superfosfat potrójny i wysokoprocentową sól potasową, w obiekcie z Ca i Mg zastosowano dolomit zawierający 30% CaO i 10% Mg, na poletkach bez Mg wykorzystano wapno tlenkowe w ilości 200 kg CaO·ha<sup>-1</sup>, natomiast w przypadku braku Ca użyto siarczan magnezu w ilości 70 kg MgO·ha<sup>-1</sup>. Dawki składników mineralnych zastosowanych w doświadczeniu: 80 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·ha<sup>-1</sup>, 140 K<sub>2</sub>O·ha<sup>-1</sup>, 70 MgO·ha<sup>-1</sup>, 200 CaO·ha<sup>-1</sup>. Dawka S wynika z ilości siarki wprowadzonej z odpowiednimi dawkami P, K, Mg.

Na podstawie wartości kwasowości wymiennej glebę zakwalifikowano do gleb kwaśnych i lekko kwaśnych. W przeprowadzonych badaniach składu granulometrycznego stwierdzono, że analizowane próbki glebowe charakteryzowały się podobnym uziarnieniem zawierającym od 4,34 do 5,26% frakcji iłowej i one zostały zakwalifikowane do jednej grupy granulometrycznej – gliny piaszczystej (PTG 2009). Zawartość węgla organicznego we wszystkich analizowanych próbkach glebowych kształtowała się na niskim poziomie 7,47 g·kg<sup>-1</sup> średnio dla całego doświadczenia.

Zawartość form przyswajalnych badanych metali w glebie była modyfikowana zarówno poprzez nawożenie mineralne jak i nawożenie wzrastającymi dawkami azotu. Stwierdzono istotnie największą zawartość form przyswajalnych cynku (1,550 mg·kg<sup>-1</sup>), miedzi (0,493 mg·kg<sup>-1</sup>) i kadmu (0,249 mg·kg<sup>-1</sup>) w glebie nawożonej mineralnie z pominięciem wapnia (PKMg-S). Zastosowane nawożenie mineralne z pominięciem fosforu (-KMgCaS) spowodowało zmniejszenie zawartości Zn (1,216 mg·kg<sup>-1</sup>), Cu (0,349 mg·kg<sup>-1</sup>) oraz Cd (0,100 mg·kg<sup>-1</sup>). Nawozy fosforowe mogą być źródłem skażenia gleb metalami ciężkimi, a zwłaszcza kadmem. Berbecea i in. (2011) stwierdzili wzrost zawartości Zn, Mn, Cu i Ni w przypadku nawożenia dużymi dawkami azotu (100, 200 kgN·ha<sup>-1</sup>) przy braku nawożenia fosforem i potasem. W glebie, w której nie stosowano nawożenia magnezem (PK-CaS) stwierdzono istotnie większą zawartość Cu i Cd, w porównaniu z próbkami kontrolnymi (PKMgCaS). Nawożenie magnezem może ograniczyć niekorzystny wpływ metali ciężkich na glebę, a tym samym na uprawy. Nawożenie bez S (PKMgCa-) wywarło znaczący wpływ na zmniejszenie

zawartości form przyswajalnych Zn ( $1,254 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) i Pb ( $0,348 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Zaobserwowano znaczny wzrost zawartości form Cd ( $0,245 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) i Cu ( $0,405 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) w porównaniu z zawartością tych pierwiastków w glebie z całkowitym nawożeniem (PKMgCaS). Zdaniem Skwierawskiej i in. (2012), nawożenie gleb siarczanem siarki (S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) i siarką elementarną (S-SO) nie zmieniło zawartości Cu, zmniejszyło zawartość Zn i wpłynęło nieznacznie na zawartość Pb. Wyniki testu ANOVA wykazały istotny wpływ dawek azotu na wzrost zawartości w glebie form przyswajalnych Zn, Cu oraz Cd. Uzyskano największą kumulację form cynku ( $1,380 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), miedzi ( $0,418 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) i ołowiu ( $0,482 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) w glebie pobranej z obiektów nawożonych azotem w dawce  $250 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Zastosowana saletra amonowa należąca do nawozów fizjologicznie kwaśnych spowodowała obniżenie pH gleby co wpłynęło znacząco na zawartość i mobilność form Zn. Pod wpływem zastosowanych czynników doświadczalnych zawartość oznaczonych metali ciężkich układu się w następującym szeregu: Zn>Cd>Pb>Cu. W badaniach nie stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych limitów zawartości form przyswajalnych pod kątem ich fitotoksyczności. Na podstawie przeprowadzonej analizy korelacji stwierdzono istotne zależności pomiędzy aktywnością fosfatazy alkalicznej a zawartością form przyswajalnych Cu ( $r = -0,368$ ;  $p < 0,05$ ) i Cd ( $r = -0,383$ ;  $p < 0,05$ ) w glebie, a także aktywnością fosfatazy kwaśnej i zawartością form dostępnych Pb ( $r = -0,355$ ;  $p < 0,05$ ). Zawartość tych metali spowodowała inhibicję badanych enzymów.

**Effect of forest fire on changes in the content of total and available forms of selected heavy metals and catalase activity in soil**

Bartkowiak A. Lemanowicz J. 2017. Soil Science Annual, 68(3): 140-148. DOI: 10.1515/ssa-2017-0017. (14pkt)

W pracy nr 7 przedstawiono wyniki badań dotyczących wpływu niekontrolowanego pożaru lasu na zawartość całkowitą i formy przyswajalne cynku, miedzi, niklu, ołowiu i kadmu oraz aktywności katalazy w glebie bezpośrednio i rok po pożarze. W pracy wykorzystano współczynnik przyswajalności (*AF*) i indeks zmian w czasie (*TI*), pozwalające stwierdzić kierunek zmian badanych parametrów.

Pożar lasu jest zjawiskiem katastroficznym mającym destrukcyjny wpływ na funkcjonowanie ekosystemów leśnych. Powoduje zmniejszenie liczebności i różnorodności mikro i makro fauny glebowej oraz osłabienie aktywności enzymatycznej gleb. Wpływa również na właściwości fizyczne i chemiczne gleby w tym zmniejszenie struktury, porowatości,

zawartości materii organicznej, zwiększenie pH. Niewiele jest jednak prac dotyczących jego wpływu na zawartość mikroelementów. Obszar badawczy obejmował pożarzysko położone na terenie lasu Fordońskiego (53°07'N, 18°06'E) w Bydgoszczy. Las Fordoński to bór świeży sosnowy, w składzie którego dominuje sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*), położony na glebach piaszczystych i piaszczysto-gliniastych. Próbki do badań pobrano bezpośrednio po pożarze wiosną 2012 roku oraz rok po pożarze (maj 2013). Próbki glebowe pobrano z 2 poziomów mineralnych: 0-15 cm (poziom powierzchniowy) i 15-30 cm (poziom podpowierzchniowy). Wytyczono cztery miejsca poboru: stanowisko nieobjęte pożarem - powierzchnia kontrolna (C), obszar graniczny (E ecatone) oraz gleby objęte pożarem, oddalone o 150 m (punkt A) i 200 m (punkt B) od obszaru granicznego. Powierzchnie kontrolną wytypowano w drzewostanach sosnowych sąsiadujących z pożarzyskiem.

Przeprowadzona analiza wariancji wykazała, że całkowite zawartości i formy przyswajalne badanych metali ciężkich były istotnie modyfikowane zarówno przez miejsce jak i głębokość poboru próbek glebowych. Stwierdzono istotnie najwyższe ilości omawianych metali w poziomach powierzchniowych analizowanych obiektów. W przypadku zawartości całkowitych Zn ( $38,78 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), miedzi ( $13,80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), ołowiu ( $47,38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) i niklu ( $64,52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) były to poziomy glebowe obiektów objętych pożarem (A i B), natomiast najwyższe zawartości kadmu całkowitego ( $3,08 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) odnotowano w próbkach pobranych z obszaru granicznego (E). Bogacz i in. (2011) na obszarach popożarowych użytkowanych jako lasy i łąki stwierdzili różnorodny wpływ pożaru na zawartość niektórych metali ciężkich. Zawartości Zn, Pb i Cd wzrosły pod wpływem pożaru, natomiast zawartość Cu nie zmieniła się. Koncentracje metali zaobserwowano głównie w poziomach powierzchniowych. Zasoby tychże metali w glebach leśnych były niższe niż w glebach łąkowych, a odczyn gleb sprzyjał koncentracji metali. W badaniach własnych zależność z odczynem gleby stwierdzono tylko w przypadku zawartości całkowitych niklu w rok po pożarze ( $r= 0,748$ ;  $p<0,05$ ). Przeprowadzona analiza korelacji potwierdziła natomiast istotną dodatnią zależność pomiędzy zawartością całkowitą cynku ( $r= 0,902$ ;  $p<0,05$ ), miedzi ( $r= 0,885$ ;  $p<0,05$ ), ołowiu ( $r= 0,926$ ;  $p<0,05$ ) i niklu ( $r= 0,891$ ;  $p<0,05$ ) a węglem organicznym w glebie pobranej bezpośrednio po pożarze. Można to tłumaczyć akumulacją metali związaną z ilością węgla znajdującego się w popiołach powstałych podczas pożaru. W ciągu pierwszych miesięcy po pożarze stężenia metali ciężkich w glebie mogą przekraczać dozwolone progi zawartości. W niniejszych badaniach stężenie metali nie przekroczyło norm przyjętych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi.



Mobilność i dostępność metali kontrolowana jest przez wiele procesów chemicznych i biochemicznych zachodzących w glebach. Nie wszystkie są równie ważne dla każdego metalu. Decydującym parametrem jest odczyn gleby. Przeprowadzona analiza korelacji wykazała jedynie istotne dodatnie zależności pomiędzy odczynem gleby a zawartością form przyswajalnych ołowiu w obydwu latach analiz (odpowiednio  $r=0,871$ ;  $p<0,05$  oraz  $r=0,855$ ;  $p<0,05$ ). Garcia-Marco i Gonzalez-Prieto (2008) badając krótko- i średnioterminowe skutki pożaru na temat dostępności mikroelementów w glebie wykazali, że nawet nieznaczny wzrost pH gleby spowodowany pożarem wystarczył do obniżenia przyswajalności niektórych mikroelementów. W roku 2012 wzrost pH gleby stanowisk objętych pożarem związany był, w przypadku niektórych analizowanych metali, ze spadkiem zawartości ich form przyswajalnych. Nie potwierdziła tego jednak przeprowadzona analiza korelacji. Analiza korelacji wykazała natomiast, podobnie jak w przypadku zawartości całkowitych, istotne dodatnie zależności pomiędzy zawartością form przyswajalnych Zn ( $r=0,871$ ;  $p<0,05$ ), Cu ( $r=0,897$ ;  $p<0,05$ ), Pb ( $r=0,764$ ;  $p<0,05$ ) i Ni ( $r=0,865$ ;  $p<0,05$ ) a zawartością węgla organicznego w próbkach pobranych bezpośrednio po pożarze. Określając dopuszczalne limity zawartości form przyswajalnych pod kątem ich fitotoksyczności stwierdzono, że w przypadku Zn, Cu i Ni nie nastąpiło ich przekroczenie. Do oceny przyswajalności metali ciężkich wykorzystano współczynnik przyswajalności (*AF*). W przypadku ołowiu i kadmu wartości wskaźnika były bardzo wysokie niezależnie od miejsca pobrania próbek glebowych i roku analizy. Wynosiły odpowiednio dla ołowiu od 26,79 do 75,57% oraz dla kadmu od 28,11 do 90,71%. Wyliczone wartości *AF* dla analizowanych metali układały się następująco Pb>Cd>Zn>Cu>Ni i wskazywały na wyższą dostępność ołowiu i kadmu nad cynkiem i miedzą. Wysokie wartości omawianego współczynnika stwarzają ryzyko nagromadzenia tychże metali w roślinach i przedostania się ich do łańcucha pokarmowego. Zachowanie analizowanych metali było związane z odczynem gleby i zawartością węgla organicznego. Te dwa parametry miały zasadnicze znaczenie w kontroli dostępności mikropierwiastków wpływając bezpośrednio na ich rozpuszczalność.

Indeks zmian w czasie (*TI – Time Index*) przedstawił zmiany zawartości analizowanych metali w glebie w przeciągu roku. Na podstawie wyliczonego *TI* stwierdzono wzrost zawartości wszystkich form badanych metali w obiektach objętych pożarem (wartości powyżej 1). Najwyższe wartości dla większości analizowanych metali odnotowano w poziomach powierzchniowych obiektu B. Mitic i in. (2015) potwierdzają nieznaczny wzrost całkowitych zawartości i form biodostępnych metali ciężkich w glebach będących pod wpływem pożarów.

W badaniach nie wykazano zmian aktywności katalazy glebowej pod wpływem metali ciężkich, co prawdopodobnie miało związek z nieprzekroczeniem norm ich stężenia.

W celu określenia charakteru i siły powiązań pomiędzy badanymi parametrami w latach 2012 i 2013 zastosowano metodę wieloczynnikowej analizy składowych głównych (PCA). W roku 2012 na wariancję zmiennych miały wpływ dwa główne czynniki (dwie główne składowe) (75,9%). Czynniki 1 (PC1) wyjaśniał 61,9% wariancji badanych właściwości. Zarówno węgiel organiczny, całkowita zawartość Zn, Cu, Pb, jak i zawartość form przyswajalnych Zn i Cu miały znaczący negatywny wpływ na pierwszą składową (PC1) ( $> -0,900$ ). Ponadto znaczny negatywny wpływ na ten sam czynnik wywarła całkowita zawartość niklu i zawartość przyswajalnych dla roślin form ołowiu i niklu ( $> -0,800$ ). W glebach pobranych bezpośrednio po pożarze stwierdzono immobilizację prawie wszystkich metali ciężkich (z wyjątkiem zawartości całkowitych Cd). Ujemne wartości korelacji między tymi metalami a zmienną PC1 wykazały negatywny wpływ źródła zmienności jakim był pożar lasu. Większość metali ciężkich była silnie dodatnio skorelowana z całkowitą zawartością węgla organicznego. Wartość drugiej głównej składowej (PC2) (14,04%) wykazała jedynie pozytywną korelację (0,977) z zawartością całkowitą kadmu. W roku 2013 stwierdzono dodatnie korelacje z zawartościami całkowitymi większości analizowanych metali (Zn, Cu, Pb, Ni) oraz formą przyswajalną Zn i Cu z pierwszą składową (PC1), która wyjaśniała 52,17% zmienności. Natomiast druga główna składowa (PC2), wykazała pozytywną korelację z frakcją ilową (0,831) oraz negatywną w stosunku do zawartości form przyswajalnych Cd (-0,878).

W celu określenia podobieństw między glebami pobranymi z 4 stanowisk (2 głębokości) w dwóch latach badań (2012 i 2013 rok) zastosowano metodę skupień (CA) Warda (1963). W metodzie tej oparto się na właściwościach gleby (zawartość frakcji ilowej,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , całkowita zawartość węgla organicznego), zawartości całkowitej i formach przyswajalnych metali ciężkich (Zn, Cu, Pb, Ni, Cd) oraz aktywności katalazy (CAT). Procedura grupowania pozwoliła wyróżnić w roku 2012 trzy klastry skupiające gleby o podobnych właściwościach, zawartości analizowanych metali i aktywności katalazy. Klaster 1 grupował gleby ze stanowiska C<sub>0-15cm</sub> oraz B<sub>15-30cm</sub>. W klastrze 2 zgrupowane zostały gleby ze stanowisk C, E oraz A z głębokości 0-15 cm. Natomiast w klastrze 3 skupione zostały gleby stanowisk E, A oraz B z głębokości 0-15 cm. W roku 2013 wyodrębniono również 3 skupienia, które były jednak inaczej pogrupowane niż w roku 2012. Klaster 1 zaszeregował gleby ze stanowiska C<sub>0-15cm</sub>, E<sub>0-15cm</sub>, E<sub>15-30cm</sub>. Klaster 2 zgrupował gleby ze stanowisk C, A i B z głębokości 15-30 cm. Zaś klaster 3 skupił gleby A and B z głębokości 0-15 cm. Analiza metodą grupowania dowiodła

podobieństw gleb badanych stanowisk ekosystemu leśnego. Wykazano różnice grupowania stanowisk w latach, co związane było z wpływem pożaru na kształtowanie się badanych parametrów glebowych.

### II.3.3. Podsumowanie wyników prac dokumentujących osiągnięcie naukowe

W niniejszym osiągnięciu naukowym dokonano oszacowania ryzyka zanieczyszczenia metalami ciężkimi gleb narażonych na oddziaływanie zróżnicowanych czynników antropogenicznych. Procedura ta wykorzystana została jako narzędzie pomocnicze do oceny zanieczyszczenia środowiska glebowego. Miała ona na celu sporządzenie opisu prawdopodobieństwa wystąpienia negatywnych skutków wynikających z zanieczyszczenia gleb. Analiza ryzyka ma charakter informacyjny i może być również przydatna do ustalania progów dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń emitowanych do środowiska w wyniku działalności człowieka. Szacowanie ryzyka należy do metod perspektywicznych, pozwalających w praktyce zastosować zasadę przezorności.

Trudności w ocenie ryzyka związane są ze zróżnicowaniem ekosystemów glebowych oraz złożonością powiązań pomiędzy składnikami w tych ekosystemach. Dlatego też w osiągnięciu naukowym wykorzystano szereg indeksów matematycznych takich jak: wskaźniki zanieczyszczenia ( $CF$ ,  $C_{deg}$ ,  $IPI$ ), współczynnik wzbogacenia ( $EF$ ), indeks zmian w czasie ( $TI$ ), współczynnik przyswajalności ( $AF$ ) oraz parametrów statystycznych: współczynnik korelacji ( $r$ ), współczynnik determinacji ( $R^2$ ), równania regresji, analizę wariancji (ANOVA), analizę wielowymiarową (analizę głównych składowych ( $PCA$ ), technikę *Biplot*, analizę skupień ( $CA$ ) i  $k$ -średnich).

Oceniając stopień zanieczyszczenia gleb badanymi pierwiastkami śladowymi w oparciu o wartości graniczne podane w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. Nr 165, poz. 1359) i w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. poz. 1395) nie stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych stężeń tychże metali. Jednak wyliczone wskaźniki i współczynniki zanieczyszczenia, różniące się między sobą w zależności od rodzaju antropopresji, wskazywały na podwyższony stopień zanieczyszczenia poszczególnymi metalami. Indeks zmian ( $TI$ ) w czasie oraz wskaźnik przyswajalności ( $AF$ ) przedstawiły kierunek przemian analizowanych metali w zależności od zmieniających się form antropopresji. Wysokie wartości współczynników wskazują na prawdopodobieństwo

wystąpienie ryzyka nagromadzenia metali ciężkich zarówno w glebach jak i roślinach. Przeprowadzone badania udowodniły zróżnicowany wpływ antropopresji na zawartość całkowitą oraz zawartość form przyswajalnych omawianych metali. W następstwie badań uzyskano typowy obraz zmienności ocenianych właściwości gleby. Analizy statystyczne wykorzystane w badaniach potwierdziły, że zachowanie analizowanych metali było związane przede wszystkim ze składem granulometrycznym i odczynem gleby oraz zawartością w niej węgla organicznego.

Przeprowadzone badania wnoszą nowe wartości poznawcze na temat zmian zawartości metali ciężkich w zależności od zmieniających się czynników antropogenicznych. Uzyskane wyniki pokazują jednoznacznie, że gleb poddanych antropopresji nie należy traktować jako jednorodnego zbioru. Konieczne jest stosowanie bardzo zindywidualizowanego podejścia do ich badań i oceny zagrożeń. Podejście takie jest w pełni uzasadnione, ponieważ uzyskane stężenia metali ciężkich determinowane są nie tylko przez aktualne warunki panujące w glebie, ale również przez szereg zdarzeń je poprzedzających oraz rodzaj użytkowania gleb. Oczywistym staje się również fakt, że w związku z poszerzającym się stanem wiedzy odnośnie zanieczyszczeń środowiska glebowego przyjęte standardy będą wymagały weryfikacji. Natomiast ocena ryzyka ekologicznego może być podstawą do podjęcia kompleksowych, interdyscyplinarnych badań dotyczących skażenia środowiska.

### **II.3.4. Bibliografia**

- Berbecea A., Raduov I., Sala F., Crista F., Lato A. (2011). International between metal availability, soil pH and mineral fertilization. *Research Journal Agricultural Science*, 43: 19-22.
- Bogacz A., Woźniczka P., Łabaz B. (2011). Concentration and pools of heavy metals in organic soils in post-fire areas used as forests and meadows. *Journal of Elementology*, 16(4): 515-524. DOI: 10.5601/jelem.2011.16.4.01.
- Dz. U. Nr 165, poz. 1359. (2002). Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi.
- Dz. U. poz. 228. (2013). Ustawa z dnia 25 stycznia 2013 roku o zmianie ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach.
- Dz. U. poz. 21 (2013). Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 roku o odpadach.
- Dz. U. item. 1395. (2016). Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 roku w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

- García-Marco S., González-Prieto S. (2008). Short- and medium-term effects of fire and firefighting chemicals on soil micronutrient availability. *Science of the Total Environment*, 407(1): 297–303.
- Guo G., Wu F., Xie F., Zhang R. (2012). Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. *Journal of Environmental Science*, 24(3):410-418. DOI: 10.1016/S1001-0742(11)60762-6.
- Håkanson L. (1980). An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach. *Water Research*, 14: 975-1001.
- IUSS Working Group WRB (2015). World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Kaiser H.F. (1960). The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20: 141-151.
- Komisja V Genezy, Klasyfikacji Kartografii Gleb PTG. (2011). Systematyka Gleb Polski. Wydanie 5., *Roczniki Gleboznawcze - Soil Science Annual*, 62(3): 71-142.
- Loska K., Wiechuła D. (2003). Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere*, 51: 723–733. DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00187-5
- Mitic V. D., Stancov Jovanovic V.P., Ilic M.D., Nolic Mandic S.D. (2015). Impact of wildfire on soil characteristics on some metal content in selected plants species of Geraniaceae family. *Environmental Earth Sciences*, 73(8): 4581-4594. DOI: 10.1007/s12665-014-3744-1.
- Nabulo G., Oryem Origa H., Nasinyama G.W., Cole D. (2008). Assessment of Zn, Cu, Pb and Ni contamination in wetland soils and plants in the Lake Victoria basin. *International Journal Environmental Science Technology*, 5 (1): 65–74.
- Obrador A, Alvarez JM, Lopez-Valdivia LM, Gonzalez D, Novillo J, Rico MI (2007). Relationships of soil properties with Mn and Zn distribution in acidic soils and their uptake by a barley crop. *Geoderma*, 137(3–4): 432–443. DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.10.001.
- PTG (2009). Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych-PTG 2008. *Roczniki Gleboznawcze - Soil Science Annual*, 60(2): 5-16

- Skwierawska M., Zawartka L., Skwierawski A., Nogalska A. (2012). The effect of different sulfur doses and forms on changes of soil heavy metals. *Plant Soil Environment*, 58: 135-140.
- Sutherland R.A. (2000). Bed sediment associated trace metals in an urban stream. Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39: 611–627.
- USDA (2006). *Keys to Soil Taxonomy*. Tenth Edition. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 1-332.
- Ward J.H. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association*, 58: 236-244.
- Zonta R., Zaggia L., Argrse E. (1994). Heavy metal and grain size distributions in estuarine shallow water sediments of the Cona Marsh (Venice Lagoon, Italy). *Science of the Total Environment*, 151: 19–28.
- Wei B., Yang L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agriculture soils from China. *Microchemical Journal*, 94: 99-107. DOI: 10.1016/j.microc.2009.09.014.

### III. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

Moje zainteresowania naukowe i prace badawcze prowadzone w Katedrze Gleboznawstwa i Ochrony Gleb w trakcie trwania zatrudnienia na stanowisku asystenta i adiunkta koncentrowały się ponadto wokół następujących zagadnień:

1. Zawartości całkowitej oraz form biodostępnych wybranych pierwiastków śladowych w glebach intensywnie użytkowanych rolniczo obszaru Pomorza i Kujaw.
2. Kompleksu sorpcyjnego wybranych gleb obszaru Pomorza i Kujaw.
3. Form i mobilności pierwiastków śladowych w glebach urbiziemnych oraz oceny możliwości wykorzystania odpadu komunalnego zebranego z mechanicznego czyszczenia ulic.

**Ad.1.** Badania dotyczące oceny zawartości całkowitych i form biodostępnych wybranych pierwiastków śladowych w glebach będących intensywnie użytkowanych rolniczo obszaru Pomorza i Kujaw opublikowane zostały w pracach nr: 1.1.1, 1.2.4, 1.2.5, 1.2.6, 2.1.3, 2.1.5, 2.1.7, 2.2.1, 2.2.3, 2.2.8, 2.2.12, 2.2.15. Materiał do badań stanowiły gleby mineralne, zróżnicowane pod względem typologii oraz uziarnienia. Wszystkie analizowane próbki pobrano z punktów badawczych zlokalizowanych na obszarze występowania czarnych ziem,

gleb płowych, brunatnych i mad, powszechnie występujących typach na Kujawach i Pomorzu. Celem niniejszych badań było oszacowanie aktualnego stanu zasobności warstwy ornej gleb uprawnych w całkowite i przyswajalne dla roślin formy wybranych pierwiastków śladowych (Zn, Cu, Pb, Ni, Cd, Hg, Mn, Fe) na tle właściwości fizycznych i chemicznych. Jest to szczególnie istotne w świetle danych mówiących o wzrastającym wpływie zanieczyszczeń obszarowych gleb spowodowanych działalnością rolniczą. Ze względu na dążenie człowieka do uzyskania maksymalnego plonu, w glebach agrocenoz brak jest naturalnej homeostazy. Biorąc pod uwagę wskaźniki charakteryzujące rolnictwo intensywne, gdzie zużycie nawozów mineralnych i środków ochrony roślin jest kilkukrotnie wyższe, należy oczekiwać nasilenia się problemów związanych z ochroną zasobów glebowych na obszarach użytkowanych rolniczo, również w badanym regionie. Istnieje zatem potrzeba monitorowania zawartości i mobilności pierwiastków śladowych. Na podstawie uzyskanych wyników badań stwierdzono, że całkowite zawartości analizowanych mikroelementów były zróżnicowane między poszczególnymi typami gleb, najwyższe wartości stwierdzono w madach i czarnych ziemiach. Były one charakterystyczne dla gleb o naturalnym stężeniu i pozwoliły sklasyfikować je jako niezanieczyszczone tymi metalami. Obliczenia statystyczne przeprowadzone w pracach 1.2.5, 2.1.5, 2.2.1, 2.2.3, 2.2.15 wykazały istotne zależności pomiędzy całkowitą zawartością większości analizowanych pierwiastków a zawartością węgla organicznego, co wynika z jego dominującej roli przy wiązaniu tychże metali. W pracach 1.2.6, 2.2.12 oraz 2.2.15 całkowita zawartość Pb i Hg wykazywała również statystyczną zależność z zawartością frakcji iłowej. Zawartości form fitodostępnych (ekstrahowanych roztworem DTPA) wskazywały na ich niską mobilność i dostępność dla roślin, przekraczały wartości deficytowe, jednocześnie nie osiągając poziomu toksycznego.

**Ad. 2.** Jednym z zagadnień wynikającym z działalności naukowej wpisującej się w tematykę badań prowadzonych w Katedrze Gleboznawstwa i Ochrony Gleb było określenie właściwości sorpcyjnych i ocena rozmieszczenia kationów wymiennych w glebach Pomorza i Kujaw. Dokumentują to prace: 2.1.1, 2.1.2, 2.2.22. Pobrane próbki wykazywały duże zróżnicowanie we właściwościach fizycznych i chemicznych. W pracy 2.1.1 weryfikowano profile gleb aluwialnych, wytworzonych ze zróżnicowanych utworów gytiowych podścielonych martwicą wapienną. Leżąca w spągu profili martwica wpłynęła na gospodarkę wodną, powodując występowanie procesu glejowego. Odczyn próbek glebowych był zasadowy. Suma zasadowych kationów wymiennych (S) kształtowała się od 287,4 do 2238,7 mmol(+) $\cdot$ kg<sup>-1</sup>

gleby. Analiza zawartości kationów dwuwartościowych ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) oraz jednowartościowych ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) wykazała wyraźne zachwianie równowagi pomiędzy tymi kationami, czego oznaką był szeroki zakres omawianego ilorazu od 21,3 do 333,1. Szereg ilościowy kationów o charakterze zasadowym układał się następująco:  $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ . Badane próbki glebowe w pracy 2.1.2 charakteryzowały się uziarnieniem glin i w większości miały odczyn kwaśny. Odczyn ten nie wpłynął w istotny sposób na zawartość kationów wymiennych o charakterze zasadowym, których szereg układał się następująco:  $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ . Pojemność wymienna (CEC) wahała się od 52,6 do 216,6  $\text{mmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$  gleby. W omawianych pracach badano kompleks sorpcyjny gleb użytkowanych rolniczo. Natomiast w pracy 2.1.22 analizie poddano próbki glebowe pochodzące z obszaru chronionego Natura 2000, obejmującego naturalne gleby słone występujące na terenie miasta Ciechocinek. Znajdowały się one na terenie zasilanym przez wody gruntowe o wysokim stopniu mineralizacji. Przyczyną zasolenia tych terenów jest ascenzja wód mineralnych, kontaktujących się z cechsztyńskimi strukturami solnymi, do poziomu wód gruntowych. Przewodnictwo elektrolityczne, które jest bezpośrednim pomiarem zasolenia i wskazuje na całkowite stężenie rozpuszczalnych soli wahało się w zakresie od 1,89 do 15,18  $\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$ . Stwierdzona wysoka zawartość jonów sodowych świadczyła o naruszeniu naturalnego układu kationów zasadowych w roztworach glebowych, w których dla większości gleb klimatu umiarkowanego dominują jony wapnia, następnie magnezu i potasu. Podwyższone zasolenie w znaczący sposób modyfikowało skład ilościowy i jakościowy roztworów glebowych, a szereg ilościowy kationów był inny niż we wcześniej omawianych pracach:  $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$ . Analiza korelacji potwierdziła istotną zależność pomiędzy przewodnictwem elektrolitycznym gleb a zawartością kationów sodu i potasu.

**Ad. 3.** Kolejnym kierunkiem badań, który realizowałam w badaniach zespołowych była analiza specjacyjna pierwiastków śladowych w glebach ogródków działkowych i parkach aglomeracji miejskich. Próbki pobrano z 5 ogródków działkowych Inowrocławia (prace: 1.2.1; 1.2.2) oraz 3 parków Bydgoszczy (2.2.20) w sąsiedztwie dróg o dużym natężeniu ruchu. Analizę specjacyjną mikropierwiastków w glebach przeprowadzono według metody Milera i Żelaznego (1986). Wyniki badań pokazały, że najwyższe zawartości analizowanych metali odnotowano w poziomach powierzchniowych. Nagromadzenie pierwiastków śladowych w glebach urbizemnych jest spowodowane emisją zanieczyszczeń pyłowych. Zastosowanie analizy specjacyjnej pozwoliło na określenie potencjonalnego zagrożenia dla środowiska wynikającego



z obecności w glebie metali toksycznych na terenach objętych presją antropogeniczną. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że gleby badanych ogródków i parków miejskich nie były silnie zanieczyszczone cynkiem, miedzią i ołowiem. Ilości metali były podwyższone, ale nie przekraczały norm ustalonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 2 września 2002 roku.

Chemiczna analiza specjacyjna wykazała, że badane próbki gleby charakteryzowały się znaczącą zawartością analizowanych pierwiastków związanych z materią organiczną (frakcja 4) oraz amorficznymi i krystalicznymi tlenkami żelaza (frakcja 5 i 6). Wyjątek stanowił cynk, którego znaczący udział stwierdzono we frakcji 2 (formy sorbowane specyficznie, głównie związane z węglanami, ekstrahowane  $\text{CH}_3\text{COOH}$ ). Wyniki badań poparte analizą statystyczną wskazały na istnienie silnych zależności pomiędzy zawartością całkowitą Zn, Cu i Pb a materią organiczną, która odgrywa istotną rolę w wiązaniu metali śladowych. Należy podkreślić, że badane gleby, ze względu na ciągły wzrost zanieczyszczeń środowiskowych, powinny być wciąż monitorowane.

W pracach 2.1.11 oraz 2.2.18 badano właściwości fizykochemiczne i enzymatyczne hałdy odpadu komunalnego zebranego z oczyszczania ulic miasta i gminy Bydgoszcz. Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska badanemu odpadowi nadano kod 20 03 03, który opisany jest jako „odpad z czyszczenia ulic i placów” potocznie nazywany „zmiotkami”. Celem badań było określenie właściwości fizycznych, chemicznych i biochemicznych odpadu. Poznanie wielkości tych parametrów pozwoliło na ocenę możliwości dalszego zagospodarowania „zmiotków”. Przeprowadzone badania wykazały, że badany odpad miał charakter mineralny, który na podstawie składu granulometrycznego sklasyfikowano jako piasek gliniasty i słabo gliniasty o odczynie zasadowym. Ze względu na podwyższone zawartości analizowanych metali ciężkich (Cu, Pb, Ni, Cr, Mn, Fe) uznano go jako zanieczyszczony tymi pierwiastkami przy różnym stopniu zanieczyszczenia. Pomimo wysokiej akumulacji fosforu w badanym materiale, podwyższona zawartość metali ciężkich uniemożliwiała dalsze wykorzystanie odpadu bez wcześniejszego ich usunięcia. Również niska zawartość węgla organicznego spowodowała, że odpad stanowiący „zmiotki uliczne” nie dostarczył materii organicznej, przez to również jego aktywność enzymatyczna była niska. Wykorzystując wartości aktywności badanych enzymów oksydoredukcyjnych: dehydrogenazy i katalazy obliczono Biological Index Fertility (*BIF*), którego wielkość była niska i kształtowała się w przedziale 0,084-0,269. Wysoką zawartością siarczanów w deponowanym odpadzie

stwarzała ryzyko zagrożenia środowiska glebowego wzbogaceniem siarczanami i metalami ciężkimi, co było również czynnikiem ograniczającym wykorzystanie tegoż odpadu.

Badania podjęte w latach 2001- 2008 stanowią obszerną część badań własnych, a uzyskane wyniki stanowiły podstawę dla opracowania rozprawy doktorskiej pt.: „*Charakterystyka uprawnych gleb aluwialnych wytworzonych na martwicy wapiennej w Basenie Unisławskim*”, która została wykonana pod kierunkiem dr hab. inż. Jacka Długosza. Celem tych badań była charakterystyka morfologiczna, fizykochemiczna i mineralogiczna gleb aluwialnych wytworzonych na martwicy wapiennej. Poddane analizom profile glebowe wykazały duże zróżnicowanie nie tylko w budowie morfologicznej, ale również w składzie chemicznym i właściwościach fizykochemicznych. Stwierdzone w badaniach wahania zawartości substancji organicznej, niewęglanowej substancji mineralnej oraz zawartości węglanów wskazało na występowanie wielu cykli sedymentacyjnych w kształtowaniu tych gleb. Analizowane profile wykazały nieciągłość litologiczną i wyraźną trójczłonowość. Człon pierwszy, do głębokości około 30 cm, stanowił materiał aluwialny, charakteryzujący się dużą jednorodnością pod względem składu granulometrycznego, mineralogicznego jak również zawartości krzemionki. Osady aluwialne poszczególnych profili różniły się jednak między sobą zawartością tlenków żelaza, węglanu wapnia i węgla organicznego. Warstwę aluwialną podścielały wyraźnie zróżnicowane pod względem zawartości części mineralnych i organicznych gytie, które zostały zdeponowane na martwicy wapiennej. Jednorodność w składzie frakcji ilowej świadczy o tym, że zmienne warunki depozycji badanych osadów nie miały wpływu na pochodzenia tej frakcji.

#### **IV. Zestawienie dorobku naukowego z uwzględnieniem danych naukometrycznych**

Wyniki badań własnych opublikowałam w postaci prac naukowych oraz prezentacji podczas konferencji. Były one prezentowane w formie posterów lub prezentacji ustnych na **26** konferencjach i sympozjach naukowych (**12** międzynarodowych oraz w **14** krajowych).

Mój dotychczasowy dorobek publikacyjny obejmuje:

- **49** oryginalnych prac (**7** prace przed doktoratem, **42** prac po doktoracie) w recenzowanych czasopismach naukowych, w tym: **19** prac z listy JCR (**8** prac w **6** czasopismach zagranicznych z listy JCR oraz **11** prac w **5** krajowych czasopismach z listy JCR) oraz **30** prac w czasopismach spoza JCR (**10** w języku angielskim oraz **20** w języku polskim)
- **4** rozdziały w monografii;
- **2** prace popularno-naukowe.

– **32** streszczenia i komunikaty umieszczone w materiałach konferencyjnych.

W **7** pracach jestem jedynym, natomiast w **15** pracach pierwszym autorem. Większość moich prac ma charakter zespołowy, co wynika ze specyfiki pracy naukowej. Oryginalne prace twórcze opublikowałam w **23** czasopismach naukowych i **4** rozdziałach w monografii. Suma punktów za publikacje zgodnie z rokiem wydania wynosi **574** (w tym **139** dla prac stanowiących osiągnięcie naukowe i **405** dla pozostałych prac).

Sumaryczny Impact Factor dla **19** prac opublikowanych w czasopismach indeksowanych w Web of Science wynosi **19,306** zgodnie z rokiem opublikowania, w tym **8,388** dla publikacji włączonych do cyklu prac powiązanych tematycznie, stanowiących osiągnięcie naukowe i **10,918** dla pozostałych publikacji.

Liczba cytowań publikacji wg bazy ISI Web of Science (bez autocytowań) wynosi **11**  
Indeks Hirscha dla opublikowanych prac wynosi **2**.

Zestawienie liczbowe dorobku naukowego (z uwzględnieniem prac dokumentujących osiągnięcie naukowe<sup>a</sup>)

Lp.	Nazwa czasopisma	Liczba prac	IF <sup>b</sup>	Punkty MNiSW <sup>c</sup>	Suma punktów	Numer publikacji <sup>d</sup>
1	<b>Environmental Science and Pollution Research</b>	2	2,741	30	60	<b>3; 5</b>
2	<b>Environmental Earth Sciences</b>	3	1,569	25*	75	<b>1; 2.1.9; 2.1.10</b>
3	Plant, Soil and Environment	1	1,225	25	25	2.1.13
4	<b>International Journal of Environmental Research</b>	2	1,100 0,927	15 15	30	2.1.4; <b>2</b>
5	Archives of Environmental Protection	1	0,901	15	15	2.1.3
6	Eurasian Soil Science	1	0,740	15	15	2.1.7
7	Journal of Elementology	3	0,354 0,378 0,690	15 15 15	45	2.1.1; 2.1.2; 2.1.5
8	Baltic Forestry	1	0,530	15	15	2.1.6
9	Environment Protection Engineering	2	0,514	15	30	2.1.11; 2.1.12
10	Polish Journal of Environmental Study	1	0,353	15	15	1.1.1
11	<b>Sylwan</b>	2	0,410 0,481	15	30	<b>4;</b> 2.1.8
12	<b>Roczniki Gleboznawcze Soil Science Annual</b>	7		6,6,5,5,5 14,14	55	2.2.2; 2.2.5; 2.2.11; 2.2.12; 2.2.13; 2.2.20; <b>7</b>
13	Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych	4		6,6,6,13	31	1.2.1; 1.2.2; 2.2.3; 2.2.15
14	„Człowiek i Środowisko” Zeszyty Naukowe PAN	1		5	5	1.2.3
15	Prace Komisji Nauk Rolniczych i Biotechnologicznych BTN	1		5	5	1.2.4
16	Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych	2		6	12	2.2.1; 2.2.4
17	Nauka Przyroda Technologie	1		5	5	2.2.6
18	Proceedings of Ecopole	1		5	5	2.2.8
19	Ecological Chemistry and Engineering	1		7	7	2.2.7
20	Menge- und Spuren Elemente, Macroand Trace Elements	2		3	6	1.2.5; 1.2.6
21	Polish Journal of Soil Science	2		5,14	19	2.2.9; 2.2.22
22	<b>Przegląd Naukowy Inżynieria Kształtowania Środowiska</b>	5		4,5,10, 10,10	39	2.2.10; 2.2.14; 2.2.16; 2.2.19; <b>6</b>
23	Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska	2		0	0	2.2.17; 2.2.18
24	Monitoring Środowiska Przyrodniczego	1		6	6	2.2.21
<b>Inne publikacje</b>						
25	Rozdziały w monografii w języku angielskim	3		7	21	2.3.1; 2.3.2; 2.3.3
26	Rozdziały w monografii w języku polskim	1		3	3	2.3.4
27	Prace popularno-naukowe	2				3.1; 3.2
<b>RAZEM</b>		55 (7)	19,306 (8,388)		574 (139)	

<sup>a</sup> Liczba punktów zgodnie z rozporządzeniem parametryzacyjnym MNiSW wytyczne dla oceny 2017

<sup>a</sup> Liczby wyróżnione pogrubioną czcionką dotyczą prac dokumentujących osiągnięcie naukowe

<sup>b</sup> IF z ISI Journal Citations Reports w roku ukazania się pracy

<sup>c</sup> Liczba punktów zgodnie z punktacją MNiSW z roku ukazana się pracy

<sup>d</sup> Numer publikacji w wykazie opublikowanych prac (załącznik 5a i 5b)

Agata Bartkowiak