



You have downloaded a document from
RE-BUŚ
repository of the University of Silesia in Katowice

Title: Ekofizjologiczne zróżnicowanie wybranych populacji *Vaccinium vitis-idaea* (L.) oraz *Vaccinium myrtillus* (L.) w strefie oddziaływania emisji przemysłowych

Author: Anna Borgulat

Citation style: Borgulat Anna. (2017). Ekofizjologiczne zróżnicowanie wybranych populacji *Vaccinium vitis-idaea* (L.) oraz *Vaccinium myrtillus* (L.) w strefie oddziaływania emisji przemysłowych. Praca doktorska. Katowice : Uniwersytet Śląski

© Korzystanie z tego materiału jest możliwe zgodnie z właściwymi przepisami o dozwolonym użytku lub o innych wyjątkach przewidzianych w przepisach prawa, a korzystanie w szerszym zakresie wymaga uzyskania zgody uprawnionego.



UNIWERSYTET ŚLĄSKI
W KATOWICACH



Biblioteka
Uniwersytetu Śląskiego



Ministerstwo Nauki
i Szkolnictwa Wyższego

UNIwersytet Śląski
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska

Anna Borgulat

Ekofizjologiczne zróżnicowanie wybranych populacji
Vaccinium vitis-idaea (L.) oraz *Vaccinium myrtillus* (L.) w
strefie oddziaływania emisji przemysłowych.

Rozprawa Doktorska
Wykonana w Katedrze Ekologii pod kierunkiem
Dr hab. Ryszarda Ciepła

Katowice 2017

Panu dr hab. Ryszardowi Ciepłowi za promotorstwo, uwagi metodyczne i okazaną pomoc w trakcie pisania pracy,

mgr Agacie Rudzkiej za możliwość wykonania analiz w Zakładzie Oceny Jakości Paliw Stałych w Głównym Instytucie Górnictwa w Katowicach

mężowi za nieocenioną pomoc, wsparcie i nade wszystko cierpliwość

składam serdeczne podziękowania

1	Wstęp i założenia teoretyczne	6
2	Literatura przedmiotu	9
2.1	Problemy środowiskowe związane z glebą	9
2.2	Kumulacja pierwiastków w glebie a ich biodostępność	10
2.3	Drogi przedostawania się metali ciężkich do organizmów roślinnych	11
2.4	Mechanizmy tolerancji roślin na metale	12
2.5	Wpływ metali ciężkich na organizmy żywe	15
2.5.1	Cynk	15
2.5.2	Kadm	16
2.5.3	Miedź	17
2.5.4	Ołów	18
2.5.5	Żelazo	19
2.6	Zagrożenia związane z zanieczyszczeniami powietrza	21
2.7	Wpływ pyłów i zanieczyszczeń gazowych na organizmy roślinne	22
2.8	Aktywność enzymatyczna jako wskaźnik degradacji gleb	23
2.9	Zmiany ekofizjologiczne liści w odpowiedzi na zanieczyszczenia środowiska	24
3	Teren badań	27
3.1.1	Rejon „Huty Katowice” w Dąbrowie Górniczej	27
3.1.2	Rejon Huty Cynku "Miasteczko Śląskie"	29
3.2	Lokalizacja powierzchni badawczych	30
3.3	Materiał badawczy	46
3.3.1	Borówka czarna (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.)	46
3.3.2	Borówka brusznica (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.)	46
3.3.3	Gleba	47
3.4	Metodyka	48
3.4.1	Analiza materiału glebowego	48
3.4.2	Analiza materiału roślinnego	49
3.4.3	Analiza statystyczna	54
4	Wyniki	55
4.1	Zawartość metali ciężkich w glebie	55
4.1.1	Miedź	55
4.1.2	Cynk	58
4.1.3	Żelazo	61
4.1.4	Ołów	64
4.1.5	Kadm	67
4.2	Porównanie frakcji ogólnej gleby z frakcją biodostępną	70
4.3	Zawartość siarki w glebie	72

4.4	pH gleby.....	74
4.5	Zawartość substancji organicznej w glebie.....	75
4.6	Aktywność enzymów glebowych	76
4.7	Zawartość metali ciężkich w roślinach	80
4.7.1	Miedź.....	80
4.7.2	Cynk	82
4.7.3	Żelazo	84
4.7.4	Ołów	86
4.7.5	Kadm	88
4.8	Zawartość siarki i azotu w liściach	90
4.8.1	Siarka.....	90
4.8.2	Azot	92
4.9	Sucha masa, powierzchnia liścia oraz zagęszczenie populacji	93
4.10	Zawartość barwników asymilacyjnych w liściach.....	103
5	Dyskusja.....	105
5.1	Zawartość metali ciężkich we frakcji ogólnej gleby.....	105
5.1.1	Miedź.....	105
5.1.2	Cynk	106
5.1.3	Żelazo	107
5.1.4	Ołów	108
5.1.5	Kadm	109
5.2	Zawartość metali ciężkich we frakcji dostępnej dla roślin	110
5.2.1	Miedź.....	111
5.2.2	Cynk	112
5.2.3	Żelazo	113
5.2.4	Ołów	113
5.2.5	Kadm	114
5.3	Ilość siarki w glebie, substancji organicznej i pH.....	115
5.4	Enzymy glebowe.....	118
5.5	Zawartość metali ciężkich w roślinach	121
5.5.1	Miedź.....	121
5.5.2	Cynk	122
5.5.3	Żelazo	125
5.5.4	Ołów	126
5.5.5	Kadm	129
5.6	Zawartość siarki i azotu w liściach.	131
5.7	Porównanie suchej masy i powierzchni liści	132

5.8 Porównanie zawartości barwników asymilacyjnych	135
6 Wnioski	137
7 Literatura	140

1 Wstęp i założenia teoretyczne

Rozwój cywilizacyjny doprowadził do wzrostu zapotrzebowania na kopaliny mineralne, co z kolei miało bezpośrednie przełożenie na rozwój hutnictwa. W czasie ostatnich stu lat sama globalna produkcja cynku wzrosła z kilkuset do ponad 13,4 mln ton w 2015 roku [U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries, dostęp: maj 2016]. Konsekwencją masowej eksploatacji i przeróbki złóż było zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego.

Zanieczyszczenie atmosfery nasiliło się wraz z rewolucją przemysłową w XIX w. Niekontrolowane technologie wytwarzania i przetwarzania powodowały systematyczny wzrost emisji różnego rodzaju zanieczyszczeń. Emitowane do atmosfery gazy, przede wszystkim CO, CO₂, SO₂, NO_x oraz pyły o różnej granulacji cząstek negatywnie wpływały na stan zasobów przyrody. Konsekwencją tego była dewastacja gleb oraz degradacja szaty roślinnej [KACZOR, BRODOWSKA 2008; BACIAK i in. 2015]. Jednocześnie stan lasów i poziom szkód wywołany działaniem przemysłu jest wyjątkowo skomplikowany do oceny [VACEK i in. 1999]. Poza bezpośrednim wpływem na komponenty środowiska przyrodniczego, zanieczyszczenia te powodują także szereg pośrednich zmian, które w złożony sposób wpływają na roślinność, procesy zachodzące w glebie oraz stan wód powierzchniowych, jak i podziemnych.

Pomimo znacznej redukcji emisji zanieczyszczeń do atmosfery w latach 1989-2008, Polska pozostaje głównym emitorem tych zanieczyszczeń w Europie, zwłaszcza CO₂, SO₂ i pyłów [JUDA-REZLER, MANCZARSKI 2010]. Ponadto raz wprowadzone do środowiska przyrodniczego zmiany mogą mieć długotrwałe konsekwencje.

Dodatkowo, położenie Polski sprawia, że jesteśmy narażeni nie tylko na emisje pochodzące z krajowych zakładów, ale także spoza granic naszego państwa. Na terytorium Polski opada rocznie ok. 350 tys. ton siarki powyżej krajowej emisji. Zjawisko to jest spowodowane stosowaniem w przemyśle wysokich kominów (200-400 m), co powoduje, że zasięg emisji rozszerza się do setek kilometrów [JUDA-REZLER, MANCZARSKI 2010]. Powstałe zagrożenia mają rozległy zasięg działania nie tylko w skali przestrzennej, ale i czasowej (terminowej). Czas oddziaływania metali znajdujących się w zanieczyszczonej przez hutnictwo glebie może wynosić ponad 200 lat [DEGRYSE, SMOLDERS 2006].

Największe emisje metali ciężkich dotyczą obszarów hutniczych a związane są głównie z przeróbką rud cynkowo-ołowiowych, miedzi, niklu i żelaza. Dewastacja środowiska w Polsce zaznaczyła się między innymi wokół kopalń i hut miedzi na Dolnym Śląsku [KABAŁA, SINGH 2001] oraz cynku i ołowiu w rejonie śląsko-krakowskim [TRAFAS i in. 1990; DUDKA i in. 1995; HELIOS-RYBICKA 1996; ULLRICH i in. 1999; CABAŁA, TEPER 2007; KANDZIORA-CIUPA i in. 2015] a związana była z transferem do gleb wysokich ładunków Zn, Pb oraz Cd [WILSON, BELL 1996; CAPPUYNS i in. 2006].

Założenia teoretyczne

Badaniami objęto 7 stałych powierzchni badawczych zlokalizowanych na dawnych siedliskach borowych. Trzy z nich znajdują się w rejonie oddziaływań przemysłowych „Huty Katowice” w Dąbrowie Górniczej, kolejne trzy w obszarze oddziaływań Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Ostatnią powierzchnią był Kokotek, teren referencyjny, leżący w rejonie Nadleśnictwa Lubliniec. Od 1975 roku na wspomnianych terenach rozpoczęto badania prowadzone przez naukowców z Uniwersytetu Śląskiego, których celem było m.in. zbadanie zmian w składzie fitocenozy, które zachodziły pod wpływem działania emitatorów oraz sprawdzenie jaki jest dalszy los wyemitowanych substancji (głównie metali ciężkich) w wybranych ekosystemach. Gatunkami, które wówczas wybrano jako wzorcowe i posłużono się nimi jako bioindykatorami były między innymi *Vaccinium myrtillus* L. oraz *Vaccinium vitis-idaea* L. [LOREK 1977;1978,1979; MOSO-KUBALA 1997; POMIERNY i CIEPAŁ 2004; POMIERNY 2007; NADGÓRSKA-SOCHA, CIEPAŁ 2009]. Niniejsze badania, jako kolejny etap badań wieloletnich, dostarczają dodatkowych informacji i umożliwiają zestawienie już posiadanej wiedzy z aktualnym stanem jakości środowiska na wspomnianych obszarach, które objęte są od dłuższego czasu działaniami proekologicznymi.

Wobec powyższego, w celu prześledzenia zmian jakie zaszły na przestrzeni lat we wspomnianych ekosystemach również posłużono się wspomnianymi gatunkami. W celu wykazania zmian jakie zaszły w skali wieloletniej należało wykonać badania opierając się na uprzednio zastosowanych metodach. Dodatkowo, w celu realizacji tezy stawianej w niniejszej pracy poszerzono ich zakres o szczegółowe pomiary powierzchni aparatu asymilacyjnego oraz biomasy. Wyniki badań opracowano statystycznie.

Celem pracy było udowodnienie tezy, że u populacji *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. poddanych obciążeniu zanieczyszczeniami przemysłowymi dochodzi do różnicowania fenotypowego.

Cele szczegółowe pracy:

1. Porównanie stopnia obciążenia przez wybrane metale oraz siarkę różnych zbiorowisk znajdujących się w strefie emisji przemysłowych.
2. Określenie zmian w stężeniu metali ciężkich i siarki we frakcji ogólnej gleby na przestrzeni lat.
3. Określenie różnic w koncentracji metali ciężkich i siarki na różnych głębokościach w wierzchnich warstwach gleb na terenach w różnym stopniu zdegradowanych.

Materiał roślinny:

4. Oszacowanie różnic w obciążeniu różnych populacji *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. metalami ciężkimi i siarką.
5. Porównanie zawartości metali ciężkich w różnych organach *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. pochodzących z terenów znajdujących się w strefie emisji przemysłowych.
6. Porównanie biologii *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. w odpowiedzi na oddziaływanie różnego typu antropopresji.

2 Literatura przedmiotu

2.1 Problemy środowiskowe związane z glebą

Obok mikro i makroelementów niezbędnych do życia organizmom roślinnym, kumulacji w glebie podlegają pierwiastki o właściwościach toksycznych, chociaż w mniejszych ilościach. Ich biodostępność, jak i możliwość wymycia do wody gruntowej, stanowi jednak istotny problem środowiskowy.

Nadmierne stężenia pierwiastków często związane są z naturalnie występującymi złożami. Coraz częściej jednak wynikają z gospodarczej działalności człowieka [HAN i in. 2002].

Gleba powstaje z wystawionych na działanie czynników zewnętrznych skał pokrywających powierzchnie ziemi. Pedosfera często jednak nie odzwierciedla składu chemicznego związanej z nią skały macierzystej, co jest konsekwencją przemieszczania się na znaczne odległości jej wierzchniej warstwy. Transport ten może zachodzić z wiatrem, wodą lub lodem. Na skład chemiczny gleby wpływają także migracje pierwiastków związane z emisjami pochodzącymi ze źródeł naturalnych takich jak wulkany, pożary lasów.

Niemniej jednak dla większości metali toksycznych naturalna migracja w środowisku jest niewielka w porównaniu do emisji wynikającej z działalności przemysłowej, co oznacza, że ludzkość stała się kluczowym czynnikiem w globalnym obiegu atmosferycznym metali śladowych. Głównym źródłem metali ciężkich w środowisku, w tym kadmu, miedzi, cynku i ołowiu, są działania antropogeniczne, do których możemy zaliczyć m.in. przemysł energetyczny, górnictwo i hutnictwo.

Metale emitowane do atmosfery wraz z najdrobniejszą frakcją zanieczyszczeń mogą przemieszczać się na znaczne odległości wynoszące nawet setki kilometrów [WÄNGBERG i in. 2003]. Niezależnie jednak od wielkości cząstek, w skład których wchodzi, mogą być deponowane w postaci suchej lub mokrej (wraz z opadem) w różnych odległościach od źródeł emisji.

Ilość depozycji zależy od warunków meteorologicznych: ilości i kierunku wiatrów niosących masy powietrza z terenu uprzemysłowionego, częstości i wielkości opadów, temperatury oraz wysokości warstwy mieszania w atmosferze, jak również od powierzchni depozycji [ZIELONKA 2008].

2.2 Kumulacja pierwiastków w glebie a ich biodostępność

Stężenie metali w glebie zależy od tła geochemicznego oddziaływań klimatycznych oraz antropogenicznych [STRĄCZYŃSKA, STRĄCZYŃSKI 2000; KABATA-PENDIAS 2004]. Jednak, na zawartość fitodostępnych frakcji metali ciężkich w glebie znaczący wpływ ma wiele czynników glebowych [ZANIEWICZ-BAJKOWSKA 2000; KWIATKOWSKA, MACIEJEWSKA 2005; KWIATKOWSKA-MALINA, MACIEJEWSKA 2009]. Wśród nich decydującą rolę odgrywają: rodzaj gleby, zawartość substancji organicznej, właściwości sorpcyjne, pH oraz warunki redoks [HERNANDEZ i in. 2003; BARANČÍKOVÁ i in. 2004; KUKIER i in. 2004; AMINI i in. 2005; BASTA i in. 2005]. Mobilność w środowisku glebowym zależy też od chemicznego charakteru samych pierwiastków oraz ilości wody przesiąkającej przez glebę.

Struktura gleby i jej zdolność do tworzenia agregatów wpływa na pobieranie związków mineralnych przez rośliny. W warunkach naturalnych gleby lekkie, ze względu na niską zawartość koloidów, charakteryzują się mniejszą ilością metali niż ciężkie. Jednak przy takim samym stopniu skażenia, to gleby ciężkie silniej wiążą metale w kompleksach sorpcyjnych, dzięki czemu zmniejszają ich dostępność dla roślin [GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006]. Do metali ciężkich silnie wiązanych w glebach, a tym samym trudno rozpuszczalnych i trudniej dostępnych dla roślin, należą między innymi ołów i miedź.

Na biodostępność metali dla roślin wpływa także ilość substancji organicznej w glebie, która jest istotnym elementem detoksykacji gleb skażonych metalami ciężkimi. Kolejnym czynnikiem jest ilość tlenu znajdującego się w roztworze glebowym. Odpowiednia jego zawartość zapewnia bowiem zachodzenie tlenowych procesów zapewniających energię potrzebną chociażby do mechanizmu aktywnego pobierania jonów [BARANČÍKOVÁ i in. 2004; SIWEK 2008].

Pomimo tego, że większość metali ciężkich jest unieczynniona w humusie, zaadsorbowana z koloidami glebowymi, czy związana ze składnikami nieorganicznymi, badania dowodzą, że dostępność metali ciężkich dla roślin skorelowana jest z ich ilością w podłożu oraz czasem ekspozycji na metale [KAMAL i in. 2004]. Zależność ta jest dostrzegalna szczególnie u hiperakumulatorów, czyli roślin przystosowanych do pobierania i kumulowania metali [GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006; VAN DER ENT i in. 2013]. W przypadku niektórych hiperakumulatorów zawartość

metali w nadziemnych częściach roślin nawet przekracza zawartość badanego pierwiastka w glebie [ZHAO i in. 2000; ABRATOWSKA 2013]. Akumulacja metali w roślinach jest także związana z odległością od źródła emisji. Im bliżej emitora, tym stężenia metali w glebie i w roślinach są wyższe [MARTLEY i in. 2004].

2.3 Drogi przedostawania się metali ciężkich do organizmów roślinnych

Większość metali ciężkich przedostaje się do rośliny poprzez system korzeniowy [EAPEN, D'SUOZA 2005]. Dodatkową drogą wnikania jest także powierzchnia liścia wraz z aparatami szparkowymi. Korzeń pobiera pierwiastki z roztworu glebowego za pomocą białek jonowymiennych, liść pozwala zaś na pobieranie metali wchodzących w skład pyłów, które mogą ulegać na ich powierzchni depozycji suchej lub mokrej [GARREC, RENARD 1996 za HAYIAN, STUANES 2003; BONDADA i in. 2004; SIWEK 2008].

Szybkość z jaką korzenie są w stanie pobierać metal zależy od postaci chemicznej, w jakiej pierwiastki te występują w glebie [KUCHARSKI i in. 2001]. Kationy w fazie wodnej przyswajane są łatwo, kationy wymienne w kompleksach nieorganicznych i organicznych - średnio, kationy schelatowane natomiast słabo. Pierwiastki wytrącone na powierzchni cząsteczek glebowych przyswajalne są dopiero po rozpuszczeniu, pierwiastki związane w cząstkach substancji organicznej dopiero po rozkładzie.

Wolne jony łatwo pobierane są przez roślinę na drodze dyfuzji, związki kompleksowe wymagają natomiast obecności substancji zwiększających ich mobilność [KABATA-PENDIAS 1995]. Wyjątek stanowi kadm, który w obecności jonów chlorkowych tworzy kompleks lepiej przyswajalny przez system korzeniowy roślin [WEGGLER i in. 2004 a, b]. Jest to jeden z przykładów synergizmu występującego pomiędzy jonami [SIWEK 2008].

Cechą powszechnie występującą u roślin jest zdolność do modyfikacji przestrzeni przykorzeniowej przez aktywne wydzielanie w jej obrębie szeregu związków organicznych, za co odpowiedzialna jest w dużej mierze błona komórkowa komórek korzenia. Należą do nich m.in. niskocząsteczkowe kwasy organiczne (np.: jabłkowy, cytrynowy, szczawiooctowy) oraz niektóre aminokwasy (np.: arginina). Związki te określane są jako fitosiderofory i są zdolne do uwalniania metali z nierozpuszczalnych kompleksów glebowych, zwiększając w ten sposób ich absorpcję

[LÓPEZ-BUCIO i in. 2000; KUCHARSKI i in. 2001; GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006]. Innym sposobem zwiększenia mobilizacji metali jest zmniejszenie pH strefy przykorzeniowej za co także odpowiedzialna jest plazmalemma komórek korzenia, która w aktywny sposób wydziela jony wodoru poza organizm roślinny. Mechanizmy te cechują się jednak małą specyficznością przez co wraz z pożądanymi metalami mobilizacji mogą ulegać także niepożądane pierwiastki (np.: Pb i Cd) [GWÓŹDŹ, KOPYRA 2003; GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006].

Pobrane metale roślina może wyeliminować wraz z sezonowym zrzucając liści. W ten sposób metale wtórnie wzbogacają glebę [PERRONNET 2000; ABRATOWSKA 2013].

2.4 Mechanizmy tolerancji roślin na metale

Mechanizm pobierania metali przez korzenie roślin jest wypadkową kilku procesów, takich jak: zjawiska mikrobiologiczne i procesy fizykochemiczne zachodzące w ryzosferze, transport metali przez błony do komórek oraz transport wewnątrzkomórkowy. Jednym z nich jest mechanizm unikania, który może polegać na ograniczeniu pobierania metali przez korzenie na skutek modyfikacji ryzosfery, struktury ściany komórkowej lub błony komórkowej [ABRATOWSKA 2013].

Elementem pozakomórkowej strategii unikania metali może być mikoryza arbuskularna pozytywnie wpływająca na wzrost, produktywność, sukcesję oraz konkurencyjność symbiotycznych roślin. Grzybnia i arbuskule mogą stanowić dodatkowy kompartment apoplastyczny unieruchamiający metale. W ten sposób grzyby mikoryzowe ograniczają transfer metali do pędów [BŁASZKOWSKI 2004].

Zmniejszenie dostępności metali dla korzenia związane jest chociażby z występowaniem przykorzennej strefy utleniającej, przez co metale stają się słabiej rozpuszczalne. Komórki korzenia mogą także wydzielać do otoczenia substancje chelatujące metale balastowe, dzięki czemu pozostają one w środowisku glebowym, oraz związki zmieniające kwasowość ryzosfery. Utrzymanie alkalicznego środowiska umożliwia zmniejszenie dostępności tych pierwiastków [SEREGINI, IVANOW 2001; KABATA-PENDIAS 2004; BENAVIDES i in. 2005].

Innym sposobem unikania jest mobilizacja metali w ścianie komórkowej [ABRATOWSKA 2013]. W tym celu korzeń rośliny może wydzielać różne substancje: śluzy, kazołę, histydynę, kwasy organiczne, w tym kwasy uronowe. Dla przykładu

grupy karboksylowe kwasów uronowych wiążą metale, co powoduje zatrzymanie ich na powierzchni korzenia. W ten sposób silnie wiązany jest chociażby ołów.

Wspomnianym wcześniej modyfikacjom towarzyszy zmniejszenie płynności błony komórkowej, co redukuje transport o charakterze pasywnym. Unieruchomieniu mogą ulec przenośniki białkowe bogate w podstawniki tiolowe, może dojść do zmniejszenia pojemności jonowymiennej, zwłaszcza w odniesieniu do kationów, zahamowaniu może ulec także błonowa ATP-aza [BENAVIDES i in. 2005].

Wydaje się jednak, że dla odpowiedzi roślin na działanie metalu istotna jest nie tyle zdolność w ograniczeniu jego pobierania, co umiejętność ochrony metabolizmu komórki przed toksycznym działaniem tych pierwiastków. Wewnątrzkomórkowy mechanizm tolerancji polega na wytworzeniu związków kompleksujących metale, które gromadzone są w nieszkodliwych miejscach np. w apoplacie komórek korzenia. Jest to tym ważniejsze, że po przekroczeniu pewnego progowego stężenia, mechanizm wykluczania zostaje zaburzony i metale są pobierane do organów roślin [WÓJCIK, TUKENDORF 1995].

Po przekroczeniu bariery korzeniowej, jony transportowane są głównie przez apoplast. Zmiany w obrębie ściany komórkowej mogą wpływać na wiązanie np. Zn, Cu, Pb, Cd z resztami histydylowymi, pektynami i hemicelulozami oraz węglanami i krzemianami. Istotnym ograniczeniem dla transportu pierwiastków jest endoderma, której ściany wysycone są hydrofobową substancją ograniczającą transport wody i jonów a pasemka Caspary'ego oraz wakuole komórek endodermy magazynują metale (Zn, Cu, Cd) [BARANOWSKA-MOREK, WIERZBICKA 2004; ABRATOWSKA 2006]. Mechanizmy te zabezpieczają przed przedostaniem się nadmiernych ilości pierwiastków bądź metali balastowych do pędu. Dla poziomu tolerancji na metale znaczenie ma nie tylko możliwość unieruchomienia metali w ścianach, ale także i zatrzymywanie w określonych tkankach i co za tym idzie, organach [BARANOWSKA-MOREK 2003].

Zawartość metali w poszczególnych częściach roślin najczęściej przedstawia się następująco: korzeń> liście> łodyga> kwiaty> nasiona. U niektórych roślin obserwuje się strategię zwiększonej kumulacji metali w nadziemnych częściach roślin. Obserwuje się wtedy u nich mechanizmy zmniejszające pH środowiska, stwierdza się także obecność związków odpowiedzialnych za zwiększenie biodostępności jonów i wzrost ich pobierania przez korzenie [CLEMENS 2001; CLEMENS i in. 2002]. Kilukrotnie wyższe też może być tempo przemieszczania się metali do liści u tych roślin.

Skuteczniejsze są u nich metody kompartmentacji i sekwestracji metali w miejscach ich deponowania: wakuolach mezofilu, epidermie, komórkach wydzielniczych i innych częściach liści [ZHAO i in. 2000; WIERZBICKA, PIELICHOWSKA 2004].

Transport z korzenia do nadziemnych części roślin odbywa się w soku ksylemowym. Najczęściej metal transportowany jest wraz z ligandem, do których zaliczyć możemy: kwasy organiczne, histydynę, fitochelatyny. Zmniejsza to prawdopodobieństwo wiązania ich do jonowymiennych części naczyń [STROIŃSKI 2002]. Uznaje się, że transport ksylemowy jest szczególnie intensywny u hiperakumulatorów [MAŁKOWSKI, KURTYKA 2003]. Z tkanki przewodzącej metale transportowane są do cytozolu poprzez przenośniki kationowe o szerokiej specyficzności substratowej, gdzie ulegają detoksykacji z udziałem białek towarzyszących (chaperonów). Chaperony uczestniczą w transporcie jonów do organelli oraz metaloprotein i innych czynników kompleksujących; fitochelatów, kwasów organicznych i aminokwasów. Mechanizmy unieczynnienia metali polegają na wiązaniu metalu w kompleksy oraz transporcie tych kompleksów do wakuoli, gdzie następnie są gromadzone [CLEMENS 2001]. Nadmiar metalu może być usuwany nie tylko do wakuoli, ale także poza obręb komórki do apoplastu poprzez uwypuklenia plazmalemy tzw. plazmotubule, co obserwowane jest chociażby u *Allium cepa* L.

2.5 Wpływ metali ciężkich na organizmy żywe

2.5.1 Cynk

Jednym z najpowszechniejszych metali śladowych występujących w skorupie ziemskiej jest cynk. Duża zawartość tego pierwiastka (10-20 mg/kg s.m.) w skałach skorupy ziemskiej przekłada się na jej zawartość w glebie. Dzieje się tak dlatego, że powstałe w wyniku wietrzenia związki cynku są dobrze rozpuszczalne a powstałe jony tworzą połączenia mineralne lub organiczno-mineralne o dużej mobilności [WASYLEWICZ, KOSTECKI 2013]. Jego mobilność w glebie zależy od postaci, w jakiej się w niej znajduje. Forma ta zależy od pH środowiska glebowego, temperatury, potencjału redoks, właściwości sorpcyjnych gleby, zdolności jonowymiennej, obecności innych jonów, składu i jakości roztworu glebowego [NAIM i in. 2003; MAPANDA i in. 2005; SKORDAS, KELEPERTSIS 2005].

Górna naturalna granica zawartości tego pierwiastka w glebie została ustalona na poziomie 250-300 mg/kg s.m. W zależności od typu gleby pierwiastek ten już w stosunkowo niewielkich ilościach może wpływać na metabolizm glebowy. Stwierdzono, że niewielkie ilości Zn (rzędu 100 mg/kg s.m.) mogą zaburzać procesy nityfikacyjne. Z kolei wysokie stężenia tego pierwiastka (na poziomie 1000 mg /kg s.m.) mogą hamować procesy mikrobiologiczne. Badania wykazały, że 86% cynku zawartego w glebach ma pochodzenie antropogeniczne [KWAPISZ i in. 2016].

Cynk jest pierwiastkiem niezbędnym dla roślin, ponieważ może wchodzić w skład enzymów m.in. dehydrogenaz, czy fosforylaz, dzięki czemu wpływa na metabolizm cukrów, syntezę białek, przepuszczalność błon komórkowych, syntezę auksyn, odporność roślin na patogeny oraz suszę. Bierze udział także w ekspresji genetycznej jako składnik rybosomów oraz poprzez tworzenie tzw. „palców cynkowych” [GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006].

Cynk pobierany jest przez rośliny proporcjonalnie do jego zawartości w glebie. Zarówno jego nadmiar, jak i niedobór działa toksycznie na organizmy roślinne. Niedobór cynku powoduje zaburzenia procesów metabolicznych i rozwojowych. Dysfunkcje tych procesów objawiają się wytwarzaniem skróconych międzywęźli, zmniejszeniem powierzchni liści oraz zahamowaniem rozwoju. Do innych objawów należą: chloroza międzyżyłkowa i fioletowo-czerwone plamki na liściach [GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006].

Do typowych objawów nadmiaru cynku należą zaburzenia procesu fotosyntezy a także chloroza liści. Często pojawiają się także zmiany nekrotyczne na różnych częściach roślin. Obniżeniu też ulega zdolność nasion do kiełkowania [GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006].

2.5.2 Kadm

Ilość kadmu w glebach jest zróżnicowana, co ma związek z różną zawartością tego pierwiastka w skorupie ziemskiej. Jeśli jednak raz zostanie wprowadzony do gleby, długo się w niej utrzymuje, bo ponad 250 lat, wchodząc w skład próchnicy i przybierając łatwo przyswajalne dla roślin formy. Średnia jego zawartość w glebie mieści się w granicach 0,03-0,22 mg Cd/kg s.m. Występuje w niej w postaci skompleksowanych jonów i chelatów organicznych [GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006].

Kadm pomimo tego, że jego właściwości geochemiczne są podobne do cynku [MENGEL, KIRKBY 2001; KICIŃSKA 2011], cechuje się od niego większą mobilnością [GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006]. Mobilność kadmu jest ściśle skorelowana z pH gleby [BARANČÍKOVÁ i in. 2004; KIRKHAM 2006; GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006, SINGH, MYHR 1998]. W środowisku kwaśnym (pH 4,5-5,5) jest bardzo mobilny, zaś w środowisku alkalicznym ulega unieruchomieniu poprzez tworzenie węglanów i fosforanów kadmu. Jednak, tworzone przez niego w środowisku zasadowym jony chelatów powodują, że nadal utrzymuje się jego aktywność w glebie [SZCZEPOCKA 2005].

Kadm nie jest potrzebny roślinie w procesach fizjologicznych. Jest jednak przyswajalny wprost proporcjonalnie do jego stężenia w środowisku przez system korzeniowy oraz liście i łodygi [TERELAK, PIETRUCH 2000]. Badania wskazują, że najistotniejszymi czynnikami wpływającymi na pobieranie kadmu przez rośliny jest jego nie tylko jego zawartość ale także odczyn gleby. Obserwuje się liniową zależność między pH gleby a przyswajalnością tego pierwiastka przez rośliny [TUDOREANU, PHILLIPS 2004]. Przyswajalność kadmu przez rośliny często jest związana z obecnością innych pierwiastków. Stwierdzono między innymi, że obecność jonów: cynku [ZHAO i in. 2002; KIRKHAM 2006], fosforu [DHERI i in. 2007], chloru [OPORTO i in. 2009], wapnia [CHOI, HARADA 2005] i miedzi [KUDO i in. 2011] w podłożu powoduje zmniejszenie jego ilości w tkankach. Z kolei obecność żelaza w

formie związanej (np. w formie chelatów), może powodować znaczny wzrost pobierania kadmu do części nadziemnych [SKOŁOŹDRZY i in. 2001].

Fitotoksyczność kadmu objawia się zaburzeniami w pobieraniu makro oraz mikroelementów niezbędnych do prawidłowego funkcjonowania rośliny. Jego toksyczność wynika również z podobieństwa do jonów cynku, co może skutkować zastępowaniem go w funkcjach metabolicznych. Inaktywuje enzymy, przez co działa toksycznie. Powoduje tym samym zaburzenia fotosyntezy, zmianę przepuszczalności błon, struktury DNA, obniża zdolność pobierania CO₂ i zaburza przemiany związków azotowych [WOLAK i in. 1995].

Objawami zatrucia kadmem są plamy chlorotyczne, brunatnienie blaszek liściowych, zaczerwienienie żyłek, skręcanie liści, grubienie i skrócenie korzeni.

Rośliny odporne na działanie kadmu tworzą fitochelaty, które wiążąc ten pierwiastek, neutralizując jego toksyczność.

2.5.3 Miedź

Miedź, podobnie jak cynk, powszechnie znajduje się w skorupie ziemskiej, choć średni zakres występowania jest od niego większy bo wynosi 5-100 mg/kg s.m. Stężenie tego pierwiastka w glebie także jest zróżnicowane i mieści się w granicach 1-130 mg/kg s.m. Związki miedzi są na ogół dobrze rozpuszczalne, uwalniane jony tworzą połączenia z substancją organiczną, minerałami ilastymi, występują także w formie różnych wytrąceń, takich jak: siarczany, siarczki i węglany [TERELAK i in. 2000]. Biodostępność miedzi dla organizmów roślinnych zależy między innymi od takich czynników jak: stężenie tego pierwiastka w glebie, ilość substancji organicznej, pH oraz pojemności wymiany kationów (PWK) [CHAIGNON i in. 2002; BRAVIN i in. 2009; WU i in. 2010]. Młode rośliny intensywniej kumulują łatwo przyswajalną miedź, szczególnie w najbardziej aktywnych organach. Transportują ją w formie jonów Cu²⁺ lub w postaci chelatów miedziowych [GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006]. Miedź może być toksyczna dla roślin, obserwuje się także wzrost jej toksyczności w połączeniu z toksycznym oddziaływaniem innych metali [ONDER i in. 2007].

Podobieństwo do cynku ujawnia się w znaczeniu miedzi w życiu rośliny. Jako kofaktor wielu enzymów jest niezbędna do zachodzenia procesów odpornościowych, reprodukcji roślin, fotosyntezy, oddychania, przemian związków azotowych, transportu węglowodanów oraz translacji [TYKSIŃSKI 2002].

Zapotrzebowanie roślin na miedź jest niewielkie. Szacuje się, że minimalny zakres tego pierwiastka jaki jest potrzebny roślinie wynosi około 2 mg/kg s.m gleby. Często jednak mimo dostępności miedzi w środowisku, występuje zjawisko jej niedoboru u roślin. Uważa się, że najczęstszą przyczyną są nieprawidłowości fizjologiczne zaburzające transport tego pierwiastka. Przy niedostatku miedź może być transportowana ze starzejących się liści do młodych zarówno przez ksylem, jak i floem, choć nie jest to regułą [GARNETT, GRAHAM 2005] .

Przy dużej koncentracji miedzi następuje gromadzenie się jej w chloroplastach, co przyczynia się do występowania zakłóceń w procesie syntezy chlorofilu. W wyniku wiązania się miedzi z białkami w korzeniach, następuje ich skrócenie oraz pogrubienie. Obserwuje się także brak włóśników [CIEPAŁ 1992, KROGULEC 1993]. Występują wtedy zaburzenia w oddychaniu i aktywności enzymów. Wysokie stężenia miedzi w glebie mogą spowodować między innymi obniżenie tempa lub zahamowanie wzrostu pędów, spadek liczby liści, ich choroby i przebarwienia oraz przedwczesne starzenie [PANDEY, SHARMA 2002].

2.5.4 Ołów

Ołów należy do pierwiastków, których udział w skałach waha się w zakresie od 0,1 do 40 mg/kg s.m. Naturalna zawartość ołowiu w glebach lekkich wynosi 20 mg/kg s.m., w glebach średnich i ciężkich 30 mg/kg s.m., a w glebach organicznych 25 mg/kg s.m. [SZCZEPOCKA 2005]. Najpowszechniej występującą formą tego pierwiastka w zewnętrznej warstwie skorupy ziemskiej jest siarczek (PbS-galenit), z którego Pb uwalniany jest do gleby w procesie utleniania, w związku z tym udział ołowiu w glebie zazwyczaj jest proporcjonalny do jego zawartości w skale macierzystej [TERELAK, PIETRUCH 2000]. Często jednak pojawienie się tego pierwiastka w górnych warstwach gleby jest wynikiem działań antropogenicznych.

Ołów często przyjmuje formy słabo dostępne dla roślin a dostępność ta jest związana z występowaniem innych pierwiastków, czy związków chemicznych. Dla przykładu obecność wapnia, siarki, czy fosforu może zmniejszyć mobilność ołowiu w glebie.

Do tej pory nie udowodniono, że pierwiastek ten jest potrzebny dla normalnego wzrostu i rozwoju roślin [TUJAKA i in. 2004]. Aby uchronić się przed toksycznym działaniem ołowiu, rośliny odkładają go w komórkach endodermy lub na błonach epidermy komórek korzenia oraz łodyg. Organami narażonymi na występowanie tego

pierwiastka są także liście, do których wnika na skutek uszkodzenia powierzchni, przez aparaty szparkowe lub może być zatrzymany w kutikuli [CIEPAŁ 1992; SKOŁODŹY i in. 2001].

Szkodliwy wpływ ołowiu wynika z jego dużego powinowactwa do białek, przez co oddziałuje na morfologię i anatomię roślin. Objawia się to głównie zahamowaniem ich wzrostu. Ołów hamuje bowiem podziały komórkowe oraz osłabia procesy metaboliczne [FURMANEK, ANDRZEJEWSKA-PONOMAREV 2006]. Gromadząc się w ścianach komórkowych endodermy i naczyń, zaburza pobieranie wody i składników pokarmowych, co wpływa na opóźnienie procesów kiełkowania roślin [CHŁOPECKA i ADRIANO 1997]. Ołów inaktywuje podstawowe dla metabolizmu enzymy, narusza równowagę elektrolityczną, zaburza transport elektronów w mitochondriach i chloroplastach. Jest sprawcą stresu oksydacyjnego i powstawania wolnych rodników. Ich duże stężenie powoduje uszkodzenia strukturalne i funkcjonalne komórek [FURMANEK, ANDRZEJEWSKA-PONOMAREV 2006]. Pierwiastek ten powoduje także rozerwanie wiązań wodorowych w kwasach nukleinowych, przez co destabilizuje ich strukturę [MICAL i in. 1997; SKOŁODŹY i in. 2001].

Do objawów zatrucia ołowiem należą skrócenie korzeni, zmniejszenie ilości włosników, zmniejszenie powierzchni blaszki liściowej, zmiany chlorotyczne liści, czasem nekrotyczne, czerwone zabarwienie liści, zmniejszenie turgoru [SKOŁODŹY i in. 2001; GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006].

2.5.5 Żelazo

Żelazo nie należy do pierwiastków śladowych, ponieważ powszechnie znajduje się w skorupie ziemskiej oraz w glebie (średnio 460 mg/kg s.m.). W roztworze glebowym występuje w formie jonowej oraz w postaci różnorodnych kompleksowych połączeń mineralnych i organicznych. Organiczne połączenia żelaza zwiększają na ogół jego mobilność a stopień jego ruchliwości zmienia się wraz ze zmianą warunków środowiskowych. W środowisku kwaśnym żelazo przyjmuje formę biodostępną, w alkalicznym zaś zmniejsza swoją mobilność. W warunkach obojętnego pH rośliny pobierają żelazo w formie chelatów bądź też tworzą rodniki hydroksylowe ułatwiające przyswojenie tego związku [HELL, STEPHAN 2003].

Objawy niedoboru tego pierwiastka najczęściej spowodowane są zaburzeniem homeostazy chemicznej w środowisku glebowym na skutek działań antropogenicznych, które wpływają na zmianę mobilności tego pierwiastka, nie są zaś wynikiem braku

żelaza w glebie. Także nadmiar innych pierwiastków w glebie zaburza pobieranie żelaza przez rośliny. Przykładowo, nadmiar Mn czy Ni ogranicza pobieranie i przemieszczanie się żelaza, co w konsekwencji hamuje powstawanie chlorofilu i powoduje chlorozę. Podobne działanie względem omawianego pierwiastka obserwujemy w przypadku potasu oraz siarki. Antagonizm w przemieszczaniu się tych pierwiastków dostrzegany jest zarówno w środowisku glebowym, jak i w roślinie.

Obecność związanych form żelaza (np. wodorotlenków) w glebie jest tym ważniejsza, że posiadają one duże właściwości sorpcyjne, w tym metali ciężkich, przez co obecność tego pierwiastka wpływa na zmniejszenie bioprzyswajalności innych metali.

Żelazo należy do mikroelementów niezbędnych do wzrostu i rozwoju rośliny. Uczestniczy bowiem w procesie fotosyntezy, zwłaszcza w etapie przekształcania energii świetlnej w chemiczną, stymuluje powstanie chlorofilu, uczestniczy w redukcji azotanów i wiązaniu wolnego azotu oraz bierze udział w metabolizmie kwasów nukleinowych oraz reakcjach redoks.

Nadmiar żelaza często nie jest dla roślin problemem, ponieważ mają zdolność do unieruchamiania go poprzez tworzenie połączeń z białkami, co nie powoduje widocznych zmian w ich morfologii ponadto mechanizmy wylapywania żelaza z gleby często podlegają regulacjom zapewniającym pobieranie optymalnej ilości tego pierwiastka [HELL, STEPHAN 2003].

2.6 Zagrożenia związane z zanieczyszczeniami powietrza

Powietrze zanieczyszczane jest przez wszystkie substancje gazowe (stałe lub ciekłe), które znajdują się w powietrzu w ilościach większych niż ich średnia zawartość. Według WHO za powietrze zanieczyszczone uważa się takie, którego skład chemiczny może ujemnie wpłynąć na organizmy żywe, a także na inne elementy środowiska (wodę, glebę). Ogólnie zanieczyszczenia powietrza dzieli się na pyłowe i gazowe. Zanieczyszczenia powietrza wpływają niekorzystnie nie tylko na zdrowie ludzi ale także na świat roślinny, zaburzając procesy fotosyntezy, transpiracji i oddychania [FUKSA, CISZYŃSKA, 2009].

Zagrożenia wywołane zanieczyszczeniami powietrza, które nasiliły się wraz z rewolucją przemysłową w XIX w. nadal pozostają istotnym problemem. Mogą dotyczyć aspektów przestrzennych i mieć charakter lokalny, regionalny lub globalny bądź też aspektów czasowych od krótkoterminowych do wieloletnich. Obok bezpośredniego wpływu tych zanieczyszczeń na zdrowie ludzkie i komponenty środowiska obserwuje się szereg pośrednich efektów szkodliwych występujących po ich depozycji. Zanieczyszczenia te mogą bezpośrednio powodować skażenia metalami ciężkimi, często wpływają także na wzrost kwasowości gleb, przez co w pośredni sposób wpływają na kumulację metali w roślinach [JUDA-REZLER, MANCZARSKI 2010].

Głównymi zanieczyszczeniami gazowymi emitowanymi do powietrza są tlenki azotu (NO_x), tlenki siarki (SO_3 , SO_2), tlenek węgla (CO) oraz amoniak (NH_3). Nie ulega wątpliwości, że wpływ człowieka na wielkość emisji SO_2 oraz NO_x jest znaczący. Chociaż nie ma pewności co do wielkości strumienia siarki pochodzącego ze źródeł naturalnych, zgodność istnieje co do tego, że emisje pochodzenia antropogenicznego przewyższają naturalne [GALLOWAY 1995]. I choć globalnie emisje siarki zostały znacząco zmniejszone od lat osiemdziesiątych [MUZIK i in. 2003], nadal obserwuje się pogarszanie jakości gleb na skutek wymywania kationów zasadowych, co spowodowane może być przez kwasy i depozycję zakwaszającą [STASZEWSKI 2004]. Jednocześnie, wraz ze wzrostem zainteresowania zanieczyszczeniami siarki i poczynionymi metodami ograniczania jej emisji, nie obserwowano wyraźnych trendów do monitorowania zanieczyszczeń NO_x , które stanowiły dominującą część depozycji zakwaszającej [FOWLER i in. 1999].

2.7 Wpływ pyłów i zanieczyszczeń gazowych na organizmy roślinne

Do głównych sposobów oddziaływania pyłów na organizmy roślinne należą: blokowanie dopływu światła do aparatu fotosyntetycznego oraz zaburzanie wymiany gazowej, co może skutkować zaburzeniami procesów fizjologicznych [NANOS, ILIAS 2007; WANG i in. 2015]. Pyły ułatwiają również wnikanie zanieczyszczeń gazowych do wnętrza liścia.

Zjawisko redukcji ilości docierającego światła fotosyntetycznego zostało m. in. potwierdzone w przypadku pyłów pochodzących z cementowni [MAIER i in. 1979 cyt. za STASZEWSKI 2004]. Należy zaznaczyć, że stopień adhezji pyłów do powierzchni liścia zależy nie tylko od jego budowy ale również od średnicy zanieczyszczeń pyłowych. Cząstki pyłów o dużej średnicy łatwiej są usuwane przez opad lub wiatr. Drobne cząstki z kolei mogą odkładać się w mikrostrukturach i być trudno usuwalne [SHI i in. 2011].

Drugim fizjologicznym aspektem działania pyłów jest zatykanie szparek prowadzące do zmniejszenia wymiany gazowej oraz transpiracji szparkowej i kutykularnej. Zmiana tempa transpiracji powoduje przegrzanie tkanek, co zakłóca procesy fizjologiczne takiej rośliny [MAIER i in. 1979 cyt. za STASZEWSKI 2004]. Ponadto nierzadko składnikiem pyłów są metale ciężkie, które mogą wnikać do tkanek rośliny z powietrzem atmosferycznym przez wspomniane aparaty szparkowe oraz jako metale rozpuszczone w wodzie opadowej [HAYIAN, STUANES 2003; BONDADA i in. 2004 cyt. za SIWEK 2008].

Kolejnymi powszechnie występującymi zanieczyszczeniami powietrza są różnego rodzaju tlenki –głównie azotu oraz siarki. Tlenek siarki przekształcający się w kwas pod wpływem wilgoci może spowodować ostre uszkodzenia liści a chroniczna depozycja może doprowadzić do zmniejszenia tempa wzrostu oraz produkcji biomasy.

Trudniej jest ocenić wpływ NO_x na rośliny, ze względu na jego powiązanie z mechanizmami sygnalizacji wewnątrzkomórkowej i odporności [MACKINTOSH 1998]. Przypuszcza się, że NO hamuje fotosyntezę bez zmian przewodnictwa szparkowego działając jako inhibitor syntazy ATP [SHUNICHI, HIDEO 2002].

Do głównych udokumentowanych skutków wzrostu depozycji na NO_x należą: akumulacja związków azotu w glebie przyczyniająca się do zmian w składzie gatunkowym, zakwaszenie gleby oraz zwiększona wrażliwość roślin na wtórny stres i czynniki zakłócające, takie jak susza, przymrozki, patogeny czy roślinożercy.

Dodatkowo, badania wskazują także na występowanie interakcji między wspomnianymi tlenkami. NO_x i SO_2 mogą wywierać odmienny wpływ na poziomie komórkowym. Dostrzega się jednak, że wspomniana interakcja wywołuje większe uszkodzenia niż suma niezależnych wpływów tych dwóch gazów [MANSFIELD i FREER-SMITH 1981].

2.8 Aktywność enzymatyczna jako wskaźnik degradacji gleb

Mikroorganizmy glebowe pełnią podstawową rolę w obiegu pierwiastków przez co stanowią najważniejszy czynnik kształtujący dostępność składników pokarmowych dla roślin umożliwiając im wzrost i rozwój. Ponadto wytwarzane przez drobnoustroje enzymy glebowe aktywnie uczestniczą w przemianach materii i energii zachodzących w glebie oraz przeprowadzają procesy detoksykacji ksenobiotyków [RUSSEL, WYCZÓŁKOWSKI 2005].

Aktywność biologiczna danej gleby zależy od: typu gleby, poziomu glebowego, czy od rodzaju występującej szaty roślinnej [KUCHARSKI i in. 2001; BIELIŃSKA, MOCEK-PLÓCINIAK 2006]. Do czynników limitujących aktywność enzymatyczną należą: poziom wilgotności gleby, temperatura oraz natlenienie [FURCZAK i in. 1991].

Gleby piaszczyste wykazują niewielką, ilaste średnią, próchnicze natomiast wysoką aktywność enzymatyczną. Wraz ze wzrostem głębokości maleje ilość drobnoustrojów, zatem aktywność enzymatyczna również jest mniejsza. Obecność substancji organicznej, której źródłem są chociażby szczątki korzeni, wzbogaca glebę w enzymy, które z kolei generują wzrost ilości bakterii [KANIUCZAK i in. 2005]. Wg KUCHARSKIEGO [1997] aktywność enzymów jest wręcz proporcjonalna do zawartości materii organicznej, potwierdzają to także badania NADGÓRSKIEJ-SOCHY i in. [2006, 2013]. Wiele enzymów wykazuje wrażliwość na zmiany odczynu gleby. Spadek pH powoduje zmniejszenie ilości drobnoustrojów i co za tym idzie aktywności biologicznej gleby.

Obecność metali w glebie jako składnika enzymów biorących udział w ważnych procesach biochemicznych stymuluje wzrost i rozwój mikroorganizmów [KAVAMURA, ESPOSITO 2010]. Jeśli jednak występują w nadmiarze mogą tworzyć niespecyficzne związki, wywołując efekt cytotoksyczny [NIES 1999; NOWAK i in. 1999; WYSZKOWSKA, KUCHARSKI 2003 a, b]. Jednak, gleba jak każdy komponent środowiska jest układem dynamicznym. LOC i JANSEN [2005] zauważyli, że

w odpowiedzi na duże zanieczyszczenie cynkiem nastąpiło zamieranie wrażliwych mikroorganizmów, natomiast wzrosła liczebność opornych drobnoustrojów.

Biorąc pod uwagę fakt, że procesy enzymatyczne są niezwykle wrażliwe na czynniki o charakterze stresowym, coraz częściej wykorzystywane są do oceny zmian zachodzących w glebie pod wpływem czynników antropogenicznych [JANUSZEK 1999; BIELIŃSKA i in. 2000; DICK i in. 2000; MOCEK-PŁÓCINIĄK 2006]. Należy nadmienić, że zmiany w aktywności mikroorganizmów wynikające z obecności nadmiaru ksenobiotyków mają charakter długotrwały [LORENZ i in. 2006].

Literatura donosi o hamującym wpływie Cd na aktywność fosfatazy kwaśnej i zasadowej [KHAN i in. 2010] oraz dehydrogenazy [WYSZKOWSKA, WYSZKOWSKI 2002]. Obecność miedzi może wpływać hamująco na dehydrogenazę [CHAPERON, SAUVE 2007]. Z kolei cynk wykazuje działanie inhibujące zarówno na aktywność dehydrogenazy, jak i fosfataz [WYSZKOWSKA, ZABOROWSKA 2002]. To te właśnie enzymy zostały uznane przez SJÖGVISTA [1995] za najlepsze biomarkery zanieczyszczenia gleb cynkiem oraz ołowiem.

Fosfatazy są enzymami pozakomórkowymi, dehydrogenaza zaś wchodzi w skład układów wewnątrzkomórkowych a w wolnej postaci w glebie jest unieczynniona. Według badaczy aktywność enzymów przeprowadzających katalizę poza organizmami żywymi w porównaniu z enzymami wewnątrzkomórkowymi np. dehydrogenazami, może być bardziej przydatna do oceny zmian zachodzących w środowisku glebowym.

2.9 Zmiany ekofizjologiczne liści w odpowiedzi na zanieczyszczenia środowiska

W liściach odbywają się główne procesy fizjologiczne i w nich możemy poszukiwać wskaźników świadczących o kondycji rośliny. Większość substancji pobranych z gleby zostaje wykorzystana do budowy aparatu asymilacyjnego zatem to właśnie skład mineralny organów asymilacyjnych jest odzwierciedleniem stanu odżywienia rośliny [DE VRIES, HEIJ 1991; SCHACHTMAN i in. 1998 cyt. za PARZYCH 2014].

Biorąc pod uwagę, że skład mineralny organizmów roślinnych zależy nie tylko od właściwości osobniczych rośliny ale także od zasobności gleb [ATTWIL, ADAMS 1993; POREŃBSKA, OSTROWSKA 1999; PUGNAIRE 2001], możemy uznać, że niedobory składników odżywczych w roślinie są odzwierciedleniem ich niedoboru

w glebie [PRESCOTT i in. 1992]. O prawidłowym stanie fizjologicznym i zdrowotnym świadczą natomiast nie tyle ilości konkretnych pierwiastków w roślinie, co stosunek ich zawartości [SZCZUBIAŁKA 1981; BIAŁY 1983; OSTROWSKA, POREŃSKA 2002; FYSTRO i in. 2008].

W przypadku siarki wartość graniczna w roślinie została ustalona na 2%, powyżej której można zaobserwować chlorozę liści. Niedobór tego pierwiastka powoduje natomiast zaburzenia w biosyntezie aminokwasów oraz w procesach detoksykacyjnych poprzez zahamowanie procesu produkcji glutationu, czy fitochelatin. Objawy niedoboru pojawiają się najpierw w młodych liściach, ponieważ rośliny nie posiadają możliwości resorpcji związków siarki ze starszych części rośliny. Miarą narażenia roślin na tlenki siarki jest natomiast stosunek N/S [MALCOLM, GARDFORD 1997].

Ilość pobranego azotu (w postaci jonów amonowych i azotanowych) z podłoża ma swoje odzwierciedlenie w produkcji biomasy [STARCK 2006]. Rośliny muszą pobierać znaczne ilości tego pierwiastka w związku z jego obecnością w najważniejszych molekułach takich jak kwasy nukleinowe, czy aminokwasy. W związku z tym niedobór azotu często powoduje zahamowanie wzrostu części podziemnych i nadziemnych, czy też przedwczesne opadanie liści. Mechanizmem obronnym roślin jest resorpcja tego pierwiastka z liści przed ich opadaniem [KOLB, EVANS 2002] a także przekierowanie transportu azotu z części wegetatywnych do nasion, co obserwowano chociażby u ziarniaków zbóż [SIMPSON i in. 1983].

W odpowiedzi na zanieczyszczenia przemysłowe zachodzą zmiany w procesach biochemicznych objawiające się w biomase oraz w morfologii liści [BUSSOTTI i in. 2000]. Jedną z odpowiedzi na zanieczyszczenia powietrza może być redukcja biomasy i powierzchni liści [REIG-ARMIÑANA i in. 2004; WEN i in. 2004; SILVA i in. 2005].

Zmiany w powierzchni liści przypuszczalnie są wynikiem działania mechanizmów ochronnych lub adaptacyjnych umożliwiających wzrost w zanieczyszczonym środowisku. W obecności metali ciężkich w glebie rośliny przyjmują różne strategie. Dane literaturowe donoszą zarówno o wzroście [WEN i in. 2002, 2004] jak i spadku biomasy liści [CIEPAŁ 1984 za Lorek 1993, AIT ALI i in. 2004]. Stwierdzono, że między innymi obecność ołowiu może powodować zmniejszenie powierzchni blaszki liściowej [SKOŁODŹY i in. 2001; GRUCA-KRÓLIKOWSKA i WACŁAWEK 2006].

Wraz ze zmianami w morfologii liści, obserwuje się zmiany w ilości barwników asymilacyjnych. W odpowiedzi na zawartość metali ciężkich w środowisku, roślina często odpowiada wzrostem zawartości chlorofili oraz karotenoidów [SINGH i in. 2004]. Przyczyn wzrostu zawartości tych barwników można upatrywać w stymulującym wpływie jednego lub kilku metali wchodzących w skład pyłów. Dodatkowo pył ten często powoduje zmniejszenie ilości światła docierającego do powierzchni liści. W konsekwencji jako mechanizm adaptacyjny następuje wzrost syntezy barwników asymilacyjnych [ŁUKASIK 1990].

Innym przykładem odpowiedzi na obecność metali (np. ołowiu) w glebie może być zmniejszenie zawartości chlorofili. Obecny w liściu metal może doprowadzić do degradacji enzymów służących do biosyntezy tych barwników [ÖNCEL i in. 2000; SAXENA i in. 2003; SINGH i in. 2004]. Karotenoidy z kolei mogą tutaj pełnić funkcję nieenzymatycznych antyoksydantów ochraniających chlorofile podczas stresu [SINGH i in. 2004].

3 Teren badań

Próbki gleby i materiału roślinnego pobierano z powierzchni badawczych zlokalizowanych wokół dwóch zakładów przemysłowych tj. Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” oraz „Huty Katowice” (z przylegającym Zakładem Koksowniczym „Przyjaźń”). Jako teren referencyjny wybrano obszar pozbawiony bezpośredniego wpływu większych zakładów przemysłowych zlokalizowany w odległości 25 km na północny zachód od miejscowości Miasteczko Śląskie.

Badania przeprowadzono w latach 2010 i 2011. Należy zaznaczyć, że przed rozpoczęciem niniejszych badań zarówno Huta Katowice z przylegającym ZK „Przyjaźń” jak i Huta Cynku „Miasteczko Śląskie” znacząco zmniejszyły emisję zanieczyszczeń na skutek prowadzonych działań proekologicznych.

3.1.1 Rejon „Huty Katowice” w Dąbrowie Górniczej

Huta Katowice rozpoczęła swoją działalność w 1976 roku. Przez lata należała do czołowych emitorów zanieczyszczeń atmosferycznych w Polsce. Po uruchomieniu zakładu faktyczna emisja pyłu wyrażona w mg/rok dwukrotnie przekroczyła założenia przewidziane na etapie projektu. W latach 1981-84 nastąpił spadek emisji pyłów oraz dwutlenku siarki [CIEPAŁ 1984 za LOREK 1993; KAPAŁA 1994], co było wynikiem wdrożenia w zakładzie systemu naprawczego.

W 1987 roku, niecały kilometr na wschód od zakładu, ostatecznie oddano do użytku Koksownię „Przyjaźń”. Stworzyło to nową sytuację ekologiczną w rejonie związaną z pojawieniem się dodatkowych źródeł zanieczyszczeń takich jak: węglowodory, związki siarki i tlenki azotu.

W latach 90-tych wielkość emisji zanieczyszczeń z regionu Huty Katowice uległa znacznemu zmniejszeniu w porównaniu z zakładaną w założeniach techniczno – ekonomicznych (ZTE), co wiązało się nie tylko ze zmianą wielkości produkcji ale również licznymi inwestycjami proekologicznymi (Tabela I).

Spośród zanieczyszczeń emitowanych w owym czasie przez obydwa zakłady, Huta Katowice dominowała w kształtowaniu poziomu opadu pyłu i stężeń śródrocznych tlenku węgla, a w nieco mniejszym już stopniu pyłu zawieszzonego, SO₂ i NO₂. Koksownia natomiast dominowała w kształtowaniu poziomu stężeń średniorocznych B(a)P i HCN. ZK „Przyjaźń” w owym czasie był również źródłem kilkunastu

zanieczyszczeń, które nie były emitowane z terenu huty, przez co przyczyniał się dodatkowo do znacznego rozszerzenia listy substancji zanieczyszczających powietrze w regionie. Należy zaznaczyć, że emisja zanieczyszczeń z Huty Katowice cechowała się z reguły większym zasięgiem oddziaływania niż emisja z ZK „Przyjaźń”, z drugiej strony zespół emitatorów ZK „Przyjaźń” wywoływał przeważnie wyższe poziomy stężeń w powietrzu, z maksimum zlokalizowanym na terenie koksowni lub tuż przy jej granicy [MAZUR i in. 2002].

Spośród substancji fitotoksycznych emitowanych przez hutę w latach 90-tych na szczególną uwagę zasługiwały: SO₂, NO_x, związki fluoru i pyły. Stwierdzono, że w skład pyłów wchodziło głównie żelazo, wapń oraz magnez, ale także kadm, cynk i ołów [LOREK 1993].

Na przestrzeni następnych lat zamontowano nowe systemy zmniejszając emisję zanieczyszczeń: urządzenia odpylające gazy i spaliny, elektrofiltry, wprowadzono hermetyzację procesów produkcji [POMIERNY, CIEPAŁ 2004]. Zastosowane rozwiązania zmniejszyły m. in. o połowę emisję dwutlenku węgla [B.O.Ś 2002, 2006, 2008, 2011]. W 2013 roku przeprowadzono kolejną modernizację, która obejmowała oba wielkie piece oraz założenie nowej instalacji do wdmuchiwanie pyłu węglowego. Doprowadziło to do zmniejszenia emisji pyłów o 1/3, a dwutlenku węgla o 1/4.

Od 2005 roku Huta Katowice zmieniła swoją nazwę na Mittal Steel Poland S.A. wchodząc tym samym w struktury największego koncernu stalowego świata.

Tabela I. Roczna emisja zanieczyszczeń z Huty Katowice w latach 90-tych [GARŚCIA 1992]
Materiały informacyjno –statystyczne Huty Katowice i ZK „Przyjaźń” 1991-1996].

Rodzaj zanieczyszczenia	Wg ZTE (I etap)	Wielkość emisji [Mg/rok]	
		Rok 1990	Rok 1996
Pył*	22 000	23 941	7 171
SO ₂	31 000	15 185	6 359
NO ₂	10 000	9 866	7 771
CO	285 000	214 395	107 045
HF	-	72	58,6
H ₂ S	3000	39,1	9,2
HCN	120	85,5	5,0
Pb*	-	59,4	38,7
Cu*	-	14,4	7,1
Cr*	-	1,2	0,6
Cd*	-	0,7	0,8

*bez uwzględnienia emisji niezorganizowanej ze składowisk surowców i odpadów hutniczych

3.1.2 Rejon Huty Cynku "Miasteczko Śląskie"

Huta Cynku "Miasteczko Śląskie", działająca od 1966 roku, była w latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych jednym z głównych emitorów zanieczyszczeń powietrza w północnej części województwa [RYCHŁOWSKI, 1967]. Od roku 1968, w którym uruchomiono produkcję kwasu siarkowego, datuje się niszczenie drzewostanów sąsiednich nadleśnictw leżących w bezpośrednim sąsiedztwie huty [LOREK 1993]. Huta zajmowała się produkcją: surowego tlenku cynku, hutniczego cynku rafinowanego, ołowiu rafinowanego i technicznego kwasu siarkowego, jako odpad traktowano wapno tlenkowo-magnezowe. Do atmosfery deponowane były zanieczyszczenia zawierające m.in. związki: miedzi, magnezu, żelaza, cynku, ołowiu, kadmu oraz pyły węgla i zanieczyszczenia gazowe: CO₂, CO, SO₂. W kolejnych latach produkcji emisja szkodliwych zanieczyszczeń wzrastała aż do roku 1979, kiedy zastosowano nowy ciąg technologiczny. Należy jednak dodać, że w strefie ochronnej huty, średni roczny opad pyłu przekraczał dopuszczalne wartości. Stosowane urządzenia odpylające nie przynosiły efektów dla najdrobniejszych frakcji metali. Wdrożony na początku lat dziewięćdziesiątych program proekologiczny obejmujący modernizację zakładu, doprowadził do spadku zmniejszenia obciążenia środowiska

metalami ciężkimi. Obecnie poziom emisji kadmu i ołowiu nie przekracza dopuszczalnych norm.

W 2013 roku zakład otrzymał certyfikat ISO 9001:2008. Dziś zakład nadal produkuje: cynk rafinowany, aluminiowe stopy cynku, ołów rafinowany, metal Dore`a-98,5% Ag, kwas siarkowy, kadm rafinowany.

3.2 Lokalizacja powierzchni badawczych

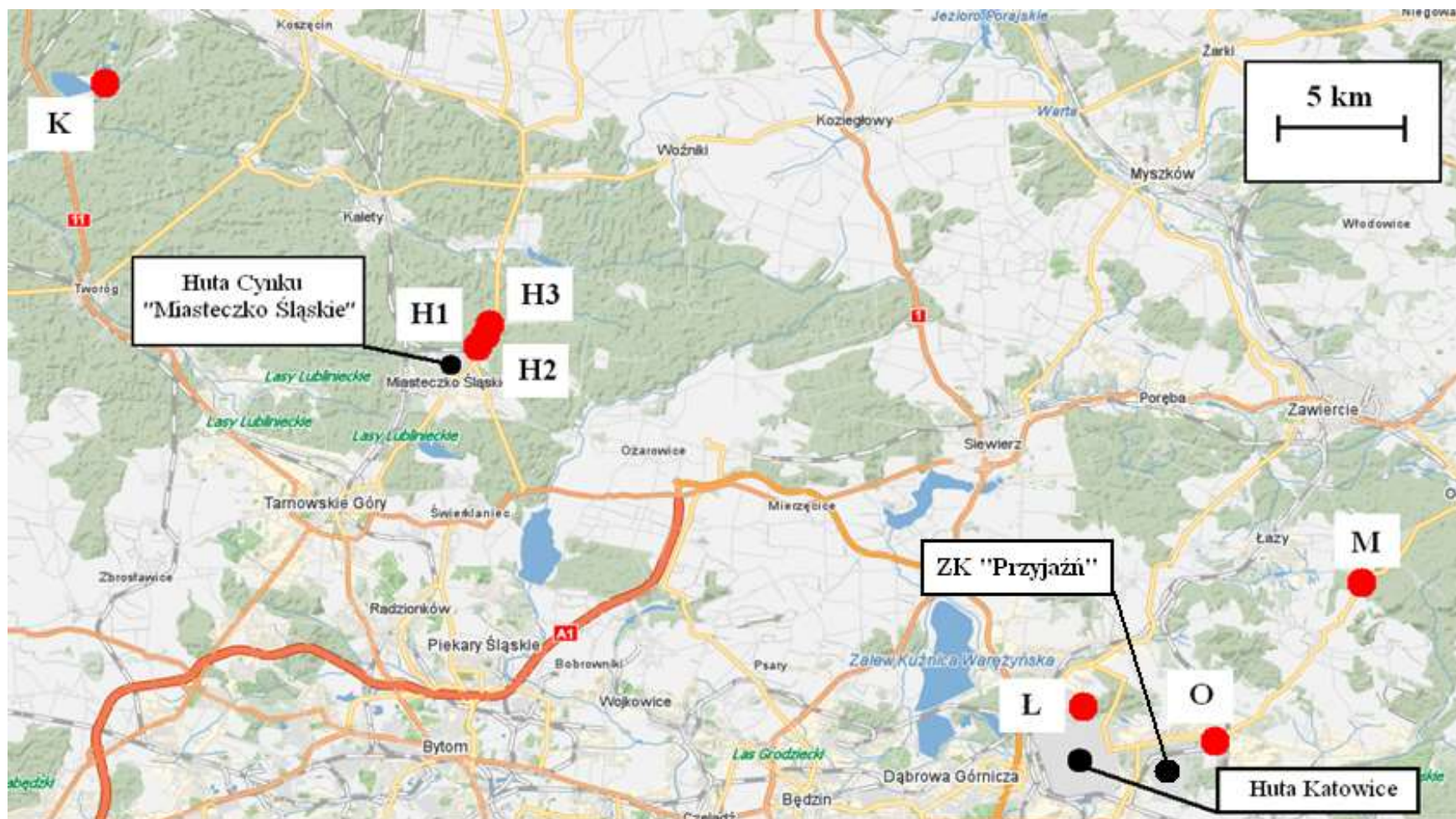
Badania prowadzone były na wyznaczonych powierzchniach badawczych. W strefie oddziaływań Huty Katowice i ZK „Przyjaźń” wybrane zostały 3 powierzchnie, które nazwano odpowiednio: Łosień, Okradzionów (w pobliżu ZK „Przyjaźń”) oraz Mitręga. W pobliżu Huty Cynku "Miasteczko Śląskie" również zostały wybrane trzy obszary zlokalizowane na północ od źródła emisji: Huta 1, Huta 2 oraz Huta 3.

Jako teren referencyjny wybrano obszar pozbawiony bezpośredniego wpływu większych zakładów przemysłowych (Kokotek) zlokalizowany w odległości 25 km na północny-zachód od Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Dokładną lokalizację wszystkich powierzchni (zdjęcia 1-2) oraz fotodokumentację przedstawiono poniżej (zdjęcia 3-25).

Powierzchnie znajdujące się w pobliżu „Huty Katowice” zlokalizowane są w obszarze zachodnich oraz południowo-zachodnich wiatrów [BIULETYN IMGW 1992], co może mieć wpływ na zróżnicowanie stanowisk badawczych pod względem stopnia zanieczyszczenia przemysłowego.

W okolicach Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” obserwuje się głównie wiatry północno-zachodnie. Mają one jednak słaby charakter, co powoduje przedłużające utrzymywanie się zanieczyszczeń na tym obszarze. Dodatkowo, na skutek oddziaływania przemysłu ciężkiego, zwiększa się zapylenie powietrza, co powoduje także osłabienie bezpośredniego promieniowania słonecznego o 18% [KRUCZAŁA 2000].

W okresie pomiędzy rokiem 1970 a 1990 zbiorowiska leśne badanych obszarów określone były jako bór świeży, jednak stan drzewostanów ulegał stopniowemu zniszczeniu na skutek zanieczyszczeń przemysłowych. Na powierzchni Huta 1 już w latach 90-tych drzewostan był uszkodzony w 70% [LOREK, 1993].



Pow.	Kokotek (K)	Huta 1 (H1)	Huta 2 (H2)	Huta 3 (H3)	Łosień (L)	Okradzionów (O)	Mitęga (M)
N:	50° 36' 47"	50° 30' 26,56"	50° 30' 44,52"	50° 31' 6,476"	50° 21' 46,01"	50° 20' 48,16"	50° 24' 46,32"
E:	18° 43' 50"	18° 56' 3,12"	18° 56' 17,81"	18° 56' 36,5"	19° 17' 20,31"	19° 22' 0,91"	19° 26' 46,83"

Zdjęcie 1. Mapa pokazująca lokalizację powierzchni badawczych.



Zdjęcie 2. Mapa pokazująca rozmieszczenie powierzchni badawczych wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”.

3)



4)



Zdjęcie 3 i 4. Powierzchnia badawcza Huta 1 znajdująca się w bezpośrednim sąsiedztwie Huty Cynku "Miasteczko Śląskie".



Zdjęcie 5. Pokrój osobnika *V. myrtillus* na powierzchni badawczej Huta1 znajdującej się w bezpośrednim sąsiedztwie Huty Cynku "Miasteczko Śląskie".

6)



7)



Zdjęcie 6 i 7. Powierzchnia badawcza Huta 2.



Zdjęcie 8. Pokrój osobnika *V. myrtillus* na powierzchni badawczej Huta 2.

9)



10)



Zdjęcie 9 i 10. Powierzchnia badawcza Huta 3.



Zdjęcie 11. Pokrój osobnika *V. myrtillus* na powierzchni badawczej Huta 3.

12)



13)



Zdjęcie 12 i 13. Powierzchnia badawcza Łosień.

14)



15)



Zdjęcie 14 i 15. Powierzchnia badawcza Okradzionów.

16)



17)



Zdjęcie 16 i 17. Pokrój badanych gatunków na powierzchni badawczej Okradzionów.

18)



19)



Zdjęcie 18 i 19. Powierzchnia badawcza Mitreğa.

20)



21)



Zdjęcie 20 i 21. Pokrój badanych gatunków na powierzchni badawczej Mitręga.

22)



23)



Zdjęcie 22 i 23. Powierzchnia referencyjna Kokotek.

24)



25)



Zdjęcie 24 i 25. Pokrój badanych gatunków na powierzchni badawczej Kokotek.

3.3 Materiał badawczy

3.3.1 Borówka czarna (*Vaccinium myrtillus* L.)

Borówka czarna należy do niewielkich krzewinek (chamefit) tworzących lite łąny o wysokości 10-60 cm. Cechuje się silnie rozwiniętym pędem podziemnym, który średnio sięga do głębokości 6 cm. Pęd nadziemny jest wielokrotnie sympodialnie rozgałęziony. Liście rozmieszczone są w pędach w 2-3 rzędach długości 1-1,5 cm i szerokości 0,5-1,5 cm. Owocem jest kulista, wielonasienna jagoda, początkowo zielona a w stanie dojrzałym czarna z niebieskawym nalotem.

Występuje na nasłonecznionych stanowiskach, choć znosi nawet najbardziej zacienione miejsca, nawet pod drzewostanem w pełnym pokryciu.

Nie ma wysokich wymagań glebowych. Rośnie także na ubogich glebach. Do czynników limitujących należy jednak wysoka wilgotność tejże gleby. Obecność *Vaccinium myrtillus* L. może być uznana jako oznaka degradacji gleby.

Występuje pospolicie na całym niżu, choć w ostatnich dziesięcioleciach obserwuje się liczny spadek jej stanowisk [ZARZYCKI i in. 2002].

3.3.2 Borówka brusznica (*Vaccinium vitis-idaea* L.)

Borówka czerwona należy do niewielkich zimozielonych krzewinek, które nie tworzą jednak litych łąnów, występujących w małych -kępkach lub pojedynczo. Silnie rozwinięty pęd podziemny średnio sięga do głębokości 4 cm. Pęd nadziemny jest słabo rozgałęziony. Liście mają zabarwienie zimozielone, są skórzaste, całobrzegie lub słabo ząbkowane o długości 1-2,5 cm i szerokości 0,6-1,5 cm. Owocem jest początkowo biała, później czerwona jagoda zawierająca 4-30 nasion, owocująca w sierpniu.

Występuje na siedliskach mniej żyznych i wilgotnych niż borówka czarna, na zasobnych w próchnicę, kwaśnych glebach. Jest bardziej oporna na mróz i mniej wrażliwa na susze niż *Vaccinium myrtillus* L.

Występuje pospolicie na terenie całej Polski, choć podobnie jak w przypadku borówki czarnej, w ostatnich dziesięcioleciach obserwuje się liczny spadek stanowisk lub ubytek liczby osobników na stanowiskach [ZARZYCKI i in. 2002].

3.3.3 Gleba

Gleby okolic „Huty Katowice” należą do bielicy z dużym udziałem antropogenicznych metali ciężkich [SKOWRONEK i in. 2009]. Na obszarze wokół Huty Cynku "Miasteczko Śląskie" również przeważały bielice [LOREK 1993], jednak na skutek zanieczyszczeń atmosfery znaczna część gleb uległa głębokiej degradacji [ABSALON 1995].

Dotychczasowe badania gleb terenów województwa śląskiego wskazują na podwyższoną zawartość metali ciężkich w stosunku do tła geochemicznego stanowiącego naturalną zawartość z czasów przed rozwojem przemysłu [PRZYBYLSKI 1981].

3.4 Metodyka

3.4.1 Analiza materiału glebowego

Glebę do analizy pobierano w ciągu dwóch okresów badawczych z poziomów metrycznych: 5 cm, 10 cm oraz 15 cm. Z każdej powierzchni badawczej wybrano 5 prób losowych z każdej głębokości i następnie przygotowano próbę mieszaną. Próbki pobrane w terenie przetrzymywano w płóciennych workach aż do uzyskania tak zwanej powietrznie suchej masy i następnie przesiano przez sита o średnicy odpowiednio 10, 5 i 1 mm. Tak przygotowana frakcja ogólna gleby posłużyła dalszej analizie. Celem uzyskania frakcji biodostępnej powietrznie suchą glebę rozcierano do wielkości 0,25 mm.

3.4.1.1 Oznaczenie metali ciężkich w glebie we frakcji ogólnej i biodostępnej

Zawartość metali ciężkich w glebie we frakcji ogólnej oznaczono wg metod BOUWMAN i in. 2001 oraz OSTROWSKIEJ i in. [1991] na aparacie UNICAM 939/959. Biodostępną frakcję metali ciężkich w glebie oznaczono przy użyciu CaCl_2 [KOPTYSIK, KOPTYSIK 2001]. Dla każdej próby sporządzono 3 powtórzenia a następnie obliczono wartość średnią.

3.4.1.2 Analiza zawartości siarki w glebie

Oznaczanie zawartości siarki ogólnej w glebie dokonano metodą kolorymetryczną [OSTROWSKA i in. 1991].

3.4.1.3 Pomiar pH gleby

Do oznaczania pH gleby zastosowano metodę potencjometryczną. Powietrznie suchą glebę (10g) zalano 25 ml wody destylowanej o $\text{pH}=7$. Pomiaru pH gleby (kwasowość czynna) dokonano po upływie 24 godzin z wykorzystaniem pH-metru cyfrowego typu CP-125. Urządzenie zostało wcześniej skalibrowane z wykorzystaniem roztworów buforowych (o pH : 3,0 5,0 i 7,0) z uwzględnieniem temperatury otoczenia. Dla każdej próby sporządzono 3 powtórzenia [OSTROWSKA i in. 1991; NIKONOV i in. 2001].

3.4.1.4 Oznaczenie substancji organicznej w glebie

Oznaczeń zawartości substancji organicznej w glebie dokonano metodą wyżarzania [OSTROWSKA i in. 1991; PISAREK 2001].

3.4.1.5 Oznaczenie aktywności enzymów glebowych

Aktywność enzymów glebowych oznaczano w glebie „świeżej” za pomocą metod SCHINNER i in. [1995]. Przed przystąpieniem do pomiarów glebę przesiano przez sito o wielkości oczek 2mm.

Do analizy aktywności fosfatazy kwaśnej i alkalicznej wykorzystano jako substrat fosforan p-nitrofenolu. Do optymalizacji reakcji użyto buforu MUB o pH 6,5 dla fosfatazy kwaśnej i pH 11 dla alkalicznej, natomiast jako przerywacz zastosowano CaCl_2 (0,5 M) i NaOH (0,5 M). Aktywność enzymów mierzono spektrofotometrycznie (na spektrofotometrze CECIL 2000) przez pomiar absorbancji przy długości fali 400 nm. Analizę przeprowadzano w trzech powtórzeniach, naważka gleby wynosiła 1 g.

Do pomiaru aktywności dehydrogenaz stosowano chlorek trójfenylotetrazolowy (TTC). Tris pełnił rolę substratu oraz substancji buforującej. Analizę przeprowadzano w trzech powtórzeniach, naważka gleby wynosiła 5g. Absorbancję mierzono przy długości fali 546 nm.

3.4.2 Analiza materiału roślinnego

Materiał badawczy zbierano z powierzchni ok. 100m². Wyjątek stanowiły powierzchnie badawcze zlokalizowane w najbliższym sąsiedztwie emitatorów, gdzie obszar badawczy został powiększony ze względu na słabsze owocowanie badanych roślin. Próbki liści, łodyg, korzeni i owoców pobierano przez dwa sezony wegetacyjne. Dokładnie usunięto zanieczyszczenia glebowe oraz pyłowe (trzykrotne mycie w wodzie bieżącej i dwukrotne płukanie w destylowanej). Części pomiarów dokonywano na świeżo przywiezionym materiale, pozostały materiał poddano suszeniu w temperaturze 105⁰C przez 24 godziny a następnie zmielono.

3.4.2.1 Oznaczenie zawartości metali ciężkich w materiale roślinnym

Oznaczenie ilości wybranych metali w roślinach wykonano wg metody OSTROWSKIEJ i in. [1991] na aparacie UNICAM 939/959. Dla każdej próby sporządzono 3 powtórzenia a następnie obliczono wartość średnią

3.4.2.2 Oznaczenie N i S w liściach *V. myrtillus* L. oraz *V. vitis-idaea* L.

Liście *V. myrtillus* L. oraz *V. vitis-idaea* L. po wstępnej obróbce zhomogenizowano w celu uzyskania próby mieszanej. Następnie oznaczono zawartość azotu oraz siarki w analizatorze elementarnym CNS firmy Vario MAX w Zakładzie Oceny Jakości Paliw Stałych w Głównym Instytucie Górnictwa w Katowicach.

3.4.2.3 Oznaczenie suchej masy osobników

Wcześniej wysuszony materiał badawczy ważono na wadze analitycznej. Wyniki w gramach podawano dla każdego osobnika i poddano analizie statystycznej. Za jednego osobnika (krzewinkę) uznano samodzielnie wyrastający pęd nadziemny, nawet jeśli wykazywał związek z innymi osobnikami w strefie podziemnej [BUSZMAN 1982].

3.4.2.4 Oznaczenie biomasy osobników na m² i sposobu rozmieszczenia osobników

Średnią masę osobnika mnożono przez liczbę krzewinek przypadających na m². Liczebność podaną w liczbie osobników występujących na m² wyznaczono metodą kwadratów. Wykonano 3 serie pomiarów (rzutów) na losowo wyznaczonych obszarach o powierzchni 400m², po 15 pomiarów w każdej serii. W celu wykonania pomiaru losowo wyrzucano ramkę o powierzchni 1m². Jako ostateczny wynik podano średnie zagęszczenie pochodzące z serii (\bar{X}), której błąd standardowy był najmniejszy [TROJAN 1978]. Typ rozmieszczenia określano na podstawie stosunku wariancji liczby osobników (s^2) do średniego zagęszczenia osobników przypadających na powierzchnię (\bar{X}) co wyraża wzór:

$$L = s^2/\bar{X}$$

Dla rozmieszczenia losowego: $L = 1$.

Dla rozmieszczenia skupiskowego: $L > 1$.

Dla rozmieszczenia równomiernego: $L < 1$ [TROJAN 1978].

3.4.2.5 Oznaczanie zawartości chlorofilu a i b oraz karotenoidów.

Do pomiaru zawartości chlorofili i karotenoidów wykorzystano metodę LINDNERA [1972]. Zawartość barwników asymilacyjnych oznaczano na spektrofotometrze (CECIL 2000) przy długości fali 662nm, 644nm oraz 440 nm. Zawartość barwników wyrażono w mg/g s.m.

3.4.2.6 Pomiar powierzchni liścia

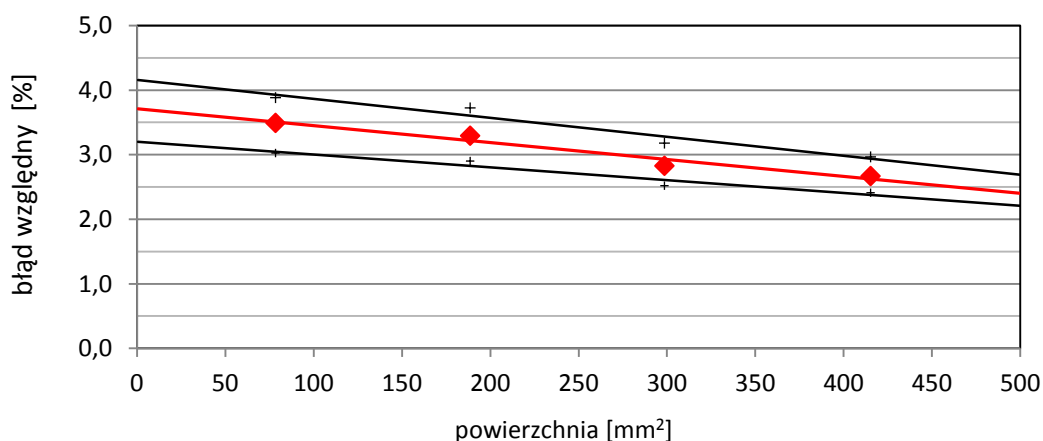
Z każdej powierzchni zebrano liście z 20 osobników badanych gatunków (po ok. 30 sztuk z 1 osobnika). Do pomiarów użyto świeżych liści bez uszkodzonej blaszki z górnej części pędu. Następnie liście zeskanowano przy użyciu skanera płaskiego Epson V370 (zastosowano rozdzielczość 600dpi). Pomiarów powierzchni dokonano przy użyciu programu komputerowego Image Pro Plus (wersja 2.0.260; Media Cybernetics Inc., USA). Oszacowano również względny błąd metody przy użyciu wzorców zewnętrznych stanowiących krążki o określonej średnicy (Tabela II, wykres I).

Tabela II. Wzorcowanie metody

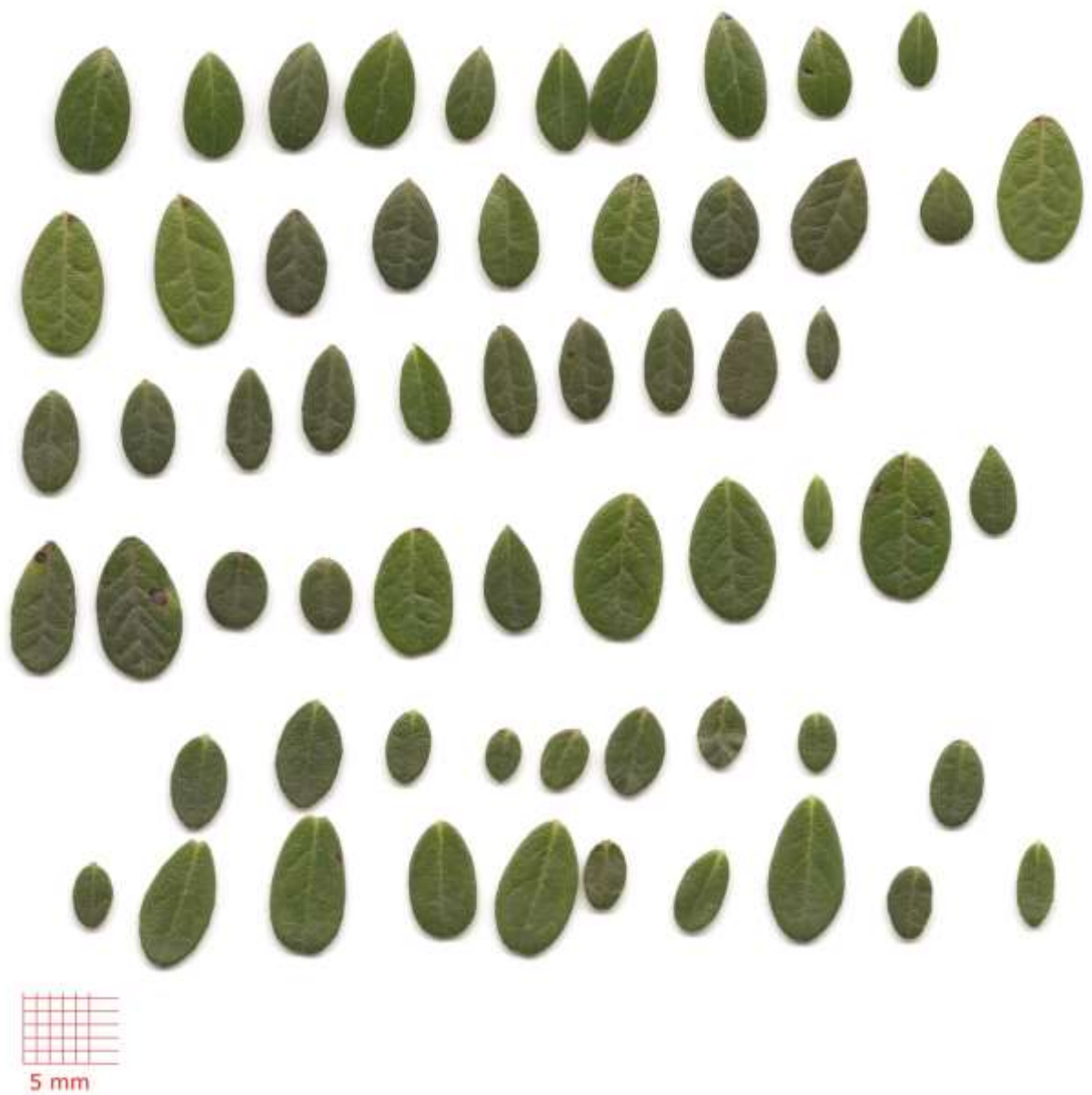
worzec	1	2	3	4
średnica [mm]*	10	15,5	19,5	23
powierzchnia rzeczywista [mm ²]	78,5	188,7	298,7	415,5
powierzchnia zmierzona [mm ²]**	75,8	182,5	290,2	404,4
odch. standardowe	0,48	0,60	0,62	0,74
błąd bezwzględny Δx	2,74	6,21	8,44	11,07
δ - błąd względny [%]	3,49	3,29	2,83	2,67
min. δ [%]	3,02	2,90	2,52	2,42
maks. δ [%]	3,89	3,72	3,18	2,30

**zmierzona za pomocą suwmiarki cyfrowej ze świadectwem wzorcowania z dokładnością do $\pm 0,02\text{mm}$

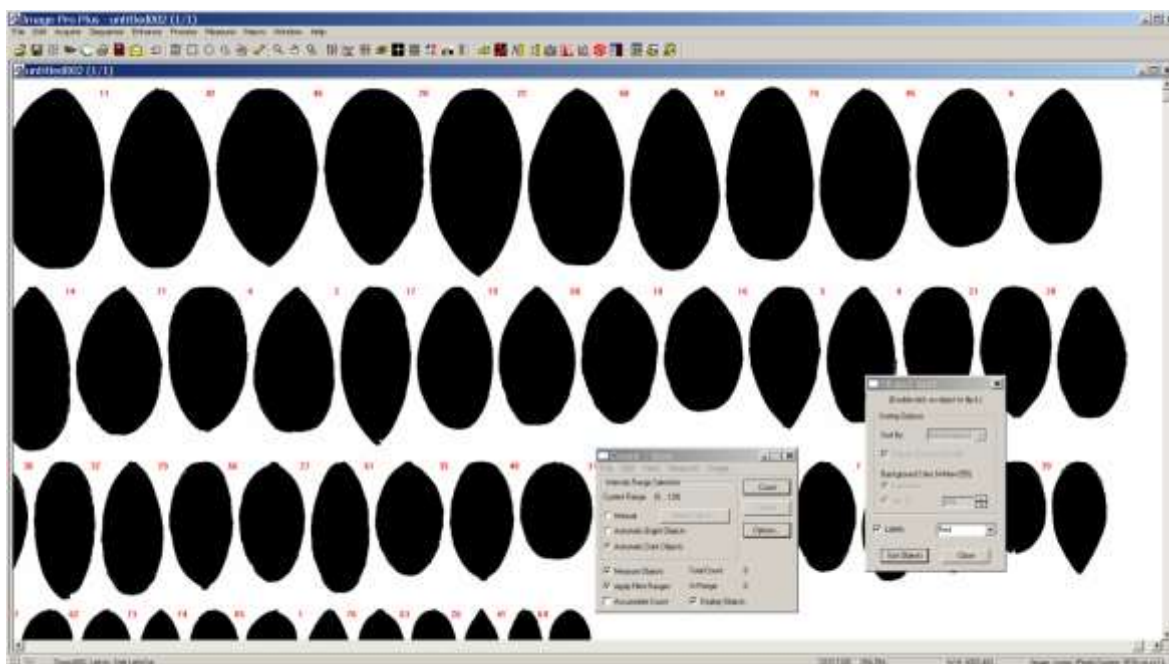
*średnia z 10 pomiarów



Wykres I. Błąd względny pomiaru powierzchni wzorców. Czerwonymi znacznikami oznaczono bł. względny dla pomiarów, czarnymi min. i maks. błąd względny.



Zdj. 26. Przykładowy skan liści osobnika *V. vitis-idaea*. Przed właściwymi pomiarami powierzchni cienie usunięto.



Zdj. 27. Przykładowy pomiar powierzchni liści osobnika *V. vitis-idaea*.

3.4.3 Analiza statystyczna

Uzyskane wyniki poddano analizie statystycznej z wykorzystaniem programu STATISTICA v 10.1 PL. Podstawowe opracowanie wyników obejmowało obliczanie średnich, wariancji oraz odchyłeń standardowych. W celu określenia różnic między badanymi parametrami posłużono się analizą wariancji ANOVA. Jako testów post hoc użyto testów Tukeya.

4 Wyniki

4.1 Zawartość metali ciężkich w glebie

4.1.1 Miedź

Największe stężenie miedzi we frakcji ogólnej w 1 roku badań (tab. 1; wyk. 1) stwierdzono na stanowisku Huta 2 na poziomie 5 cm (66 mg/kg s.m). Najmniej miedzi odnotowano zaś na poziomie 15 cm na powierzchni Huta 1, przylegającej bezpośrednio do Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Na wszystkich badanych stanowiskach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” odnotowano malejącą tendencję do kumulacji miedzi wraz z głębokością.

Na terenie w pobliżu „Huty Katowice” (tab. 1; wyk.1) najwięcej miedzi zaobserwowano na terenie najdalej od niej położonym (Mitrega) na poziomie 5 cm (9,54 mg/kg s.m.). Natomiast najwięcej miedzi na pozostałych badanych głębokościach (5,6 mg/kg s.m.) na poziomie 10 cm oraz 3,3 mg/kg s.m. na 15 cm) stwierdzono w Łosieniu, najbliższym usytuowanym przy hucie. Najmniej miedzi odnotowano w Okradzionowie na głębokości 15 cm (1 mg/kg s.m.). Podobnie jak na stanowiskach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, także w pobliżu „Huty Katowice” odnotowano malejącą tendencję do akumulacji miedzi wraz z głębokością.

Podobnie jak w 1 roku badań sytuacja przedstawia się w kolejnym sezonie badawczym (tab. 1; wyk. 2). W drugim roku badań ponownie najwięcej miedzi na wszystkich badanych głębokościach odnotowano na stanowisku Huta 2. Tym razem koncentracja przedstawiała się następująco : na głębokości 5 cm wynosiła 58,9 mg/kg s.m., na 10 cm 19 mg/kg s.m., natomiast na 15 cm 3,6 mg/kg s.m. Najmniej Cu na powierzchni Huta 1 stwierdzono także w na głębokości 15 cm (2,6 mg/kg s.m.). W tym roku odnotowano również malejącą tendencję do kumulacji miedzi wraz z głębokością.

W 1 roku badań we frakcji dostępnej dla roślin (tab. 1; wyk. 3) nie stwierdzono obecności miedzi na stanowiskach badawczych znajdujących się wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Sytuacja podobnie przedstawiała się w pobliżu „Huty Katowice”, jednak na terenie badawczym położonym najdalej od emitora, Mitrędze, odnotowano 0,03 mg/kg s.m. na głębokości 15 cm oraz blisko 0,02 mg/kg s.m. na poziomie 10 cm i 5 cm.

W drugim sezonie badawczym we frakcji dostępnej dla roślin (tab. 1; wyk. 4) obecność miedzi stwierdzono jedynie na stanowisku najbliższym Hucie Cynku „Miasteczko Śląskie” (Huta 1).

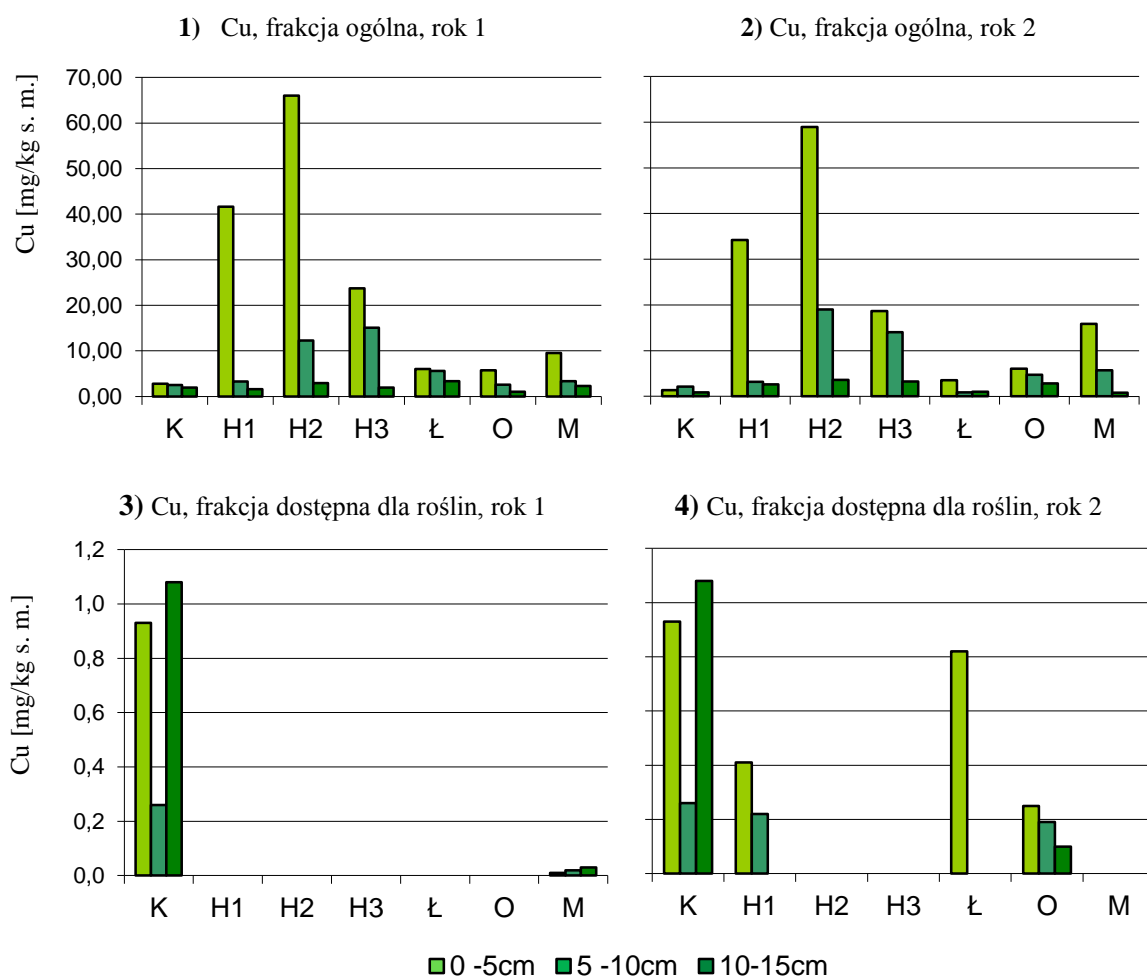
W pobliżu „Huty Katowice” (2 rok badań) miedź we frakcji dostępnej dla roślin (tab.1; wyk. 4) stwierdzono jedynie w Łosieniu na poziomie 5 cm (0,8 mg/kg s.m.) oraz na wszystkich badanych poziomach w Okradzionowie, gdzie na poziomie 5 cm koncentracja miedzi wynosiła 0,25 mg/kg s.m., na 10 cm 0,19 mg/kg s.m. a na poziomie 15 cm 0,1 mg/kg s.m.

Największe ilości miedzi biodostępnej odnotowano w Kokotku (tab. 1; wyk 3-4) w warstwie 10-15 cm (2 rok). Wysokie wartości występowały również w warstwie 0-5 cm (1 i 2 rok badań). Jest to o tyle interesujące że powierzchnia ta cechowała się niewielkimi ilościami tego pierwiastka we frakcji ogólnej.

Tab. 1. Zawartość miedzi w glebie [mg/kg s.m.].

Cu, frakcja ogólna [mg/kg s.m.]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	2,79	1,38	2,50	2,11	1,98	0,9
H1	41,62	34,23	3,31	3,17	1,60	2,60
H2	66,02	58,92	12,26	19,01	2,95	3,64
H3	23,72	18,65	15,09	14,07	1,92	3,24
Ł	6,06	3,55	5,63	0,88	3,37	1,04
O	5,77	6,03	2,60	4,72	1,02	2,83
M	9,54	15,89	3,36	5,71	2,31	0,83

Cu, frakcja dostępna dla roślin [mg/kg s.m.]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	0,93	0,93	0,26	0,26	1,08	1,08
H1	0,00	0,41	0,00	0,22	0,00	0,00
H2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
H3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ł	0,00	0,82	0,00	0,00	0,00	0,00
O	0,00	0,25	0,00	0,19	0,00	0,10
M	0,01	0,00	0,02	0,00	0,03	0,00



Wyk. 1-4. Zawartość miedzi w glebie [mg/kg s.m.].

4.1.2 Cynk

Największe stężenie cynku we frakcji ogólnej (tab. 2 wyk. 5-6) wynosiło 10600 mg/kg s.m. Stwierdzono je w pierwszym roku badań na powierzchni Huta 1 (poziom 0-5 cm), znajdującej się najbliżej emitora. Na powierzchniach Huta 2 oraz Huta 3 na poziomie 5 cm zawartość cynku w tym samym roku wynosiła odpowiednio 7562 mg/kg s.m. i 562,8 mg/kg s.m. We wszystkich powierzchniach badawczych ilość cynku zmniejszała się wraz ze wzrostem głębokości. Tendencja ta została zachowana w 2 roku badań, choć zaznaczyły się tutaj spadki zawartości tego pierwiastka do 9000 mg/kg s.m.; 4760 mg/kg s.m. oraz 631 mg/kg s.m. odpowiednio dla powierzchni Huta 1, Huta 2 oraz Huta 3.

Podobnie sytuacja przedstawia się przy emitorze „Huta Katowice” (tab. 2; wyk. 5-6). Największe stężenie odnotowano na stanowisku Łosień, który znajduje się najbliżej emitora i również jak w przypadku Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” największe stężenie (204,4 mg/kg s.m.) zaobserwowano na poziomie 5 cm. Tutaj również można zauważyć malejącą zawartość cynku ze spadkiem głębokości do 112,6 mg/kg s.m. w najgłębszym badanym miejscu. Podobnie zmiana stężenia cynku na różnych poziomach przedstawia się w przypadku Mitręgi, powierzchni badawczej znajdującej się najdalej emitora. Największe stężenie cynku (w ilości 170 mg/kg s.m.) odnotowano tam na poziomie 5 cm. Mniejsze stężenia tego pierwiastka zaobserwowano w Okradzionowie od 107 mg/kg s.m. (5 cm) do 24 mg/kg s.m. (10 cm) w pierwszym roku badań i niewiele mniejsze w kolejnym roku.

Najniższą zawartość cynku we frakcji ogólnej (tab. 2; wyk. 5-6) odnotowano w Kokotku, która wynosiła 9,6 mg/kg s.m. dla poziomu 5 cm, oraz ok. 3 mg/kg s.m. na głębokościach 10 i 15 cm.

W przypadku frakcji dostępnej dla roślin (tab. 2; wyk. 7-8) najwyższe stężenie cynku stwierdzono również w pierwszym roku badań na powierzchni Huta 1 na poziomie 5 cm. Mniejsze wartości we wierzchniej warstwie gleby odnotowano na powierzchni Huta 2 (752 mg/kg s.m.) oraz Huta 3 (384 mg/kg s.m.). W obu wspomnianych powierzchniach stwierdzono spadek ilości cynku wraz ze wzrostem głębokości. W drugim roku badań najwyższe stężenie cynku we frakcji dostępnej dla roślin obserwuje się jednak na powierzchni Huta 2 na głębokości 5 cm. Najniższe wartości tego pierwiastka na wszystkich poziomach odnotowano w Hucie 3. Wszędzie obserwowano tendencje do zmniejszania ilości cynku wraz z głębokością.

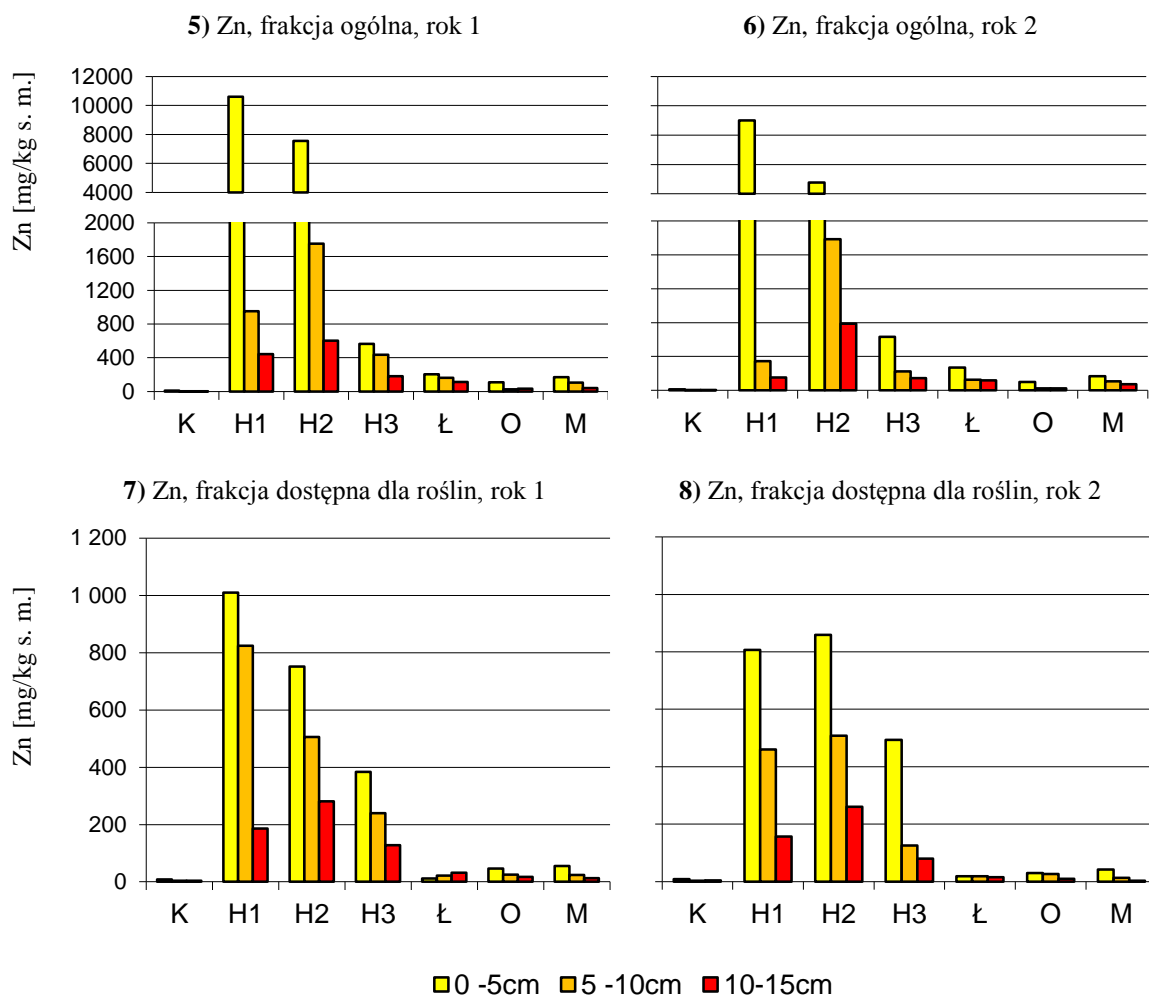
Mniejsze zawartości cynku we frakcji dostępnej (tab. 2; wyk. 7-8) obserwuje się na obszarze „Huta Katowice”. Największą zawartość Zn we frakcji dostępnej wynoszącą 55,8 mg/kg s.m. stwierdzono w Mitrędze w pierwszym roku badań (gł. 5 cm). Na wszystkich badanych powierzchniach stężenie cynku malało ze wzrostem głębokości. W drugim sezonie badawczym również w Mitrędze odnotowano najwyższe stężenie cynku we frakcji dostępnej, które wynosiło 41,9 mg/kg s.m. (poziom 5 cm) i malało ze wzrostem głębokości do 2,7 mg/kg s.m., co należy do najniższych stwierdzonych zawartości cynku na obszarze „Huta Katowice”. Podobnie jak w 1 roku badań, najniższą zawartość cynku w wierzchniej warstwie gleby stwierdzono w Łosieniu. Stężenie tego pierwiastka wynosiło odpowiednio: na poziomie 5 cm oraz 10 cm około 18 mg/kg s.m., na głębokości 15 cm zmniejszyło się do 14,9 mg/kg s.m.

W obydwu latach badań najmniej cynku we frakcji dostępnej dla roślin odnotowano w Kokotku (tab. 2; wyk. 7-8).

Tab. 2 . Zawartość cynku w glebie [mg/kg s.m.].

Zn, frakcja ogólna [mg/kg s.m.]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	9,6	9,6	3,2	3,2	3,4	3,4
H1	10600,0	9000,0	950,0	344,7	444,2	151,4
H2	7562,0	4760,0	1753,0	1783,7	603,0	787,6
H3	562,8	631,9	435,8	223,2	180,5	142,0
Ł	204,4	269,1	163,6	125,2	112,6	118,3
O	107,3	100,1	24,1	22,7	31,4	23,1
M	170,0	167,7	106,0	104,3	39,3	73,1

Zn, frakcja dostępna dla roślin [mg/kg s.m.]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	8,0	8,0	3,3	3,3	3,8	3,8
H1	1010,0	807,0	824,0	460,0	186,6	157,2
H2	752,0	859,0	506,0	508,0	281,6	260,4
H3	384,4	493,4	240,0	125,7	128,1	80,0
Ł	11,9	18,4	22,1	18,1	32,2	14,9
O	46,8	30,0	25,4	26,5	16,9	10,0
M	55,8	41,9	24,3	13,2	12,9	2,8



Wyk. 5-8. Zawartość cynku w glebie [mg/kg s.m.].

4.1.3 Żelazo

Największe stężenie żelaza we frakcji ogólnej w pierwszym roku badań (tab. 3; wyk. 9) stwierdzono na powierzchni Huta 2 na poziomie 5 cm (4234 mg/kg s.m.). Na tej samej powierzchni zaobserwowano największe ilości tego pierwiastka także na poziomie 10 cm (1188 mg/kg s.m.). Zaobserwowano na tym terenie malejącą tendencję do kumulacji tego pierwiastka wraz ze wzrostem głębokości. Zależność ta jest zauważalna na wszystkich powierzchniach wokół Huty „Miasteczko Śląskie”.

Podobną malejącą tendencję do kumulacji żelaza wraz z głębokością zauważono także wokół „Huty Katowice” (tab. 3; wyk. 9). Największe stężenie żelaza we frakcji ogólnej w pierwszym roku badań zauważono na poziomie 5 cm na powierzchni najdalej położonej od emitora (Mitręga, 1465 mg/kg s.m.). Na pozostałych stanowiskach na tej samej głębokości wartość ta wynosiła odpowiednio dla Łosienia i Okradzionowa: 813 mg/kg s.m. i 691,9 mg/kg s.m.

W drugim roku badań (tab. 3 wyk; 10), podobnie jak w roku poprzednim, najwięcej żelaza odnotowano na poziomie 5 cm w Hucie 2 (3486,5 mg/kg s.m.). Również na tym terenie stwierdzono największą koncentrację tego pierwiastka na poziomie 10 cm (1421 mg/kg s.m.). Na najniższej badanej głębokości najwięcej żelaza zaobserwowano w Hucie 1 (896,9 mg/kg s.m.), najmniej w Hucie 3 (146 mg/kg s.m.).

We frakcji dostępnej dla roślin w pierwszym roku badań (tab. 3; wyk. 11) najwięcej żelaza odnotowano na stanowisku badawczym Huta 3 na głębokości 5 cm oraz 10 cm, które wynosiły odpowiednio 181,1 mg/kg s.m. oraz 160,7 mg/kg s.m. Najmniej żelaza zaobserwowano na wszystkich badanych głębokościach w Hucie 1, zlokalizowanej tuż przy Hucie Cynku „Miasteczko Śląskie”. W Hucie 1 koncentracja Fe wynosiła odpowiednio 25 mg/kg s.m., 20 mg/kg s.m. oraz 16 mg/kg s.m. dla poziomów 5, 10 oraz 15 cm.

Wokół „Huty Katowice” (tab. 3; wyk. 11) najwięcej biodostępnego żelaza w pierwszym roku badań odnotowano na stanowisku badawczym Okradzionów, gdzie koncentracja tego pierwiastka wahała się od 36,7 mg/kg s.m. do 12,6 mg/kg s.m. Najmniejszą zawartość Fe stwierdzono w Łosieniu, gdzie na poziomie 5 cm odnotowano 0,4 mg/kg s.m., natomiast na poziomie 10 cm oraz 15 cm nie odnotowano obecności tego pierwiastka.

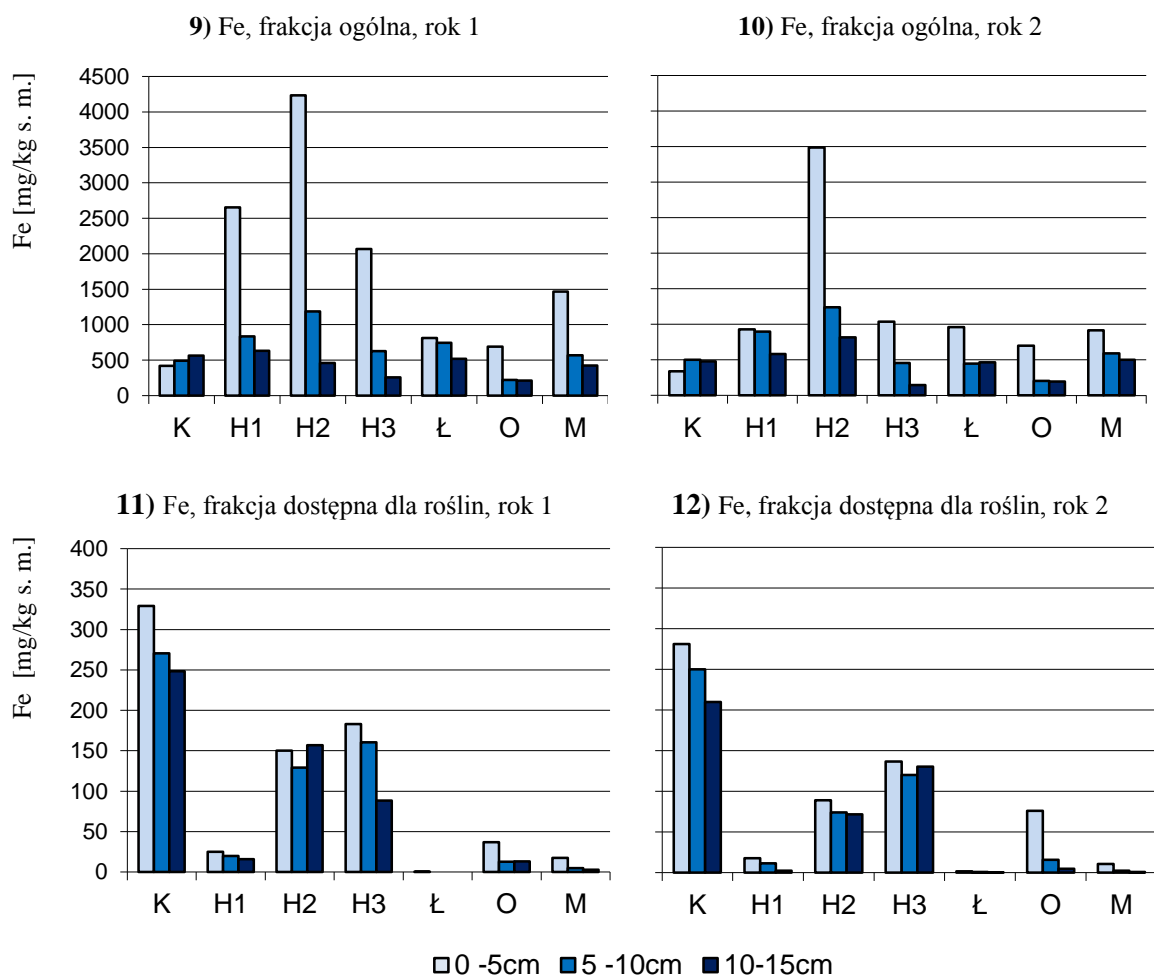
Podobnie jak w pierwszym roku badań, w kolejnym sezonie (tab. 3; wyk. 12) najwięcej żelaza we frakcji dostępnej dla roślin stwierdzono dla wszystkich badanych głębokości w Hucie 3. Zawartość tego pierwiastka wahała się w granicach od 136,9 mg/kg s.m. do 120,2 mg/kg s.m. Najmniej żelaza ponownie stwierdzono w Hucie 1 i tym razem na wszystkich badanych poziomach. Wokół „Huty Katowice”, również analogicznie do poprzedniego sezonu badawczego najwięcej żelaza stwierdzono w Okradzionowie, najmniej w Łosieniu. W Okradzionowie koncentracja tego pierwiastka wynosiła: 76 mg/kg s.m., 16 mg/kg s.m. oraz 5 mg/kg s.m. odpowiednio dla poziomów 5, 10 oraz 15 cm, W Łosieniu natomiast wynosiła: 1,6 mg/kg s.m., (5 cm) 0,8 mg/kg s.m. (10 cm) i 0,1 mg/kg s.m. (15 cm). Na wszystkich stanowiskach badawczych odnotowano malejącą tendencję do kumulacji żelaza we frakcji dostępnej dla roślin wraz ze wzrostem głębokości.

Ciekawą tendencję zauważa się ponownie na powierzchni referencyjnej (tab. 3 wyk. 11-12). Pomimo stosunkowo niewielkich ilości Fe we frakcji ogólnej największą koncentrację tego pierwiastka stwierdzono we frakcji biodostępnej (obydwa sezony badawcze).

Tab. 3. Zawartość żelaza w glebie [mg/kg s.m.].

Fe, frakcja ogólna[mg/kg s.m.]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	417,8	340,1	489,3	501,4	561,5	480,5
H1	2652,0	931,1	833,2	896,9	632,0	581,9
H2	4234,0	3486,5	1188,0	1241,0	459,0	818,3
H3	2067,0	1038,0	626,7	456,3	255,9	146,0
Ł	813,0	959,2	742,0	449,3	516,5	467,2
O	691,9	701,0	218,5	206,8	211,6	198,0
M	1465,0	916,5	568,8	589,8	423,7	501,1

Fe, frakcja dostępna dla roślin [mg/kg s.m.]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	329,3	281,2	270,4	250,1	248,4	210,1
H1	25,0	17,7	20,1	11,6	16,0	2,6
H2	150,0	89,0	129,2	74,1	156,8	71,9
H3	183,1	136,9	160,7	120,2	88,2	130,6
Ł	0,4	1,6	0,0	0,8	0,0	0,1
O	36,7	76,1	12,6	16,0	13,0	5,0
M	17,6	10,9	4,9	2,4	2,7	1,0



Wyk. 9-12. Zawartość żelaza w glebie [mg/kg s.m.].

4.1.4 Ołów

Najwyższe stężenie ołowiu we frakcji ogólnej w pierwszym roku badań (tab. 4; wyk. 13) stwierdzono na powierzchni Huta 2 na poziomie 5 cm (6504 mg/kg s.m.). Niewiele mniejszą zawartość (6049 mg/kg s.m.) na tej samej głębokości odnotowano na stanowisku Huta 1. Na głębokości 10 cm najwięcej ołowiu spośród wszystkich badanych powierzchni odnotowano na powierzchni Huta 2 (1479 mg/kg s.m.), podczas gdy na pozostałych powierzchniach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” (Huta 1 oraz Huta 3) stężenie tego pierwiastka oscylowało wokół 269-304 mg/kg s.m. Podobnie sytuacja przedstawiała się dla głębokości 15 cm. W Hucie 2 zawartość ołowiu wynosiła 285,2 mg/kg s.m. i była to wartość najwyższa, podczas gdy na stanowiskach Huta 3 oraz Huta 1 wartości te były mniejsze i wynosiły ok. 74 mg/kg s.m.

W pierwszym roku badań najwyższe stężenie ołowiu we frakcji ogólnej wokół obszaru „Huta Katowice” (tab. 4; wyk. 13) odnotowano na powierzchni badawczej Mitręga na poziomie 5 cm i wynosiło ono 380,4 mg/kg s.m. Z kolei na głębokości 10 oraz 15 cm największe wartości ołowiu stwierdzono w Łosieniu i wynosiły 170,9 mg/kg s.m. (10 cm) oraz 115,6 mg/kg s.m. (15 cm). Na powierzchni Okradzionów stwierdzono wyższą zawartość ołowiu na głębokości 15 cm (66,1 mg/kg s.m.) w porównaniu z ilością na 10 cm (33,2 mg/kg s.m.), która należała do najniższych stwierdzonych zawartości w pierwszym roku badań na obszarze „Huta Katowice”.

W kolejnym roku badań największą zawartość ołowiu we frakcji ogólnej (tab. 4; wyk. 14), która wynosiła 4200 mg/kg s.m. stwierdzono na stanowisku Huta 1 na głębokości 5 cm. Podobnie jak w pierwszym roku badań, najwyższą zawartość na poziomie 10 cm odnotowano na powierzchni Huta 2 (1076 mg/kg s.m.) a na stanowiskach Huta 1 oraz Huta 3 zawartość ołowiu wynosiła odpowiednio 196,2 mg/kg s.m. i 190,8 mg/kg s.m. Najmniej ołowiu stwierdzono w Hucie 3 na poziomie 15 cm (70,15 mg/kg s.m.).

Wokół obszaru „Huta Katowice” w drugim roku badań (tab. 4; wyk. 14) największą zawartość ołowiu we frakcji ogólnej stwierdzono w Łosieniu. Zależność ta dotyczy wszystkich poziomów głębokości a najwyższe stężenie odnotowano na poziomie 10 cm, które wynosiło 250,9 mg/kg s.m., na głębokości 5 cm odnotowano 190,1 mg/kg s.m., natomiast na poziomie 15 cm-180,53 mg/kg s.m. W Okradzionowie obserwuje się spadek zawartości ołowiu wraz ze wzrostem głębokości z 120 mg/kg s.m. (5 cm) do 20,1 mg/kg s.m. (15 cm), co jest najniższą stwierdzoną zawartością ołowiu

we frakcji ogólnej na tym obszarze w 2 roku badawczym. Podobnie w Mitrędze spadek stężenia ołowiu w glebie zaznaczył się z 114,8 mg/kg s.m. (5 cm) do 87,3 mg/kg s.m. (15 cm).

We frakcji dostępnej dla roślin najwyższą zawartość ołowiu w pierwszym roku badań (tab. 4 wyk. 15) stwierdzono w Hucie 3 na poziomie 5 cm (31,5 mg/kg s.m.). Na tej samej powierzchni odnotowano najwyższe stężenie na głębokości 10 cm (5,6 mg/kg s.m.), natomiast najwięcej ołowiu na poziomie 15 cm stwierdzono na stanowiskach Huta 2 (2,2 mg/kg s.m.) i Huta 3 (2,1 mg/kg s.m.).

Najwyższe stężenie ołowiu we frakcji dostępnej dla roślin w pierwszym roku badań wokół obszaru „Huta Katowice” (tab. 4 wyk. 15), stwierdzono na poziomie 5 cm na stanowisku Okradzionów (2,4 mg/kg s.m.). Nieco niższą zawartość stwierdzono na tej samej głębokości na powierzchni Mitręga (2,1 mg/kg s.m.). Na tej samej powierzchni na poziomie 15 cm stężenie ołowiu wynosiło 0,75 mg/kg s.m. Na terenie Okradzionowa zawartość ołowiu dla poziomów 5 cm oraz 10 cm wynosiła około 2 mg/kg s.m., podczas gdy na poziomie 15 cm nie stwierdzono obecności tego pierwiastka (tab. 4). Najmniejsze stężenia ołowiu na poziomie 5 cm odnotowano w Łosieniu (1,3 mg/kg s.m.).

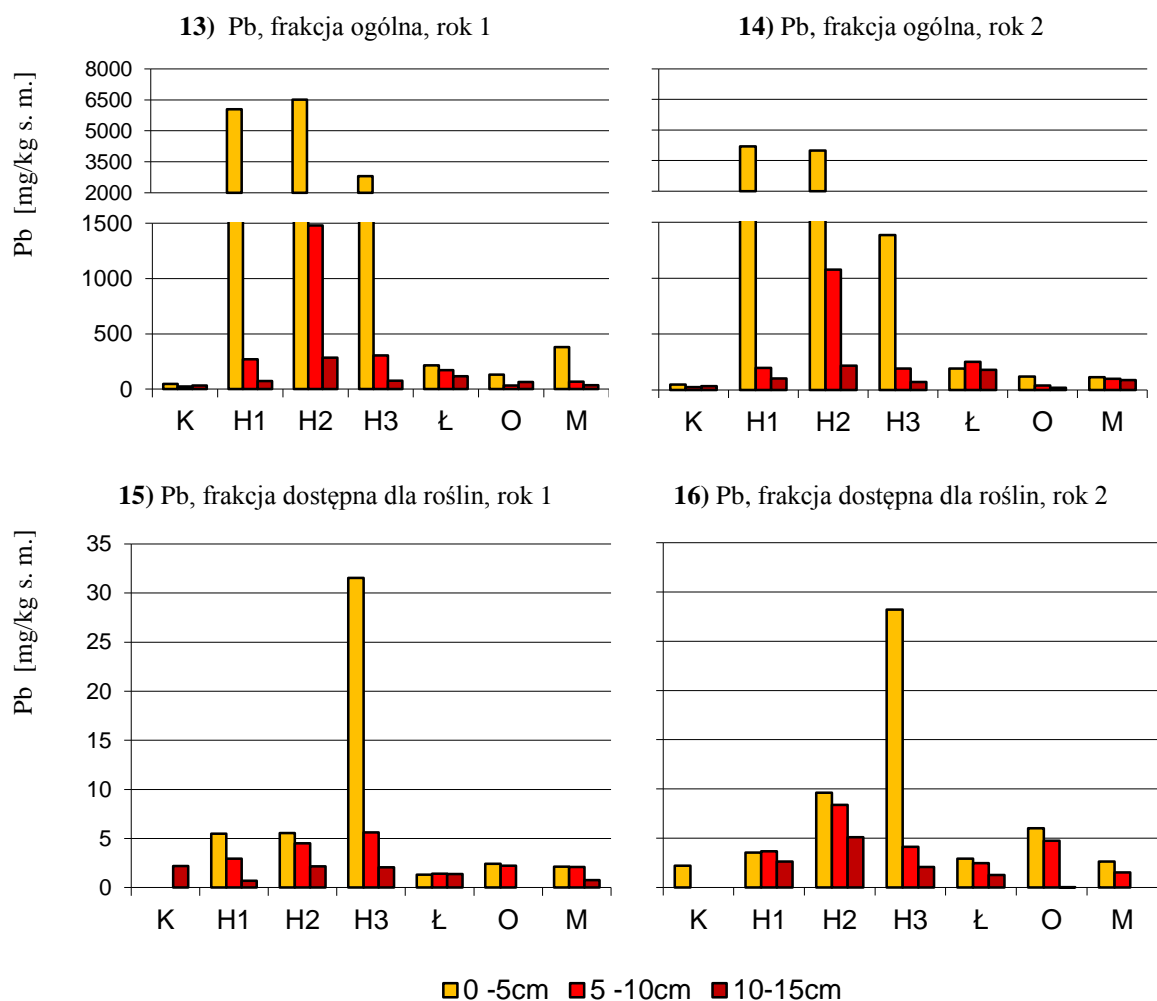
Podobnie jak w pierwszym roku badań, w następnym sezonie (tab. 4; wyk. 16) najwyższą zawartość ołowiu we frakcji dostępnej dla roślin, stwierdzono na stanowisku Huta 3 na poziomie 5 cm (28,2 mg/kg s.m.). Na poziomie 10 cm najwięcej ołowiu odnotowano na powierzchni Huta 2 (8,4 mg/kg s.m.), podobnie w przypadku poziomu 15 cm (5,1 mg/kg s.m.). Najniższe wartości ołowiu we frakcji dostępnej na tym obszarze zaobserwowano natomiast w rejonie Huty 3 (2,1 mg/kg s.m.).

Najwyższą zawartość ołowiu w drugim roku badań we frakcji dostępnej dla roślin wokół „Huty Katowice” (tab. 4; wyk. 16), odnotowano w Okradzionowie na głębokości 5 cm (6,0 mg/kg s.m.). Również na poziomie 10 cm również największą zawartość ołowiu stwierdzono na tym obszarze (4,7 mg/kg s.m.), natomiast na poziomie 15 cm najwięcej tego pierwiastka odnotowano w Łosieniu (1,3 mg/kg s.m.). We wszystkich powierzchniach zaobserwowano spadek ilości ołowiu we frakcji dostępnej dla roślin wraz ze wzrostem głębokości.

Tab. 4. Zawartość ołowiu w glebie [mg/kg s.m.].

Pb, frakcja ogólna [mg/kg s.m.]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	46,9	28,9	25,5	20,2	33,1	38,2
H1	6049,0	4200,0	268,9	196,2	74,2	102,4
H2	6504,0	4001,2	1479,0	1076,0	285,2	216,1
H3	2799,0	1385,0	304,0	190,8	75,0	70,2
Ł	215,8	190,1	170,9	250,9	115,6	180,5
O	132,7	120,0	33,2	38,6	66,1	20,1
M	380,4	114,8	66,9	98,6	35,0	87,3

Pb, frakcja dostępna dla roślin [mg/kg s.m.]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	0,0	2,2	0,0	0,0	2,2	0,0
H1	5,5	3,5	3,0	3,7	0,7	2,6
H2	5,6	9,6	4,5	8,4	2,2	5,1
H3	31,5	28,2	5,6	4,1	2,1	2,1
Ł	1,3	2,9	1,4	2,5	1,4	1,3
O	2,4	6,0	2,2	4,7	0,0	0,0
M	2,1	2,6	2,1	1,5	0,8	0,0



Wyk. 13-16. Zawartość ołowiu w glebie [mg/kg s.m.].

4.1.5 Kadm

Najwyższą zawartość kadmu w pierwszym roku badań we frakcji ogólnej (tab. 5; wyk. 17) stwierdzono na powierzchni Huta 2 (poziom 5 cm; 127,8 mg/kg s.m.). Na pozostałych poziomach również na tym terenie odnotowano najwyższe ilości kadmu, odpowiednio dla poziomów 10 cm i 15 cm – 19,72 mg/kg s.m. i 5,89 mg/kg s.m. Najniższą wartość kadmu na tym terenie stwierdzono na poziomie 15 cm na stanowisku Huta 3 (3,46 mg/kg s.m.). Na wszystkich powierzchniach zauważono tendencję do zmniejszania zawartości kadmu w miarę wzrostu głębokości.

Jedynym obszarem wokół „Huty Katowice”, na którym stwierdzono obecność kadmu we frakcji ogólnej w pierwszym roku badań (tab. 5; wyk. 17) jest Łosień, gdzie jego zawartość wynosiła odpowiednio 1 mg/kg s.m. i 1,12 mg/kg s.m. dla głębokości 5 cm oraz 10 cm. Na poziomie 15 cm nie stwierdzono obecności kadmu.

W drugim roku badań najwyższe stężenie kadmu we frakcji ogólnej (tab. 5; wyk. 18) w glebach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” obserwowano, podobnie jak w pierwszym roku, na powierzchni Huta 2 na poziomie 15 cm (100,32 mg/kg s.m.). Na tym samym terenie odnotowano najwyższą zawartość tego pierwiastka na poziomie 15 cm, która wynosiła 6,28 mg/kg s.m. Najwyższe stężenie dla głębokości 10 cm odnotowano w Hucie 3 (6,65 mg/kg s.m.) a najniższe na poziomie 15 cm w Hucie 1 (1 mg/kg s.m.).

Wokół „Huty Katowice” w 2 sezonie (tab. 5; wyk. 18) obecność kadmu stwierdzono jedynie na powierzchni Łosień na poziomach 5 cm (4 mg/kg s.m.) oraz 10 cm (2,46 mg/kg s.m.). Najniższą zawartość kadmu we frakcji ogólnej stwierdzono na powierzchni Kokotek na poziomie 15 cm (0,07 mg/kg s.m.).

We frakcji dostępnej dla roślin w pierwszym roku badań (tab. 5; wyk. 19) najwyższe stężenie kadmu odnotowano na poziomie 5 cm w powierzchni Huta 1 (13,66 mg/kg s.m.). Na tym samym stanowisku odnotowano równocześnie najniższą zawartość kadmu wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, która wynosiła 1,63 mg/kg s.m. (frakcja 10-15 cm). Najwyższą zawartość tego pierwiastka na głębokościach 10 cm i 15 cm stwierdzono dla powierzchni Huta 3 i wynosiły odpowiednio 5,85 mg/kg s.m. i 3,69 mg/kg s.m.

Najwyższe stężenie kadmu we frakcji dostępnej dla roślin w pierwszym roku badań w pobliżu „Huty Katowice” (tab. 5; wyk. 19) zaobserwowano na poziomie 5 cm na stanowisku Okradzionów (0,82 mg/kg s.m.). Na tej samej powierzchni stwierdzono

także najwyższe stężenie na głębokości 10 cm-0,433 mg/kg s.m. oraz najniższe na 5 cm - 0,01 mg/kg s.m. Na najgłębiej badanym poziomie (15 cm) najwyższą zawartość kadmu stwierdzono na powierzchni Mitręga (0,13 mg/kg s.m.).

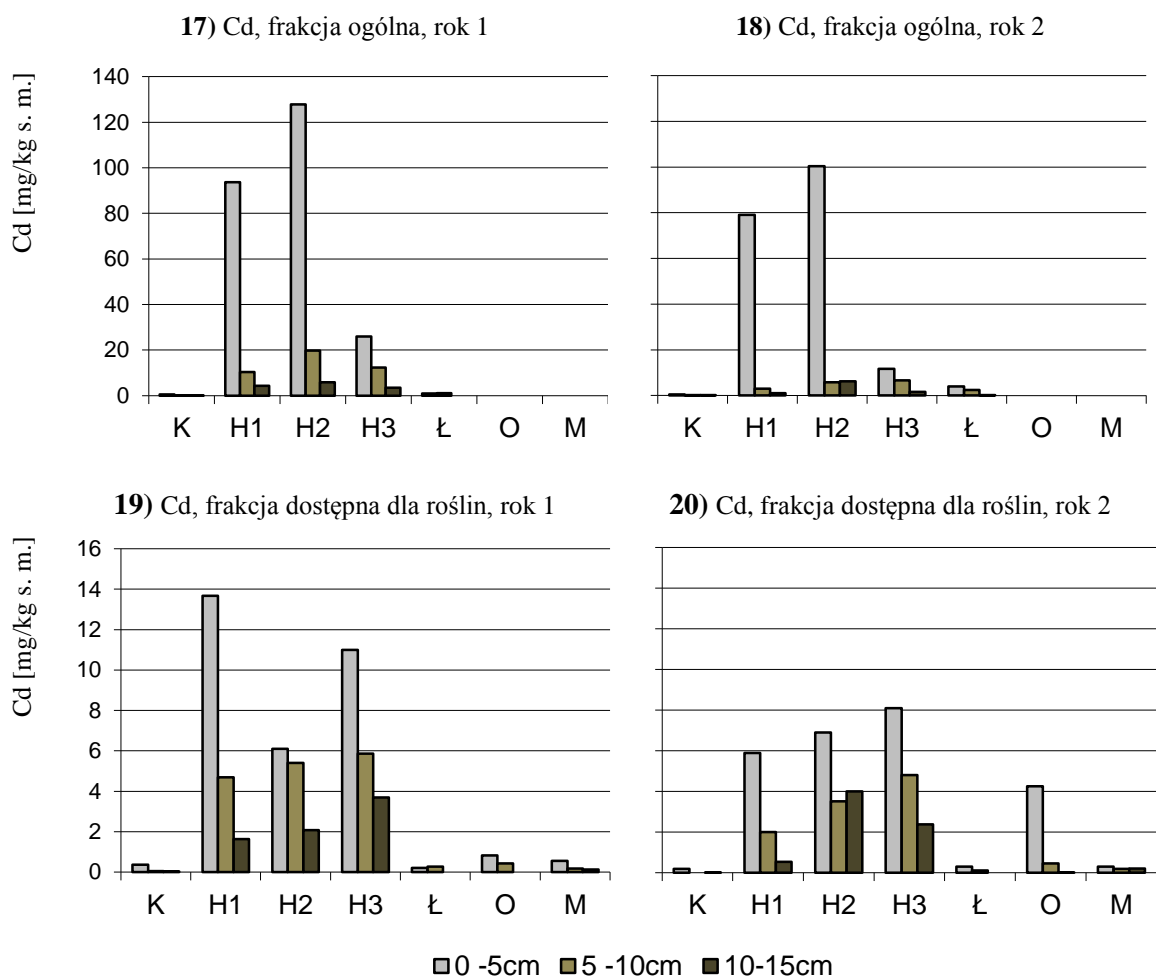
W drugim roku badań najwyższe stężenie kadmu we frakcji dostępnej (tab. 5; wyk. 20) zaobserwowano na powierzchni Huta 3 na poziomie 5 cm, która wynosiła 8,10 mg/kg s.m. Tam też obserwowano najwyższe stężenie na 10 cm (4,8 mg/kg s.m.). Na poziomie 15 cm najwyższą zawartość odnotowano natomiast dla Huty 2 (4 mg/kg s.m.). Najmniej kadmu było w Hucie 1 na głębokości 15 cm (0,544 mg/kg s.m.).

W pobliżu „Huty Katowice” w drugim roku badań (tab. 5; wyk. 20) najwyższe stężenie kadmu we frakcji dostępnej dla roślin, które wynosiło 4,26 mg/kg s.m., odnotowano na poziomie 5 cm w Okradzionowie. Na tej powierzchni zaobserwowano także najwyższe stężenie tego pierwiastka dla niższego poziomu (10 cm; 0,46 mg/kg s.m.). Na 15 cm najwięcej kadmu zaobserwowano w Mitrędze (0,21 mg/kg s.m.). Brak obecności kadmu w roztworze glebowym na głębokości 15 cm stwierdzono w Łosieniu.

Tab. 5. Zawartość kadmu w glebie [mg/kg s.m.].

Cd, frakcja ogólna[mg/kg s.m.]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	0,51	0,32	0,13	0,08	0,07	0,03
H1	93,70	79,00	10,36	3,05	4,36	1,01
H2	127,80	100,32	19,72	5,83	5,89	6,28
H3	26,00	11,72	12,30	6,65	3,46	1,63
Ł	1,00	4,00	1,12	2,46	0,00	0,22
O	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
M	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Cd, frakcja dostępną dla roślin [mg/kg s.m.]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	0,37	0,20	0,05	0,00	0,03	0,01
H1	13,67	5,90	4,69	2,01	1,63	0,54
H2	6,10	6,90	5,40	3,51	2,07	4,00
H3	11,00	8,10	5,86	4,80	3,69	2,38
Ł	0,21	0,31	0,27	0,11	0,00	0,00
O	0,82	4,26	0,43	0,46	0,00	0,02
M	0,56	0,30	0,18	0,20	0,13	0,21



Wyk. 17-20. Zawartość kadmu w glebie [mg/kg s.m.].

4.2 Porównanie frakcji ogólnej gleby z frakcją biodostępną

Można uznać, że największą zawartość metali we frakcji biodostępnej wyrażonej jako procent frakcji ogólnej posiadała gleba z powierzchni kontrolnej (Kokotek) na wszystkich badanych poziomach (tab. 6). W obrębie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” najwięcej metali (cynku, ołowiu, kadmu) we frakcji dostępnej na poziomie 0-5 cm wyrażonej jako procent frakcji ogólnej znajdowało się na stanowisku badawczym Huta 3, najdalej położonym względem wskazanego emitora. Podobnie sytuacja przedstawiała się w przypadku głębszych warstw gleby. Na poziomie 10-15 cm udział metali we frakcji dostępnej przewyższał zawartość we frakcji ogólnej. Procentowa zawartość metali frakcji dostępnej względem ogólnej na poziomie 0-5 cm malała w miarę przybliżania się do źródła emisji (tab. 6).

Największą zawartość cynku oraz żelaza znajdujących się we frakcji biodostępnej wyrażonej względem ogólnej zaobserwowano na wszystkich badanych głębokościach w Okradzionowie („Huta Katowice”), dalej w Mitrędze, najmniejsze zawartość odnotowano w Łosieniu (tab. 6).

Tab. 6. Zawartość metali ciężkich frakcji dostępnej dla roślin w glebie wyrażona jako procent frakcji ogólnej.

Cu [%]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	r. 1	r. 2	r. 1	r. 2	r. 1	r. 2
K	33,3	67,4	10,4	12,3	54,5	120,0
H1	0,0	1,2	0,0	6,9	0,0	0,0
H2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
L	0,0	23,1	0,0	0,0	0,0	0,0
O	0,0	4,1	0,0	4,0	0,0	3,5
M	0,1	0,0	0,6	0,0	1,3	0,0

Zn [%]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	r. 1	r. 2	r. 1	r. 2	r. 1	r. 2
K	83,9	83,9	105,4	105,4	111,7	111,7
H1	9,5	9,0	86,7	133,4	42,0	103,9
H2	9,9	18,0	28,9	28,5	46,7	33,1
H3	68,3	78,1	55,1	56,3	70,9	56,3
L	5,8	6,8	13,5	14,4	28,6	12,6
O	43,6	30,0	105,4	116,9	53,7	43,4
M	32,8	25,0	22,9	12,7	32,9	3,9

Fe [%]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	r. 1	r. 2	r. 1	r. 2	r. 1	r. 2
K	78,8	78,8	55,3	55,3	44,2	44,2
H1	0,9	1,9	2,4	1,3	2,5	0,5
H2	3,5	2,6	10,9	6,0	34,2	8,8
H3	8,9	13,2	25,6	26,3	34,5	89,5
L	0,1	0,2	0,0	0,2	0,0	0,0
O	5,3	10,9	5,8	7,7	6,1	2,5
M	1,2	1,2	0,9	0,4	0,6	0,2

Pb [%]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	r. 1	r. 2	r. 1	r. 2	r. 1	r. 2
K	0,0	4,7	0,0	0,0	6,7	0,0
H1	0,1	0,1	1,1	1,9	0,9	2,6
H2	0,1	0,2	0,3	0,8	0,8	2,4
H3	1,1	2,0	1,8	2,2	2,7	3,0
L	0,6	1,5	0,8	1,0	1,2	0,7
O	1,8	5,0	6,7	12,3	0,0	0,0
M	0,6	2,3	3,1	1,5	2,1	0,0

Cd [%]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	r. 1	r. 2	r. 1	r. 2	r. 1	r. 2
K	72,6	72,6	35,4	35,4	50,4	50,4
H1	14,6	7,5	45,2	66,1	37,5	54,0
H2	4,8	6,9	27,4	60,2	35,1	63,7
H3	42,3	69,1	47,6	72,1	106,7	145,9
L	20,8	7,9	24,1	4,6	0,0	0,0
O	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
M	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

4.3 Zawartość siarki w glebie

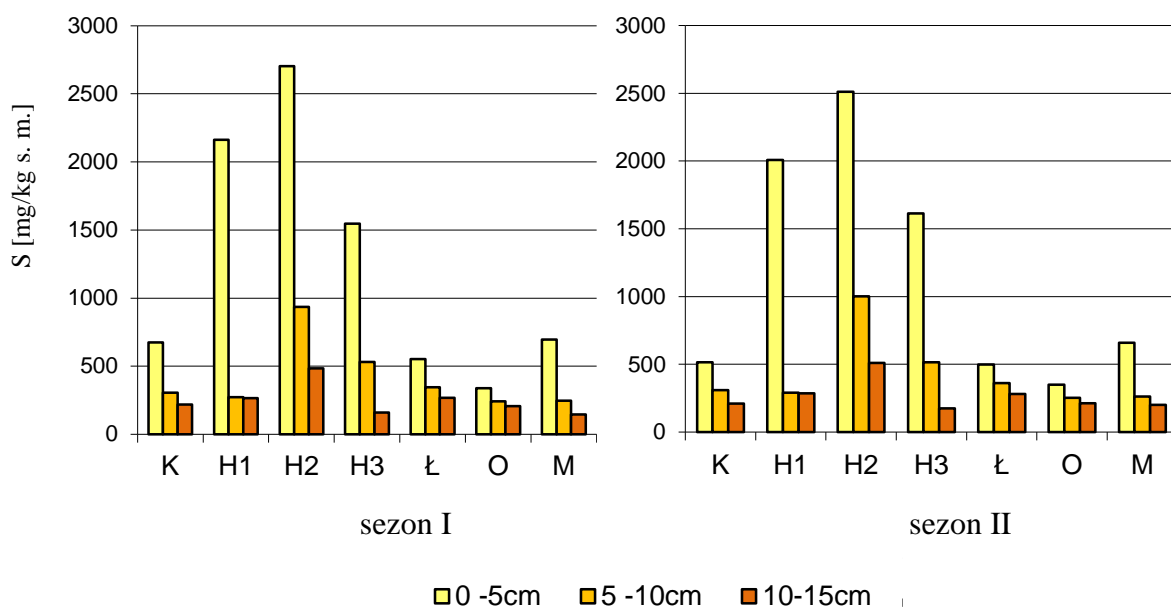
Największą zawartość siarki ogólnej (S_{og}) w glebie w pierwszym roku badań (wyk. 21; tab. 7) odnotowano na powierzchni Huta 2 na poziomie 0-5 cm (2704,3 mg/kg s.m.). Także na pozostałych badanych głębokościach stanowisko Huta 2 cechowało się największym stężeniem tego pierwiastka. Najmniej siarki odnotowano z kolei na powierzchni Huta 3 na głębokości 10-15 cm.

Najwięcej S_{og} (rok 1) na stanowiskach zlokalizowanych wokół „Huty Katowice” (wyk. 21; tab. 7) stwierdzono w Mitrędze na poziomie 0-5 cm (695,2 mg/kg s.). Była ona niewiele większa od zawartości siarki stwierdzonej na tym samym poziomie w Kokotku. Na większości badanych powierzchni badawczych odnotowano malejącą tendencję do kumulacji siarki w miarę wzrostu głębokości.

Podobne tendencje zauważono w kolejnym roku badań (wyk. 21; tab. 7). Największą zawartość siarki zlokalizowano w Hucie 2 na wszystkich badanych poziomach. Najmniejszą zawartość dla poziomów 0-5 cm oraz 10-15 cm odnotowano natomiast dla Huty 3. W rejonie „Huty Katowice” najwięcej siarki w glebie stwierdzono w Mitrędze na poziomie 0-5 cm, natomiast dla głębokości 5-10 cm oraz 10-15 cm w Łosieniu. Na wszystkich badanych powierzchniach w drugim roku stwierdzono malejącą zawartość siarki w glebie wraz ze wzrostem głębokości.

Tab. 7 . Zawartość siarki ogólnej w glebie [mg/kg s.m.].

pow.	S [mg/kg s.m.]					
	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	675,0	515,3	305,2	310,0	217,8	210,4
H1	2161,4	2008,4	272,3	290,8	265,8	285,9
H2	2704,3	2510,8	935,1	1000,8	483,7	510,6
H3	1546,3	1612,7	531,5	515,5	158,8	173,5
Ł	553,4	497,6	345,8	360,3	267,1	281,7
O	338,0	350,0	241,3	252,2	206,5	213,5
M	695,2	660,0	247,8	263,1	144,6	200,0



Wyk. 21 . Zawartość siarki ogólnej w glebie [mg/kg s.m.].

4.4 pH gleby

Najwyższe pH gleby (tab. 8) odnotowano we wszystkich badanych poziomach na powierzchni badawczej Kokotek (5,9-6,8). Największą kwasowość gleby stwierdzono na powierzchniach Huta 2 oraz Huta 3 i wynosiła ona w granicach 3,8-4,9. Na powierzchniach zlokalizowanych wokół „Huty Katowice” wartość pH wahała się na poziomie: od 5,6 do 6,7 (frakcja 0-5 cm), od 5,7 do 6,4 (frakcja 5-10 cm) oraz od 4,9 do 6,2 na głębokości 10-15 cm.

Tab. 8. Wartości pH gleby mierzone na poszczególnych powierzchniach badawczych

pow.	pH					
	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	6,6	6,0	6,8	5,9	6,0	5,5
H1	6,1	5,3	6,0	4,7	5,9	4,3
H2	4,0	3,8	4,5	4,7	4,2	4,2
H3	4,6	4,7	3,9	4,9	4,1	4,3
Ł	6,0	6,7	5,7	6,4	4,9	4,0
O	6,1	6,0	6,0	6,1	5,1	6,0
M	5,6	6,1	6,0	6,2	6,2	6,0

4.5 Zawartość substancji organicznej w glebie

Najwięcej substancji organicznej w glebie (tab. 9) stwierdzono na powierzchniach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” oraz w Kokotku na głębokości 0-5 cm, która wahała się na poziomie 25-29% w pierwszym roku badań oraz 20-25% w kolejnym. W okolicy „Huty Katowice” zawartość ta wynosiła od 9 do 13% w pierwszym roku oraz 8,5 do 16% w drugim. Na głębokości 5-10 cm największą zawartość substancji organicznej odnotowano dla Huty 2 na głębokości 10-15 cm w Kokotku.

Najmniejszą zawartość substancji organicznej odnotowano na wszystkich badanych poziomach w Okradzionowie. Frakcja gleby z głębokości do 5 cm z powierzchni Huta 1 cechowała się największą zawartością substancji organicznej ze wszystkich badanych powierzchni, natomiast w głębszych warstwach poziom ten utrzymywał się w niższych granicach.

Tab. 9. Zawartość substancji organicznej w glebie badanych powierzchni [%].

pow.	substancja organiczna w glebie [%]					
	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	25,5	20,2	6,8	7,3	3,8	4,6
H1	28,8	24,5	3,0	5,6	1,8	2,2
H2	24,7	25,1	9,3	10,4	2,0	2,0
H3	28,2	19,9	5,6	6,8	1,4	1,7
Ł	9,3	11,7	5,6	8,2	2,7	2,0
O	5,7	8,5	1,1	2,5	0,9	1,8
M	12,8	15,6	3,4	4,7	1,9	2,0

4.6 Aktywność enzymów glebowych

Największą aktywność fosfatazy kwaśnej (p. kw.) (tab. 10; wyk. 22) odnotowano na powierzchni Huta 2 na poziomie 5-10 cm oraz 0-5 cm, które wynosiły odpowiednio 0,58 i 0,5 $\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$. Z największą aktywnością fosfatazy kwaśnej w tym roku badań wiązał się całkowity brak aktywności fosfatazy zasadowej. Najmniejszą aktywność fosfatazy kwaśnej odnotowano na powierzchni Huta 1 na głębokości 5-10 cm oraz 0-5 cm. Aktywność ta oscylowała wokół wartości 0,06-0,07 $\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$. Najmniejszą aktywność tego enzymu dla głębokości 10-15 cm stwierdzono w Hucie 2 (0,004 $\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$). Wokół „Huty Katowice” w pierwszym roku badań największą aktywność fosfatazy kwaśnej odnotowano dla poziomu 0-5 cm na wszystkich badanych powierzchniach, najmniejszą aktywność stwierdzono w Łosieniu na poziomie 5-10 cm.

W drugim roku badań (tab. 10; wyk. 23) największą aktywność fosfatazy kwaśnej stwierdzono w Hucie 2 na głębokości 0-5 cm oraz 5-10 cm i równocześnie najmniejszą na poziomie 10-15 cm. Największą aktywność p. kw. odnotowano w Hucie 3 na wszystkich badanych głębokościach. Na wszystkich powierzchniach stwierdzono także malejącą aktywność tego enzymu wraz ze wzrostem głębokości.

Największą aktywność fosfatazy zasadowej (p. al., tab. 11; wyk. 24) wokół „Huty Katowice” stwierdzono w Łosieniu w pierwszym roku badań na poziomie 0-5 cm (0,095 $\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$), oraz w Mitrędze na poziomach 5-10 cm jak i 10-15 cm, która wynosiła odpowiednio 0,078 i 0,058 $\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$. Odnotowano malejącą aktywność p. al. wraz ze wzrostem głębokości, podobnie jak wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”.

Podobne tendencje zauważono w kolejnym roku (tab. 11; wyk. 25). Największą aktywność fosfatazy zasadowej wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” na wszystkich badanych poziomach zaobserwowano na stanowisku Huta 3. Na powierzchni Huta 2 odnotowano jedynie niewielką aktywność enzymów: 0,08 (fr. 0-5 cm); 0,03 (fr. 5-10 cm) i 0,02 (fr. 10-15 cm) $\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$. Wokół „Huty Katowice” największą aktywność p. al. odnotowano w Łosieniu na poziomie 0-5 cm (0,120 $\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$) oraz Mitrędze na poziomach 5-10 cm i 10-15 cm, gdzie wynosiła odpowiednio 0,11 i 0,065 $\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$ (tab. 11; wyk. 23).

Na wszystkich badanych powierzchniach w sezonie 2 odnotowano spadek aktywności fosfatazy zasadowej z głębokością z jakiej została pobrana.

Największa aktywność dehydrogenazy (deh.) w pierwszym roku badań (tab. 12; wyk. 26) zlokalizowano na powierzchni Huta 2 na głębokości 10-15 cm ($2,43 \mu\text{g TPF} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times 16\text{h}^{-1}$). Podobnie największą aktywność wykazywała dehydrogenaza pochodząca z gleby na tym samym stanowisku na poziomie 5-10 cm, natomiast brak aktywności tego enzymu stwierdzono w powierzchniowej warstwie gleby. Najmniejsze aktywności deh. można było odnotować dla Huty 3 na poziomie 5-10 cm ($0,7 \mu\text{g TPF} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times 16\text{h}^{-1}$).

Największą aktywność dehydrogenazy w pierwszym roku badań (tab. 12; wyk. 26) na powierzchniach wokół Huty Katowice można było stwierdzić na powierzchni Łosień na głębokości 0-5 cm. Tą samą powierzchnię cechowała również najmniejsza aktywność tego enzymu dla poziomu 5-10 cm ($0,16 \mu\text{g TPF} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times 16\text{h}^{-1}$). Nie wykazano natomiast aktywności deh. dla Okradzionowa na poziomie 0-5 cm. Jednocześnie dla dwóch głębokości odnotowano największą aktywność w rejonie Huty: 0,31 (fr. 5-10 cm) oraz 0,27 (fr. 10-15 cm) $\mu\text{g TPF} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times 16\text{h}^{-1}$.

W kolejnym roku badawczym (tab. 12; wyk. 26), stwierdzono największą aktywność dehydrogenazy równocześnie dla Huty 1 i Huty 2 na poziomie 0-5 cm ($0,10 \mu\text{g TPF} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times 16\text{h}^{-1}$) odnotowując jednocześnie brak aktywności deh. dla Huty 3, gdzie z kolei przeważała aktywność tego enzymu dla poziomów 5-10 cm oraz 10-15 cm. Wokół terenu „Huty Katowice” tym razem największą aktywność odnotowano na stanowisku Mitręga na poziomie 0-5 cm ($0,5 \mu\text{g TPF} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times 16\text{h}^{-1}$), natomiast maksymalną aktywność tego enzymu na poziomach 5-10 cm oraz 10-15 cm odnotowano dla Okradzionowa ($0,41-0,5b \mu\text{g TPF} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times 16\text{h}^{-1}$).

Tab. 10. Aktywność fosfatazy kwaśnej w glebie badanych powierzchni
[$\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$].

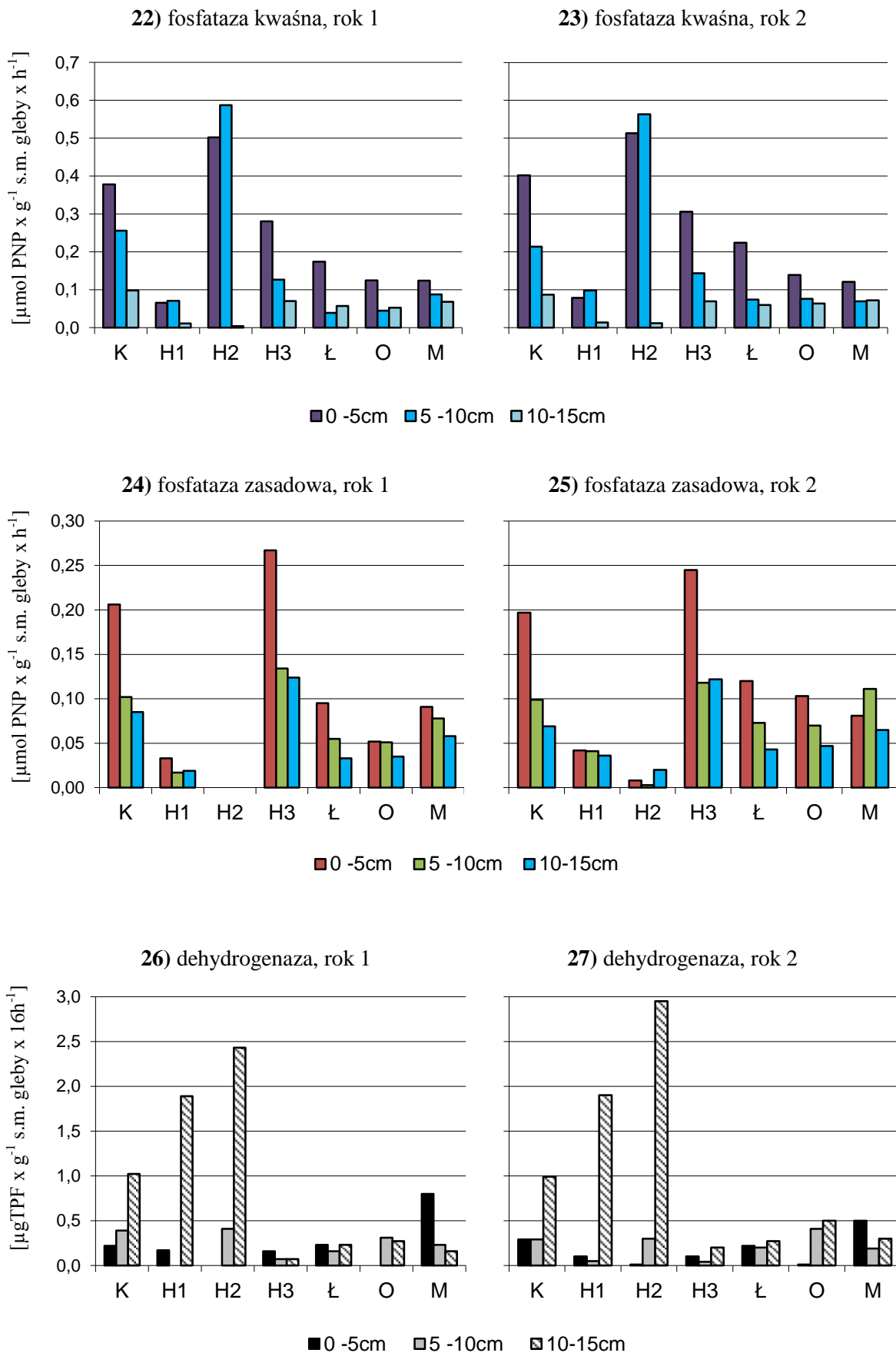
fosfataza kwaśna [$\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	0,378	0,402	0,256	0,214	0,098	0,087
H1	0,066	0,079	0,071	0,098	0,011	0,014
H2	0,502	0,513	0,587	0,563	0,004	0,012
H3	0,281	0,306	0,127	0,144	0,070	0,070
Ł	0,174	0,224	0,039	0,074	0,057	0,060
O	0,125	0,139	0,045	0,076	0,053	0,064
M	0,124	0,121	0,088	0,070	0,068	0,072

Tab. 11. Aktywność fosfatazy zasadowej w glebie badanych powierzchni
[$\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$].

fosfataza zasadowa [$\mu\text{mol PNP} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times \text{h}^{-1}$]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	0,206	0,197	0,102	0,099	0,085	0,069
H1	0,033	0,042	0,017	0,041	0,019	0,036
H2	0,000	0,008	0,000	0,003	0,000	0,020
H3	0,267	0,245	0,134	0,118	0,124	0,122
Ł	0,095	0,120	0,055	0,073	0,033	0,043
O	0,052	0,103	0,051	0,070	0,035	0,047
M	0,091	0,081	0,078	0,111	0,058	0,065

Tab. 12. Aktywność dehydrogenazy w glebie badanych powierzchni
[$\mu\text{gTPF} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times 16\text{h}^{-1}$].

dehydrogenaza [$\mu\text{gTPF} \times \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby} \times 16\text{h}^{-1}$]						
pow.	0-5 cm		5-10 cm		10-15 cm	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	0,22	0,29	0,39	0,29	1,02	0,99
H1	0,17	0,10	0,00	0,05	1,89	1,90
H2	0,00	0,01	0,41	0,30	2,43	3,00
H3	0,16	0,10	0,07	0,04	0,07	0,20
Ł	0,23	0,22	0,16	0,20	0,23	0,27
O	0,00	0,01	0,31	0,41	0,27	0,50
M	0,80	0,50	0,23	0,19	0,16	0,30



Wyk. 22-27. Aktywność enzymów glebowych.

4.7 Zawartość metali ciężkich w roślinach

4.7.1 Miedź

W obszarze Huty Cynku (1 rok) największą zawartość miedzi we wszystkich badanych organach u *Vaccinium vitis-idaea* L. stwierdzono na powierzchni Huta 1. Na tym samym stanowisku badawczym drugi z badanych gatunków (*Vaccinium myrtillus* L.) cechował się największą kumulacją miedzi w łodygach i korzeniach (wyk. 28 i 30; tab. 13).

W kolejnym sezonie, podobnie jak w pierwszym roku badań, najwięcej miedzi w organach *Vaccinium vitis-idaea* L. zaobserwowano na stanowisku Huta 1. Najwyższa zawartość tego pierwiastka cechowała jednak łodygę. U *Vaccinium myrtillus* L. ponownie najwięcej miedzi stwierdzono w łodydze, korzeniu i owocach pochodzących ze stanowiska Huta 1 (wyk. 29 i 31; tab. 13).

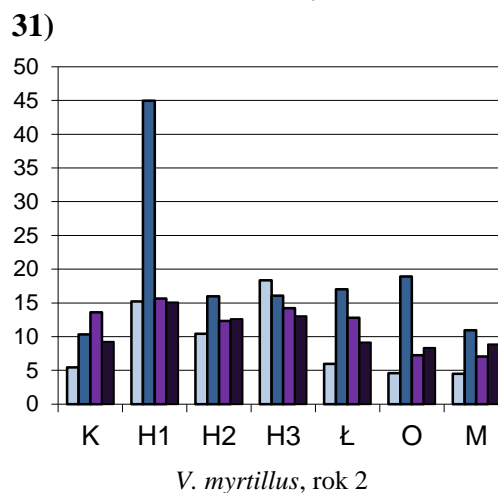
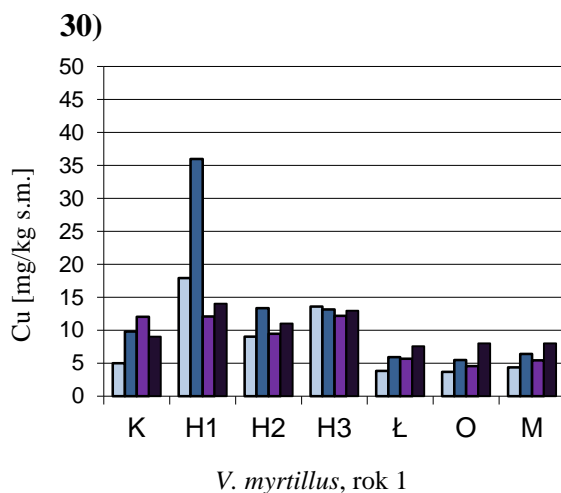
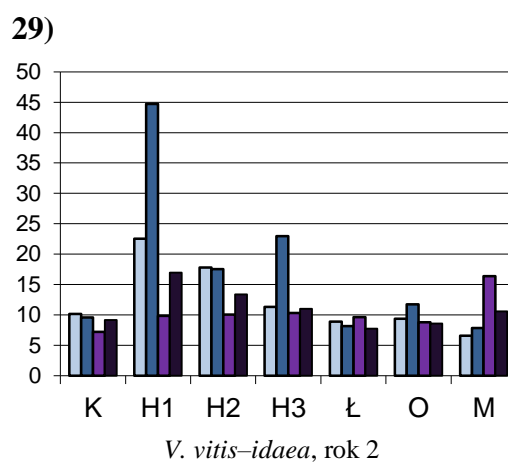
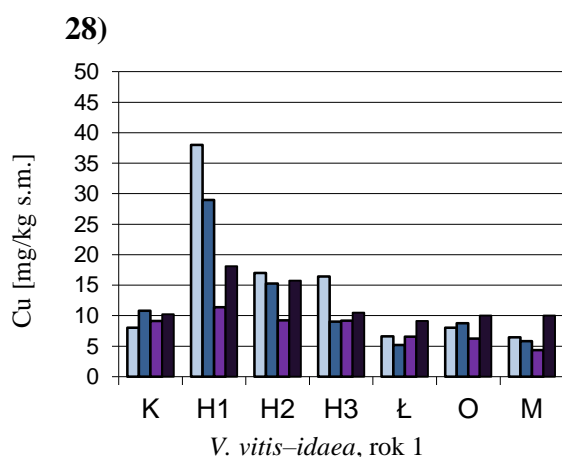
W rejonie Huty Katowice najwięcej miedzi u *Vaccinium vitis-idaea* L. w pierwszym roku badań na wszystkich terenach odnotowano w owocach. U *Vaccinium myrtillus* L. także najwięcej miedzi odnotowano w owocach, podobnie jak w drugim roku badań. Najwięcej wskazanego pierwiastka w liściach, owocach i korzeniach w drugim sezonie badawczym odnotowano na powierzchni Łosień (wyk. 28-31; tab. 13).

Nie stwierdza się jednoznacznej tendencji do kumulacji miedzi u obydwu gatunków. Zawartość miedzi w owocach względem pozostałych organów różniła się na badanych powierzchniach. Nierzadko zawartość w owocach przewyższała ilości odnotowane w pozostałych organach. Korzeń należał natomiast do organów, w którym odnotowywano niższe zawartości miedzi niż w liściach a czasem nawet w owocach. Można także stwierdzić, że populacje obu badanych gatunków zlokalizowane w pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” wykazywały się większą kumulacją tego pierwiastka niż populacje znajdujące się w strefie oddziaływań „Huty Katowice” (wyk. 28-31; tab. 13).

Tab. 13. Zawartość miedzi w organach badanych gatunków [mg/kg s.m.].

<i>V. vitis-idaea</i> , Cu [mg/kg s.m.]								
pow.	korzeń		lodyga		Liść		owoc	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	8,1	10,2	10,8	9,6	9,2	7,2	10,2	9,2
H1	38,0	22,6	29,0	44,7	11,4	9,9	18,1	17,0
H2	17,0	17,8	15,3	17,5	9,3	10,1	15,7	13,4
H3	16,4	11,3	9,0	23,0	9,2	10,3	10,5	11,0
Ł	6,6	8,9	5,2	8,2	6,6	9,6	9,1	7,8
O	8,1	9,4	8,8	11,7	6,3	8,8	10,0	8,6
M	6,5	6,6	5,8	7,9	4,4	16,4	10,0	10,6

<i>V. myrtillus</i> , Cu [mg/kg s.m.]								
pow.	korzeń		lodyga		Liść		owoc	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	5,0	5,4	10	10,3	12,0	13,6	9,0	9,2
H1	17,9	15,2	36,0	45,0	12,1	15,6	14,0	15,1
H2	9,0	10,4	13,3	16,0	9,5	12,3	11,0	12,6
H3	13,6	18,3	13,1	16,1	12,2	14,2	13,0	13,0
Ł	3,8	6,0	5,9	17,0	5,7	12,8	7,6	9,2
O	3,7	4,6	5,5	18,9	4,6	7,2	8,0	8,3
M	4,3	4,5	6,4	11,0	5,4	7,1	8,0	8,9



□ korzeń ■ lodyga ■ liść ■ owoc

Wyk. 28-31. Zawartość miedzi w organach badanych gatunków [mg/kg s.m.].

4.7.2 Cynk

W pierwszym roku badań, na terenach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, najwyższą kumulację cynku u *Vaccinium vitis-idaea* stwierdzono na powierzchni Huta 1. Podobną tendencję zauważono u *Vaccinium myrtillus* L. Najmniej cynku na wskazanym stanowisku zaobserwowano w owocach u obydwu badanych gatunków. Najmniejszą zawartość cynku na stanowiskach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” we wszystkich badanych organach posiadały borówki *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. pochodzące z terenu Huta 2. W kolejnym roku najwięcej cynku we wszystkich badanych organach *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. także odnotowano na stanowisku badawczym Huta 1 (wyk. 32-35; tab. 14).

Wśród stanowisk skupionych w pobliżu „Huty Katowice” największą zawartość cynku w pierwszym roku badań we wszystkich badanych organach *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. zauważono na powierzchni Łosień. W następnym roku najmniejszą zawartość cynku stwierdzono w organach *Vaccinium vitis-idaea* L. pochodzących z terenu Mitręga, podobnie jak w przypadku populacji *Vaccinium myrtillus* L. (wyk. 32-35; tab. 14).

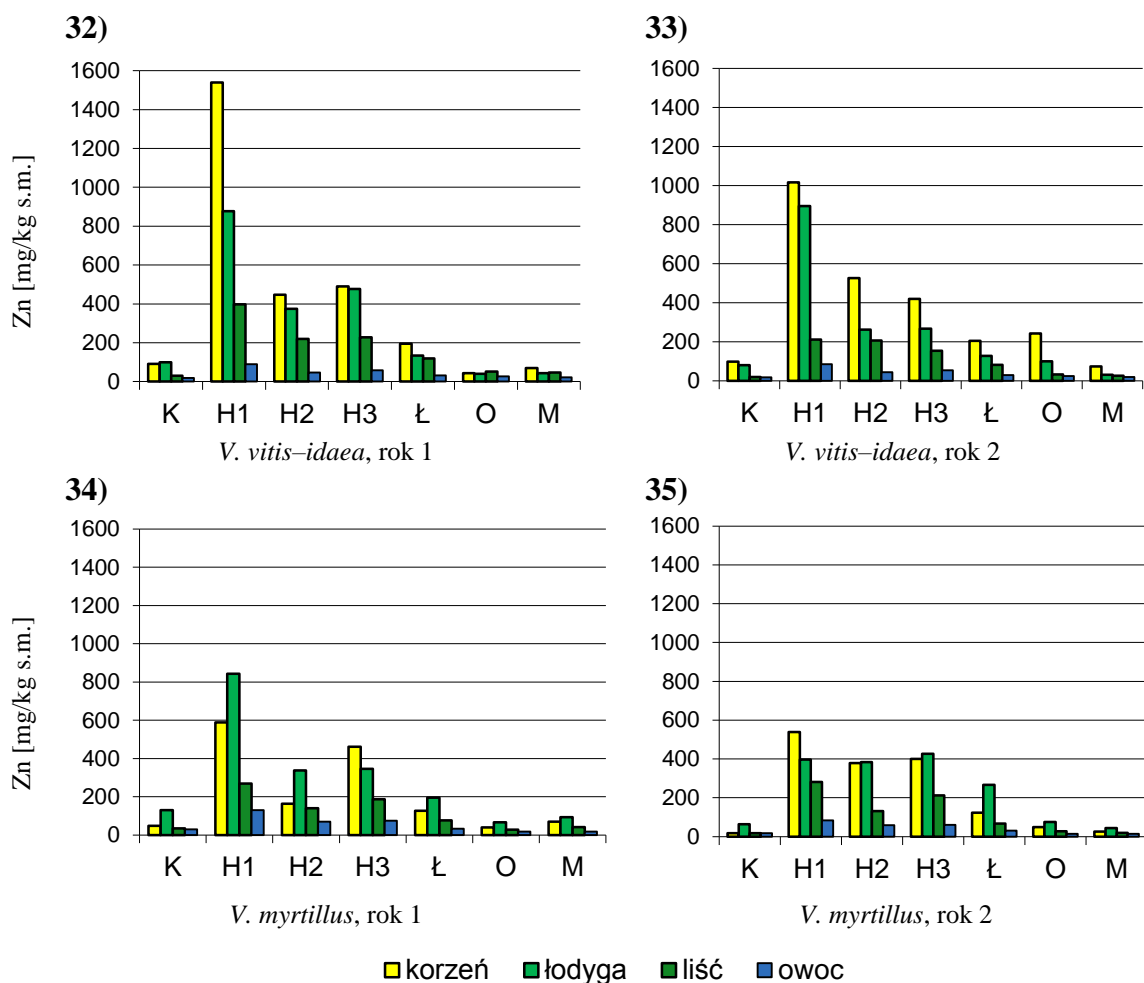
Można uznać, że na wszystkich badanych powierzchniach zauważono następującą kolejność kumulacji cynku w roślinach *Vaccinium vitis-idaea* L.: korzeń > łodyga > liść > owoc (wyk. 32 i 33). W przypadku *Vaccinium myrtillus* L. najczęściej koncentracja w kolejnych organach przedstawiała się następująco: łodyga > korzeń > liść > owoc (wyk. 34 i 35).

Można uznać, że najwięcej cynku rośliny odkładają w korzeniu lub łodydze. Populacje *Vaccinium vitis-idaea* L. cechują się większą kumulacją cynku niż populacje *Vaccinium myrtillus* L.

Tab. 14. Zawartość cynku w organach badanych gatunków [mg/kg s.m.].

<i>V. vitis-idaea</i> , Zn [mg/kg s.m.]								
pow.	korzeń		lodyga		liść		owoc	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	92,0	98,6	100,0	81,6	30,2	19,4	19,3	18,9
H1	1539,5	1017,3	877,4	896,2	397,3	211,3	90,0	85,3
H2	447,5	527,1	374,0	262,3	220,3	206,2	47,1	44,9
H3	489,8	420,9	476,1	267,6	228,3	154,2	58,1	54,2
Ł	194,9	205,0	133,7	128,7	118,8	82,9	31,2	29,3
O	43,3	243,7	39,8	100,3	51,1	33,8	27,3	25,4
M	70,5	74,0	42,9	31,4	47,1	25,9	22,1	19,4

<i>V. myrtillus</i> , Zn [mg/kg s.m.]								
pow.	korzeń		lodyga		liść		owoc	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	48,2	17,9	130,0	63,9	34,0	17,3	30,2	17,6
H1	588,6	539,5	842,5	397,3	268,8	281,0	130,0	84,5
H2	164,0	378,7	337,8	383,3	139,8	132,2	70,0	59,3
H3	461,9	400,1	345,6	426,7	187,2	212,4	75,1	60,3
Ł	126,8	123,9	194,9	267,6	77,0	67,1	32,8	30,2
O	39,9	48,9	66,1	75,1	28,5	27,4	17,6	14,1
M	70,0	26,1	93,4	44,8	41,6	20,1	18,0	14,7



Wyk. 32-35. Zawartość cynku w organach badanych gatunków [mg/kg s.m.].

4.7.3 Żelazo

Na stanowiskach zlokalizowanych wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” najwięcej żelaza u *Vaccinium vitis-idaea* L. w pierwszym roku badań odnotowano we wszystkich badanych organach na stanowisku Huta 3. Najwięcej żelaza u *Vaccinium myrtillus* L. zaobserwowano w korzeniu, łodydze oraz liściu na powierzchni Huta 1, najmniej natomiast w roślinach znajdujących się na terenie Huty 2 we wszystkich badanych organach wegetatywnych (wyk. 36 i 38; tab. 15).

Na terenach zlokalizowanych wokół „Huty Katowice” największą zawartość żelaza (1 rok) odnotowano w korzeniach *Vaccinium vitis-idaea* L. pochodzących z Łosienia i to na tym terenie odnotowano także największe wartości dla pozostałych badanych organów. Najmniejszą koncentrację tego pierwiastka, szczególnie w przypadku korzenia oraz łodygi, odnotowano w Mitrędze. Podobnie stwierdzono u *Vaccinium myrtillus* L., która najwięcej żelaza skumulowała w korzeniach pochodzących z Łosienia. Najmniej żelaza, szczególnie w korzeniu i łodydze *Vaccinium myrtillus* L., odnotowano jednak w roślinach pochodzących z Okradzionowa (wyk. 36 i 38; tab. 15).

Podobnie w następnym sezonie najwięcej żelaza u *Vaccinium myrtillus* L. zaobserwowano na stanowisku Łosień, najmniej natomiast w Mitrędze (tab. 15). U badanego gatunku na wszystkich badanych powierzchniach stwierdzono największą kumulację żelaza w korzeniach a najniższą w owocach.

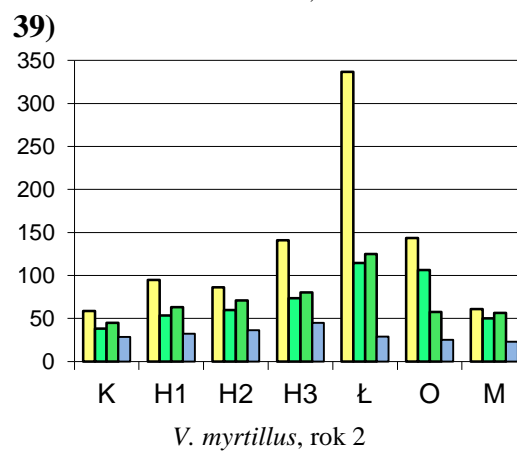
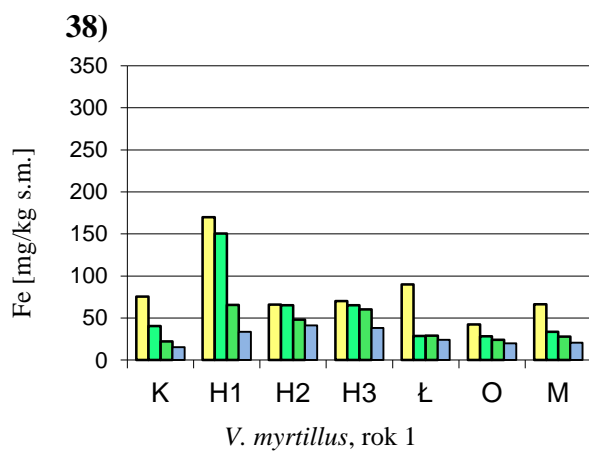
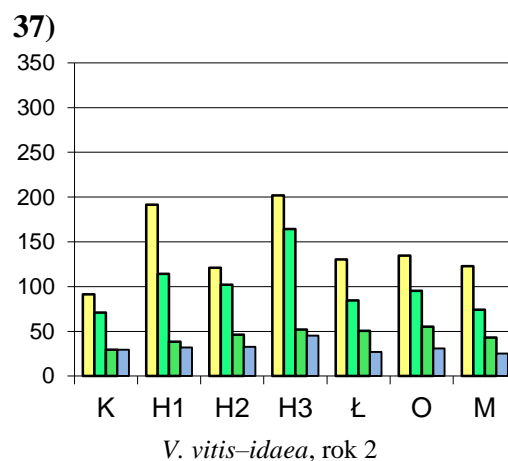
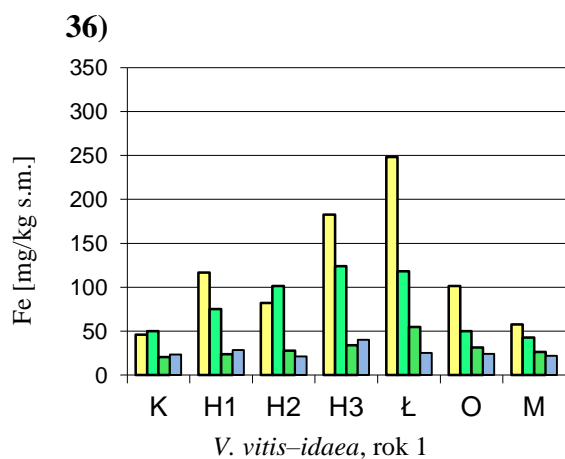
Można uznać, że *Vaccinium vitis-idaea* L. najczęściej kumulowała żelazo w następującej kolejności: korzeń > łodyga > liść > owoc. *Vaccinium myrtillus* L. największe ilości magazynowała w łodydze oraz w korzeniu. Można także zauważyć, że większość uzyskanych wyników zawartości żelaza w borówkach zlokalizowanych wokół emitorów jest wyższa od jej ilości w organizmach referencyjnych (wyk. 36-39; tab. 15).

Można uznać, że populacje *Vaccinium vitis-idaea* L. cechują się większą zdolnością kumulacji żelaza niż populacje *Vaccinium myrtillus* L., która kumuluje ten pierwiastek głównie w korzeniu i łodydze.

Tab. 15. Zawartość żelaza u badanych gatunków [mg/kg s.m.].

<i>V. vitis-idaea</i> , Fe [mg/kg s.m.]								
pow.	korzeń		łodyga		liść		owoc	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	45,9	91,4	50,1	71,1	20,7	29,5	23,5	29,5
H1	116,6	191,4	75,0	114,3	23,9	38,3	28,3	32,1
H2	82,1	120,9	101,3	101,9	27,7	46,2	21,2	32,5
H3	182,8	201,8	123,9	164,2	34,1	51,9	40,2	45,2
Ł	248,2	130,3	118,3	84,5	54,6	50,5	25,1	27,0
O	101,6	134,7	50,0	95,1	31,2	55,2	24,1	30,8
M	57,8	123,0	42,9	74,3	26,2	43,1	22,1	25,1

<i>V. myrtillus</i> , Fe [mg/kg s.m.]								
pow.	korzeń		łodyga		liść		owoc	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	75,6	58,7	40,6	38,3	22,2	44,8	15,6	28,7
H1	170,0	95,0	150,4	53,5	65,7	63,2	33,8	32,4
H2	66,1	86,1	65,3	59,9	48,2	71,1	41,2	36,3
H3	70,2	141,1	65,4	73,5	60,2	80,3	38,1	45,0
Ł	90,0	336,8	28,7	114,5	29,0	124,9	24,1	28,9
O	42,6	143,4	28,4	106,4	24,1	57,6	20,0	25,2
M	66,3	61,1	33,7	50,1	28,1	56,6	20,6	23,0



■ korzeń ■ łodyga ■ liść ■ owoc

Wyk. 36-39. Zawartość żelaza w organach badanych gatunków [mg/kg s.m.].

4.7.4 Ołów

Wśród stanowisk skupionych w okolicach Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” największe stężenie ołowiu w organach *Vaccinium vitis-idaea* L. (sezon 1) odnotowano w korzeniu borówki znajdującej się na stanowisku Huta 1. Na tym samym stanowisku stwierdzono także największe stężenie w pozostałych organach wegetatywnych. W przypadku *Vaccinium myrtillus* L. największą zawartość ołowiu, podobnie jak u *Vaccinium vitis-idaea* L., można zaobserwować w borówce pochodzącej z terenu Huta 1. Borówka czarna skumulowała jednak najwięcej ołowiu w łodydze (wyk. 40 i 42; tab. 16).

W drugim sezonie, podobnie jak w pierwszym okresie badawczym, największą zawartość ołowiu stwierdzono we wszystkich badanych organach u *Vaccinium vitis-idaea* L. pochodzących ze stanowiska Huta 1. *Vaccinium myrtillus* L. także cechowała się tendencją do kumulacji największych ilości ołowiu w korzeniach, następnie w łodydze i liściach pochodzących ze stanowiska Huta 1 (wyk. 41 i 43; tab. 16).

Na terenach zlokalizowanych w pobliżu „Huty Katowice” najwięcej ołowiu w organach *Vaccinium vitis-idaea* L. w pierwszym roku badań odnotowano w korzeniach zebranych z Mitręgi. Na tej samej powierzchni badawczej największą koncentrację ołowiu odnotowano także w korzeniach i łodydze *Vaccinium myrtillus* L. (wyk. 40 i 42; tab. 16). W drugim roku badawczym najwięcej ołowiu odnotowano we wszystkich organach *Vaccinium vitis-idaea* L. na stanowisku Okradzionów. Najwyższą zawartość ołowiu w łodydze, liściach i owocach *Vaccinium myrtillus* L. odnotowano natomiast dla stanowiska Łosień (wyk. 41 i 43; tab. 16).

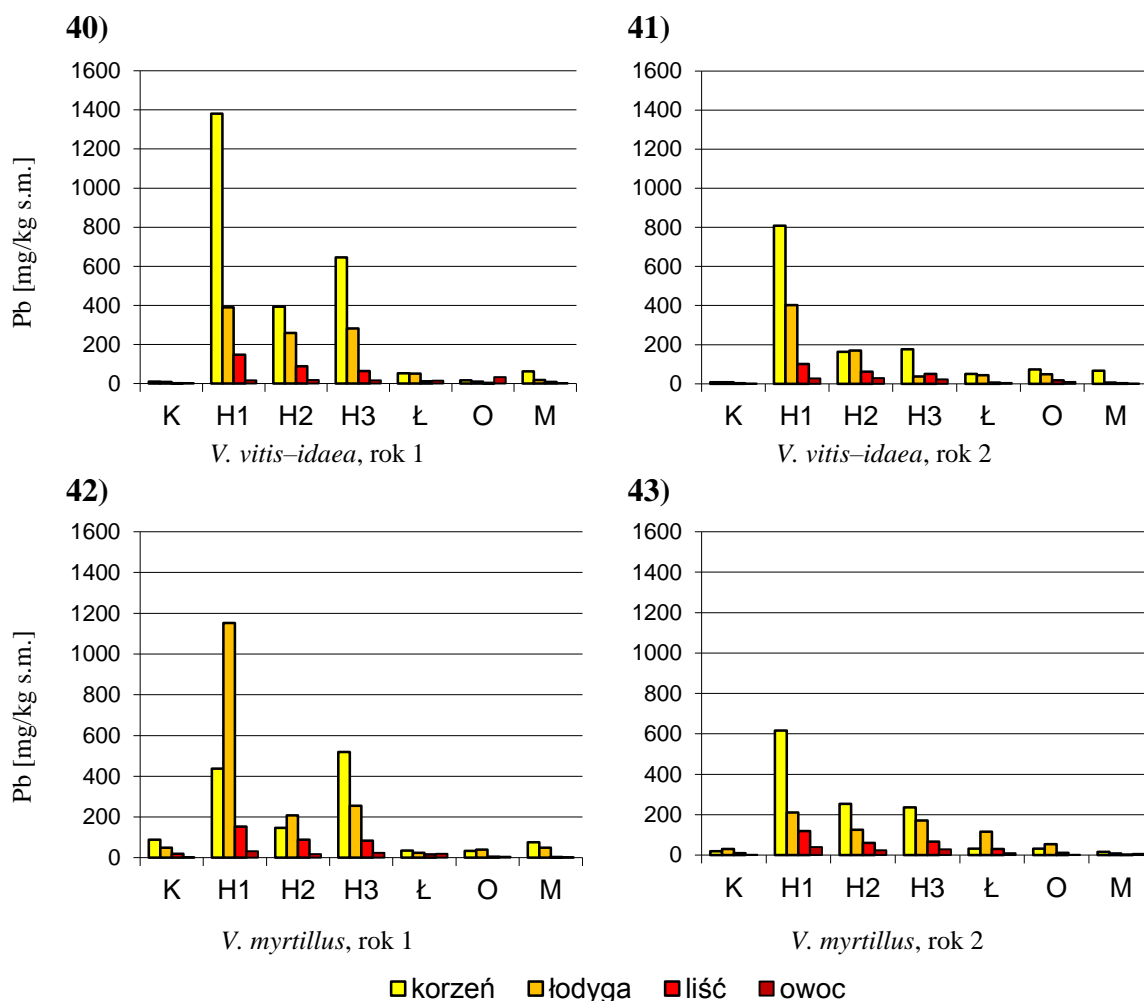
Najmniejsze zawartości ołowiu odnotowano we wszystkich organach *Vaccinium vitis-idaea* L. pochodzącej z terenu referencyjnego - Kokotka, w obydwu latach badań (wyk. 40-41; tab. 16).

Nie stwierdza się jednoznacznej tendencji w kumulacji miedzi w organach u obu gatunków. Można uznać, że największe stężenia odnotowano w korzeniu lub łodydze, następnie w liściach a najmniej w owocach.

Tab. 16. Zawartość ołowiu w organach badanych gatunków [mg/kg s.m.].

<i>V. vitis-idaea</i> , Pb [mg/kg s.m.]								
pow.	korzeń		łodyga		liść		owoc	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	10,5	7,3	8,8	7,9	3,0	2,5	2,1	1,9
H1	1381,0	808,9	390,7	401,8	148,7	100,7	17,6	26,6
H2	393,4	164,0	260,1	169,3	88,4	61,8	18,4	28,6
H3	645,9	176,1	282,7	38,0	64,3	50,2	17,3	22,3
Ł	52,8	50,2	51,9	44,2	12,1	5,3	16,1	4,2
O	17,1	73,7	10,2	48,5	4,2	17,5	34,0	8,8
M	62,7	66,8	19,5	5,3	8,4	2,2	0,6	0,5

<i>V. myrtillus</i> , Pb [mg/kg s.m.]								
pow.	korzeń		łodyga		liść		owoc	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	88,3	18,6	50,1	30,2	20,2	9,5	0,2	0,4
H1	437,8	617,0	1151,5	211,0	152,6	119,1	31,6	40,2
H2	147,4	253,8	208,1	126,0	88,5	60,0	18,2	24,2
H3	519,8	236,3	254,8	170,9	83,4	66,9	24,3	29,0
Ł	35,7	31,8	23,7	115,7	16,9	30,6	19,0	10,3
O	33,1	32,3	40,1	54,6	5,3	11,3	5,8	2,3
M	76,9	16,2	49,7	7,5	3,2	1,2	2,6	7,1



Wyk. 40-43. Zawartość ołowiu w organach badanych gatunków [mg/kg s.m.].

4.7.5 Kadm

W obszarze Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” największą zawartością kadmu (1 sezon badawczy) cechowała się *Vaccinium vitis-idaea* L. pochodząca z terenu Huta 1. Najwięcej tego pierwiastka znajdowało się w korzeniu oraz w łodydze a następnie kolejno w liściach i owocach. Wartości te były blisko 10-cio krotnie większe od ilości kadmu stwierdzonego na powierzchni Kokotek. U *Vaccinium myrtillus* L. najwięcej kadmu skumulowanego w łodydze stwierdzono w roślinach pochodzących z terenu Huty 1 (wyk. 44 i 46; tab. 17).

W drugim roku badań (wyk. 45 i 47; tab. 17) najwięcej kadmu we wszystkich badanych organach *Vaccinium vitis-idaea* L. także stwierdzono w osobnikach pochodzących z Huty 1. Tym razem borówka jednak najwięcej kadmu skumulowała w łodydze. W przypadku *Vaccinium myrtillus* L. najwięcej kadmu odnotowano w korzeniach, liściach i owocach tej borówki także pochodzącej z terenu Huta 1.

W rejonie „Huty Katowice” najwięcej kadmu w *Vaccinium vitis-idaea* L. w pierwszym sezonie odnotowano w łodydze pochodzącej z lokalizacji Łosień. Największą zawartość w korzeniu oraz liściach również odnotowano dla tej powierzchni. Najmniej tego pierwiastka stwierdzono w Mitrędze (wyk. 44, tab. 17).

W drugim sezonie, podobnie jak w pierwszym okresie badawczym, najwięcej kadmu we wszystkich badanych organach stwierdzono u osobników *Vaccinium vitis-idaea* L. znajdujących się na stanowisku Łosień, najmniejsze wartości odnotowano natomiast w Mitrędze (wyk. 45: tab. 17).

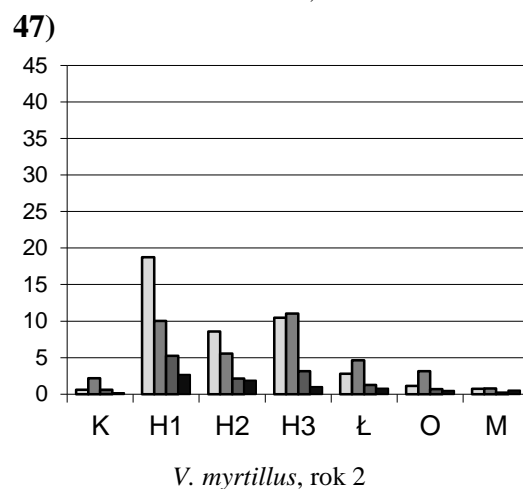
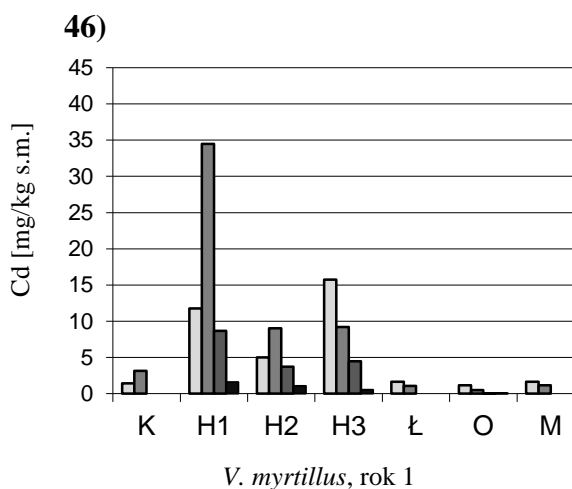
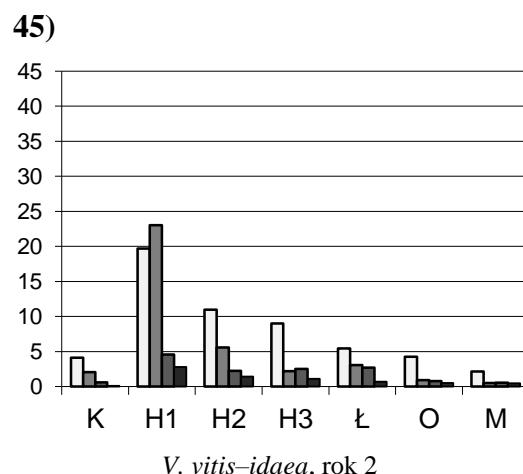
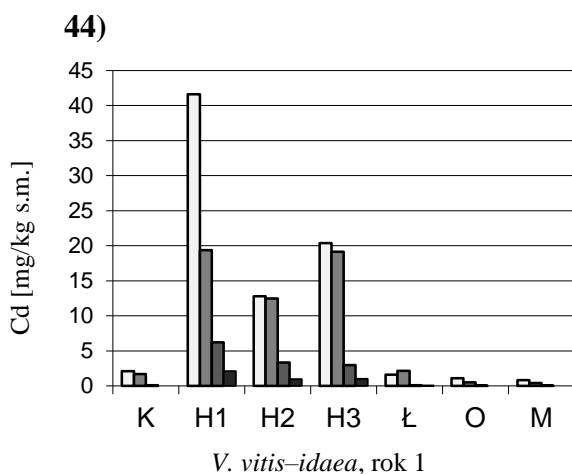
Różnica między najwyższą zawartością tego pierwiastka w organach *Vaccinium myrtillus* L. z terenu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” a „Hutą Katowice” była blisko 10-cio krotna (wyk. 44-47).

Najwyższe zawartości kadmu u *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz u *Vaccinium myrtillus* L. zaobserwowano w korzeniu lub łodydze. Można zauważyć, że w dalszej kolejności kadm kumulowany był przez te rośliny w liściach, później w owocach.

Tab. 17. Zawartość kadmu w organach badanych gatunków [mg/kg s.m.].

<i>V. vitis-idaea</i> , Cd [mg/kg s.m.]								
pow.	korzeń		łodyga		liść		owoc	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	2,1	4,1	1,7	2,1	0,1	0,6	0,0	0,1
H1	41,6	19,7	19,4	23,0	6,2	4,6	2,1	2,8
H2	12,8	11,0	12,5	5,6	3,3	2,3	1,0	1,4
H3	20,4	9,0	19,1	2,2	3,0	2,5	1,0	1,1
Ł	1,6	5,4	2,1	3,1	0,1	2,7	0,0	0,7
O	1,1	4,3	0,5	0,9	0,0	0,8	0,0	0,5
M	0,8	2,2	0,4	0,5	0,0	0,5	0,0	0,5

<i>V. myrtillus</i> , Cd [mg/kg s.m.]								
pow.	korzeń		łodyga		liść		owoc	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	1,4	0,6	3,2	2,2	0,0	0,6	0,0	0,2
H1	11,8	18,8	34,5	10,0	8,7	5,2	1,6	2,7
H2	5,0	8,6	9,0	5,6	3,7	2,1	1,1	1,9
H3	15,8	10,5	9,2	11,1	4,5	3,1	0,6	1,0
Ł	1,6	2,8	1,1	4,6	0,0	1,3	0,0	0,8
O	1,2	1,1	0,5	3,2	0,1	0,7	0,0	0,5
M	1,7	0,7	1,2	0,8	0,0	0,2	0,0	0,5



□ korzeń ■ łodyga ■ liść ■ owoc

Wyk. 44-47. Zawartość kadmu w organach badanych gatunków [mg/kg s.m.].

4.8 Zawartość siarki i azotu w liściach

4.8.1 Siarka

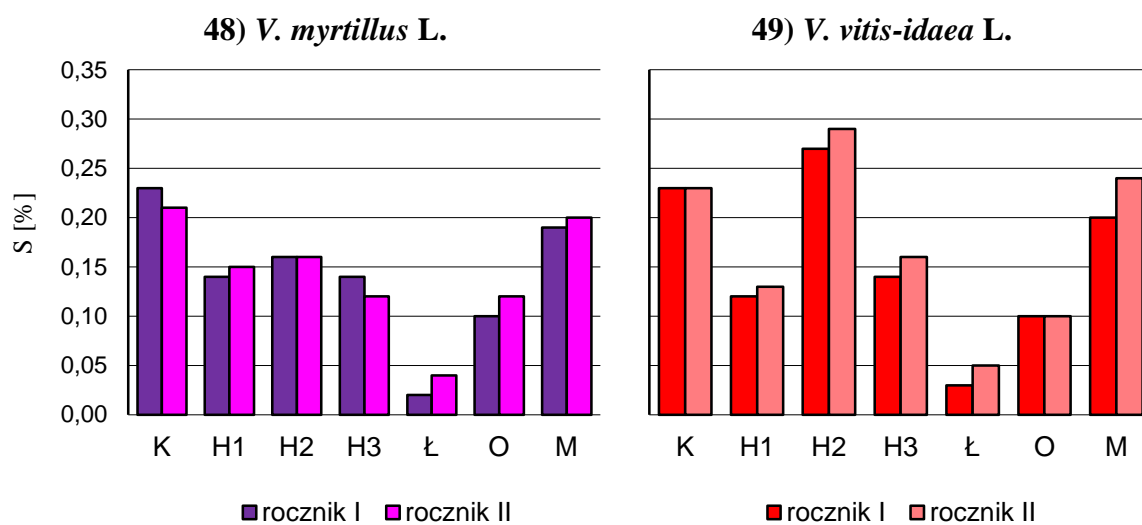
Największą zawartość siarki w liściach w 1 sezonie badań u *V. myrtillus* L. odnotowano w materiale pochodzącym z Kokotka. Daje się również zauważyć większe ilości tego pierwiastka w liściach na stanowiskach wokół huty cynku niż w rejonie Huty Katowice przy czym najmniej siarki w liściach odnotowano na stanowisku Łosień (0,02%) będącym najbliżej Huty Katowice. Podobne prawidłowość odnotowano w następnym roku badań (wyk. 49; tab. 18).

W przypadku *Vaccinium vitis-idaea* L. w pierwszym sezonie badawczym największą ilość siarki stwierdzono na stanowisku Huta 1 (0,27%). Na dwóch pozostałych powierzchniach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” odnotowano blisko dwukrotnie mniejsze stężenia tego pierwiastka. W stosunku do terenu referencyjnego prawie wszystkie powierzchnie zarówno wokół huty żelaza jak i huty cynku, za wyjątkiem wspomnianej Huty 2, cechowały się mniejszą zawartością siarki w liściach. Na uwagę zasługuje niskie stężenie omawianego pierwiastka na stanowisku Łosień (0,03%). W kolejnym roku badań wskazana tendencja dotycząca zawartości siarki na wyznaczonych terenach została utrzymana (wyk. 48; tab. 18).

Podsumowując w obydwu latach badań i u obydwu badanych gatunków występowały mniejsze zawartości siarki w liściach w stosunku do terenu referencyjnego (wyjątek: Huta 2; rok 1). Również na uwagę zasługuje niskie stężenie wspomnianego pierwiastka u roślin pochodzących ze stanowiska Łosień.

Tab. 18. Zawartość siarki w liściach [%].

S (liście) [%]				
pow.	<i>V. myrtillus</i> L.		<i>V. vitis-idaea</i> L.	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	0,23	0,21	0,23	0,23
H1	0,14	0,15	0,12	0,13
H2	0,16	0,16	0,27	0,29
H3	0,14	0,12	0,14	0,16
Ł	0,02	0,04	0,03	0,05
O	0,10	0,12	0,10	0,10
M	0,19	0,20	0,20	0,24



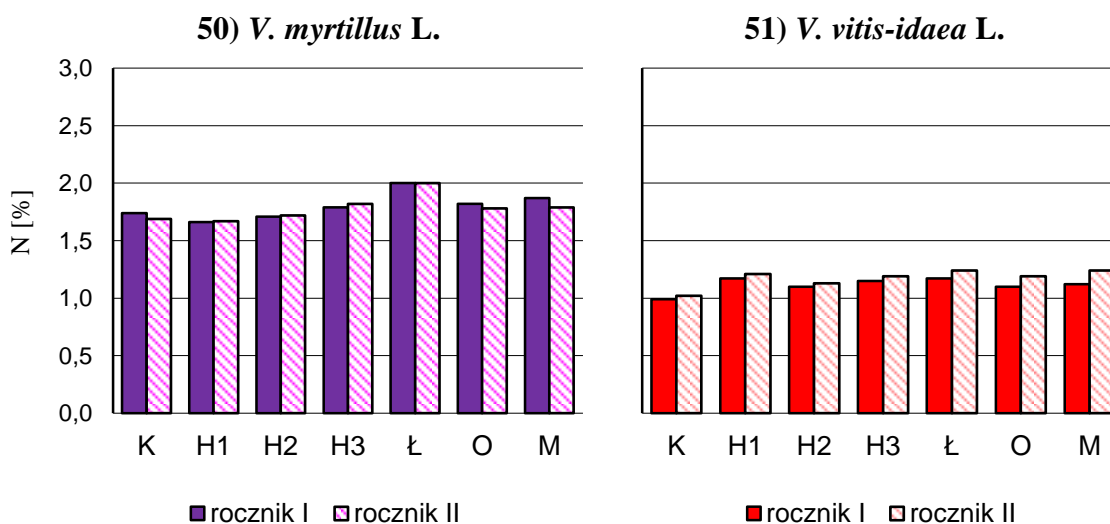
Wyk. 48 i 49. Zawartość siarki w liściach [%].

4.8.2 Azot

Największą zawartość azotu w liściach *V. myrtillus* L. w pierwszym roku badań odnotowano dla Łosienia (2,0%), dalej Mitręgi i Okradzionowa. Mniejsze wartości stwierdzono dla stanowisk wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, gdzie stwierdzono najmniejsze wartości tego pierwiastka na powierzchni Huta 1 (1,66%). Podobną tendencję odnotowano w kolejnym sezonie badawczym. Najwięcej azotu w liściach *V. vitis-idaea* L. w pierwszym sezonie stwierdzono w materiale pochodzącym z Huty 1 (1,20%) oraz Łosienia (1,17%), najmniej w Kokotku (0,99%) oraz Okradzionowie (1,10%) (wyk. 50-51; tab. 19).

Tab. 19. Zawartość azotu w liściach [%].

pow.	N (liście) [%]			
	<i>V. myrtillus</i> L.		<i>V. vitis-idaea</i> L.	
	rok 1	rok 2	rok 1	rok 2
K	1,74	1,69	0,99	1,02
H1	1,66	1,67	1,17	1,21
H2	1,71	1,72	1,10	1,13
H3	1,79	1,82	1,15	1,19
Ł	2,00	2,00	1,17	1,24
O	1,82	1,78	1,10	1,19
M	1,87	1,79	1,12	1,24



Wyk. 48-49. Zawartość azotu w liściach [%].

4.9 Sucha masa, powierzchnia liścia oraz zagęszczenie populacji

Największą suchą masę liści (wyk. 52; tab. 20) *V. vitis-idaea* L. w obu sezonach badawczych oznaczono na powierzchni Huta 1 oraz Huta 2, które różnią się statystycznie od wszystkich pozostałych. W porównaniu z Kokotkiem, Hutą 3 oraz Okradzionowem, sucha masa liści na wspomnianych terenach jest ponad dwukrotnie większa. Najniższą suchą masę liści stwierdzono natomiast na powierzchni Łosień.

Średnia sucha waga łodygi (wyk. 53; tab. 21) osobnika zebranego ze stanowiska Huta 1 była o blisko 30% cięższa od łodygi ze stanowiska referencyjnego oraz o ponad 400% od łodygi ze stanowiska Łosień. Osobniki rosnące najdalej od huty cynku cechowały się najmniejszą średnią masą łodyg. Odwrotną zależność obserwujemy w przypadku Huty Katowice, gdzie największą suchą masą łodyg cechowała się populacja znajdująca się najdalej od źródła emisji, w Mitrędze.

Biorąc pod uwagę średnią suchą masę pędu osobnika *V. vitis-idaea* L. (wyk. 54; tab. 22) w pierwszym roku badawczym, populacja rosnąca na stanowisku Huta 1 miała istotnie większą wagę od populacji znajdującej się najdalej od emitora, w Hucie 3. Przeciwnie było w przypadku obszaru Huty Katowice, gdzie największą suchą masę pędu odnotowano w Mitrędze, najdalej położonej od źródła emisji. Nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic pomiędzy latami.

Całkowicie odmienne wyniki uzyskano po uwzględnieniu zagęszczenia populacji, gdzie suchą masę pędu wyrażono w przeliczeniu na metr kwadratowy powierzchni. Tutaj największą gęstość biomasy pędu *V. vitis-idaea* L. (wyk. 55; tab. 23) uzyskano na stanowisku referencyjnym. W pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” największą biomasa w przeliczeniu na powierzchnię zaobserwowano na stanowisku Huta 1. Na pozostałych terenach wokół zakładu wartości biomasy są podobne. Na terenie wokół „Huty Katowice” najmniejszą biomasa w przeliczeniu na m² stwierdzono na powierzchni Łosień, tereny Okradzionów i Mitręga wskazywały na podobną koncentrację biomasy.

Największą średnią powierzchnią liścia *V. vitis-idaea* L. (wyk. 61; tab. 29) w pierwszym roku badań odnotowano dla materiału pochodzącego z Kokotka. Podobną powierzchnią cechowały się osobniki pochodzące ze stanowisk: Huta 2, Huta 3, Okradzionów oraz Mitręga. Populacją istotnie różniącą się od terenu referencyjnego były borówki znajdujące się w Hucie 1. Relacje te zostały potwierdzone w kolejnym

roku badań, kiedy to powierzchnia liści *V. vitis-idaea* L. zebranych z terenu Huta 1 była różna od liści ze stanowiska referencyjnego. Na uwagę zasługuje fakt, że najmniejszą powierzchnię liści istotnie różną od pozostałych cechowały się populacje rosnące tuż przy emitorach.

Największą suchą masę liści *V. myrtillus* L. (wyk. 56; tab. 24) w pierwszym roku badań odnotowano dla roślin pochodzących z powierzchni Huta 1, przy czym analiza wykazała tutaj statystycznie istotną różnicę w stosunku do pozostałych terenów badawczych. Okazy zebrane z Huty 1 były średnio 19-krotnie cięższe od borówek zebranych w Łosieniu, które miały najmniejszą suchą masę uzyskaną w tym roku badań, i ponad 5-krotnie większą od roślin zebranych w Kokotku. Do powierzchni wyróżniającej się spośród pozostałych należała także Huta 2. W drugim roku badań największą suchą masę liści ponownie odnotowano dla *V. myrtillus* L. zebranej w Hucie 1 (2,08g) i również był to wynik statystycznie różny od pozostałych. Dla porównania 4-krotnie mniejszą masą ulistnienia cechowały się osobniki z Kokotka (0,55g) będące drugie co do wielkości pod względem porównywanej cechy. Co ciekawe, stwierdzono różnice w suchej masie liści u borówek pochodzących z Łosienia w stosunku do poprzedniego roku badań.

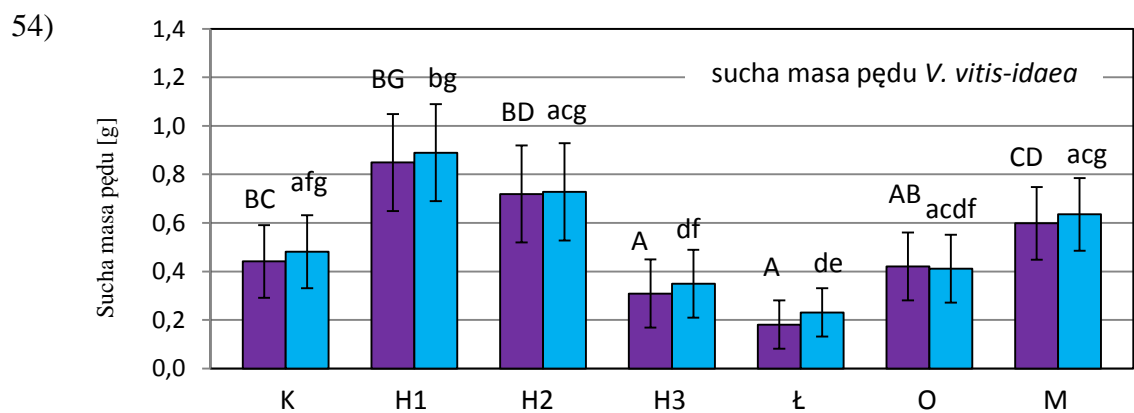
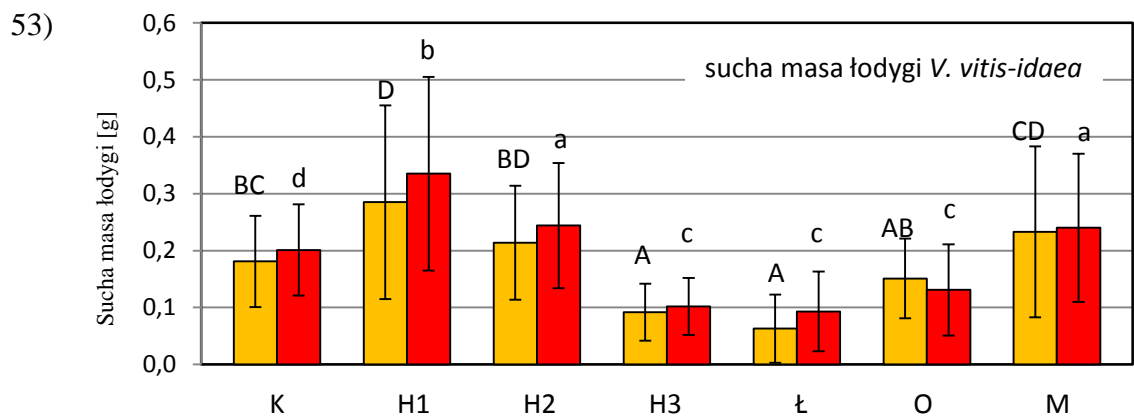
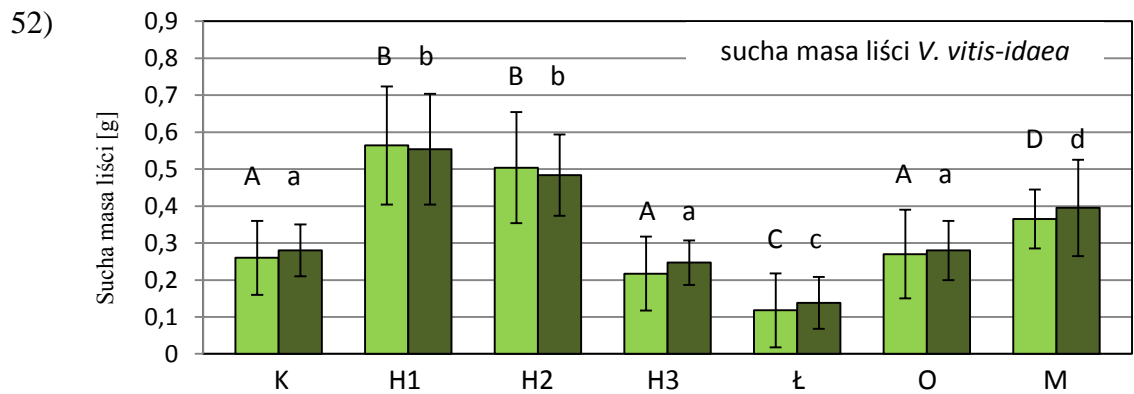
Największą suchą masę łodyg *V. myrtillus* L. (wyk. 57; tab. 25) w pierwszym roku badań odnotowano dla borówek pochodzących z Huty 1. Masa ta była 1,5-krotnie większa od masy łodyg borówek zebranych na powierzchni Huta 2 i blisko trzykrotnie od Huty 3 i Kokotka. Najmniejszą suchą masę łodyg odnotowano na stanowiskach badawczych Łosień (0,69 g), podczas gdy w Kokotku wynosiła 4,33 g. Nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic pomiędzy latami..

Biorąc pod uwagę suchą masę całego pędu *V. myrtillus* L. (wyk. 58; tab. 26) największą wagę posiadały borówki ze stanowiska Huta 1, które były prawie 2-krotnie większe od borówek zebranych z Huty 2, 3-krotnie w porównaniu z Kokotkiem oraz 14-krotnie większe od *V. myrtillus* L. pobranych z Łosienia. Najmniejszą suchą masą cechowały się rośliny pochodzące ze stanowiska Łosień, Okradzionów oraz Mitręgi. Tendencja ta zachowała się w kolejnym roku. Nie wykazano różnic w suchej masie pędu na przestrzeni badanych lat.

Po przeliczeniu biomasy na m² największą, podobnie jak u *V. vitis-idaea* L., odnotowuje się u osobników *V. myrtillus* L. (wyk. 59; tab. 27) rosnących na terenie kontrolnym, Kokotka. W pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” największą biomasa na m² obserwuje się na stanowisku Huta 3. Na terenie wokół ‘Huty Katowice’

najmniejszą biomasę *V. myrtillus* L. na m² stwierdzono na powierzchni Łosień, większą biomasą cechowała się borówka pochodząca z Mitręgi i dalej z Okradzionowa.

Największą średnią powierzchnią liścia *V. myrtillus* L. (wyk. 60; tab. 28) w pierwszym roku badań stwierdzono w roślinach zebranych z powierzchni Huta 1. Średnio była ona o 50% większa od tych zebranych w Kokotku. Pozostałe powierzchnie badawcze cechowały się podobną średnią powierzchnią liścia. Nie stwierdzono różnic w powierzchniach liści na przestrzeni badanych lat.



Wyk. 52-54. Porównanie suchej masy liści, łodygi oraz całego pędu nadziemnego *V. vitis-idaea* (L.) na badanych powierzchniach kolejno w 1 i 2 roku badań. Za pomocą wąsów oznaczono odchylenie standardowe. Tymi samymi literami oznaczono grupy homogeniczne (rocznik 1 – duże litery, rocznik 2 – małe litery). Za pomocą strzałki (→) oznaczono roczniki różniące się między sobą ($n=30$, ANOVA, *post hoc* Tukey, $p<0,05$).

Tab. 20-22. Porównanie suchej masy liści, lodygi oraz całego pędu nadziemnego *V. vitis-idaea* (L.) na badanych powierzchniach. Tymi samymi literami oznaczono grupy homogeniczne (rocznik 1 – duże litery, rocznik 2 – małe litery). Roczники różniące się między sobą oznaczono gwiazdką (n=30, ANOVA, *post hoc* Tukey, p<0,05).

Tab. 20

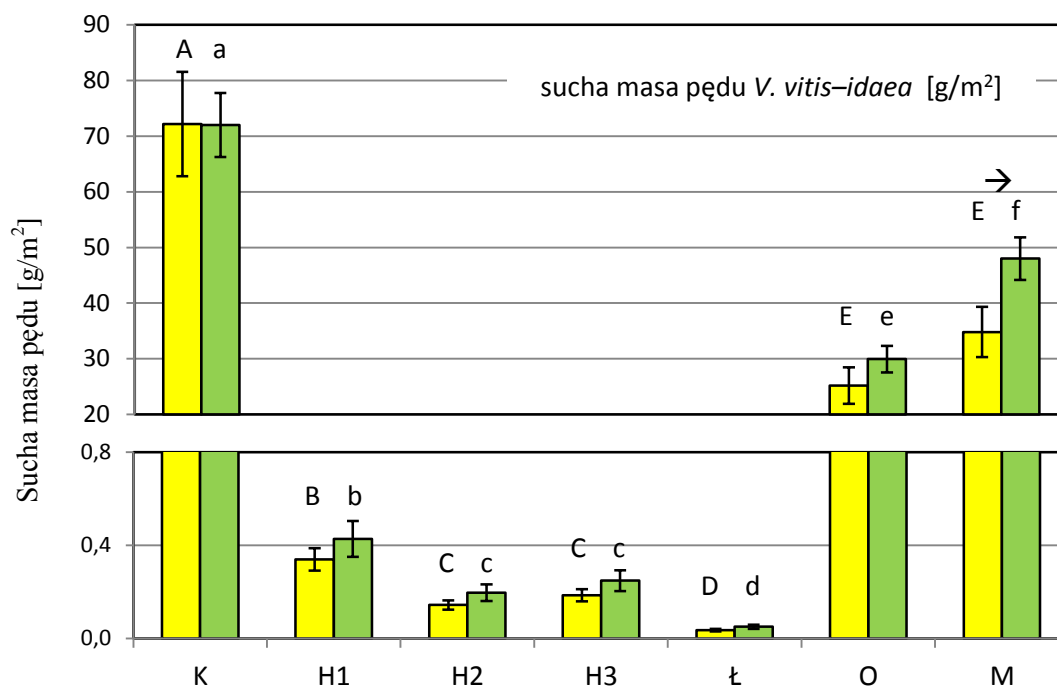
Sucha masa liści <i>V. vitis-idaea</i> [g]							
	K	H1	H2	H3	Ł	O	M
1 rok	0,26 ^A	0,56 ^B	0,50 ^B	0,22 ^A	0,12 ^C	0,27 ^A	0,37 ^D
2 rok	0,28 ^a	0,55 ^b	0,48 ^b	0,25 ^a	0,14 ^c	0,28 ^a	0,40 ^d

Tab. 21

Sucha masa lodygi <i>V. vitis-idaea</i> [g]							
	K	H1	H2	H3	Ł	O	M
1 rok	0,18 ^{ACFG}	0,29 ^{BCFG}	0,22 ^{ABCFG}	0,09 ^{DEF}	0,06 ^{DE}	0,15 ^{ACDF}	0,23 ^{ABCG}
2 rok	0,20 ^a	0,34 ^b	0,24 ^a	0,10 ^c	0,09 ^c	0,13 ^c	0,24 ^a

Tab. 22

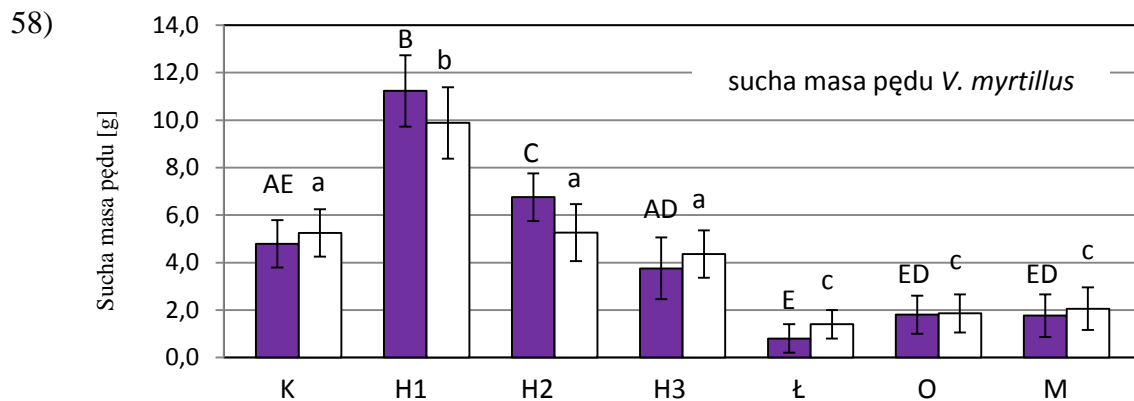
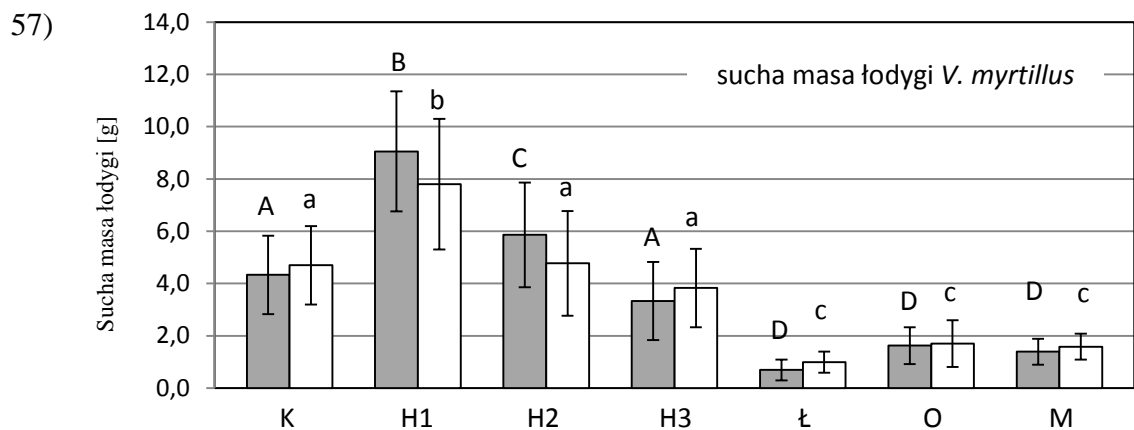
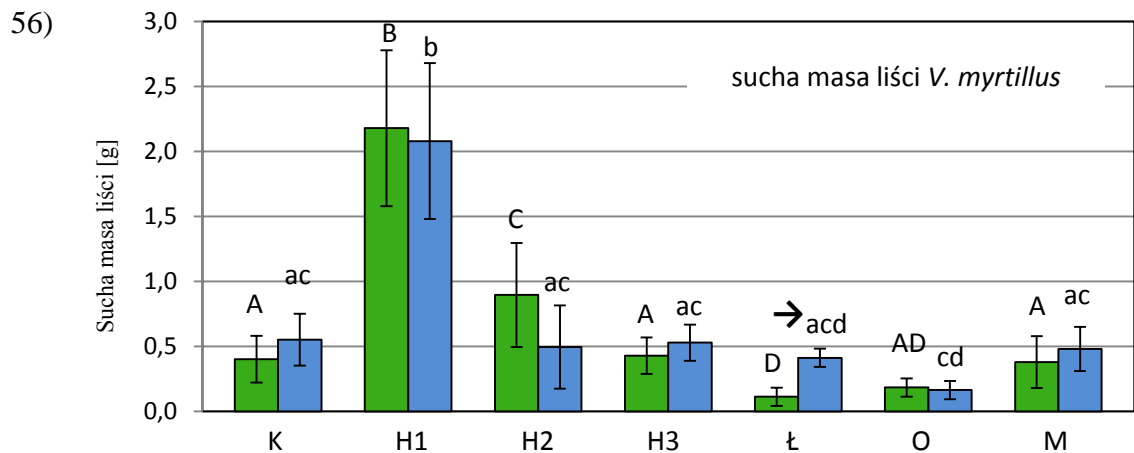
Sucha masa pędu <i>V. vitis-idaea</i> [g]							
	K	H1	H2	H3	Ł	O	M
1 rok	0,44 ^{AFG}	0,85 ^{BG}	0,72 ^{ACG}	0,31 ^{DF}	0,18 ^{DE}	0,42 ^{ACDF}	0,60 ^{ACG}
2 rok	0,48 ^{afg}	0,89 ^{bg}	0,73 ^{acg}	0,35 ^{df}	0,23 ^{de}	0,41 ^{acdf}	0,64 ^{acg}



Wyk. 55. Porównanie suchej masy pędu *V. vitis-idaea* (L.) w przeliczeniu na powierzchnię [g/m²] kolejno w 1 i 2 roku badań. Za pomocą wąsów oznaczono odchylenie standardowe. Tymi samymi literami oznaczono grupy homogeniczne (rocznik 1 – duże litery, rocznik 2 – małe litery). Za pomocą strzałki (→) oznaczono roczniki różniące się między sobą (n=30, ANOVA, *post hoc* Tukey, p<0,05).

Tab. 23. Porównanie: suchej masy pędu w przeliczeniu na powierzchnię [g/m²], zagęszczenia [os./m²] oraz typu rozmieszczenia *V. vitis-idaea* (L.). Tymi samymi literami oznaczono grupy homogeniczne (sezon 1 – duże litery, sezon II – małe litery). Roczniki różniące się między sobą oznaczono gwiazdką (n=30, ANOVA, *post hoc* Tukey, p<0,05).

		Sucha masa pędu w przeliczeniu na powierzchnię [g/m ²], zagęszczenie [os./m ²] oraz typ rozmieszczenia <i>V. vitis-idaea</i>						
		K	H1	H2	H3	Ł	O	M
sezon I	s. m. pędu [g/m ²]	72,16 ^A	0,34 ^B	0,14 ^C	0,19 ^C	0,04 ^D	25,20 ^E	34,80 ^E
	zagęszczenie [os./m ²]	164	0,4	0,2	0,6	0,2	60	58
	rozmieszczenie L – losowe S – skupiskowe R – równomier.	S	L	S	S	L	S	S
sezon II	s. m. pędu [g/m ²]	72,00 ^a	0,43 ^b	0,20 ^c	0,25 ^c	0,05 ^d	29,90 ^e	48,00 ^f
	zagęszczenie [os./m ²]	150	0,5	0,3	0,7	0,2	73	75
	rozmieszczenie L – losowe S – skupiskowe R – równomier.	S	L	S	S	L	S	S



Wyk. 56-58. Porównanie suchej masy liści, łodygi oraz całego pędu nadziemnego *V. myrtillus* (L.) na badanych powierzchniach kolejno w 1 i 2 roku badań. Za pomocą wąsów oznaczono odchylenie standardowe. Tymi samymi literami oznaczono grupy homogeniczne (rocznik 1– duże litery, rocznik 2 – małe litery). Za pomocą strzałki (→) oznaczono roczniki różniące się między sobą (n=30, ANOVA, *post hoc* Tukey, p<0,05).

Tab. 24-26. Porównanie suchej masy liści, lodygi oraz całego pędu nadziemnego *V. myrtillus* (L.) na badanych powierzchniach. Tymi samymi literami oznaczono grupy homogene (rocznik 1 – duże litery, rocznik 2 – małe litery). Roczniki różniące się między sobą oznaczono gwiazdką (n=30, ANOVA, *post hoc* Tukey, p<0,05).

Tab. 24

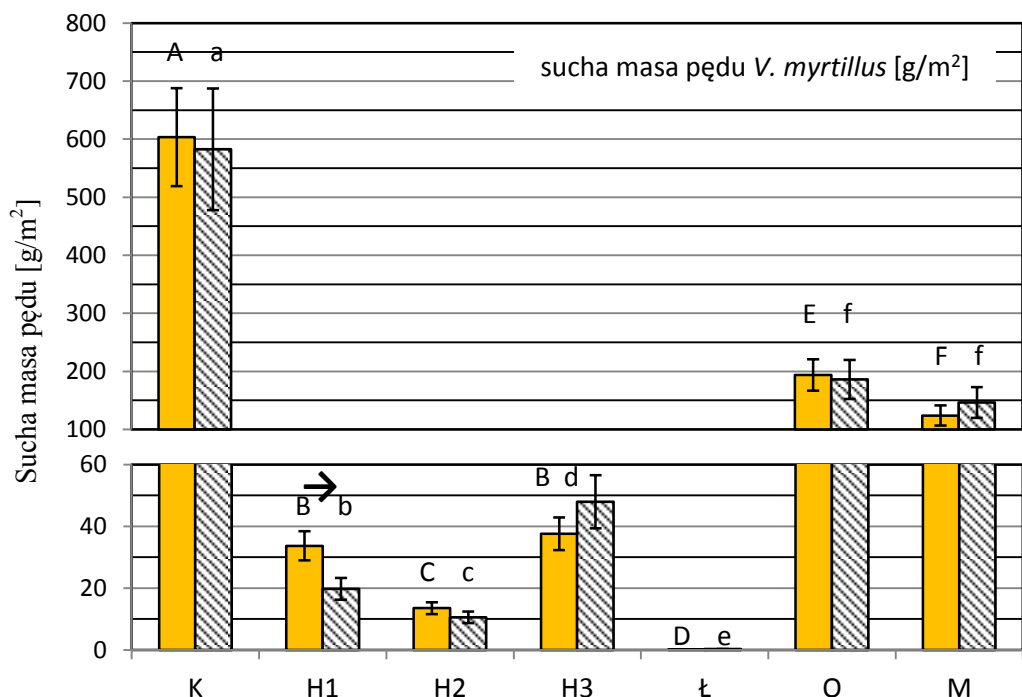
Sucha masa liści <i>V. myrtillus</i> [g]							
	K	H1	H2	H3	Ł	O	M
1 rok	0,40 ^A	2,18 ^B	0,90 ^C	0,43 ^A	*0,11 ^D	0,18 ^{AD}	0,38 ^A
2 rok	0,55 ^{ac}	2,08 ^b	0,50 ^{ac}	0,53 ^{ac}	*0,41 ^{acd}	0,16 ^{cd}	0,48 ^{ac}

Tab. 25

Sucha masa lodygi <i>V. myrtillus</i> [g]							
	K	H1	H2	H3	Ł	O	M
1 rok	4,33 ^A	9,05 ^B	5,86 ^C	3,33 ^A	0,69 ^D	1,62 ^D	1,39 ^D
2 rok	4,70 ^a	7,81 ^b	4,77 ^a	3,83 ^a	0,99 ^c	1,70 ^c	1,59 ^c

Tab. 26

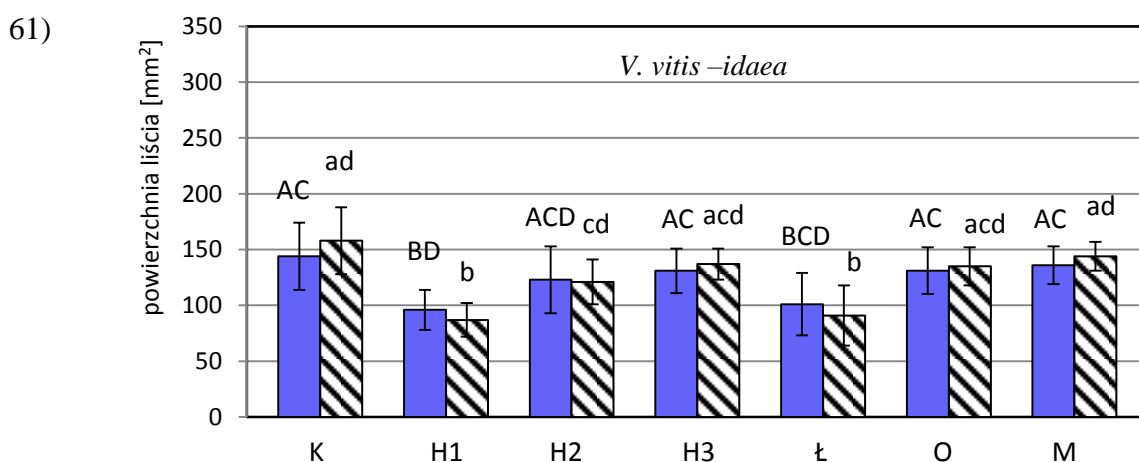
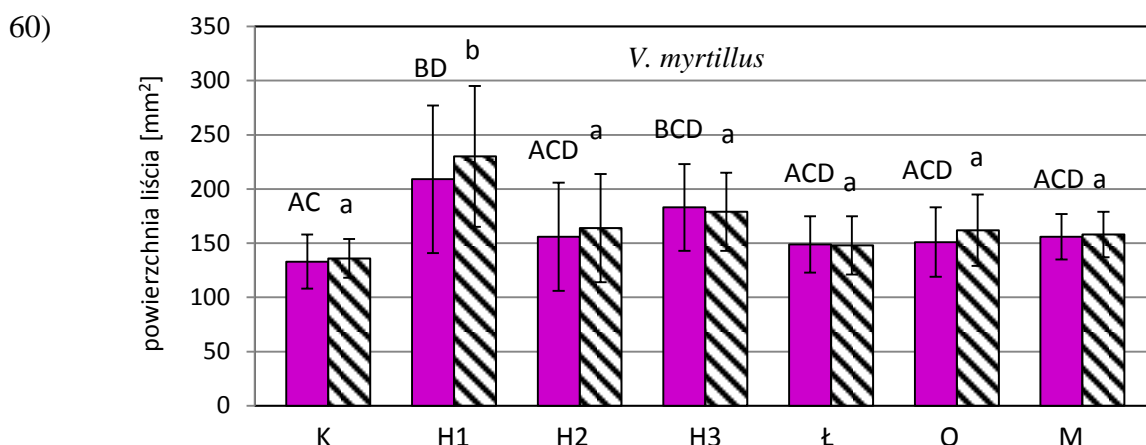
Sucha masa pędu <i>V. myrtillus</i> [g]							
	K	H1	H2	H3	Ł	O	M
1 rok	4,79 ^{AE}	11,23 ^B	6,76 ^C	3,76 ^{AD}	0,80 ^E	1,81 ^{ED}	1,77 ^{ED}
2 rok	5,25 ^a	9,89 ^b	5,27 ^a	4,36 ^a	1,40 ^c	1,86 ^c	2,06 ^c



Wyk. 59. Porównanie suchej masy pędu *V. myrtillus* (L.) w przeliczeniu na powierzchnię [g/m^2] kolejno w 1 i 2 roku badań. Za pomocą wąsów oznaczono odchylenie standardowe. Tymi samymi literami oznaczono grupy homogeniczne (rocznik 1 – duże litery, rocznik 2 – małe litery). Za pomocą strzałki (\rightarrow) oznaczono roczniki różniące się między sobą ($n=30$, ANOVA, *post hoc* Tukey, $p<0,05$).

Tab. 27. Porównanie: suchej masy pędu w przeliczeniu na powierzchnię [g/m^2], zagęszczenia [$\text{os.}/\text{m}^2$] oraz typu rozmieszczenia *V. myrtillus* (L.). Tymi samymi literami oznaczono grupy homogeniczne (sezon 1 – duże litery, sezon II – małe litery). Roczniki różniące się między sobą oznaczono gwiazdką ($n=30$, ANOVA, *post hoc* Tukey, $p<0,05$).

		Sucha masa pędu w przeliczeniu na powierzchnię [g/m^2], zagęszczenie [$\text{os.}/\text{m}^2$] oraz typ rozmieszczenia <i>V. myrtillus</i>						
		K	H1	H2	H3	ł	O	M
sezon I	s. m. pędu [g/m^2]	603,54 ^A	33,69 ^{B*}	13,52 ^C	37,60 ^B	0,16 ^D	193,67 ^E	123,90 ^F
	zagęszczenie [$\text{os.}/\text{m}^2$]	126	3	2	10	0,2	107	70
	rozmieszczenie L – losowe S – skupiskowe R – równomier.	S	L	S	S	L	S	S
sezon II	s. m. pędu [g/m^2]	582,75 ^a	19,78 ^{b*}	10,54 ^c	47,96 ^d	0,28 ^e	186 ^f	146,26 ^f
	zagęszczenie [$\text{os.}/\text{m}^2$]	111	2	2	11	0,3	100	71
	rozmieszczenie L – losowe S – skupiskowe R – równomier.	S	L	S	S	L	S	S



Wyk. 60 i 61. Porównanie średniej powierzchni liścia badanych gatunków kolejno w 1 i 2 sezonie badawczym. Za pomocą wąsów oznaczono odchylenie standardowe. Tymi samymi literami oznaczono grupy homogene (rocznik 1– duże litery, rocznik 2 – małe litery). Za pomocą strzałki (→) oznaczono roczniki różniące się między sobą (n=30, ANOVA, *post hoc* Tukey, $p < 0,05$).

Tab. 28 i 29. Porównanie średniej powierzchni liścia badanych gatunków. Tymi samymi literami oznaczono grupy homogene (rocznik 1– duże litery, rocznik 2 – małe litery). Roczniki różniące się między sobą oznaczono gwiazdką (n=30, ANOVA, *post hoc* Tukey, $p < 0,05$).

Tab. 28

Porównanie średnich powierzchni liścia <i>V. myrtillus</i> [mm ²]							
	K	H1	H2	H3	Ł	O	M
sezon I	133 ^{AC}	209 ^{BD}	156 ^{ACD}	183 ^{BCD}	149 ^{ACD}	151 ^{ACD}	156 ^{ACD}
sezon II	136 ^a	230 ^b	164 ^a	179 ^a	148 ^a	162 ^a	158 ^a

Tab. 29

Porównanie średnich powierzchni liścia <i>V. vitis-idaea</i> [mm ²]							
	K	H1	H2	H3	Ł	O	M
sezon I	144 ^{AC}	96 ^{BD}	123 ^{ACD}	131 ^{AC}	101 ^{BCD}	131 ^{AC}	136 ^{AC}
sezon II	158 ^{ad}	87 ^b	121 ^{cd}	137 ^{acd}	91 ^b	135 ^{acd}	144 ^{ad}

4.10 Zawartość barwników asymilacyjnych w liściach

Badane liście cechowały się największą zawartością chlorofilu b (tab. 30). Najwięcej tego barwnika u *V. vitis-idaea* L. (wyk. 62) znalazło się w materiale pochodzącym z powierzchni badawczej Huta 2. Mniejsze ilości odnotowano wokół terenu „Huty Katowice” i tutaj najmniej chlorofilu b stwierdzono w Łosieniu, dalej w Okradzionowie i Mitrzędze. Osobniki rosnące na stanowiskach zlokalizowanych wokół „Huty Katowice” (Łosień i Okradzionów) oraz stanowisku Huta 3 cechowały się mniejszą zawartością chlorofilu b w liściach w porównaniu do zawartości tego barwnika w liściach osobników referencyjnych.

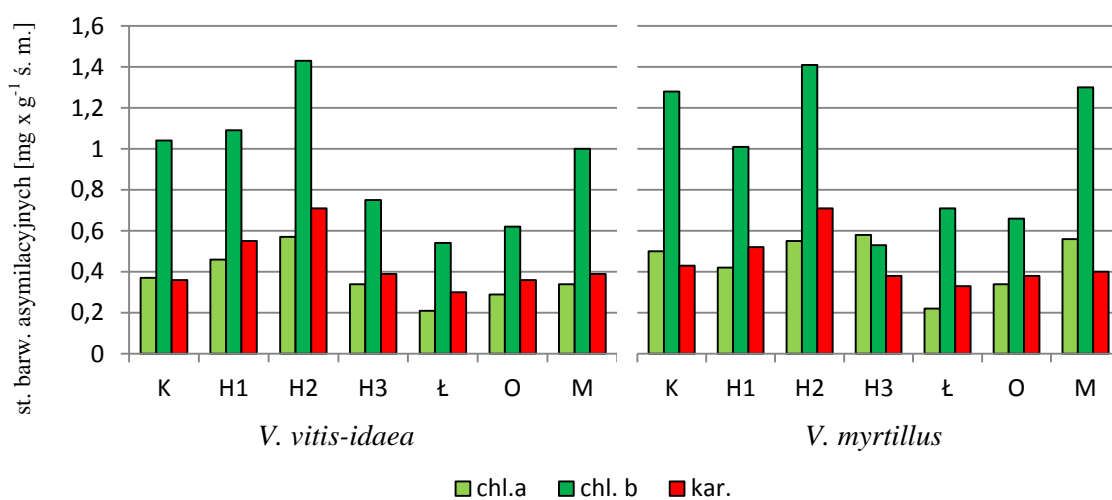
Zawartość chlorofilu b dla *V. myrtillus*. L. (wyk. 62, tab. 30) mieściła się w podobnym zakresie jak u *V. vitis-idaea* L. Tutaj znów najwięcej chlorofilu b stwierdzono w liściach osobników zebranych w Hucie 2. Podobnie jak w przypadku *Vaccinium vitis-idaea* L., liście *V. myrtillus*. L. pochodzące terenów znajdujących się w okolicy „Huty Katowice” (Łosień i Okradzionów) oraz z terenu Huta 3 wykazywały mniejszą zawartość chlorofilu od liści pochodzących z Kokotka.

Także w przypadku karotenoidów największą ilość odnotowano u *V. vitis-idaea* L. pochodzącej z Huty 2. Najmniej natomiast odnotowano w Łosieniu i zawartość ta wzrastała w miarę oddalania się od emitora. Wszystkie liście znajdujące się na terenach położonych w pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” cechowały się większą zawartością karotenoidów niż borówki znajdujące się w Kokotku, terenie referencyjnym. Podobną tendencję w zawartości karotenoidów odnotowano dla *V. myrtillus*. L. (wyk. 62).

Najmniejsze zawartości ze wszystkich badanych barwników odnotowano dla chlorofilu a (tab. 30). Najwięcej chlorofilu a dla *V. vitis-idaea* L. odnotowano dla Huty 2 a najmniej w Łosieniu (wyk. 62). W przypadku borówki czarnej największe stężenie tego barwnika odnotowano na stanowisku Huta 3 a najmniej podobnie jak u *V. vitis-idaea* L. w Łosieniu.

Tab. 30. Zawartość barwników asymilacyjnych w liściach badanych gatunków [mg x g⁻¹ świeżej masy] w drugim roku badań.

zawartość barwników asymilacyjnych, [mg x g ⁻¹ świeżej masy]						
pow.	chlorofil a		chlorofil b		karotenoidy	
	<i>V. vitis-idaea</i>	<i>V. myrtillus</i>	<i>V. vitis-idaea</i>	<i>V. myrtillus</i>	<i>V. vitis-idaea</i>	<i>V. myrtillus</i>
K	0,37	0,50	1,04	1,28	0,36	0,43
H1	0,46	0,42	1,09	1,01	0,55	0,52
H2	0,57	0,55	1,43	1,41	0,71	0,71
H3	0,34	0,58	0,75	0,53	0,39	0,38
Ł	0,21	0,22	0,54	0,71	0,30	0,33
O	0,29	0,34	0,62	0,66	0,36	0,38
M	0,34	0,56	1,00	1,30	0,39	0,40



Wyk. 62. Zawartość barwników asymilacyjnych w liściach badanych gatunków [mg x g⁻¹ świeżej masy] w drugim roku badań.

5 Dyskusja

5.1 Zawartość metali ciężkich we frakcji ogólnej gleby

5.1.1 Miedź

Miedź należy do pierwiastków powszechnie występujących w glebie. Jej zawartość waha się w granicach 1-130 mg/kg s.m. [TERELAK i in. 2000], jej przeciętna zawartość w zależności od rodzaju gleby wynosi od 1 do 70 mg/kg s.m. [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1992]. Dopuszczalna zawartość tego pierwiastka dla gruntów leśnych wynosi 100 mg/kg s.m. (Rozp. Min. Środ. D.U. Nr 165 Poz.1359, 2002). Wszystkie odnotowane w niniejszej pracy wyniki mieszczą się w dopuszczalnym zakresie (tab. 1; wyk. 1-2). Dla porównania na terenie przyległym do Huty Cynku „Oława” również odnotowano dopuszczalną zawartość miedzi w wierzchniej warstwie gleby, która wahała się w zakresie 25-46 mg/kg s.m. [CUSCE i in. 2013].

Na uwagę zasługuje fakt, że wszystkie wyniki (frakcja 0-5 cm) uzyskane z terenów przyległych do Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” są wyższe od uzyskanych na obszarze dawnego województwa katowickiego (tj. 2-20 mg/kg s.m.) [DUDKA, SAJDAK 1992].

Wokół wymienianych w niniejszej pracy emitorów zawartość miedzi we frakcji ogólnej gleby wahała się na przestrzeni lat. W badaniach LOREK [1993] stwierdzono dwukrotny wzrost ilości tego pierwiastka po upływie 11 lat (1977-1988) do 35 mg/kg s.m. W późniejszych badaniach KSMAK-KAPUSTA [2011] odnotowała zmienną zawartość miedzi w strefie oddziaływań Huty „Miasteczko Śląskie” w latach 2002-2006 od 48 mg/kg s.m. nawet do 617 mg/kg s.m. W niniejszych badaniach ilość miedzi mieści się w granicach od 23 mg/kg s.m. do 66 mg/kg s.m (tab.1; wyk. 1-2).

Po zestawieniu wyników zawartości miedzi wokół „Huty Katowice” można zauważyć zmniejszenie zawartości tego pierwiastka w powierzchniowej warstwie gleby począwszy od badań przeprowadzonych w latach 90-tych, kiedy CIEPAŁ [1999] odnotował 5-99 mg Cu/kg s.m., MOSOŃ-KUBALA [1997] stwierdziła 13-49,5 mg Cu/kg s.m., POMIERNY [2004] ok. 12 mg/kg s.m. a BARAN i in. [2010] od 2 mg/kg s.m. do 69,5 mg/kg s.m. W niniejszych badaniach zawartość tego pierwiastka wynosiła od 4 do 16 mg/kg s.m. (tab. 1, wyk. 1-2). Wszyscy przytoczeni

autorzy odnotowali spadek zawartości miedzi wraz ze wzrostem głębokości, co znajduje potwierdzenie także w niniejszej pracy (wyk. 1-2).

5.1.2 Cynk

Dopuszczalna granica zawartości cynku w glebie leśnej została ustalona na poziomie 300-350 mg/kg s.m. [Rozp. Min. Środ. D.U. Nr 165 Poz.1359, 2002], dla wierzchniego poziomu gleb bielcowych wskazuje się od 3,5 do 220 mg/kg s.m., choć według niektórych autorów już nawet 100 mg/kg s.m. może działać fitotoksycznie.

Na terenie wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” stwierdzono przekroczenie wskazanych wartości na wszystkich badanych powierzchniach oraz prawie wszystkich poziomach gleby (tab. 2; wyk. 5-6). Odnotowano tutaj ponad 10 000 mg/kg s.m. w wierzchniej warstwie gleby na terenie położonym najbliżej emitora, Hucie 1 (tab. 2), co zdarza się w rejonach przemysłowych. Można zauważyć, że zawartość cynku na tych powierzchniach badawczych wzrastała od początków funkcjonowania huty. LOREK [1994] odnotowała wzrost kumulacji tego pierwiastka w wierzchniej warstwie gleby z 2150 mg/kg s.m. w 1988 r. do 6054 mg/kg s.m. w 1997 r., BARAN i in. [2010] stwierdzili natomiast na dwóch innych powierzchniach zlokalizowanych w parkach miejskich na terenie Miasteczka Śląskiego od 710 mg/kg s.m. nawet do 4553 mg/kg s.m. PAJĄK i JAKSIK [2010a] badając powierzchnie będące objęte wpływem emisji pochodzących ze wskazanej huty stwierdzili, że w wierzchniej warstwie gleby, która u nich stanowiła poziom 0-20 cm, znalazło się od 11 mg/kg s.m. w oddaleniu 10 km od emitora do 524 mg/kg s.m. w odległości 2,4 km od huty. W niniejszej pracy najmniej cynku oznaczono na terenie oddalonym od huty o około 2 km i dotyczyło poziomu 10-15 cm (142 mg/kg s.m.).

W badaniach prowadzonych przy Hucie Cynku w Bukowni stwierdzono zawartość cynku w granicach od 50,9 do 288 mg/kg s.m. [GANARCZYK-GOLA, PALOWSKI 2005]. Wyniki uzyskane w niniejszej pracy oraz przez innych autorów [BARAN i in. 2010, PAJĄK, JASIK 2010a] sugerują, że emitor jakim jest Huta Cynku „Miasteczko Śląskie” wywołuje silną presję środowiskową w regionie.

Obciążenie cynkiem gleb wokół „Huty Katowice” jest bez wątpienia mniejsze niż w pobliżu wcześniej wspomnianej Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, ponieważ wszystkie wartości mieściły się w dopuszczalnym zakresie (tab. 2, wyk. 5-6). Warto także zaznaczyć, że jedynie na poziomie 0-5 cm w Okradzionowie (46,8 mg/kg s.m.)

i Mitrędze (55,8 mg/kg s.m.) wartości te przekraczały ilości uznane za średnie dla kraju, które wynosiły 33 mg/kg cynku w suchej masie gleby [TERELAK i in. 1997] czy też 40 mg/kg s.m. i to tylko w pierwszym roku badań. POMIERNY i CIEPAŁ [2004] wskazują na tym terenie zawartość cynku wyraźnie wyższą od wyników uzyskanych z gleb bardzo słabo zanieczyszczonych. Jednak, porównanie tych wyników z doniesieniami LOREK [1993] wskazuje na wahania zawartości cynku na tym obszarze. W początkach działalności huty stwierdzano zawartość 100-700 mg/kg s.m. cynku na poziomie 0-10 cm [CIEPAŁ 1984 za LOREK 1993], następnie 430 mg/kg s.m. (głębokość 0-5 cm) [LOREK 1993], dalej POMIERNY i CIEPAŁ [2004] odnotowali 142-154 mg/kg s.m. na głębokości 0-10 cm i znów 44,91 mg Zn/kg s.m. [NADGÓRSKA-SOCHA, CIEPAŁ 2009]. W badaniach na zlecenie Urzędu Gminy wykazano 909 mg Zn/kg s.m. i 490 mg Zn/kg s.m. na terenie Łosienia oraz 979 mg/kg s.m. i 577 mg/kg s.m. na terenie Okradzionowa, co dalece przekracza wartości dopuszczalne [SKOWRONEK i in. 2009].

LOREK [1993] zaznaczyła także, że na powierzchniach w pobliżu „Huty Katowice” dynamika kumulacji cynku w glebie przebiegała intensywnie, jednakże cechuje się niższymi stężeniami niż ta, obserwowana wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”.

5.1.3 Żelazo

Żelazo w glebach jest pierwiastkiem powszechnie występującym, jednak jego ilość i sposób rozmieszczenia są bardzo zróżnicowane. Średnią zawartość żelaza w glebie ocenia się na 460 mg/kg s.m. Duże ilości żelaza mogą wiązać nadmierne ilości metali ciężkich, wpływając na sposób ich rozmieszczenia oraz biodostępność [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1978]

Wokół Huty „Miasteczko Śląskie” (tab. 3; wyk. 9-10) zawartość żelaza była dużo wyższa niż przytoczona średnia i wynosiła od 2067 mg/kg s.m. do 4232 mg/kg s.m. (0-5 cm). Należy zauważyć, że otrzymane wyniki zbliżone były do tych, odnotowanych w wierzchniej warstwie gleby (0-5 cm) na tym terenie w latach 70-tych i 80-tych, które często oscylowały w granicach 2400 mg/kg s.m. [LOREK 1993]. Podobnie jak w przytoczonych powyżej badaniach, na przestrzeni roku zawartość żelaza we frakcji ogólnej w powierzchniowej warstwie gleby uległa zmianie z 4232

mg/kg s.m. do 3486 mg/kg s.m. (u LOREK [1993] z 7200 mg/kg s.m. do 2400mg/kg s.m).

Dużo mniejsze ilości żelaza w porównaniu z badaniami LOREK [1993] stwierdzono na terenach w sąsiedztwie „Huty Katowice” (tab. 3; wyk. 9-10). Na przestrzeni 11 lat LOREK [1993] odnotowała 66 krotny wzrost zawartości tego pierwiastka z ok. 150 mg/kg s.m. do 10 000 mg/kg s.m. NADGÓRSKA-SOCHA i CIEPAŁ [2009] w bezpośrednim sąsiedztwie huty odnotowali zawartość 8780 mg/kg s.m. W niniejszych badaniach wartości te wynosiły od 691 mg/kg s.m. do 1467 mg/kg s.m. Zmiany w zawartości żelaza w glebach nie dziwią w świetle doniesień o tworzeniu się w glebie słabo stabilnych związków tego pierwiastka, które cechują się znaczną mobilnością.

5.1.4 Ołów

Ołów należy do pierwiastków najmniej ruchliwych w glebach [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1998, TERELAK i in. 2000]. Naturalnie występuje w postaci galenitu, a jego tlenki emitowane są przez przemysł metalurgiczny. Średnie ilości tego pierwiastka w glebach są różne w zależności od typu gleb i wynoszą między 20 a 30 mg/kg s.m. [SZCZEPOCKA 2005] a normy ustawowe dopuszczają zawartość 100 mg/kg s.m. dla gruntów leśnych (Rozp. Min. Środ. D.U. Nr 165 Poz.1359, 2002). W niniejszych badaniach wszystkie wyniki dla stanowisk będących pod wpływem emisji przemysłowych na poziomie 0-5 cm są przekroczone (tab. 4; wyk. 13-14). Kumulacja ołowiu we wierzchniej warstwie gleby na powierzchni Huta 2 zlokalizowanej w pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” przekracza nawet 65-cio krotnie wskazaną normę. W przypadku wspomnianej powierzchni nawet na poziomie 10-15 cm przytoczona norma przekroczone jest prawie trzykrotnie (tab.4).

Uzyskane wyniki znajdują potwierdzenie w badaniach LOREK [1993], która stwierdziła wzrost kumulacji ołowiu w wierzchnich warstwach gleby z prawie 3000 mg/kg s.m. do 6000 mg/kg s.m. na przestrzeni 11 lat (1977-1986). W badaniach PAJAŁ, JASIK [2010], których powierzchnie badawcze były zlokalizowane na wschód i północny wschód od Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” odnotowano natomiast 709 mg/kg s.m. oraz 706 mg/kg s.m. ołowiu w glebach znajdujących się odpowiednio w odległości 2,5 i 4,6 km od emitora.

Również w okolicy „Huty Katowice” ilość ołowiu w glebie jest przekroczona (tab.4; wyk. 13-14). Dla przykładu na stanowisku położonym najbliżej emitora - Łosieniu, na wszystkich badanych poziomach glebowych uzyskano wartości powyżej 100 mg Pb/kg s.m w obu latach badań (odpowiednio: 215 i 190 mg/kg s.m., 250 i 170 mg/kg s.m. oraz 180 i 115 mg/kg s.m. dla poziomów 0-5 cm, 5-10 cm oraz 10-15 cm). W badaniach LOREK [1993] ilość ołowiu wahała się w wierzchniej warstwie gleby w zakresie od 203 mg/kg s.m. do 400 mg/kg s.m. W przypadku pozostałych stanowisk przekroczenie zawartości ołowiu w glebie dotyczyło jedynie poziomu 0-5 cm, co może wskazywać, że teren jest ekosystemem o zagrożonej stabilności ekologicznej ze względu na antropogeniczny charakter wskazanych zanieczyszczeń. Jedynie na stanowisku Kokotek stwierdzono dopuszczalną ilość ołowiu w glebie (tab. 4). Należy nadmienić, że czynnikiem unieruchamiającym ołów w glebach jest materia organiczna, której ilość na większości wskazanych terenów uległa zwiększeniu w ciągu ostatnich 30-40 lat, co zostanie omówione w późniejszym rozdziale [KWIATKOWSKA, MACIEJEWSKA 2009].

5.1.5 Kadm

Dopuszczalna zawartość kadmu w glebach leśnych wynosi 5-6 mg/kg s.m. (Rozp. Min. Środ. D.U. Nr 165 Poz.1359, 2002). W niniejszych badaniach na wszystkich stanowiskach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” na poziomach 0-5 cm oraz 5-10 cm przekroczono dopuszczalną zawartość tego pierwiastka (tab. 5; wyk. 17-18). Na terenie Huta 2 wartość ta została przekroczona w warstwie 0-5 cm nawet 25-krotnie, natomiast na poziomie 5-10 cm 5-ciokrotnie. Także na poziomie 10-15 cm ilość kadmu została nieznacznie przekroczona i wynosiła 5,89-6,28 mg/kg s.m., co jednak jest wartością znakomicie wyższą od uznawanej za przeciętną dla gleb niezanieczyszczonych, która wynosi 0,03-0,22 mg/kg s.m. [GRUCA-KRÓLIKOWSKA, WACŁAWEK 2006]. We wcześniejszych latach zawartość kadmu na tym terenie w wierzchnich warstwach gleby (również 0-5 cm) była niższa (od 33 mg/kg s.m. do 71 mg/kg s.m. na przestrzeni lat 1977-1986) ale także przekraczała dopuszczalne zawartości i była daleka od wartości uznawanych za naturalne [LOREK 1993].

NOWIŃSKA i ADAMCZYK [2013] odnotowali jeszcze większą kumulację kadmu w glebach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, która wynosiła 290 mg/kg

s.m., natomiast w badaniach gleby na poziomie 0-20 cm zawartość kadmu wahała się w granicach 0,35-11,45 mg/kg s.m. [PAJAŁK, JASIK 2010]. Rozpiętość stężenia kadmu w Parku Miejskim w Miasteczku Śląskim również przekraczała dopuszczalne wartości i wahała się w granicach 7-79 mg/kg s.m. [BARAN i in. 2010]. CUSCE i in. [2013] odnotowali natomiast dopuszczalne zawartości kadmu w bezpośrednim sąsiedztwie Huty Cynku „Oława”, podobnie w glebach z okolic huty cynku w Bukownie odnotowano od 0,43-6,57 mg/kg s.m. [GANCARCZYK-GOLA, PALOWSKI 2005].

W okolicach „Huty Katowice” zawartości kadmu na przestrzeni lat (1977-1986) wzrosła pięciokrotnie z 1,8 do 11 mg/kg s.m. [LOREK, 1993]. Tymczasem, w niniejszych badaniach jedynie na stanowisku położonym najbliżej huty-Łosieniu, stwierdza się obecność kadmu (1 mg/kg s.m.), która przekracza wartości uznawane za naturalne, mieszczą się one jednak w dopuszczalnych dla gruntów leśnych wartościach (tab. 5; wyk. 17-18). W badaniach POMIERNY [2007] ilość kadmu na tym samym terenie wynosiła 7,78 mg/kg s.m. w wierzchniej warstwie gleby (0-20 cm). Również na pozostałych obszarach wokół „Huty Katowice” POMIERNY [2007] odnotowała zawartość kadmu na poziomie 4,4 mg/kg s.m. w Okradzionowie oraz 4,36 mg/kg s.m. w Mitrędze, podczas gdy w niniejszych badaniach nie stwierdzono obecności tego pierwiastka na wskazanych terenach (tab. 5; wyk. 17-18). NAGÓRSKA-SOCHA i CIEPAŁ [2009] stwierdzili w najbliższym otoczeniu wspomnianej huty 0,65 mg kadmu/kg s.m.

Wysoka zawartość kadmu w obecności innych metali ciężkich oraz siarki może mieć znaczenie dla przechodzenia kadmu do frakcji biodostępnej w postaci siarczków, czyli związków o znacznej mobilności [NOWIŃSKA, ADAMCZYK 2013]. Na silne powiązania między zawartością cynku, ołowiu i kadmu we wierzchniej warstwie gleby (0-20 cm) pochodzącej z terenów emisji huty Cynku „Miasteczko Śląskie” wskazano także w badaniach PAJAŁK i JASIK [2010].

5.2 Zawartość metali ciężkich we frakcji dostępnej dla roślin

Poznanie całkowitej zawartości metali ciężkich w glebie może być niewystarczające dla zobrazowania ich biologicznego efektu, czyli faktycznego oddziaływania na rośliny [WRIGHT, WELBOURN 2002]. Tylko część ogólnej zawartości metali ciężkich jest dostępna dla organizmów roślinnych [MOREL 1997].

W badaniach obrazujących wpływ metali na ekosystem wskazana jest zatem próba oceny jaka ilość danego pierwiastka jest faktycznie dostępna dla organizmu roślinnego.

5.2.1 Miedź

Poziom miedzi biodostępnej w strefie oddziaływań Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” wg KSMAC-KAPUSTY [2011] wynosi od 3,46 mg/kg s.m. do 94 mg/kg s.m. W niniejszych badaniach oznaczalny poziom biodostępności z wykorzystaniem 0,01 M CaCl₂ wykazano jedynie sporadycznie (tab. 1; wyk. 3-4). W obu okresach badawczych niewielką ilość miedzi (na poziomie 1 mg/kg s.m.) odnotowano we frakcji biodostępnej na powierzchni referencyjnej. W kolejnym roku badań zawartość miedzi we frakcji biodostępnej stwierdzono w 3 badanych powierzchniach (wokół huty „Miasteczko Śląskie” - Huta 1, wokół „Huty Katowice” - Łosień i Okradzionów). Zmianę w ilości biodostępnej miedzi na przestrzeni roku na terenie emisji „Huty Katowice” uzyskała między innymi POMIERNY [2007]. Zawartość biodostępnych form może ulegać zmianom nawet w krótkim okresie, na co wskazuje m.in. GORLACH [1995], czy MOREL [1997].

Niska dostępność miedzi może być spowodowana pH gleby na badanych obszarach. CIEPAŁ [1999] wskazuje, że w glebach alkalicznych lub słabo kwaśnych, a takie odnotowano w niniejszych badaniach, tworzą się słabo rozpuszczalne związki metali, które są z kolei słabo dostępne dla roślin. Można także domniemywać, że miedź mogła zostać skompleksowana w humusie [DOMAŃSKA, FILIPEK 2011]. Udział frakcji organicznej Cu w glebach obojętnych bywa większy niż w glebach kwaśnych, co może potwierdzać wpływ wzrostu wartości pH na zwiększenie siły wiązania Cu przez materię organiczną [DOMAŃSKA, FILIPEK 2011]. MYŚKÓW i in. [1986] podaje, że kwasy huminowe mogą wiązać około 17,5% miedzi w stosunku do ciężaru tej frakcji. Około 90% miedzi jest adsorbowana przez związki organiczne, które cechują się dużą trwałością, toteż jej stężenie w roztworze glebowym jest niskie a rośliny wspierają pobór tego pierwiastka poprzez rozrost strefy włośnikowej korzenia [KSMAC-KAPUSTA 2011]. Literatura donosi także, że miedź w formie ruchomej stanowi 2% całkowitej zawartości w glebie, gdyż występuje ona nie tylko w postaci zaadsorbowanej przez substancję organiczną gleby, ale także poprzez uwodnione tlenki żelaza [DOMAŃSKA, FILIPEK 2011]. Wysoka zawartość biodostępnego cynku (tab. 2; wyk. 7-8) a niska miedzi uzyskana w niniejszej pracy może być wyjaśniona

antagonistycznymi relacjami obydwu pierwiastków [KABAŁA, SZERSZEŃ 1989; STEPIEŃ i in. 2004; STEPIEŃ 2006].

5.2.2 Cynk

Udział cynku w formie biodostępnej w okolicach Huty „Miasteczko Śląskie” (tab. 2; wyk. 7-8) wahał się między 80 mg/kg s.m. a 1010 mg/kg s.m. biorąc pod uwagę cały przekrój badanych głębokości. Procentowy udział wskazanych wartości we frakcji ogólnej był różny dla poszczególnych powierzchni badawczych (tab. 6). Można zauważyć, że wskazany procentowy udział we frakcji ogólnej w wierzchniej warstwie gleby zwiększa się w miarę oddalania od emitora, co za tym idzie największy procentowy udział frakcji dostępnej (55-71% dla różnych poziomów gleb) obserwuje się na stanowisku Huta 3. Jest to jednocześnie miejsce, gdzie stwierdzono najmniejszą wagową ilość tego pierwiastka (tab. 2). Można stwierdzić, że ilość cynku we frakcji ogólnej nie zawsze przekłada się na jego dostępność dla roślin. Na stanowisku najbliższym położonym od źródła emisji odnotowano porównywalnie niską zawartość cynku we frakcji biodostępnej względem ogólnej w powierzchniowej warstwie (9,5%), która zwiększyła się na poziomie 5-10 cm do 86% i spadła do 42% na głębokości 10-15 cm (tab. 6). Biorąc pod uwagę ilości cynku we frakcji biodostępnej w mg/kg s.m., zawartość tego pierwiastka malała wraz ze wzrostem głębokości na wspomnianym terenie od 1010 mg/kg s.m. do 186,6mg/kg s.m. (tab. 2; wyk. 7-8). KICIŃSKA [2011] dla okolic Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” odnotowała od 1451 do 414 mg/kg s.m. biodostępnego cynku, co stanowiło jednak od 3 do 13% frakcji całkowitej. Można zatem zaobserwować, że mimo sporych różnic w ogólnej zawartości tego pierwiastka w wierzchniej warstwie gleby pomiędzy wynikami zawartymi w niniejszej pracy (do 10 600 mg Zn/kg s.m.) w porównaniu z badaniami KICIŃSKIEJ [2011] – (do 25 000 mg/kg s.m.), wagowo ilość biodostępnego cynku jest podobna.

Wokół „Huty Katowice” odnotowano podobne ilości cynku we frakcji ogólnej jak w badaniach POMIERNY [2007]. Należy jednak zaznaczyć, że w przytaczanej pracy do frakcji dostępnej dla roślin przechodziło niespełna 1% cynku, podczas gdy w niniejszych badaniach (tab.6) procentowe wartości przejścia wskazywały od 4 do 94% (10,03 mg/kg s.m. do 46,8 mg/kg s.m.). Zawsze jednak ilość biodostępnego cynku malała wraz ze wzrostem głębokości.

5.2.3 Żelazo

Rozpuszczalność żelaza zwiększa się proporcjonalnie do spadku pH. Znaczna część tlenków i wodorotlenków tego pierwiastka występuje w formie koloidu, co zwiększa ich udział w procesach sorpcyjnych gleby [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1978]. W okolicy Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” (tab. 3; wyk. 11-12) najwięcej żelaza we frakcji dostępnej dla roślin we wierzchniej warstwie gleby odnotowano na stanowisku Huta 3, gdzie też stwierdzono procentowo największe przejście tego pierwiastka z frakcji ogólnej (tab. 6). Tym samym zauważyć można, że wysokie stężenie żelaza w powierzchniowej warstwie gleby na stanowisku Huta 2 (4234 mg/kg s.m.) nie znalazło odzwierciedlenia w ilości biodostępnej (150 mg/kg s.m.). Do frakcji biodostępnej przeszło bowiem jedynie 3% stwierdzonego żelaza w glebie pomimo tego, że odnotowano tam najniższe z badanych pH (3,8-4,0). KALEMBASA i in. [2001] w badaniach gleby wzbogaconej w żelazo wskazali, że po wzbogaceniu gleby w Fe odnotowano jedynie znikome zmiany tego pierwiastka we frakcji wodnorozpuszczalnej i wymiennej gleby.

Procentowy udział frakcji dostępnej w ogólnej puli tego pierwiastka w glebie w niniejszych badaniach zwiększał się w miarę wzrostu głębokości (tab. 6). Wyjątkiem było stanowisko referencyjne Kokotek, gdzie zauważono odwrotną tendencję (obydwa lata badań).

Najniższe biodostępne wartości żelaza zaobserwowano na powierzchniach położonych najbliżej źródeł emisji (tab. 3, wyk. 11-12). I tak na stanowisku Huta 1 stwierdzono między 5 a 25 mg Fe/kg s.m. na całym przekroju badanych głębokości, podczas gdy w Łosieniu, największą ilość tego pierwiastka stwierdzono na głębokości 5 cm wynosiła ona jedynie 1,6 mg/kg s. m. Podobnie niskie wartości żelaza we frakcji dostępnej odnotowano na różnych poziomach w pozostałych powierzchniach badawczych (tab. 3). Jedynie w Okradzionowie odnotowano 76-36 mg/kg s.m. na poziomie 0-5 cm.

5.2.4 Ołów

Związki ołowiu wprowadzone do gleby podlegają biologicznej i chemicznej transformacji do związków trudno rozpuszczalnych. W obecności siarczków, siarczanów, czy węglanów tworzą słabo rozpuszczalne związki, które dodatkowo podlegają kompleksowaniu przez związki żelaza. W glebach kwaśnych tworzy się

natomiast wodorotlenek ołowiu, który jako związek mobilny może być pobierany przez rośliny [KABATA-PENDIAS, PENDIAS 1978].

Na terenach położonych w rejonie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” najwięcej ołowiu z frakcji ogólnej przeszło do frakcji biodostępnej (31 mg/kg s.m.) na stanowisku badawczym Huta 3 na poziomie 0-5 cm, gdzie jednocześnie stwierdzono najmniejszą ilość tego metalu we frakcji ogólnej (tab. 4; wyk. 15-16). Wartość biodostępna na wspomnianym terenie stanowiła jednak 1,1% ogólnej zawartości ołowiu w glebie. Największy wskaźnik przejścia cechował poziom 10-15 cm (tab.6). Na pozostałych obszarach zarówno wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, jak i „Huty Katowice” wskaźnik ten był niski, pomimo wielokrotnego przekroczenia wartości dopuszczalnych we frakcji ogólnej (tab. 4; tab. 6; wyk. 13-14).

KICIŃSKA [2011] wyekstrahowała średnio 75% biodostępnego ołowiu w Miasteczku Śląskim (ok. 1940 mg/kg s.m.) i około 58% w Bukownie (1102 mg/kg s.m), miejscu będącym pod wpływem emisji pochodzących z ZGH „Bolesław” zajmującego się głównie produkcją cynku elektrolitycznego.

W niniejszych badaniach jedynie w Okradzionowie (w pobliżu „Huty Katowice”) do frakcji dostępnej na poziomie 10-15 cm przeszło 12,3%-6,7% ogólnej zawartości ołowiu w glebie (4,74 – 2,22 mg/kg s.m.). Jednakże na poziomie 10-15 cm na tym obszarze nie odnotowano biodostępnego ołowiu (tab. 4; wyk. 15-16). Wskazywać to może na powstanie trudno dostępnych form ołowiu dla roślin pomimo dużej koncentracji tego pierwiastka w glebie. POMIERNY [2007] w swoich badaniach odnotowała podobną procentową zawartość ołowiu we frakcji dostępnej.

5.2.5 Kadm

Biorąc pod uwagę dopuszczalną zawartość kadmu w glebach leśnych (Dz. U. Nr 165, Poz.1359; 4 mgCd/kg s.m., frakcja 0-0,3m) na uwagę zasługuje fakt, że na stanowiskach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” ilość kadmu we frakcji biodostępnej przekracza dopuszczalne normy (frakcja 0-5 cm, obydwie lata badań). Najwięcej kadmu we frakcji ogólnej odnotowano w pierwszym roku badań we wierzchniej warstwie gleby na terenie znajdującym się w pobliżu huty (13,67 mg/kg s.m.) na stanowisku Huta 1. Na większości stanowisk obserwuje się także spadek zawartości biodostępnego kadmu w miarę wzrostu głębokości (wyk. 19-20).

W rejonie Huty Cynku procentowo najwięcej biodostępnego kadmu było na

stanowisku najdalej położonym od emitora we frakcji 10-15 cm (106,7% i 145,9% odpowiednio w 1 i 2 roku badań; tab. 6). Z kolei w rejonie Huty 2, gdzie we wierzchniej warstwie gleby stwierdzono największe ilości tego pierwiastka, odnotowano najmniejszy procentowo jego udział we frakcji biodostępnej (tab. 6). W innych badaniach przeprowadzonych w tym samym rejonie udział kadmu we frakcji biodostępnej [KICIŃSKA 2011] wynosiła 27% ogólnej zawartości kadmu, którego ilość mieściła się w zakresie od 9 do 188 mg/kg s.m. Na terenie huty cynku w Bukowni ilość przyswajalnego kadmu przez rośliny wynosiła 55 mg/kg s.m., co stanowiło 55% zawartości całkowitej [NOWIŃSKA, ADAMCZYK 2013]. Uzyskane w niniejszej pracy wyniki potwierdzają, że pierwiastek ten ma zdolność do przybierania form łatwo rozpuszczalnych, charakteryzujących się dużą mobilnością oraz biodostępnością [NOWIŃSKA, ADAMCZYK 2013].

Wydaje się, że potwierdza to również fakt, braku oznaczalnej ilości kadmu we frakcji ogólnej w glebach ze stanowisk Okradzionów i Mitręga znajdujących się wokół Huty Katowice, a zarazem stwierdzenie obecności tego pierwiastka we frakcji biodostępnej (tab. 5). Ilości te najczęściej nie przekraczały 0,82 mg/kg s.m. w wierzchniej warstwie gleby. W badaniach POMIERNY [2004] jednak zawartości kadmu we frakcji biodostępnej w Łosieniu, Okradzionowie oraz Mitrędze nie przekraczały 0,05 mg/kg s.m. i stanowiły maksymalnie 1,2% frakcji ogólnej.

W niniejszych badaniach zauważono również spadek zawartości biodostępnego kadmu wraz z głębokością co może wskazywać na jego antropogeniczne pochodzenie. Antropogeniczne pochodzenie tego pierwiastka we wskazanym rejonie sugerowali także inni badacze [CIEPAŁ 1999].

5.3 Ilość siarki w glebie, substancji organicznej i pH

Jednym z głównych czynników antropogenicznych, który ma istotne znaczenie w zakwaszeniu środowiska glebowego, jest emisja związków siarki. Pomimo znacznej redukcji emisji dwutlenku siarki do atmosfery, nadal ten czynnik pozostaje główną przyczyną obecności jonów wodorowych w glebie [FILIPEK 1994; 1998]. Jak donoszą badania nie zawsze jednak duże nagromadzenie siarki wpływa na wyraźne obniżenie pH. Przyczyn można upatrywać w jednoczesnej kumulacji siarki z metalami o charakterze zasadowym, które znajdują się w sporej ilości w emitowanych pyłach [LOREK 1993].

Ilość siarki w glebach waha się w szerokich granicach od 10 do 18 000 mg/kg s.m. W niniejszych badaniach zawartość siarki ogólnej w glebie (tab.7) na poziomie 0-5 cm wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” nieznacznie przekraczała średnią zawartość w glebach, która wynosi ok. 2000 mg/kg s.m. [LITYŃSKI, JURKOWSKA 1982]. Obserwuje się także malejącą kumulację siarki w głąb środowiska glebowego. Najwyraźniej zależność tą można zaobserwować wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie, gdzie występują największe różnice między powierzchniową warstwą gleby (0-5 cm) a głębszymi partiami (5-10 cm; 10-15 cm). 10-ciokrotna różnica w zawartości siarki na badanych głębokościach została zaobserwowana na powierzchni najbliższej położonej wskazanego emitora (Huta 1).

Największą kumulacją siarki w glebie odznaczały się tereny położone w pewnej odległości od źródła emisji (wyk. 21). Dotyczyło to stanowisk Huta 2 (okolice Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”), oraz Mitręgi przy „Hucie Katowice”.

Zawartość siarki (w zakresie od 200 do 695 mg/kg s.m.) na wszystkich badanych poziomach w pobliżu „Huty Katowice” mieściła się w granicach średnich dla Polski, które wynoszą od 20 do 1200 mg/kg s.m. [CIEPAŁ 1999]. Uzyskane w niniejszej pracy wyniki zbliżone były do wartości wskazanych przez POMIERNY i in. [2005] na tym terenie (319-924 mg/kg s.m.), a także CIEPAŁA [1999] dla gleb z terenów chronionych województw śląskiego oraz małopolski (100-450 mg/kg s.m.). KURTOK [2001] dla gleb parków miejskich Katowic i Chorzowa uzyskał wartości w zakresie od 120 do 608 mg/kg s.m. Z kolei WILCZEK [2001] (22-283 mg/kg s.m.) uzyskała niższe wartości zawartości siarki w glebie w strefie ochronnej „Huty Katowice”. Zawartość siarki w glebie może być uwarunkowana pH środowiska glebowego, które przypuszczalnie wpływa na uwalnianie siarki z materii organicznej [LOREK 1993; JOHNSON 1984].

W glebach Polski odczyn środowiska jest zróżnicowany. Według PIETRZAKA [2012] rozkład odczynu gleb użytków zielonych w Polsce wygląda następująco: 42% przebadanych próbek gleb łąkowych charakteryzowało się odczynem bardzo kwaśnym lub kwaśnym, ponad 32% z nich miało odczyn lekko kwaśny, ok. 18% obojętny. Gleby bielcowe w naturalnych warunkach należą do gleb kwaśnych a nawet bardzo kwaśnych. Wartość pH w wierzchniej warstwie bielicy wynosi przeważnie ok 3,5-4, wzrastając w głąb profilu o 1,5 jednostek [POLAKOWSKA 1972, MATUSZKIEWICZ 2001].

LOREK [1993] na terenie wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” zaobserwowała wzrost pH we wierzchniej warstwie gleby w najbliższym sąsiedztwie huty (tutaj Huta 1) na przestrzeni 11 lat (1977-1986) z 4,43 do około 6. W niniejszej pracy teren Huty 1 należał do tych, gdzie we wierzchniej warstwie gleby występowały różnice w pH (tab. 8) pomiędzy sezonami badawczymi (5,3 – 6,1). Niemniej jednak uzyskane wyniki mogą wskazywać na postępującą alkalizację gleby bezpośrednio wokół huty. Na terenach oddalonych od Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” można zaobserwować spadek pH do około 4. Fakt występowania kwaśnego pH (3,35-4,71) w oddaleniu od badanej huty potwierdzają badania PAJĄK i JASIK [2010]. Wyższe wartości pH we wierzchniej warstwie gleby zauważono w Łosieniu (rejon „Huty Katowice”).

Wielu autorów zwraca uwagę na zależność zmiany pH wraz z głębokością [BRAMORA 1987; LOREK 1993; WILCZEK 2001; POMIERNY 2005]. W odniesieniu powierzchni zlokalizowanych wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” zjawiska tego nie udało się potwierdzić. U różnych autorów badających obszar wspomnianej huty cynku stwierdzić można odmienne tendencje do zmian pH w głąb profilu glebowego. U LOREK [1993] zaobserwowano wzrost pH w miarę wzrostu głębokości na tym obszarze, natomiast u MOSO-KUBALI [1997] spadek.

Przy „Hucie Katowice” można zaobserwować niewielki spadek pH (tab. 8) wraz z głębokością bądź też różnice w pH między głębokościami. Również niewielkie różnice w odczynie gleby wraz z głębokością wokół wspomnianego emitora można spotkać w badaniach POMIERNY [2007].

Substancja organiczna wpływa na żyzność gleby dostarczając składniki pokarmowe roślinom. Ma również wpływ na unieruchamianie związków toksycznych dla organizmów roślinnych w tym także pochodzenia antropogenicznego. Między innymi dzięki zdolności do kompleksowania jonów metali ciężkich zmniejsza ich biodostępność dla roślin [REICHMAN 2002]. Dodatkowo wykazuje również działanie buforujące przeciwdziałając nagłym zmianom pH w środowisku glebowym [MYŚKÓW 1986; WEBER 1993; GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA 2002].

Najwyższą zawartość substancji organicznej w glebie (tab. 9; 28,8%) odnotowano w najbliższym sąsiedztwie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. W badaniach LOREK [1993] przeprowadzonych w okresie 1986-1988 stwierdzono, że w bezpośrednim sąsiedztwie emitora poziom materii organicznej utrzymywał się na poziomie 18%. Uzyskane wyniki mogą świadczyć o wzroście zawartości substancji

organicznej na tym terenie na przestrzeni lat. Zjawisko to jest o tyle korzystne, że substancja organiczna może immobilizować, obecne na tym terenie w znacznej ilości, metale ciężkie takie jak: Zn, Pb czy Cd. W rejonach oddalonych na północny-wschód od emitora (powierzchnia: Huta 2 i Huta 3) ilość substancji organicznej jest jednak mniejsza od tej stwierdzonej przez LOREK [1993] i utrzymywała się na poziomie między 24,7 a 28,2%.

Niższy poziom substancji organicznej (tab. 9) odnotowano natomiast wokół drugiego badanego emitora, „Huty Katowice”. Jej zawartość utrzymywała się na poziomie od 8,5 do 15,6%. POMIERNY [2007] odnotowała jeszcze mniejsze ilości dla tych stanowisk (3,7%-4,3%). LOREK [1993] natomiast w latach 1986-1988 stwierdziła 13%-20%. W strefie pozbawionej wpływów większych zakładów przemysłowych – Kokotku poziom substancji organicznej w glebie mieścił się w granicach 20-25%.

Na wszystkich powierzchniach badawczych odnotowano spadek zawartości substancji organicznej wraz z głębokością. Największe różnice, blisko 10-krotne, w ilości materii organicznej między poziomami (tutaj: 0-5 cm i 5-10 cm) stwierdzono na stanowisku Huta 1. Generalnie mniejsze spadki stwierdzono dla stanowisk położonych wokół huty cynku niż „Huty Katowice”.

5.4 Enzymy glebowe

Dopływ niezbędnych składników odżywczych warunkuje rozkład martwej materii organicznej znajdującej się w glebie. Procesy te zachodzą z udziałem enzymów produkowanych przez mikroorganizmy glebowe, które przeprowadzają katalizę reakcji mineralizacji oraz syntezy związków organicznych i przebiegają głównie w wierzchnich warstwach gleby [OLSZOWSKA 1997]. Wielu autorów uznaje zatem pomiar aktywności enzymów glebowych za wskaźnik żyzności gleby [MYŚKÓW i in. 1994; KUCHARSKI 1997].

W niewielkich ilościach metale ciężkie mogą działać stymulująco na aktywność enzymatyczną gleby, najczęściej jednak mamy do czynienia z inhibującą działalnością tych pierwiastków [NOWAK i in. 1999]. Mogą one kompleksować sam substrat poprzez blokowanie grup funkcyjnych enzymów, bądź hamować powstanie kompleksu enzym-substrat [SMEJKALOWA i in. 2003].

W niniejszych badaniach najmniejszą aktywność fosfatazy kwaśnej (tab. 10) stwierdzono na powierzchni Huta 1 we wierzchniej warstwie gleby. Na najniższym poziomie glebowym odnotowano natomiast ponad 6-ciokrotny spadek jej aktywności. Może być to spowodowane występowaniem niskiej zawartości substancji organicznej w tej warstwie gleby. Niski poziom substancji organicznej powoduje spadek aktywności enzymatycznej powodując zmniejszenie ilości kompleksów humus-enzym. Enzym w postaci nieskompleksowanej łatwiej dyfunduje w głąb profilu glebowego oraz staje się bardziej podatny na zmiany środowiskowe [GOŁĘBIEWSKA, GRZYB-MIKLEWSKA 1991a; KUCHARSKI 1997; DICK 2000].

Dodatkowo powierzchnia Huta 1 była bardziej obciążona cynkiem niż pozostałe (tab. 2). Pierwiastek ten przy zawartości ok. 1000 mg/kg s.m. może inaktywować procesy mikrobiologiczne zachodzące w glebie. W przypadku pozostałych metali ciężkich najbardziej obciążona była Huta 2, należy podkreślić jednak, że na stanowisku Huta 1, przekroczone były wartości dopuszczalne oznaczanych metali, co mogło również dodatkowo wpłynąć na aktywność enzymów glebowych (tab. 1-5).

Na niską aktywność fosfatazy kwaśnej w pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” wpływ mogło mieć pH gleby wynoszące około 6 (tab. 8). Wartość ta jest uznawana za górną granicę tolerancji tego enzymu [JANUSZEK 1999] a fosfataza kwaśna uważana jest za najbardziej wrażliwą i zależną od odczynu gleby [KOBUS 1995].

Największą aktywność fosfatazy kwaśnej we wierzchniej warstwie gleby odnotowano na powierzchni Huta 2. Teren ten cechował się również największym obciążeniem ołowiem (tab. 4) i kadmem (tab. 5), których obecność wydaje się, że nie wpłynęła znacząco na aktywność enzymu. Wpływ na wysoką aktywność fosfatazy kwaśnej na omawianym stanowisku mogło mieć natomiast niskie pH gleby wynoszące 4 i 3,8 odpowiednio w 1 i 2 roku (tab. 8).

Drugim badanym enzymem była fosfataza zasadowa. Z największą aktywnością fosfatazy kwaśnej na stanowisku Huta 2 wiązał się całkowity brak aktywności fosfatazy alkalicznej (tab. 11). Fosfataza zasadowa, podobnie jak kwaśna, wrażliwa jest na pH [KOBUS 1995], można zatem zasugerować, że to właśnie odczyn gleby był czynnikiem limitującym aktywność tego enzymu.

Dehydrogenazy należą do enzymów powszechnie występujących w glebach, zwłaszcza w poziomach próchnicznych. W glebie przez odłączenie atomu wodoru, dehydrogenazy przyspieszają utlenianie materii organicznej. Są określane jako

wskaźniki biochemicznej i mikrobiologicznej aktywności gleb. Odgrywają ważną rolę w rozkładzie materii organicznej, w procesach nityfikacji i denityfikacji i innych. Szybkość reakcji enzymatycznych jest uwarunkowana stężeniem enzymów uczestniczących w reakcji, ilością materii organicznej, temperaturą i wilgotnością, odczynem, i innymi właściwościami gleb. Aktywność dehydrogenaz w glebie jest uzależniona od aktywności innych enzymów powszechnie występujących w drobnoustrojach glebowych. Dlatego oznaczenie ich aktywności w glebie jest wskaźnikiem intensywności metabolizmu oddechowego mikroorganizmów [NANIPIERI 1990;1994], takich jak bakterie glebowe i promieniowce JANUSZEK [1999].

Najniższe aktywności dehydrogenaz (tab. 12; wyk. 26 i 27) odnotowano wokół Huty Cynku Miasteczko Śląskie, gdzie obciążenie gleby metalami ciężkimi, szczególnie cynkiem (tab. 2), ołowiem (tab. 4) oraz kadmem (tab. 5) jest znacząco większe niż w rejonie Huty Katowice. Wielu badaczy zwraca uwagę na inhibujący wpływ kadmu [WYSZKOWSKA, WYSZKOWSKI 2002], cynku [WYSZKOWSKA, ZABOROWSKA 2002] i ołowiu [TELESIŃSKI i in. 2015] na aktywność dehydrogenaz [OLIVEIRA, PAMPUHLA 2006; GAO i in. 2010]. Intensywność presji antropogenicznej wydaje się być decydującym czynnikiem kształtującym aktywność enzymatyczną gleby. Należy jednak nadmienić, że również naturalne czynniki środowiskowe takie jak temperatura a przede wszystkim wilgotność podłoża, kształtują zmiany w aktywności enzymów [INSAM i in. 1989]. Niska wilgotność gleby może zredukować ilość mikroorganizmów, co decyduje tym samym o zmniejszeniu aktywności dehydrogenaz [TABATABAI 1994].

Dane literaturowe informują także o zależności między aktywnością dehydrogenaz a pH gleby. Granice pH, w których dehydrogenazy wykazują stosunkowo wysoką aktywność mieszczą się w granicach 5,5-7,8, przy czym większość badaczy wskazuje na optymalne wartości pH wynoszące ponad 7 [TREVORS 1984; VON MERSI, SCHINNER 1991; WŁODARCZYKI i in. 2002]. Ponadto konsekwencją zakwaszenia środowiska jest również wzrost dostępności metali ciężkich, co wpływa na zmniejszenie aktywności dehydrogenaz [WYŁUPEK i in. 2004].

Analizując podobieństwo powierzchni badawczych pod względem aktywności enzymów glebowych a zawartością cynku i ołowiu (tab. 2 i 4) można zauważyć, że powierzchnia Huta 2 wyróżniała się największą zawartością wspomnianych metali i tym samym najniższą aktywnością enzymów glebowych. Nie można tym samym

wykluczyć, że obecność metali ciężkich negatywnie wpływa na aktywność metaboliczną gleby.

5.5 Zawartość metali ciężkich w roślinach

5.5.1 Miedź

Zawartość miedzi w tkankach roślin jest bardzo zróżnicowana. Zależy od: gatunku rośliny, jej stadium rozwojowego, ilości w środowisku oraz warunków klimatycznych. Zawartość miedzi w częściach nadziemnych roślin wynosi średnio 5-20 mg/kg s.m. Biorąc pod uwagę powyższe dane można odnotować przekroczenie wskazanych wartości w przypadku korzeni oraz łodyg roślin pochodzących z powierzchni Huta 1 (tab. 13), położonej najbliżej Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Literatura donosi, że przy podwyższonym stężeniu miedzi w glebie, obserwuje się nagromadzenie jej w tkankach korzenia, co wynika z działania barier ochronnych ograniczających nadmierny transport tego pierwiastka do nadziemnych części roślin. Pomimo działania mechanizmów ochronnych stwierdza się jednak wzrost zawartości miedzi w nadziemnych częściach roślin pochodzących z rejonów przemysłowych [KABATA-PENDIAS 1978].

Na badanych obszarach praktycznie nie stwierdzono miedzi we frakcji dostępnej gleby (tab. 1). Jednak zawartość tego pierwiastka we frakcji ogólnej była wyższa od uznawanych za przeciętne dla gleb Polski. Ilości miedzi w organach roślinnych zbliżone były do zawartości miedzi w glebie (tab. 1; tab. 13). Na wysoką kumulację miedzi w korzeniu i łodydze *V. vitis-idaea* L. na tym terenie zwraca uwagę także LOREK [1993]. Można zauważyć również, że ilość miedzi w owocach jest przeciętnie większa niż w liściach, a czasem także większa niż w łodydze. Podobne wyniki można także zaobserwować u LOREK [1993].

Wartość progowa uruchamiania miedzi z gleby wpływająca na szybkość jej pobierania przez korzenie według LOREK [1994] wynosi 5 mg/kg s.m. Autorka ta prognozowała, że do 2000 roku wartości miedzi na terenach wokół „Huty Katowice” osiągną wskazaną wartość progową. Analizując niniejsze wyniki można stwierdzić, że w większości przypadków tak też się stało. Porównując jednak ilość miedzi w organach *V. vitis-idaea* L. z terenów „Huty Katowice” z badaniami LOREK [1993] można zauważyć, że zawartość ta, mimo przekroczenia wartości progowej, w dalszym ciągu utrzymuje się na podobnym poziomie. Świadczyć to może o niewielkich ilościach

biodostępnej miedzi w glebie albo też o sprawnych mechanizmach unikania tego pierwiastka przez rośliny.

Analizy chemiczne pędów *V. myrtillus* L. prowadzone przez GWORKA i DEGÓRSKIEGO [2000] w różnych miejscach Polski wskazywały, że koncentracja miedzi na terenach o różnym zanieczyszczeniu wynosiła od 0,5 mg/kg s.m. do 8,1 mg/kg s.m. Analizując wszystkie badane populacje *V. myrtillus* L. można stwierdzić, że szczególnie w przypadku powierzchni badawczych mieszczących się wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” (tab. 13) stwierdzona zawartość miedzi w tkankach wielokrotnie przekraczała ilość wskazaną przez wymienionych autorów.

Porównując otrzymane zawartości z wynikami DEMCZUK i GRABIEC [2009] w owocach *V. myrtillus* L. pochodzących z terenów zanieczyszczonych (huta miedzi w Głogowie oraz huta aluminium w Koninie) stwierdzić można, że w niniejszej pracy odnotowano większą kumulację tego pierwiastka. Na terenach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” wartości te przekraczały nawet 2-3 krotnie ilości wskazane przez autorki.

Populacja *V. myrtillus* L. znajdująca się wokół „Huty Katowice” cechowała się mniejszą koncentracją miedzi w tkankach niż ta zlokalizowana wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” (wyk. 30 i 31) a uzyskane wartości były podobne na wszystkich badanych lokalizacjach. W kolejnym roku badań ilość miedzi wzrosła z około 6 mg/kg s.m. do 18 mg/kg s.m. w łodydze (powierzchnie Łosień i Okradzionów) w liściu natomiast zwiększyła się z ok. 5,5 mg/kg s.m. osiągając największą wartość w Łosieniu na poziomie 12 mg/kg s.m. W populacji *V. myrtillus* L. pochodzącej ze Słowińskiego Parku Narodowego zawartość miedzi przyjmowała wartości od 0,5 do 3,0 mg/kg s. m. w liściach, od 0,6 do 2,8 mg/kg s. m. w łodygach i od 0,6 do 1,9 mg/kg s.m. w korzeniach [PARZYCH 2014].

5.5.2 Cynk

Rośliny są dobrymi bioakumulatorami cynku, ponieważ posiadają skuteczne mechanizmy oporności na wzrost jego zawartości w tkankach [CIEPAŁ 1992]. Jednak istnieją znaczne różnice w przyswajalności tego pierwiastka przez różne gatunki roślin [MATTINA i in. 2003].

Biorąc pod uwagę badane gatunki, widocznie większą kumulacją cynku cechowały się populacje *V. vitis-idaea* L. (tab. 14). GRESZA i in. [2002]

za fizjologiczne uznają wartości 15-80 mg Zn/kg s.m. Przekładając powyższe dane, można uznać, że we wszystkich populacjach *V. vitis-idaea* L. zlokalizowanych wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” zawartość tego pierwiastka w badanych organach przekraczała próg toksyczności.

Osobniki pochodzące z powierzchni H1 odznaczały się także wysoką kumulacją cynku w korzeniu (1539,5 mg/kg s.m.-1017,3 mg/kg s.m.). Dla porównania LOREK [1993] odnotowała w 1988 roku 2155,9 mg cynku/kg s.m. Na pozostałych obszarach wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” również odnotowano wysokie stężenie cynku w łodydze i w części podziemnej (tab. 14). Jedynie w owocach stwierdzono zawartość mniejszą od 100 mg Zn/ kg s.m.

W populacji zlokalizowanej wokół „Huty Katowice” wysoką zawartość cynku odnotowano w łodydze oraz liściach. Najwyższą zawartość cynku w korzeniach *V. vitis-idaea* L. (123,9mg/kg s.m.-126,8mg/kg s.m.) stwierdzono także na stanowisku badawczym Łosień, znajdującym się najbliżej emitora. Zauważono także tendencję do kumulacji cynku w kolejności korzeń>łodyga>liść>owoc (wyk. 32-33). Nadmienić można, że w przypadku tych populacji zawartość cynku w owocach nie uległa znaczącej zmianie w porównaniu z badaniami LOREK [1993] na tym obszarze.

Mniejsze zawartości cynku, w porównaniu z *V. vitis-idaea* L., odnotowano w organach *V. myrtillus* L. U tego gatunku, podobnie jak u *V. vitis-idaea* L., zdolnością do gromadzenia dużych ilości tego pierwiastka cechowały się rośliny pochodzące z terenu Huta 1.

Wielu autorów wskazuje na większą kumulację cynku w łodygach niż w liściach *V. myrtillus* L. [MOSZYŃSKA 1983; GUGNACKA-FIEDOR 1994; KOZANECKA i in. 2002; PARZYCH 2014]. Mechanizmem tłumaczącym to zjawisko jest podobieństwo krzewinek borówki czarnej do drzew zrzucających liście na zimę. Rośliny te magazynują substancje odżywcze w czasie zimy w korzeniach oraz łodygach [MOSZYŃSKA 1983; GUGNACKA-FIEDOR 1994] czemu także może towarzyszyć kumulacja metali w tkankach.

Najniższą zawartość cynku w liściach odnotowano u roślin pochodzących z powierzchni kontrolnej (34,0 i 17,3 mg/kg s.m. odpowiednio w 1 i 2 roku). Wartości te są zbliżone do wyników uzyskanych przez innych autorów badających kumulację miedzi w liściach *V. myrtillus* L. pochodzącej z terenów niezanieczyszczonych. MRÓZ i DEMCZUK [2010] odnotowali 16,8 mg /kg s.m. Z kolei KOZANECKA i in. [2002] 20 mg/kg s.m. Dla porównania zawartość cynku w liściach populacji z rejonu

Miasteczka Śląskiego mieściła się w granicach 139,8 – 268,8 mg/kg s.m. w pierwszym roku badań. Rok później odnotowano porównywalne wartości (wyk. 34 i 35).

PARZYCH [2014] uznaje, że dla zaspokojenia potrzeb fizjologicznych u większości roślin wystarczy 15-30 mg Zn/kg s.m. liścia. Niniejsze wyniki uzyskane z powierzchni kontrolnej wydają się potwierdzać te doniesienia. Dodatkowo należy zauważyć bardzo wysoką koncentrację cynku w liściach osobników pochodzących z okolicy Miasteczka Śląskiego. Nie można wykluczyć, że tak wysoka stężenie tego pierwiastka w liściach *V. myrtillus* L. oddziałuje na procesy fizjologiczne u badanego gatunku.

Również w korzeniach odnotowano wysoką zawartość cynku. Na powierzchni Huta 1 (539,5 i 588,5 mg/kg s.m. odpowiednio 1 i 2 rok) uzyskano wartości prawie 10-krotnie większe jak u populacji rosnących na terenie kontrolnym. LOREK [1993] zauważyła, że zawartość cynku w korzeniach u *V. myrtillus* L. na powierzchni bezpośredniego oddziaływania huty wzrosła nawet 49-krotnie z 40 mg/kg s.m. do 1960 mg/kg s.m. na przestrzeni 11 lat (1977-1988). Uzyskane w niniejszej pracy wyniki wskazują na zmniejszenie się trendu wzrostowego. Zawartość cynku w korzeniu mieściła się w zakresie 163,9 – 588,5 mg/kg s.m. w pierwszym roku badań. Po roku uzyskano 378,6 – 539,5 mg/kg s.m. Na pozostałych obszarach wokół tego emitora także stwierdza się bardzo wysokie ilości cynku w organach badanego gatunku.

W porównaniu ze wcześniej omawianym emitorem, mniejsze ilości cynku w organach *V. myrtillus* L. odnotowano w okolicy „Huty Katowice” (wyk. 34 i 35). Populacje zlokalizowane na tym obszarze także gromadziły cynk głównie w tkankach korzenia. Najwyższe zawartości tego pierwiastka, często w wysokich stężeniach odnotowano nie tylko w korzeniu ale także w częściach nadziemnych borówek pochodzących z terenu najbliższego emitora, Łosienia. Populacje *V. myrtillus* L. na pozostałych obszarach wokół „Huty Katowice” nie wykazywały podwyższonego poziomu tego pierwiastka w organach. Wartości te były jednak niższe od uzyskanych przez POMIERNY i CIEPAŁA [2004] na tych terenach, którzy odnotowali 85-107 mg/kg s.m. w liściach oraz 49-162 mg/kg s.m. w łodygach. Najmniejsze zawartości cynku odnotowano w owocach (14,14-32,80 mg/kg s.m.). Były to ilości niewiele większe niż w owocach *V. myrtillus* L. pochodzących z terenu wpływów cementowni Rejowiec (z wyjątkiem wskazanego wcześniej terenu badawczego Łosień). Także w obszarze emisji huty miedzi i huty aluminium, najmniej cynku zaobserwowano

w owocach [DEMCZUK, GRABIEC 2009]. Świadczyć to może o obecności mechanizmów chroniących organy generatywne przed wysokimi stężeniami metali.

5.5.3 Żelazo

Żelazo odgrywa istotną rolę w procesie fotosyntezy i znaczną rolę podczas produkcji chlorofilu. Ponadto wywiera znaczący wpływ na procesy fizjologiczne u roślin. Jego ilość zmienia się w czasie wegetacji, zależy także od warunków środowiskowych oraz gatunku rośliny. W różnych organach jego zawartość mieści się średnio w granicach 10-400 mg/kg s.m., wartości powyżej 400 mg/kg s.m. uznaje się za nadmierne [SAWICKA-KAPUSTA 1990]. W niniejszych badaniach wszystkie populacje *V. vitis-idaea* L. wykazywały niewysoką kumulację tego pierwiastka w organach (tab. 15; wyk. 36 i 37). Najniższą zawartość odnotowano w liściu 20,7 mg/kg s.m. (teren referencyjny - Kokotek) najwyższą w korzeniach osobników rosnących bezpośrednio przy hucie żelaza na powierzchni Łosień - 248,1 mg/kg s.m. Żelazo nie zawsze pobierane jest przez rośliny w wystarczających ilościach. Graniczna ilość żelaza gwarantująca prawidłowy przebieg fotosyntezy wynosi 20 mg/kg s.m., jako krytyczną uznaje się wartości 35-40 mg/kg s.m. Po analizie wcześniejszych badań prowadzonych przez LOREK [1993] na tym terenie stwierdza się duży spadek zawartości tego pierwiastka. Autorka ta odnotowała bowiem wzrost zawartości żelaza w tkankach liści z 209 mg/kg s.m. nawet do 1118 mg/kg s.m. na przestrzeni 11 lat począwszy od roku 1977. Dla porównania w liściach roślin pozyskanych na terenie województwa śląskiego oraz małopolskiego stwierdza się od 112 do 202 mg/kg s.m. [ŁASZEWSKA i in. 2007].

Na terenach będących pod wpływem huty żelaza zawartość tego pierwiastka w liściach była nieznacznie wyższa niż wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” i oscylowała w granicach 23,88-51,88 mg/kg s.m. w obu latach badań. LOREK [1993] jednakże stwierdzała znacznie wyższe wartości żelaza w liściach wahające się na poziomie 159,35-1480 mg/kg s.m. w latach 1977-1986. Późniejsze badania MOSO-KUBALI [1997] na obszarze emisji tego samego emitora wskazują na podobne wyniki jak w niniejszej pracy (58-79 mg/kg s.m.). Wyższe wartości tego pierwiastka w liściach uzyskała POMIERNY [2007] w zakresie od 26 do 123 mg/kg s.m.

W przypadku populacji *V. myrtillus* L. także nie odnotowano przekroczonych stężeń żelaza w badanych organach (tab. 15; wyk. 38 i 39). W okolicy Huty Cynku

„Miasteczko Śląskie stężenie tego pierwiastka w liściu mieściło się w zakresie od 48,2 mg/kg s.m. do 80,3 mg/kg s.m. Są to wartości znakomicie niższe od stwierdzonych w badaniach LOREK [1993], gdzie zawartość żelaza w liściach stwierdzono na poziomie 133,9-260 mg/kg s.m.

W pobliżu „Huty Katowice” w pierwszym roku badań stwierdzono zawartość żelaza w liściach *V. myrtillus* L. w zakresie 24,1–29 mg/kg s.m. W kolejnym roku badań wartości te mieściły się w granicach między 56,6 a 124,9 mg/kg s.m. LOREK [1993] odnotowała na tym terenie wzrost zawartości żelaza w liściach w latach 1997-1988 z około 300 mg/kg s.m. nawet do 1424,6 mg/kg s.m. MOSO-KUBALA [1997] wskazała przedział 58-102 mg/kg s.m., POMIERNY [2007] zaś 43-180 mg/kg s.m. Dla porównania zawartość żelaza w liściach *V. myrtillus* L. pochodzących z terenów niezanieczyszczonych była równa 74 mg/kg s.m. [KOZANECKA i in. 2002], a w Słowińskim Parku Narodowym wynosiła 57-182 mg/kg s.m.

W owocach *V. myrtillus* L. przy obu badanych emitatorach zawartość Fe wahała się w granicach 20-45,00 mg/kg s.m. RUSINEK i in. [2008] odnotowali 8,4-8,8 mg/kg s.m. w owocach pochodzących z terenów narażonych na ekspozycje zanieczyszczeń oraz 5,4-6,3 mg/kg s.m. na terenach czystych, natomiast u DEMCZUK i GRABIEC [2009] odnotowano 14,4-29,7 mg/kg s.m. na terenie zanieczyszczonym oraz 17,5-28,6 mg/kg s.m. na terenie wolnym od zanieczyszczeń.

Według BYLIŃSKIEJ [1992] *V. myrtillus* L. charakteryzuje się wybitnymi zdolnościami do kumulacji żelaza. Zestawiając niniejsze wyniki badań większe zdolności do kumulacji żelaza wydaje się mieć *V. vitis-idaea* L. niż *V. myrtillus* L. (wyk. 36-39), co stwierdziła także LOREK [1993].

5.5.4 Ołów

Na skażenie ołowiem narażone są głównie nadziemne części roślin, gdzie nawet niewielki nadmiar tego pierwiastka może spowodować działanie fitotoksyczne [CIEPAŁ 1999]. ROSS [1994 za CIEPAŁ 1999] wskazuje zakres występowania ołowiu w roślinie między 0,1-10 mg/kg s.m., przy czym średnia zawartość tego pierwiastka wynosi 0,2-0,9 mg/kg s.m. U roślin znajdujących się w strefie objętej wpływem emisji hutniczych spotyka się jednak zwiększoną zawartość tego pierwiastka [POMIERNY, CIEPAŁ 2004], często powyżej 1000 mg/kg s.m. Zatrucie roślin ołowiem może nastąpić, gdy jego zawartość wynosi powyżej 100 mg/kg s.m. [BAYCU i in. 2003],

choć w przypadku niektórych roślin już 30 mg/kg s.m. może działać toksycznie [KABATA-PENDIAS, PIOTROWSKA 1984 za CIEPAŁ 1999]. Dane literaturowe donoszą, że stały mechanizm pobierania ołowiu funkcjonuje tylko do pewnej granicy, po przekroczeniu której proces pobierania tego pierwiastka zachodzi bardzo szybko [ANTONOVICS i in.1971]. Istnieją jednak mechanizmy zatrzymujące ołów w korzeniu [BARANOWSKA-MOREK, WIERZBICKA 2004].

Biorąc pod uwagę wartość toksyczną 100 mg/kg s.m. uznaną przez BAYCU i in. [2003], wszystkie badane populacje *V. vitis-idaea* L. zlokalizowane wokół Huty Cynku "Miasteczko Śląskie" wykazały toksyczną zawartość ołowiu w korzeniach oraz łodygach (tab. 16; wyk. 40 i 41). Na terenie Huta 1 wartości ołowiu w korzeniach przekroczyły nawet wartość 1000 mg/kg s.m., znamioną dla obszarów wpływów hutniczych. Nie jest to zaskoczeniem w świetle badań LOREK [1993], która odnotowała od 1147,5 mg/kg s.m. do 1891,2 mg Pb/kg s.m. korzenia na przestrzeni lat 1977-1988. Także w łodygach pochodzących z tego terenu toksyczna zawartość ołowiu została przekroczona blisko 4-krotnie. W owocach stwierdzić można od 22,3 mg/kg s.m. do 30,4 mg Pb/kg s.m., co znacząco przewyższa wartości uznane za średnie. LOREK [1993] w swych badaniach odnotowała jeszcze wyższą kumulację ołowiu w owocach *V. vitis-idaea* L. zebranych z bezpośredniego otoczenia huty sięgającą 55,2 mg/kg s.m. w 1977 r. Jednak, zawartość tego pierwiastka zmalała do 16,1 mg/kg s.m. w 1986 roku i utrzymywała się do 1988 r. [LOREK 1993].

W pobliżu "Huty Katowice" wartości ołowiu w korzeniu i łodydze nie przekraczały 100 mg/kg s.m., w liściach i owocach często wartości te nie przekraczały 10 mg/kg s.m. (tab. 23). Zawartość ołowiu w owocach uległa jednak zmniejszeniu na przestrzeni lat, bowiem LOREK [1993] na tym terenie stwierdziła w latach 1986-1988 od 112 mg/kg s.m. do 430,3 mg/kg s.m. W przypadku pozostałych organów także obserwuje się zmniejszenie ilości ołowiu.

We wszystkich badanych populacjach *V. vitis-idaea* L. stwierdza się największą kumulację ołowiu w korzeniach, która zmniejsza się w miarę przechodzenia do wyższych partii roślin (wyk. 40 i 41), co odnotowali także MALONE i in. [1974], KAZIMIERCZAKOWA [1975] oraz LOREK [1993]. W przypadku innych roślin pochodzących z terenów Beskidu Śląskiego i Żywieckiego kumulacja ołowiu w korzeniach nie jest aż tak jednoznaczna [ŁASZEWSKA i in. 2007].

Największą zawartość ołowiu na ternach zlokalizowanych w pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” stwierdza się w łodydze *V. vitis-idaea* L. zebranej

w terenie Huty 1, gdzie zawartości tego pierwiastka przekroczyła 1000 mg/kg s.m. LOREK [1993] na tym terenie odnotowała w 1977 roku 294 mg Pb/kg s.m. łądygi. 11 lat później wartość ta wynosiła już 762,4 mg Pb/kg s.m. łądygi. Wydaje się zatem, że mamy do czynienia z tendencją wzrostową w kumulacji ołowiu u *V. vitis-idaea* L. na wszystkich powierzchniach badawczych zlokalizowanych wokół Huty Cynku "Miasteczko Śląskie". Dodatkowo, ilość ołowiu w korzeniu oraz łądydze przewyższała wskazaną wartość toksyczną 100 mg/kg s.m., czasem blisko 6-ciokrotnie.

Na stanowiskach zlokalizowanych w pobliżu Huty Katowice jedynie w łądydze *V. myrtillus* L. pochodzącej z Łosienia stwierdzono toksyczny poziom ołowiu (115,7 mg/kg s.m.; tab. 16). Na pozostałych stanowiskach i w pozostałych organach wartości te nie przekraczały 76,9 mg/kg s.m. w korzeniu, 49,7 mg/kg s.m. w łądydze oraz 30,6 mg/kg s.m. w liściu. Stężenie ołowiu jest we wskazanych organach nieco niższe niż maksymalne stwierdzone przez LOREK [1993] w latach 1977-1988 (korzeń-84,0 mg/kg s.m., łądyga-51,9 mg/kg s.m. liście 30,0 mg/kg s.m.) oraz przez POMIERNY [2007] w 2004 (7,6 mg/kg s.m. w liściach i 7,8 mg/kg s.m. w korzeniu). Wartości te są jednak znakomicie wyższe od stwierdzonych w terenie referencyjnym, Kokotku.

W owocach zebranych w pobliżu Huty Katowice odnotowuje się zawartość na poziomie 2,6-10,3 mg/ kg s.m. U LOREK [1993] wartości te wynosiły w latach 1977-1988 od 4,6 do 15,0 mg/kg s.m. Ilość tego pierwiastka w owocach zebranych w Kokotku wynosiła od 1,9 do 2,1 mg/kg s.m. Na terenie Skierbieszowskiego Parku Krajobrazowego odnotowano natomiast 0,014-0,035 mg Pb/kg s.m. owoców [RUSINEK i in. 2008]. Dla porównania zawartość ołowiu w owocach *V. myrtillus* L. z terenów będących pod wpływem huty miedzi wynosiła 17,5-28,6 mg/kg s.m. [DEMCZUK, GRABIEC 2009]

Można stwierdzić także, że oba gatunki *Vaccinium sp.* będące pod wpływem emisji hutniczych kumulują znaczne ilości ołowiu [KAZIMIERCZAKOWA 1975; RÜCHLING, TYLER 1968 za LOREK 1994] w porównaniu do innych roślin, takich jak przykładowo: pokrzywa zwyczajna, mięta długolistna, nawłóć pospolita, krwawnik pospolity itp., które gromadzą do ok. 6 mg/kg s.m. w organach [ŁASZEWSKA i in. 2007].

W badaniach FREITASA i in. [2004] przeprowadzonych na górniczych obszarach Portugalii, rośliny rosnące na glebach o wysokim stężeniu ołowiu (średnia zawartość 2 694 mg/kg s.m., w zakresie od 234 do 12 218 mg/kg s.m.), zawierały ten metal w następujących zakresach: sit skupiony (*Juncus conglomeratus* L.) – od 23,5 do

84,8 mg/kg s.m., sit rozpierzchły (*Juncus effusus* L.) - od 8,5 do 22,4 mg/kg s.m. i hołoszeń główkowaty (*Scirpoides holoschoenus* L.) – od 8,0 do 51,7. W świetle tych badań obydwie gatunki *Vaccinium* sp. również wykazują większą bioakumulację tego pierwiastka.

5.5.5 Kadm

Chemiczne podobieństwo kadmu do cynku sprawia, że może on być biernie pobierany ze środowiska glebowego, choć należy do pierwiastków balastowych. Nierzadko również jest pobierany przez korzenie oraz liście, nawet przy utrzymaniu wysokiego pH [SAWICKA-KAPUSTA 1990]. Bezpośrednia ilość tego pierwiastka w glebie nie zawsze przenosi się na zawartość w organach roślin. W glebach zasobnych w próchnicę ok. 75% kadmu może być skompleksowana z materią organiczną [SAUVE i in. 2000]. Dopuszczalne stężenie tego metalu w roślinie szacuje się na 10-30 mg/kg s.m. u roślin opornych [SAWICKA-KAPUSTA 1990]. U roślin występujących na obszarach objętych emisją przemysłową za nadmiar uznaje się 50 mg/kg s.m. [SAWICKA-KAPUSTA 1990]. U roślin wrażliwych już 5 mg/kg s.m. zdaje się być wartością toksyczną KABATA-PENDIAS i PIOTROWSKA [1984 za CIEPAŁ 1999; AHMAD 2012].

W okolicy Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” najwięcej kadmu w roślinach *V. vitis-idaea* L. (tab. 17; wyk. 44 i 45) odnotowano dla terenu Huta 1, znajdującego się najbliżej emitora. Zaznaczyć jednak należy, że na tym terenie stwierdzono najwięcej tego pierwiastka we frakcji biodostępnej. Porównując zawartość kadmu u *V. vitis-idaea* L. z populacją z terenu nie objętego emisjami przemysłowymi (pow. Kokotek) stwierdzić można nawet 10-ciokrotnie większą zawartość tego pierwiastka w badanych organach. Najwięcej kadmu borówka czerwona kumulowała w korzeniu-41,6mg/kg s.m (wyk. 38-41). LOREK [1993] w latach 1977-1988 także stwierdziła, że kadm odkładany był głównie w korzeniu, jednak wskazane przez tę autorkę wartości tego metalu u *V. vitis-idaea* L. były mniejsze i wahały się w granicach 13,6-29,7 mg/kg s.m. Zjawisko mniejszej kumulacji kadmu w latach 70-80-tych w porównaniu z badaniami LOREK [1993] dotyczyły także łodygi, liści oraz owoców. Najmniej kadmu wskazano natomiast u populacji *V. vitis-idaea* L. zlokalizowanej na terenie Huta 2, gdzie do frakcji biodostępnej gleby przeszło najmniej pierwiastków (tab. 6). Wskazywać to

może na zależność występowania kadmu w roślinie od jego ilości we frakcji biodostępnej.

W okolicy „Huty Katowice” wykazano zawartość kadmu w organach *V. vitis-idaea* L. (tab. 17; wyk. 44 i 45) na poziomie Kokotka, terenu kontrolnego, w ilościach wskazywanych jako charakterystyczne dla terenów czystych wynoszących ok. 1 mg/kg s.m. Największą zawartość stwierdzono dla Łosienia gdzie najwięcej też go było we frakcji ogólnej i biodostępnej. Na uwagę zasługuje także wyższa zawartość kadmu w roślinach *V. vitis-idaea* L. zebranych ze stanowisk Okradzionów oraz z Mitręga niż we frakcji biodostępnej gleby. LOREK [1993] również odnotowała niewielkie ilości kadmu w częściach nadziemnych *V. vitis-idaea* L. (często poniżej 1 mg/kg s.m.), które utrzymywały się w latach 1977-1988. Dla porównania CIEPAŁ i RYCMAN [1996] podają dla poziomki pochodzącej z terenów niezanieczyszczonych średnio 0,9 mg/kg s.m. ŁASZEWSKA i in. [2007] w roślinach leczniczych z terenu Beskidu Śląskiego i Żywieckiego odnotowali 0,21-3,10 mg/kg s.m.

We wszystkich badanych populacjach *V. vitis-idaea* L. odnotowano malejącą zawartość kadmu w organach w kolejności: korzeń>łodyga>liść>owoc (wyk. 44 i 45), co nie jest tak jednoznaczne w przypadku chociażby roślin leczniczych badanych przez ŁASZEWSKĄ i in. [2007].

W populacji *V. myrtillus* L. odnotowano mniejsze zawartości kadmu niż u *V. vitis-idaea* L. (tab. 17; wyk. 46 i 47). Na terenie wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” podobnie jak w przypadku *V. vitis-idaea* L. najwięcej kadmu odnotowano w organach roślin znajdujących się najbliżej emitora (Huta 1), gdzie dostępność w glebie tego metalu była największa. Także najmniej kadmu stwierdzono w populacjach pochodzących z terenu Huta 2. Wszystkie wskazane ilości nie przekraczały granic średniego występowania w roślinach opornych na ten metal. W sąsiedztwie huty miedzi oraz huty aluminium odnotowano między 0,01-0,08 mg Cd/kg s.m. liście [DEMCZUK, GRABIEC 2009]. LOREK [1993] na terenie wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” odnotowała wyższe zawartości kadmu w organach wegetatywnych oraz owoców (5,2-10,6 mg/kg s.m.). W niniejszych badaniach zawartość kadmu mieściła się w granicach 2,1-2,8 mg/kg s.m.

Populacje *V. myrtillus* L. pochodzące z okolic „Huty Katowice” również kumulowały najwięcej kadmu w korzeniach oraz łodygach (tab. 17; wyk. 46 i 47). Wartości te jednak nie przekraczały 2,8 mg/kg s.m. w korzeniach, 4,6 mg/kg s.m. w łodygach oraz 1,2 mg/kg s.m. w liściach. Zdają się one być podobne do wskazanych

przez LOREK [1993] w latach 1977-1988. Również POMIERNY [2007] na tym terenie odnotowała niską zawartość kadmu w liściach (0,18-0,35 mg/kg s.m.) oraz w łodygach (3,35-1,51 mg/kg s.m.). Najwięcej kadmu skumulowała populacja *V. myrtillus* L. zlokalizowana najbliżej emitora.

5.6 Zawartość siarki i azotu w liściach.

Analiza składników pokarmowych w aparacie asymilacyjnym wskazuje na stan odżywienia roślin [DE VRIES, HEIJ 1991; SCHACHTMAN i in. 1998], niedobory natomiast wskazują na niedostateczne ich ilości w glebie [PRESCOTT i in. 1992; WANG, KLINKA 1997]. Dane literaturowe donoszą, że nie tyle obecność składników pokarmowych w glebie wpływa na kondycje roślin, co ich wzajemna równowaga [BIAŁY 1983; FYSTRO i in. 2008]. Określanie ilości siarki w liściach dodatkowo stosowane jest w celu oceny narażenia na SO₂ badanego gatunku. Istnieją znaczne różnice we wrażliwości na SO₂ pomiędzy gatunkami, odmianami a nawet różnymi osobnikami tego samego gatunku [LOREK 1993]. Zawartość siarki zależy od rodzaju i części rośliny oraz jej zawartości w glebie oraz w powietrzu. Uważa się także, że zawartość siarki, głównie siarczanowej, w roślinach jest miarą jej dostępności w glebie [GODZIK 1981].

Średnie wartości występowania siarki w roślinach wahają się między 0,1-1,5%. Niedobór tego pierwiastka powoduje chlorozę obejmującą początkowo młode liście, później stare, co jest spowodowane słabą reutilizacją związków siarki, gdyż rośliny nie potrafią przenosić związków tego pierwiastka ze starzejących się organów.

W niniejszej pracy najwięcej siarki w liściach *V. myrtillus* L. odnotowano na terenie referencyjnym (0,23%; tab. 18, wyk. 49). Wartość ta mieściła się w średnich granicach zawartości tego pierwiastka w roślinach. Mniejsze ilości tego pierwiastka stwierdzono w strefie oddziaływań obydwu emitatorów, gdzie na podstawie przytoczonych danych można mówić o niedoborze tego pierwiastka. W najbliższym sąsiedztwie Huty Katowice stężenie siarki w liściach było najniższe i około 10-cio krotnie mniejsze niż w populacji pochodzącej z terenu referencyjnego (0,03 i 0,04% odpowiednio 1 i 2 rok). Podobną tendencję można zaobserwować w liściach *V. vitis-idaea* L. (tab. 18, wyk. 49). Jediną powierzchnią wokół emitatorów, na której odnotowano większą niż w terenie referencyjnym zawartość siarki w liściach była Huta 2 (0,27-0,24%). Najniższą kumulację tego pierwiastka stwierdzono w Łosieniu (0,03-

0,05%). LOREK [1993] latach 1977-1988 odnotowała większą kumulację siarki u obu gatunków. W populacji *V. vitis-idaea* L. wartości te dochodziły do 1%.

Spośród nutrientów azot jest pobierany w największej ilości w stosunku do pozostałych pierwiastków, od niego bowiem zależy wzrost roślin w ekosystemach leśnych [BINKLEY, HÖGBERG 1997; CURTINI WEN 1999]. Największe ilości azotu uzyskano w liściach borówek zlokalizowanych wokół emitora „Huty Katowice”, mniejsze w roślinach z okolic Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” (tab. 19; wyk. 50 i 51). Wszystkie uzyskane wartości były podobne do wskazanych przez PARZYCH [2010] na terenie Białowieskiego Parku Narodowego.

5.7 Porównanie suchej masy i powierzchni liści

Emisje przemysłowe redukują żywotność całego środowiska na które działają, a jednym z jego widocznych objawów jest zmniejszenie biomasy roślin. Biomasa analizowana jako wskaźnik degradacji środowiska zależy od wielu czynników, które wpływają na zachodzące w roślinie przemiany biochemiczne [LOREK 1993]. Okazuje się jednak, że rośliny reagują w różny sposób na zanieczyszczenia. Jedni autorzy wskazują na malejący przyrost biomasy zaznaczający się w roślinach runa [CIEPAŁ 1984; AIT ALI i in. 2004], inni natomiast obserwują gigantyzm dominujących gatunków [CELIŃSKA, WIKA 1980] w szczególności w odpowiedzi na zakwaszające skutki działania emisji. Na uwagę zasługuje fakt odmiennych reakcji roślin na zanieczyszczenia objawiające się zmianami w biomacie w kontekście wrażliwości tych roślin na światło. Już GODZIK [1981] wskazali, że rośliny światłolubne o cechach kseromorficznych są mniej wrażliwe na oddziaływanie emisji. Przypomnieć należy, że *V. vitis-idaea* L. uznawana jest jako światłoządna, *V. myrtillus* L. w mniejszym stopniu toleruje nadmiar światła. Należy pamiętać, że zanieczyszczenia środowiska często ponoszą za sobą konsekwencje w postaci rozluźnienia okapu drzewostanów.

W niniejszych badaniach największą suchą masę pędu nadziemnego *V. vitis-idaea* L. (tab. 22; wyk. 54) stwierdzono na powierzchni Huta 1, położonej najbliżej Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Średnia masa pędu osobnika ze wskazanego terenu była dwukrotnie większa od kontrolnej i czterokrotnie większa od najmniejszej odnotowanej na powierzchni Łosień. Populacja *V. vitis-idaea* L. mieszcząca się w strefie silnego zanieczyszczenia, wykazywała większą biomasę (Huta 1) od tej zlokalizowanej także w stresie oddziaływań przemysłowych, ale o mniejszym stężeniu

i czasie ekspozycji (Łosień). *V. vitis-idaea* L., jak wcześniej nadmieniono, posiada wysokie wymagania światłne a teren Huta 1 cechuje się małym zwarcim pokrywy drzew, co bez wątpienia ma wpływ na możliwości wzrostu tych roślin.

Populacje długotrwale narażone na wysokie działanie emisji przemysłowych wykazywały się także największą biomasa liści. Uzyskano istotne statystycznie różnice w suchej masie liści w populacjach zlokalizowanych wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” (tab. 20; wyk. 52). W tym przypadku do terenów odznaczających się większą biomasa liści od wszystkich pozostałych należały Huta 1 i Huta 2. W Łosieniu („Huta Katowice”) zaobserwowano mniejszą od kontrolnej biomasa liści, co może wskazywać na wysokie obciążenie metaboliczne tych roślin.

Po przeliczeniu biomasy na metr kwadratowy powierzchni największą gęstość biomasy pędu *V. vitis-idaea* L. (tab. 23; wyk. 55) uzyskano na stanowisku referencyjnym. W pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” największą biomasa w przeliczeniu na powierzchnię zaobserwowano na stanowisku Huta 1. Była ona jednak zdecydowanie mniejsza (w uzyskanej pracy blisko 200) niż w Kokotku. Stwierdza się tam także inny od pozostałych typ rozmieszczenia populacji- losowe (tab. 23) [TROJAN, 1975].

W populacjach *V. vitis-idaea* L. zlokalizowanych wokół „Huty Katowice” zarówno najmniejszą biomasa osobnika, jak i biomasa wyrażoną na jednostkę powierzchni wykazywała populacja zlokalizowana w Łosieniu (tab. 22 i 23). W populacjach Okradzionów oraz Mitręga nie odnotowano w 1 sezonie badań istotnych różnic w gęstości biomasy (w 2 roku badań stwierdzono istotną statystycznie różnicę).

W przypadku populacji *V. myrtillus* L. odnotowano podobną tendencję. Tutaj również wyróżniająca się statystycznie populacją pod względem biomasy były osobniki ze stanowiska Huta 1, gdzie średnia biomasa pędu była dwukrotnie większa od kontrolnej (tab. 26, wyk. 58). Analizując biomasa *V. myrtillus* L. przeliczoną na m², podobnie jak w przypadku *V. vitis-idaea* L., największą gęstością biomasy cechowała się populacja Kokotek (tab. 27, wyk. 59). Na terenie wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” największą gęstość biomasy odnotowano na stanowisku Huta 3. Była ona jednak znacznie mniejsza od kontrolnej (tab. 27). Rozmieszczenie populacji u badanego gatunku było takie samo jak u *V. vitis-idaea* L. (tab. 27), co pokazuje, że działanie emitora w pobliżu zakładu znacznie wpłynęło na dyslokację populacji badanych gatunków w tym rejonie.

LOREK [1993] w swoich badaniach przeprowadzonych w latach 1986-1988 uzyskała podobną biomasę pędu nadziemnego krzewinek *V. vitis-idaea* L. na wszystkich badanych powierzchniach zlokalizowanych w strefie wpływu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” oraz Huty Katowice, bądź wyniki te nieznacznie się różniły.

Analizując oba gatunki w świetle badań LOREK [1993] można zauważyć także, że populacje *V. myrtillus* L. zlokalizowane w Okradzionowie i Mitrędze cechują się większymi zdolnościami wegetatywnymi od tych zlokalizowanych wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Można zatem domniemywać, że mniejsze ilości zanieczyszczeń [LOREK 1993] deponowane w krótszym czasie spowodowały mniejsze szkody w mechanizmach wegetatywnych u badanych roślin.

Gigantyzm *V. myrtillus* L. (wyk. 58) oraz *V. vitis-idaea* L. (wyk. 54) z terenu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” może być spowodowany czasem ekspozycji, jak i wysokim stężeniem zanieczyszczeń.

Liść jest czułym wskaźnikiem zanieczyszczeń powietrza, ze względu na zachodzące w nim główne procesy fizjologiczne [GUO, SUN 2001; LEGHARI, ZAIDI 2013]. Dane literaturowe donoszą o bezpośrednim związku pomiędzy stopniem koncentracji metali ciężkich w środowisku a zmianami biochemicznymi i morfologicznymi roślin [PANDEY, TRIPATHI 2011]. Zmiany w metabolizmie roślin narażonych na działanie różnych stężeń metali ciężkich w środowisku, objawiające się zmianami morfologicznymi mogą być postrzegane jako efekt działania mechanizmów regulacyjnych umożliwiających funkcjonowanie tych roślin w warunkach stresu. Parametry morfologiczne liści mogą zatem służyć jako wskaźnik zanieczyszczenia metalami ciężkimi [PANDEY, TRIPATHI 2011]. Odpowiedź na stres związany z zanieczyszczeniami powietrza często objawia się redukcją powierzchni blaszki liściowej przy jednoczesnym obniżeniu biomasy tych roślin [REIG-ARMIÑANA i in. 2004; WEN i in. 2004; SILVA i in. 2005].

W niniejszych badaniach ponownie zaznacza się różnica w odpowiedzi obu badanych gatunków borówek na zanieczyszczenia. Populacje *V. vitis-idaea* L. znajdujące się w najbliższym sąsiedztwie emitorów cechowały się redukcją powierzchni blaszki liściowej (tab. 29; wyk. 61), szczególnie w przypadku populacji znajdującej się na stanowisku Huta 1, co świadczyć może o występowaniu stresu środowiskowego, do którego można zaliczyć obecność toksycznych ilości cynku oraz ołowiu w glebie. Populacje zlokalizowane na innych powierzchniach wykazywały podobną powierzchnię

liście do kontrolnej. Być może czynnikiem decydującym o wielkości organu asymilacyjnego na niektórych powierzchniach doświadczalnych była zgromadzona w nim znaczna ilość cynku, ołowiu oraz kadmu. Zależność taką wykazali PANDEY, TRIPATHI [2011]. Wraz ze wzrostem stężenia kadmu i ołowiu, powierzchnia badanych przez nich liści malała i jednocześnie zmniejszała się biomasa badanych przez nich roślin.

W populacji *V. myrtillus* L. nie odnotowano zmniejszenia się powierzchni blaszki liściowej względem kontrolnej a wręcz przeciwnie (wyk. 60). Zlokalizowana na stanowisku Huta 1 populacja wykazała się znaczącym wzrostem blaszki liściowej, co przy jednoczesnej wysokiej biomase (wyk. 58) wskazuje na gigantyzm u tych roślin. Biorąc pod uwagę długotrwałe wysokie obciążenie zanieczyszczeniami na tym terenie, wydaje się że, wskazany gigantyzm jest oznaką wysokich zdolności adaptacyjnych tego gatunku do warunków stresowych. Stwierdzenie to wydaje się być tym słuszniejsze, że w odróżnieniu od *V. vitis-idaea* L., *V. myrtillus* L. odpowiada na stres podwyższeniem zawartości chlorofili (chlorofil a oraz chlorofil b) oraz karotenoidów (tab. 30).

5.8 Porównanie zawartości barwników asymilacyjnych

Chlorofil jest barwnikiem warunkującym zachodzenie procesu fotosyntezy. Zaburzenie jego biosyntezy, która może mieć miejsce przy narażeniu na obecność metali ciężkich, jest ściśle powiązana z kondycją roślin. Karotenoidy z kolei uznawane są za nieenzymatyczne antyoksydanty ochraniające chlorofile podczas stresu [SINGH i in. 2004].

Z analizy barwników asymilacyjnych u *V. vitis-idaea* L. (tab. 30; wyk. 62) występujących w liściach wynika, że najwięcej chlorofilu a i b oraz karotenoidów posiadały rośliny z powierzchni Huta 2. W przypadku stanowiska Huta 1 zawartość barwników asymilacyjnych również była większa od powierzchni kontrolnej. Podwyższenie ilości karotenoidów może świadczyć o występowaniu stresu środowiskowego w tej populacji. Przyczyn wzrostu zawartości tych barwników można upatrywać w stymulującym wpływie jednego lub kilku metali wchodzących w skład pyłów, ale także w osadzaniu się pyłu na powierzchni blaszki liściowej [ŁUKASIK 1990]. Wzrost zawartości barwników może być wynikiem kompensacji mniejszej ilości światła dochodzącej do komórek mezofilu.

W populacjach *V. vitis-idaea* L. zlokalizowanych wokół „Huty Katowice” zawartość wszystkich oznaczanych barwników asymilacyjnych była mniejsza niż na powierzchni kontrolnej. Najmniejszą zawartość badanych chlorofili odnotowano u osobników rosnących na powierzchni Łosień, znajdującej się najbliżej emitora.

Populacje *V. myrtillus* L. (tab. 30, wyk. 62) wykazywały podobną tendencję w zawartości badanych barwników. Tutaj ponownie najwięcej chlorofili i karotenoidów posiadały osobniki z powierzchni Huta 2 (z wyjątkiem chlorofilu a, którego nieznacznie większe stężenie oznaczono u osobników z powierzchni Huta 3), choć różnice te były mniejsze niż u *V. vitis-idaea* L. W przypadku tego gatunku także w Łosieniu odnotowano najmniejsze zawartości oznaczanych barwników.

Zmniejszenie zawartości chlorofili może być skorelowane z powierzchnią liścia, ale także może być przyczyną degradacji enzymów służących do biosyntezy tych związków [ÖNCEL i in. 2000; SAXENA 2003; SINGH i in. 2004]. Choć nie została statystycznie udowodniona korelacja między zawartością ołowiu w roślinie a zawartością chlorofili, literatura już od dawna wskazuje na zależność między obecnością ołowiu w środowisku a zjawiskiem chlorozy i obniżeniem biomasy roślin [FOY i in. 1978, 2004].

Podsumowując, populacje obydwu gatunków pochodzące z powierzchni Huty 1 oraz Huty 2 cechowały się wzrostem zawartości karotenoidów. Populacje z okolic „Huty Katowice”, wykazywały obniżoną koncentrację karotenoidów, co może świadczyć o ich upośledzonych procesach antyoksydacyjnych.

6 Wnioski

Materiał glebowy:

1. Porównując stopień obciążenia przez metale oraz siarkę różnych zbiorowisk znajdujących się w strefie emisji przemysłowych stwierdzono, że:
 - a. teren zlokalizowany wokół Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” cechował się większym stopniem obciążenia niż okolice „Huty Katowice”. Na terenie w pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” zaobserwowano podwyższoną zawartość cynku, kadmu, ołowiu a także żelaza,
 - b. na terenach obciążonych cynkiem, ołowiem i kadmem obserwowano się najniższą aktywność dehydrogenazy świadczącej o obecności żywych mikroorganizmów w glebie. Decydującym czynnikiem kształtującym aktywność dehydrogenazy wydaje się być intensywność antropopresji,
 - c. bezpośredni udział metali ciężkich wydaje się mieć mniejszy wpływ na aktywność fosfataz, czynnikiem limitującym aktywność tych enzymów zdaje się być pH gleby.
2. Oceniając zmiany w stężeniu metali ciężkich i siarki we frakcji ogólnej gleby na przestrzeni lat odnotować można, że:
 - a. niniejsze badania dowodzą długotrwałego utrzymywania się wysokich stężeń metali ciężkich (cynk) bądź nawet ich wzrost (ołów, kadm) szczególnie wokół terenu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” pomimo zastosowanych systemów ograniczających emisje przemysłowe z terenów hut.
3. Określając różnice w koncentracji metali ciężkich i siarki na różnych głębokościach we wierzchnich warstwach gleb we frakcji ogólnej i biodostępnej na terenach o różnym stopniu zdegradowania zaobserwować można, że:
 - a. największą kumulację metali ciężkich stwierdza się w powierzchniowej warstwie gleby (0-5 cm), co może świadczyć o antropogenicznym pochodzeniu tych zanieczyszczeń,

4. Określając różnice w koncentracji metali ciężkich i siarki we wierzchnich warstwach gleb we frakcji ogólnej i biodostępnej na terenach o różnym stopniu zdegradowania zaobserwować można, że:
 - a. ilość metali (miedź, cynk, żelazo, ołów, kadm) znajdujących się we frakcji ogólnej nie znalazła odzwierciedlenia w ilości zawartej we frakcji biodostępnej,

Materiał roślinny:

5. Określając różnice w obciążeniu badanych populacji obydwu gatunków *Vaccinium* L. metalami ciężkimi można zaobserwować, że:
 - a. bardziej obciążone metalami ciężkimi są populacje pochodzące z okolic Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” niż organizmy pochodzące z terenu huty żelaza „Huty Katowice”,
6. Porównując zawartości metali (miedź, cynk, żelazo, ołów, kadm) w różnych organach (korzeń, łodyga, liść, owoc) *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. pochodzących z terenów znajdujących się w strefie emisji przemysłowych stwierdzić można, że:
 - a. większą zawartość metali ciężkich stwierdzano najczęściej w korzeniach obu badanych borówek, czasem w łodygach niż w liściach i owocach,
 - b. zauważono następującą tendencję do kumulacji metali w organach obu badanych borówek : korzeń >łodyga> liść>owoc,
 - c. pomimo braku miedzi w glebie we frakcji dostępnej dla roślin, zaobserwowano obecność tego pierwiastka w organach obu badanych borówek przy czym zawartość miedzi w owocach była często większa niż w liściach, czasem nawet niż w łodygach. Być może wysoka zawartość miedzi w organach badanych organizmów wskazuje na znaczne umiejętności badanych roślin do gromadzenia w tkankach miedzi niezbędnej do zachodzenia procesów fizjologicznych,
 - d. większą koncentrację metali ciężkich zaobserwowano w populacjach *Vaccinium vitis-idaea* L. uważanej za mniej

wrażliwą na występowanie emisji przemysłowych od *Vaccinium myrtillus* L.

7. Porównując biologię *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. w odpowiedzi na oddziaływanie różnego typu antropopresji stwierdzić można, że :
- a. w przypadku obu badanych borówek populacje znajdujące się w strefie silnego, długotrwałego zanieczyszczenia (Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”) wykazywały się większą biomasaą wegetatywnego pędu nadziemnego niż populacje pochodzące z terenów o mniejszym stężeniu i czasie ekspozycji zanieczyszczeń. Ze względu na zróżnicowane wymagania świetlne badanych gatunków gigantyzm *V. myrtillus* L. oraz *V. vitis-idaea* L. z terenu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” wydaje się być sumą czasu ekspozycji, jak i wysokich stężeń zanieczyszczeń,
 - b. zaobserwowano różnice w rozmieszczeniu badanych populacji. Populacje *Vaccinium vitis-idaea* L. jak i *V. myrtillus* L. znajdującą się w strefie bezpośredniego wpływu emitatorów tj. Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” oraz „Huty Katowice” rozmieszczone były losowo, co wskazuje na różnicujący wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na badane gatunki,
 - c. największą suchą biomasaą w przeliczeniu na powierzchnię cechowały się populacje *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. pochodzące z terenu kontrolnego,
 - d. populacja *Vaccinium vitis-idaea* L. znajdującą się w strefie bezpośredniego silnego oddziaływania Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” cechowała się redukcją blaszki liściowej, natomiast populacja *Vaccinium myrtillus* L. wzrostem.
 - e. zaobserwowano wzrost zawartości chlorofili i karotenoidów u osobników szczególnie narażonych na działanie emisji przemysłowych, co może być wynikiem kompensacji mniejszej ilości światła docierającego do komórek mezofilu na skutek występowania wskazanych zanieczyszczeń na powierzchni liścia.

7 Literatura

1. ABRATOWSKA A. (2006). *Armeria maritima* – gatunek roślin przystosowany do wzrostu na glebach skażonych metalami ciężkimi. *Kosmos*, 55, 217–22.
2. ABRATOWSKA A. (2013). Przystosowania roślin *Armeria maritima* (Mill.) do życia na hałdach cynkowo-ołowiowych (Doctoral dissertation, Repozytorium Uniwersytetu Warszawskiego).
3. ABSALON A. (red.) (1995). Komentarz do mapy sozologicznej 1:50 000. Wyd. Gepol, Poznań-Warszawa (arkusze: M-34-50-B, M-34-50-D, M-34-51-A, M-34-51-C).
4. AHMAD I., AKHTAR M. J., ZAHIR Z. A., JAMIL. A. (2012). Effect of cadmium on seed germination and seedling growth of four wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars. *Pak. J. Bot*, 44, 1569-1574.
5. AIT ALI N., ATER M., SUNAHARA G. I., ROBIDOUX P.Y. (2004). Phytotoxicity and bioaccumulation of copper and chromium using barley (*Hordeum vulgare* L.) in spiked artificial and natural forest soil. *Ecotox. Environ. Safe*, 57, 363-374
6. AMINI M., KHADEMI H., AFYUNI M., ABBASPOUR K.C., (2005). Variability of available cadmium in relation to soil properties and landuse in an arid region in central Iran. *Water, Air, and Soil Pollution*, 162, 205–218.
7. ANTONOVITS J., BRADSHAW A., TURNER R. (1971). Heavy metal tolerance in plants. *Adv. In Ecology. Res.*, 7, 1-85.
8. ATTIWILL P. M., ADAMS M. A. (1993). Nutrient cycling in forests, *New Phytol.*, 124, 561– 582.
9. BACIAK M., WARMIŃSKI K., BEŚ A. (2015). The effect of selected gaseous air pollutants on woody plants. *Leśne Prace Badawcze*, 76(4), 401-409.
10. BADANIA GLEB NA TERENIE GMINY DABROWA GÓRNICZA 2014. OBIKS: 05/1648/2014/LB/BOES.
11. BARAN S., BIELIŃSKA E. J., KAWECKA-RADOMSKA M. (2010). Zawartość metali ciężkich w glebach parków miejskich podlegających zróżnicowanemu wpływowi antropogenicznemu. *Zesz. Nauk. Inż. Środ., Uniw. Zielonogórski*, 137(17), 131 –137.

12. BARANČÍKOVÁ G., MADARAS M., RYBÁR O., (2004). Crop contamination by selected trace elements. *J. Soil Sediment.* 4, 37–42.
13. BARANOWSKA– MOREK A., WIERZBICKA M. (2004). Localization of lead in the root tip of *Dianthus cartusianorum*. *Acta Biol. Cracov Bot.*, 46, 45-56.
14. BARANOWSKA-MOREK A. (2003). Roślinne mechanizmy tolerancji na toksyczne działanie metali ciężkich. *Kosmos*, 52(2-3), 283-295.
15. BASTA N.T., RYAN J.A., CHANEY R.L., 2005. Trace element chemistry in residual-treated soils: key concepts and metal bioavailability. *J. Environ. Qual.*, 34, 49–63.
16. BAYCU G., CANER H., GÖNENÇGİL B., ERUZ E. (2003). Roadside pollution of cadmium and lead in Istanbul City (Turkey) and their effects on *Picea abies*. *Biologia*, 58, 109-114.
17. BENAVIDES M. P., GALLEGO S. M., TOMARO M. L. (2005). Cadmium toxicity in plants. *Braz. J. Physiol*, 17(1), 21 –34.
18. BIAŁY K. (1983). Wpływ mineralnego odżywiania sosny pospolitej (*Pinus silvestris* L.) na jej wzrost w świetle analiz składu chemicznego igieł. *AUNC, Biologia*, 29(63), 129 –178.
19. BIELIŃSKA E. J, MOCEK-PŁÓCINIĄK A. (2009). Fosfatazy w środowisku glebowym. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Monografia, 40.
20. BIELIŃSKA E. J., BARAN S., WIŚNIEWSKI J. (2000). Aktywność enzymatyczna jako wskaźnik poprawy właściwości gleby lekkiej użyźnionej osadami ściekowymi. Bydgoskie Towarzystwo Naukowe. Prace Wydziału Nauk Technicznych, A30, 113-120.
21. BIELIŃSKA D., HÖGBERG P. (1997). Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? *Forest Ecol. Manag.*, 92, 119–152.
22. BIULETYN INSTYTUTU METEOROLOGII I GOSPODARKI WODNEJ w Katowicach. (1992 rok).
23. BIULETYN INSTYTUTU METEOROLOGII I GOSPODARKI WODNEJ w Katowicach. (lata 2000-2003).
24. BŁASZKOWSKI J. (2004). Przeszłość, teraźniejszość i przyszłość klasyfikacji arbuskularnych grzybów mikoryzowych. *Kosmos*, 53(1), 17 –24.

25. BONDADA B. R., TU S., MA L. Q. (2004). Absorption of foliarapplied arsenic by the arsenic hyperaccumulating fern (*Pteris vitata* L.). *Sci. Total Environ.*, 332, 61 –7
26. BOŚ – Huta Katowice 2002 : Raport roczny Biura Ochrony Środowiska
27. BOŚ – Huta Katowice 2006 : Raport roczny Biura Ochrony Środowiska
28. BOŚ – Huta Katowice 2008 : Raport roczny Biura Ochrony Środowiska
29. BOŚ – Huta Katowice 2011: Raport roczny Biura Ochrony Środowiska
30. 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.
31. BRAMORA E. (1987). Wpływ zanieczyszczeń pyłowych na rośliny runa leśnego na przykładzie *Fragaria vesca* L. UŚ, Katowice, Praca magisterska
32. BRAVIN M. N., MARTÍ A. L., CLAIROTTE M., HINSINGER P. (2009). Rhizosphere alkalisation — a major driver of copper bioavailability over a broad pH range in an acidic, copper-contaminated soil. *Plant and Soil*, 318(1), 257- 268.
33. BUSSOTTI F., BIRGHINI F., CELESTI C., LEONZIO C., BUSEHI P. (2000). Leaf morphology and macronutrients in broadleaved trees in Central Italy. *Trees*, 14, 361-368.
34. BUSZMAN B., 1982. Badania nad biologią *Vaccinium myrtillus* L. i *Vaccinium vitis-idaea* L. rosnących w warunkach środowiska skażonego przez emisje przemysłowe. UŚ, Katowice (maszynopis).
35. BYLIŃSKA E. (1992). Studia nad biogeochemią roślin z obszaru występowania złóż polimetalicznych w Rudawach Janowickich (Sudety). *Acta Univ. Wratisl., Prace Bot*, 50-71.
36. CABAŁA J., TEPER L. (2007). Metalliferous constituents of rhizosphere soils contaminated by Zn-Pb mining in southern Poland. *Water, Air Soil Pollut.*, 178 (1-4), 351-362.
37. CAPPUYNS V., SWENNEN R., VANDAMME A., NICLAES M. (2006). Environmental impact of the former Pb-Zn mining and smelting in East Belgium. *J. Geochem. Explor.*, 88 (1-3), 6-9.
38. CELIŃSKI F., WIKI S. (1980): Preliminary studies on degradation of forest habitats near Knurów. *Pol. Ecol. Stud.*, 6 (4), 593-606.

39. CHAIGNON V., Di MALTA D., HINSINGER P. (2002). Fe-deficiency increases Cu acquisition by wheat cropped in a Cu-contaminated vineyard soil. *New Phytol.*, 154(1), 121–130.
40. CHAPERON S., SAUVE S. (2007). Toxicity interaction of metals (Ag, Cu, Hg, Zn) to urease and dehydrogenase activities in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 39, 2329-2338.
41. CHŁOPECKA A., ADRIANO D. C. (1997). Influence of zeolite, apatite and Fe-oxide on Cd and Pb uptake by crops. *Sci. Total Environ.*, 207, 195-206.
42. CHOI Y. E., HARADA E. (2005). Roles of calcium and cadmium on Cd-containing intra and extracellular formation of Ca crystals in tobacco. *J. Plant Biol.*, 48, 113–119.
43. CIEPA-KUBICKA A., OCIEPA E.(2012). Toksyczne oddziaływanie metali ciężkich na rośliny, zwierzęta i ludzi. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 15(2), 169-180.
44. CIEPAŁ R. (1999). Kumulacja metali ciężkich i siarki w roślinach wybranych gatunków oraz glebie jako wskaźnik stanu skażenia środowiska terenów chronionych województw śląskiego i małopolskiego. *Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach*, 1774.
45. CIEPAŁ R., (1984). Badania ekofizjologiczne runa boru sosnowego w strefie ochronnej Huty Katowice, UŚ, Katowice, Praca doktorska
46. CIEPAŁ R., (1992). Przenikanie S, Pd, Cd, Zn, Cu i Fe do biomasy oraz gleby ekosystemu leśnego na przykładzie wschodniej części woj. Katowickiego. Znaczenie bioindykacyjne. *Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach*, 1319.
47. CIEPAŁ R., RYCMAN E. (1996). Ocena zagrożenia metalami ciężkimi i siarką Roztoczańskiego Parku Narodowego na podstawie analizy chemicznej liści i szpilek wybranych gatunków roślin. *Acta Biol. Sil.*, 28(45), 26-35.
48. CLEMENS S. (2001). Molecular mechanism of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta*, 212, 475-486.
49. CLEMENS S., PALMGREN M. G., KRÄMER U. (2002). A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends Plant Sci.*, 7, 309-315.
50. CURTIN D., WEN G. (1999). Organic matter fractions contributing to soil nitrogen, mineralization potential. *Soil Sci. Am. J.*, 63, 410-415.

51. CUSCE M., MARCINKIEWICZ M., SZOPKA K., KARCZEWSKA A., PORA E. (2013). Oddziaływanie Huty Cynku Oława na środowisko glebowe terenów przyległych w świetle całkowitej zawartości metali ciężkich w poziomach powierzchniowych warstw gleb miasta Oławy. Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski. 149(29), 42-50.
52. DE VRIES W., HEIJ G. J. (1991). Critical loads and critical levels for the environment effects of air pollution. [w:] Dutch priority programme on acidification (red: G.J. Heij, T. Schneider. Re. no. 200-09. Nationale Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven (Netherlands), 180-190.
53. DEGRYSE F., SMOLDERS E. (2006). Mobility of Cd and Zn in polluted and unpolluted Spodosols. European Journal of Soil Science, 57, 122-133.
54. DEMCZUK M., GARBIEC K. (2009). Heavy metals in edible fruits. A case study of bilberry *Vaccinium myrtillus* L. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 40, 307-312.
55. DHERI G. S., SINGH BRAR M., MALHI S. S. (2007). Influence of phosphorus application on growth and cadmium uptake of spinach in two cadmium-contaminated soils. J. Plant Nutr. Soil Sc., 170, 495-499.
56. DICK W. A., CHENG L., WANG P. (2000). Soil acid and alkaline phosphatase as pH adjustment indicators. Soil Biol. Biochem., 32, 1915-1919.
57. DOMAŃSKA J., FILIPEK T. (2011). Kształtowanie się zawartości miedzi związanej z frakcjami gleby w zależności od pH i zawartości materii organicznej. Ochrona Środowiska i zasobów Naturalnych, 48, 74-79.
58. DUDKA S., PIOTROWSKA M., CHLOPECKA A., WITEK T. (1995). Trace element contamination of soils and crop plants by mining and smelting industry in southwest Poland. J. Geochem. Explor., 52, 237-250.
59. DUDKA S., SAJDAK G. (1992). Wstępna ocena zawartości niektórych metali śladowych w glebach województwa katowickiego. Arch. Ochr. Środ., 2, 125-134.
60. EAPEN S., D'SUOZA S. F. (2005). Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. Biotechnol. Adv., 23(2), 97-114.
61. FILIPEK T. (1994). Natural and anthropogenic causes and effects of soil acidification. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 413, 1-7.

62. FILIPEK T. (1998). Dynamika antropogenicznych przyczyn oraz skutków zakwaszenia gleb w Polsce. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 456, 7-12.
63. FOWLER D., CAPE J. N., COYLE M., FLECHARD C., KUYLENSTIERNA J., HISKS K., DREWENT D., JIHNSON C., STEVENSON D. (1999). The global exposure of forests to air pollutants. Water, Air Soil Pollut., 116(1-2), 5-32.
64. FOY C. D., CHANEY R. L., WHITE M. C. (1978). The physiology of metal toxicity in plants. Annu. Rev. Plant. Physiol., 29, 511-566.
65. FOY H., PRASAD M. N. V., PRATAS J. (2004). Plant community tolerant to trace elements growing on the degraded soils of São Domingos mine in the south east of Portugal: environmental implications. Environ Intern., 30, 65-72.
66. FUKSA D., CISZYŃSKA E. (2009). analiza i prognoza zanieczyszczenia powietrza na przykładzie aglomeracji miejskiej Krakowa. Praca statutowa AGH nr 11.11.100.275
67. FURCZAK J., SZEMBER A., BIELIŃSKA E. J. (1991). Aktywność enzymatyczna strefy przybrzeżnej jezior Piaseczno i Głęboke różniących się troficznością. Studia Ośr. Dokum. Fizjolog., 19, 301-324.
68. FURMANEK T., ANDRZEJEWSKA-PONOMAREV M. (2006). Wpływ ołowiu na rozwój roślin pomidora *Lycopersicon sp.* określony w warunkach in vitro. Słupskie Prace Biol., 3, 5-12.
69. FYSTRO G., NESHEIM L., BAKKEN A. K. (2008). Phosphorus management in Nordic-Baltic agriculture-reconciling productivity and environmental protection. NJF Report, 4, 4, 51-56.
70. GALLOWAY J. N. (1995). Acid deposition: perspectives in time and space. Water, Air Soil Pollut., 85, 15-24.
71. GANCARCZYK-GOLA M., PALOWSKI B. (2005). Metale ciężkie i pH powierzchniowych warstw gleby wokół centrów przemysłowych oraz na terenach wolnych od zanieczyszczenia. Roczniki Gleboznawcze, 56 (1/2), 59-66.
72. GAO Y., ZHOU P., MAO L., ZHI Y., SHI W. (2010). Assessment of effects of heavy metals combined pollution on soil enzyme activities and microbial community structure: modified ecological dose response model and PCR-RAPD. Environ. Earth Sci., 60, 603-612.

73. GARNETT T.P., GRAHAM R.D. (2005). Distribution and remobilization of iron and copper in wheat. *Ann. Bot.*, 95(5), 817-827
74. GARREC J. P., RENARD E. (1996). Absorption foliare del'aluminium: Étude de la fixation et de la pénétration cuticulaire. *Environ. Exp. Bot.*, 36(4), 365-375.
75. GARŚCIA E. (1992). Ocena skuteczności funkcjonowania strefy ochronnej wokół Huty Katowice w świetle nowych wymogów ekologicznych. Instytut Kształtowania i Ochrony Środowiska. AGH Kraków (praca nieopublikowana)
76. GODZIK S. (1981). Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na rośliny – aktualne problemy i poglądy. *Wiad. Bot.*, 25(3), 197-208.
77. GOŁĘBIEWSKA D., GRZYB-MIKLEWSKA J. (1991a). Kompleksy humus-enzym. I. Aktywność enzymatyczna gleb w świetle właściwości humus-enzym. *Zesz. Probl. Post. N. Roln.*, 4/5/6, 105-115.
78. GORLACH E. (1995). Metale ciężkie jako czynnik zagrażający żyzności gleby. *Zesz. Probl. Post. N. Roln.*, 421a, 113-122.
79. GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA A., PERCHUĆ M., ŻUBROWSKA-SUDOŁ M. (2002). Substancje humusowe w środowisku - budowa, właściwości fizykochemiczne, znaczenie ekologiczne oraz biotransformacja. *Post. Mikrobiol.*, 41(3), 299-334.
80. GRESZTA J., GRUSZKA A., KOWALKOWSKA M. (2002). Wpływ emisji na ekosystem „Śląsk”. W. N. Katowice, 1-412.
81. GRUCA-KRÓLIKOWSKA S., WACŁAWEK W. (2006). Metale w środowisku, cz.II: Wpływ metali ciężkich na rośliny. *Chemia, Dydaktyka, Ekologia, Metrologia*, 11(1-2), 1-56. *Indian J. Agr. Sci.*, 71(7), 483-486.
82. GWOREK B., DEGÓRSKI M. (2000). Borówka (*V. myrtillus* L.) oraz igły sosny (*Pinus sylvestris*) wskaźnikami zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi w wybranych siedliskach borowych na terenie Polski. *Rocz. Glebozn.*, 51(1/2), 79-86.
83. GWÓŹDŹ E., KOPYRA M. (2003). Reakcje komórek roślinnych na metale ciężkie – aspekty biotechnologiczne. *Biotechnologia Roślin*, 3, 107-123.
84. HAN F. X., BANIN A., SU Y., MONTS D. L., PLODINEC J., KINGERY W. L., TRIPLETT G. E. (2002). Industrial age anthropogenic inputs of heavy metals into the pedosphere. *Naturwissenschaften*, 89(11), 497-504.

85. HAYIAN W., STUANES A. O. (2003). Heavy metal pollution in air water soil plant system of Zhuzhhou city, Hunan Province, China. *Water, Air, Soil Pollut.*, 147, 79-107.
86. HELIOS-RYBICKA E. (1996). Impact of mining and metallurgical industries on the environment in Poland. *Appl. Geochem.*, 11, 3-9.
87. HELL R., STEPHAN U.W., 2003. *Planta* 216 (4): 541-551.
88. HERNANDEZ L., PROBST A., PROUST J. L., ULRICH E. (2003). Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Sci. Total. Environ.*, 312, 195-219.
89. INSAM H., PARKINSON D., DOMSCH K. H. (1989). Influence of macroclimate on soil microbial biomass. *Soil. Biol. Biochem.*, 21(2), 211-221.
90. JANUSZEK K. (1999). Aktywność enzymatyczna wybranych gleb leśnych Polski południowej w świetle badań polowych i laboratoryjnych. *Seria Rozprawy. Zesz. Naukowe A.R. Kraków*, 250, 132.
91. JOHNSON D. W. (1984). Sulphur cycling in forest. *Biogeochemistry*, 1, 29-43.
92. JUDA-REZLER K., MANCZARSKI P. (2010). Zagrożenia związane z zanieczyszczeniami powietrza atmosferycznego i gospodarką odpadami komunalnymi. *Nauka*, 4, 97-106.
93. KABAŁA C., SINGH B. R. (2001). Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. *J. Environ. Qual.*, 30, 485-492.
94. KABAŁA C., SZERSZEŃ L. (1989). Formy żelaza i pierwiastków śladowych w silnie kwaśnych glebach bielcowych Gór Izerskich. *Zesz. Probl. Postęp. Nauk Rol.*, 456, 381-386.
95. KABATA-PENDIAS A. (1978) Wpływ zanieczyszczeń pierwiastkami śladowymi na niektóre właściwości gleb. [w]: Wpływ zanieczyszczeń pierwiastkami śladowymi na przyrodnicze warunki rolnictwa. *Praca zbiorowa pod red. KABATY-PENDIAS A., IUNG, Puławy.*
96. KABATA-PENDIAS A. (1995). Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soil, [W]: *Heavy metals. Problems and solutions*, Springer-Verlag, 3-18.

97. KABATA-PENDIAS A. (1998). Biogeochemia ołowiu. Zesz. Nauk. Kom. PAN Człowiek i środowisko, 21, 9-17.
98. KABATA-PENDIAS A. (2004). Soil – plant transfer of trace elements – an environmental issue. *Geoderma*, 122, 143-149.
99. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. (1992). Trace elements in soil of plants. Boca Roton. Floryda. CRC-Press, 365.
100. KACZOR A., BRODOWSKA M. S. (2008). *Proceedings of Ecopole*, 2(1).
101. KALEMBASA D., PAKUŁA K., BECHER M. (2001). Sekwencyjne wydzielone frakcje żelaza I manganu z gleb wzbogaconych w żelazo. *Roczn. Gleb.*, 52, 183-190.
102. KAMAL M., GHALY A. E., MAHMOUDN., CÔTÉ R. (2004). Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environ. Int.*, 29, 1029-1039.
103. KANDZIORA-CIUPA M., NADGÓRSKA-SOCHA A., CIEPAŁ R., JANOWICZ J. (2015). Heavy metals content and biochemical indicators in birch leaves from polluted and clean areas. *Ecological Chemistry and Engineering A.*, 22(1).
104. KANIUCZAK J., BŁAŻEJ J., JASIŃSKI T., NIEMIEC W., PUCHALSKI C. (2005). Wartość energetyczna jednorocznych pędów wierzby energetycznej uprawianej na agromeliorowanej glebie piaszczystej, [w:] *Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej*, Uniwersytet Rzeszowski, Politechnika Rzeszowska, Rzeszów.
105. KAPAŁA J. (1994). Ekologiczne problemy przemysłu koksowniczego. *KarboEnergochemia-Ekologia*, 2(39), 41-45.
106. KAVAMURA V. N., ESPOSITO E. (2010). Biotechnological strategies applied to the decontamination of soils polluted with heavy metals. *Biotechnol. Adv.*, 28, 61-69.
107. KAZIMIERCZAKOWA R. (1975). Correlation between the amount of industrial dust fall and the lead and zink accumulation in some plant species. *Bull. Acad. Pol. Sci.Ser. Biol.*, 23, 611-621.
108. KHAN M., HESHAM A. E. (2010). Effect of Cd and Pb on soil microbial community structure and activities. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 17, 288-296.

109. KHAN M., SCULLION J. (2010). Effect of metal (Cd, Cu, Ni, Pb i Zn) enrichment of sewage-sludge on soil microorganism and their activities. *Applied. Soil Ecology*, 20, 145-155.
110. KICIŃSKA A. (2011). Formy występowania oraz mobilność cynku, ołowiu i kadmu w glebach zanieczyszczonych przez przemysł wydobywczo-metalurgiczny. *Ochr. Środow. I Zasobów Nat.*, 49, 152-162.
111. KIRKHAM M. B. (2006). Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, 137, 19–32.
112. KOBUS J. (1995). Biologiczne procesy a kształtowanie żyzności gleby. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 421a, 209-219.
113. KOLB K. J., EVANS R. D. (2002). Implications of leaf nitrogen recycling on the nitrogen isotope composition of deciduous plant tissues. *New Phytol.*, 156, 57-64.
114. KOPTYSIK S. V., KOPTYSIK G. N. (2001). Effects of acid deposition on forest soils in northernmost Russia. Modelled and field data. *Water, Air, and Soil Pollut.*, 130, 1277-1282.
115. KOZANECKA T., CHOJNICKI J., KWASOWSKI W. (2002). Content of heavy metals in plant from pollution-free regions. *Pol. J. Environ. Stud.*, 11(4), 395-399.
116. KROGULEC N. (1993). Wpływ metali ciężkich na rośliny. *Ekopartner*, 1 (15), 21.
117. KRUCZAŁA A. (2000). Atlas klimatu województwa śląskiego. Wyd. IMGW, Katowice.
118. KSMAK-KAPUSTA D. (2011). Migracja miedzi w środowisku przyrodniczym w zasięgu oddziaływania immisji pyłów zakładu przetwórstwa rud ołowiuowo-cynkowych Miasteczko Śląskie. Rozprawa doktorska. *Pol. Śl.*
119. KUCHARSKI J. (1997). Relacje między aktywnością enzymów a żyznością gleby. [w:] *Drobnoustroje w środowisku, występowanie, aktywność, znaczenie*. Kraków 327-348.
120. KUCHARSKI, J., HŁASKO A., WYSZKOWSKA J. (2001), Liczebność drobnoustrojów w glebie zanieczyszczonej miedzią. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 476, 165-172.

121. KUDO H., KUDO K., AMBO H., UEMURA M., KAWAI S. (2011). Cadmium sorption to plasma membrane isolated from barley roots is impeded by copper association onto membranes. *Plant Sci.*, 180, 300–305.
122. KUKIER U., PETERS C.A., CHANEY R.L., ANGLE J.S., ROSEBERG R.J., 2004. The effects of pH on metal accumulation in two *Alyssum* species. *J. Environ. Qual.*, 33, 2090–2102.
123. KURTOK J. (2001). Ocena przydatności Wojewódzkiego Parku Kultury i Wypoczynku im. Gen. J. Ziętka w Chorzowie oraz Parku Im. Tadeusza Kościuszki w Katowicach dla potrzeb rekreacji w oparciu o analiz chemiczną materiału roślinnego i gleby UŚ. Katowice, Praca magisterska.
124. KWAPISZ J., GWOREK B., GRANIEWSKA M. (2016). Akumulacja i mobilność cynku w glebach Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. *Przemysł Chemiczny*, 95(3), 491-496.
125. KWIATKOWSKA-MALINA J., MACIEJEWSKA A. (2009). Wpływ materii organicznej na pobieranie metali ciężkich przez rzodkiewkę i facelię. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 40, 217–223.
126. LEGHARI S. K., ZAIDI M. K. (2013). Effect of air pollution on the leaf morphology. *Pak. J. Bot.*, 45(S1), 447-454
127. LINDER S. (1972). *Seasonal variation of pigments in needles*. Technical Report. Stockholm: unspecified, Sveriges lantbruksuniversitet. *Studia forestalia Suecica*, 100.
128. LOC K., JANSSEN C. R. (2005). Influence of soil zine sensitivity and fluctional diversity of microbial communities. *Environ. Pollut.*, 136, 275-281.
129. LÓPEZ-BUCIO J., NIETO-JACOBO M. F., RAMIREZ-RODRIGEZ V., HERRERA-ESTRELLA L. (2000). Organic acid metabolism in plants: from adaptive physiology to transgenic varieties for cultivation in extrese soils. *Plant Sci.*, 160, 1-13.
130. LOREK E. (1993). Kierunki i dynamika zmian procesów degradacji środowiska pod wpływem antropopresji w rejonie Górnego Śląska. *Prace Naukowe AE w Katowicach*, Katowice.
131. LORENZ N., HINTEMANN T., KRAMAREWA T., KATAYAMA A., YASUTA T., MARCHNER P., KANDELER E. (2006). Response of microbial

- activity and microbial community composition in soil to long term arsenic and cadmium exposure. *Soil. Biol. Biochem.*, 38, 1430-1437.
132. ŁASZEWSKA A., KOWOL J., WIECHUŁA D., KWAPULIŃSKI J. (2007). Kumulacja metali w wybranych gatunkach roślin leczniczych. *Probl. Ekol.*, 11(6), 285-291.
 133. ŁUKASIK W. (1990). Zmiany zawartości barwników asymilacyjnych w wybranych gatunkach roślin runa boru sosnowego pod wpływem zanieczyszczeń przemysłowych. *Acta Biologica Silesiana*, 16(33), 191-202.
 134. MACKINTOSH C. (1998). Regulation of plant nitrate assimilation: from ecophysiology to brain proteins. *New Phytol.*, 139, 153-159.
 135. MAIER R., ALTGAYER M., RAMMER C., SCHINNIGER R., SIEGHARDT H., SLAD H., WINTER C. (1979). Wasserhaushalt und Produktivität staubbelasteter Pflanzen in der Umgebung einer Zementfabrik in Kärnten, Carinthia II, 169, 167-193.
 136. MALCOLM D. C., GARFORTH M. F. (1997). The sulphur:nitrogen ratio of conifer foliage in relation to atmospheric pollution with sulphur dioxide. *Plant soil*, 47, 89-102.
 137. MALONE C., KOPPE D., MILLER R. J. (1974), Localization of lead accumulated by corn plants. *Plants Physiol.*, 53, 388-394.
 138. MAŁKOWSKI E., KURTYKA R. (2003). Mechanisms of zinc and cadmium hyperaccumulation in plants. *Advances in Cell Biology*, 30, 483-495.
 139. MANSFIELD T. A., FREER-SMITH P. H. (1981): regulation of plant nitrate assimilation: from ecophysiology to brain proteins. *New Phytol.*, 139, 153-159.
 140. MAPANDA F., MANGWAYANA E.N., NYAMANGARA J., GILLER K. E.. (2005). The effect of long term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agric. Ecosys. Env.*, 107 151-165
 141. MARTLEY E., GULSON B. L., PFEIFER H. R. (2004). Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia. *Sci. Tot. Environ.*, 325, 113-127.
 142. MATTINA M. J. I., LANNUCCI-BERGER W., MUSANTE C., WHITE J. C. (2003). Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil. *Environ. Pollut.*, 124, 375-378.

143. MATUSZKIEWICZ W. (2001). Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa.
144. MAZUR M., OLENIACZ R., BOGACKI M. (2002). Likwidacja strefy ochronnej Huty Katowice i Zakładów Koksowniczych "Przyjaźń" w Dąbrowie Górniczej. Probl. Ecol., 6(5), 214-216.
145. MENGEL K., KIRKBY E.A., 2001. Principles of Plant Nutrition. Fifth ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 849.
146. MICAL A. H., CZERPAK R., KROTKE A. (1997). Wpływ ołowiu na niektóre procesy metaboliczne roślin. Probl. Nauk Biol., 46(2), 277-282.
147. MOCEK-PŁÓCINIAK A. (2006). Zależności pomiędzy biologicznymi i chemicznymi wskaźnikami zanieczyszczenia gleb. Maszynopis. Katedra Mikrobiologii Ogólnej i Środowiskowej UP, Poznań.
148. MOREL J. L. (1997). Assessment of phytoavailability of trace elements in soils. Analysis Magazine, 25(9-10), 70-72.
149. MOSOŃ-KUBALA A. (1997). Zawartość siarki i metali ciężkich w liściach i szpilkach wybranych gatunków roślin boru sosnowego w strefie oddziaływań emitorów Huty Katowice. UŚ, Katowice, Praca magisterska.
150. MOSZYŃSKA B. (1983). Some problems on ecology of *Vaccinium myrtillus* L. in pine forest communities. Polish Ecological Studies, 9, 565-643.
151. MRÓZ L., DEMCZUK M. (2010). Content of phenolic and chemical elements in bilberry (*V. myrtillus* L.) leaves from copper smelter area (SW Poland). Pol. J. Ecol., 58(3), 475-486.
152. MUZIK R. M., GIYETTE R. P., ZIELONKA T., LIEBHOLD A. M. (2003). Deinfluence of O₃, NO₂ and SO₂ on growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* in Carpathian Mountains. Elsevier. Environ. Pollut., 130, 65-71.
153. MYŚKÓW W., JASZCZEWSKA B., STACHYRA A., NAGLIK E. (1986). Substancje organiczne gleby - ich rolnicze i ekologiczne znaczenie. Roczn. Gleboz., 38(2-3), 15-35.
154. MYŚKÓW W., STACHYRA A., ZIĘBA S., MASIĄK, D. (1994). A new index for evaluation of soil fertility. Microbiol. Res., 149(3), 321-325.
155. NADGÓRSKA-SOCHA A., CIEPAŁ R. (2009). Phytoextraction of zinc, lead and cadmium with *Silene vulgaris* Moench (Garcke) in the Postindustrial Area. Ecological Chemistry and Engineering. A, 16(7), 831-837.

156. NADGÓRSKA-SOCHA A., KANDZIORA-CIUPA M., CIEPAŁ R., MUSIALIK D., BARCZYK G. (2013). The Activity of Selected Soil Enzymes, and Soil Contamination with Zinc, Cadmium and Lead in the Vicinity of The Zinc Smelter “Miasteczko Śląskie” *Ecological Chemistry and Engineering A.*, 20(1), 123-131.
157. NADGÓRSKA-SOCHA A., ŁUKASIK I., CIEPAŁ R., POMIERNY S. (2006). Activity of selected enzymes in soil loaded with varied levels of heavy metals. *Acta Agrophys.*, 8(3), 713-725.
158. NAIM S., OZEAN H. K., DEMIR G., NEMLIOGLU S., BAYAT C. (2003). Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. *Env. Int.*, 29, 979-985.
159. NANIPIERI P. (1994). The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. [w:] *soil biota: management in sustainable farming systems*. CSIRO, East Melbourne, 238-244.
160. NANIPIERI P., GREGO S., CECCANTI B. (1990). Ecological significance of the biological activity in soil. [w:] *Soil biochemistry*, New York, 293-355.
161. NANOS G. D., ILIAS I. F. (2007). Effects of inert dust on olive (*Olea europaea* L.) leaf physiological parameters. *Environmental Science and Pollution Research – International*. 14(3).
162. NIES D. H. (1999). Microbial heavy metals resistans. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 51, 730-750.
163. NIKONOV V., GORYAINOVA V., LUKINA N. (2001). Ni and Cu migration and accumulation in forest ecosystems on the *Cola peninsula*. *Chemosphere*, 42, 93-100.
164. NOWAK J., NIEDŹWIECKI E., DZIEL M. (1999). Wpływ metali ciężkich na zmiany aktywności enzymatycznej gleby. *Rocz. Glebozn.*, 50(1/2), 61-68.
165. NOWIŃSKA K., ADAMCZYK Z. (2013). Mobilność pierwiastków towarzyszących odpadom hutnictwa cynku i ołowiu w środowisku. *Górn. I Geol.*, 8(1), 77-87.
166. OLIVIE A., PAMPULHA M. E. (2006). Effects of long-term heavy metal contamination on soil microbial characteristics. *J. Biosci. Bioeng.*, 102(3), 157-161.

167. OLSZOWSKA G. (1997). Aktywność enzymatyczna gleb leśnych w rejonie oddziaływania emisji Huty Cynku i Ołowiu „Miasteczko Śląskie”. Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, 834, 107-129.
168. ÖNCEL I. KELES Y., ÜSTÜN A. (2000). Interactive effects of temperature and heavy metal stress on growth and some biochemical compounds in wheat seedlings. *Environmental Pollution*, 107, 315-320.
169. ONDER S., DURSUN S., GEZGIN S., DEMIRBAS A., (2007). Determination of heavy metal pollution on grass and soil of city centre green grass areas (Konya, Turkey). *Polish J. Environ. Studies*, 16, 145–154.
170. OPERAT-GLEBOWO-SIEDLISKOWY NADLEŚNICTWA SIEWIERZ 2005. RDLP W Katowicach. Maszynopis.
171. OPORTO C., SMOLDERS E., DEGRYSE F., VERHEYEN L., VANDECASTEELE C. (2009). DGT-measured fluxes explain the chloride-enhanced cadmium uptake by plants at low but not at high Cd supply. *Plant Soil*, 318, 127–135.
172. OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI S., SZCZUBIAŁKA Z. (1991). Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin. Katalog. Instytut Ochrony środowiska. Warszawa.
173. OSTROWSKA A., POREBSKA G. (2002). Skład chemiczny roślin, jego interpretacja i wykorzystanie w ochronie środowiska. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa.
174. PAJĄK M., JAKSIK M. (2010). Poziom akumulacji cynku, kadmu i ołowiu w wierzchniej warstwie gleb leśnych w sąsiedztwie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. *Zesz. Nauk. Inż. Środ.*, Uniw. Zielonogórski, 137(17), 113-122.
175. PAJĄK M., JAKSIK M. (2010 a). Zawartość cynku, kadmu i ołowiu w owocach borówki czarnej (*V. myrtillus* L.) rosnącej w lasach Nadleśnictwa Świerklaniec. *Sylwan*, 156(3), 233-240.
176. PANDEY N., SHARMA C.P. (2002). Effect of heavy metals Co^{2+} , Ni^{2+} and Cd^{2+} on growth and metabolism of cabbage. *Plant Sci.* 163: 753-758.
177. PANDEY P., TRIPATHI A. K. (2011). Effect of Heavy metals on Morphological and Biochemical characteristics of *Albizia procera* (Roxb.) Benth. Seedlings. *Int. Jour. Of Environ. Sci.*, 1(5), 1009-1018.

178. PARZYCH A. (2008). Dynamika koncentracji związków azotu i fosforu w dwóch odmiennych ekosystemach leśnych Słowińskiego Parku Narodowego. Akademia Pomorska, (mscr.), Słupsk.
179. PARZYCH A. (2010). Azot, fosfor i węgiel w roślinności leśnej Słowińskiego Parku Narodowego w latach 2002-2005. Ochr. Środ. i Zas. Nat., 43, 45-64.
180. PARZYCH A. (2014). Zawartość wybranych metali ciężkich w glebie i pędach *V. myrtillus* L. w Słowińskim Parku Narodowym. Leśne Prace Bad., 75(3), 217-224.
181. PERRONNET K., SCHWARTZ C. H., GÉRARD E., MOREL J. L. (2000). Availability of cadmium and zinc accumulated in the leaves of *Thlaspi caerulescens* incorporated into soil. Plant Soil, 227, 257-263.
182. PIETRZAK S. (2012). Odczyn i zasobność gleb łąkowych w Polsce. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 12(1), 105-117.
183. PISAREK I. (2001). Profilowe zróżnicowanie zawartości Cu Ni Cd na tle wybranych parametrów fizykochemicznych gleb leśnych. Acta Agrophysica, 48, 107-115.
184. POLAKOWSKA M. (1972). Zależność występowania roślin od odczynu gleby. Sylwan, 1, 13-20.
185. POMIERNY S. (2007). Ocena wybranych wskaźników ekologicznych w świeżych borach sosnowych zlokalizowanych wokół „Huty Katowice”. UŚ. Praca doktorska.
186. POMIERNY S., CIEPAŁ R. (2004). Ocena wieloletniego oddziaływania emisji przemysłowych na gleby i rośliny w granicach strefy ochronnej „Huty Katowice”. Acta Agrophysica, 4(2), 475-489.
187. POMIERNY S., GEROLD I., CIEPAŁ R., ŁUKASIK I. (2005). *Pinus sylvestris* L., jako biomonitor zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi (Zn, Cd, Pb). Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 509, 221-229.
188. PORĘBSKA G., OSTROWSKA A. (1999). Chemizm roślin z terenów składowania odpadów. Ochr. Środ. i Zas. Nat., 15, 81-98.
189. PRESCOTT C. E., CORBIN I. P., PARKINSON D. (1992). Availability of nitrogen and phosphorus in the forest floor of Rocky Mountain coniferous forests. Can. J. For. Res., 22, 593-600.
190. PRZYBYLSKI T. (1981). Krążenie i kumulacja metali ciężkich w ekosystemie leśnym. UŚ, Katowice (maszynopis).

191. PUGNAIRE F. I. (2001). Variability of inorganic nutrient concentrations in leaves, *New Phytol.*, 150, 499-507.
192. REICHMAN S. M. (2002). The responses of plants to metal toxicity: A review focusing on Copper, Manganese and Zinc. Australian Minerals and Energy Environment Foundation. Melbourne, 1-220.
193. REIG-ARMIÑANA J., CALATAYUD V., CERVERÓ J., GARCÍA-BREJO F. J., IBARS M. J. (2004). Effects of ozone on the foliar histology of the mastic plant (*Pistacia lentiscus* L.). *Environ. Pollu.*, 132, 321-331.
194. ROSS S. M. (1994). Retenoin, transformation and mobility of toxic metals in solis. [w:] Toxic metals In soil-plant systems, John Willej & Sons Ltd, 63-152.
195. RÜCHLING A., TYLER G. (1968). Heavy metal pollution and decomposition in Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollut.*, 2, 445-455.
196. RUSINEK E., SEMBRATOWICZ I., OGNIK K. (2008). Zawartość wybranych metali w owocach leśnych w zależności od miejsca pozyskania. *Roczn. Państw. Zakł. Hig.*, 59(2), 155-161.
197. RUSSEL S., WYCZÓŁKOWSKI A. J. (2005). Metody oznaczania aktywności enzymatycznej w glebie. *Acta Agrophys. Rozpr. Monogr.* 3.
198. RYCHŁOWSKI B. (1967). Województwo katowickie. Zarys geograficzno-ekonomiczny. PWN, Warszawa.
199. SAUVE S., NORVELL W. A., MCBRIDE M., HENDERSHOT W. (2000). Speciation and complexation of cadmium in extracted soil solution. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 291-296.
200. SAWICKA-KAPUSTA K. (1990). Reakcja roślin na dwutlenek siarki i metale ciężkie w środowisku - bioindykacja. *Wiad. Ekol.*, 36(3), 95-109.
201. SAXENA A., SAXENA D., SRIVASTAVA H. (2003). The influence of glutathione on physiological effects of lead and its accumulation in moss *Sphagnum squarrosum*. *Water, Air, and Soil Pollut.*, 143, 351-361.
202. SCHACHTMAN D. P., REID R. J., AYLING S. M. (1998). Phosphorus Uptake by Plants: from Soil to Cell. *Plant Physiol.*, 116, 447-453.
203. SCHINNER F., OEHLINGER R., KANDELER E., MARGENSIN R. (1995). Methods in Soil Biology, pr. zbior. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 213-216, 171-174, 241-243.

204. SEREGINI V., IVANOV V. B. (2001). Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russ. J. Plant Physiol.*, 48, 523-544.
205. SHI H., WANG H., LI Y., LIU X. (2011). Leaf surface microstructure of *Ligustrum lucidum* and *Viburnum odoratissimum* observed by atomic force microscopy (AFM). *Acta Ecologica Sinica*, 31(5).
206. SHUNICHI T., HIDEO Y. (2002). Reversible inhibition of photophosphorylation in chloroplasts by nitric oxide, *FEBS Letters*, 512(1-3).
207. SILVA L. C., OLIVA M. A., AZEVEDO A. A., ARAÚJO J. M., AGUIAR R. (2005). Micromorphological and anatomical alterations caused by simulated acid rain in Resting plants: *Eugenia uniflora* and *Clusia hilariana*. *Water, Air and Soil Pollut.*, 168, 129-143.
208. SIMPSON R. J., LAMBERS H., DALLING M. J. (1983). Nitrogen redistribution during grain growth in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Plant Physiol.*, 71, 7-14.
209. SINGH B. R., MYHR K. (1998). Cadmium uptake by barley as affected by Cd sources and pH levels. *Geoderma*, 84, 185-194.
210. SINGH R.A., ROY N.K., HAQUE M.S. (2004). Studies on photosynthetic pigments, sodium and potassium contents in seedlings of lentil genotypes under simulated salinity stress. *Indian Journal of Plant Physiology*, 9: 90–93.
211. SIWEK M. (2008). Rośliny w skażonym metalami ciężkimi środowisku przemysłowym. Część I. Pobieranie, transport i toksyczność metali ciężkich (śladowych). *Wiad. Bot.*, 52(1/2), 7-22.
212. SJÖGVISTA T. (1995). Soil biochemical and microbiological activities as affected by heavy metals and liming. *Sluk Uppsala*, 82.
213. SKOŁOŻDRZY J., PERŁA J., SMOL J., TWARDOWSKI T. (2001). Metale ciężkie: żelazo, ołów i kadm – czy tylko zagrożenie dla roślin? *Ochr. Rośl*, 5 (6), 2-6.
214. SKORDAS K., KELEPERTSIS A. (2005). Soil contamination by toxic metals in the cultivated region of Agia, Thessaly, Greece. Identification of sources of contamination. *Env. Geol.*, 48, 615-624
215. SKOWRONEK K., KACPRZAK H., BAGAN Z., PIETRASZEK A., GŁADKOWSKA A. (2009). Stan gleb pod kątem zanieczyszczenia wybranymi metalami ciężkimi oraz węglowodorami na terenie gminy Dąbrowa

Górnicza. OSCHR w Gliwicach. Opracowanie wykonane na zlecenie Urzędu Gminy Dąbrowa Górnicza.

216. SMEJKALOVA M., MIKANOVA O., BORUVKA L. (2003). Effect of heavy metal concentrations on biological activity of soil micro-organisms. *Plant Soil Environ.*, 49(7), 321-326.
217. STARCK Z. (2006). Różnorodne funkcje węgla i azotu w roślinach. *Kosmos*, 55(2-3), 243-257.
218. STASZEWSKI T. (2004). Reakcja drzewostanów świerkowych na depozycję zanieczyszczeń powietrza. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
219. STĘPIEŃ E. (2006). Wybrane problemy planowania przebudowy lasu. [w:] I Krajowa Konferencja Naukowa na temat: Przebudowa lasów w Polsce – teoria i praktyka. Materiały na konferencję, Poznań, 21-36.
220. STĘPIEŃ W., MERCIK S., PIKUŁA D. (2004). Wpływ substancji organicznej na mobilność metali ciężkich w glebie w doświadczeniu mikropoletkowym. *Rocz. Glebozn.*, 60(4), 149-156.
221. STRĄCZYŃSKA S., STRĄCZYŃSKI S. (2000). Zawartość kadmu w glebach wytworzonych z różnych skał macierzystych masywu Śnieżnika. Kadm w środowisku – problemy ekologiczne i metodyczne. *Zesz. Nauk. Kom. „Człowiek i Środowisko” PAN*, 26, 76.
222. STROIŃSKI A. (2002). Odporność roślin na stres wywołany przez metale ciężkie. *Biotechnologia*. 3(58), 124-134.
223. SZCZEPOCKA A. (2005). Kryteria oceny zanieczyszczeń gleb metalami ciężkimi. (praca niepublikowana).
224. SZCZUBIAŁKA Z. (1981). Zawartość azotu i składników mineralnych w igłach jako podstawa oceny stanu zaopatrzenia sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris* L.) w składniki pokarmowe. Inst. Bad. Leśn., Warszawa (praca doktorska).
225. TABATABAI M. A. (1994). Soil enzymes. *Methods of Soil Analysis: Part 2—Microbiological and Biochemical Properties*, (methodsofsoilan 2), 775-833.
226. TELESIŃKI A., DOBOROWOLSKA A., STREK M., PŁATKOWSKI M., ONYSZKO M. (2015). Porównanie oddziaływania wybranych metali ciężkich i zasolenia na aktywność enzymatyczną podłoży ogrodniczych stosowanych w technologii pojemnikowej produkcji lawendy wąskolistnej (*Lavandula*

- angustiflora* MILL.). Woda-Środowisko-Obszary wiejskie (I-III), 15, 1(49), 123-132.
227. TERELAK H., MOKOTOWICKA-, TERELAK T., STUCZYŃSKI T., PIETRUCH CZ. (2000). Pierwiastki śladowe (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) w glebach użytków rolnych Polski. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. IUNG, Ser. P 53.
228. TERELAK H., PIETRUCH CZ. (2000). Kadm w poziomach powierzchniowych gleb użytków rolnych Polski. Zesz. Nauk. Komit. „Człow. I Środ.”, 26, 41–47
229. TERELAK H., STUCZYFIŃSKI T., MOTOWOCKA T., TERELAK M. (1997). Content of Cd, Cu, Ni, Pb, Zn and S of Katowice Voivodship as compared to soils of Poland Archiv. Environ. Protection, 23, 3-4, 167-180.
230. TRAFAS M., GRUSZCZYŃSKI S., GRUSZCZYŃSKA J., ZAWODNY Z. (1990). Zmiany własności gleb wywołane wpływami przemysłu w rejonie olkuskim. Zesz. Nauk. AGH, ser. Sozologia i Sozotechnika, 32,143-161.
231. TREVORS J.T. (1984) Effect of substrate concentration, inorganic nitrogen, O₂ concentration, temperature and pH on dehydrogenase activity in soil. Plant Soil, 77: 285
232. TROJAN P. (1978). Ekologia ogólna. PWN, Warszawa.
233. TUDOREANU L., PHILLIPS C.J.C. (2004). Modeling cadmium uptake and accumulation in plants. Adv. Agron., 84, 121–157.
234. TUJAKA A., TERELAK H., PIETRUCH CZ. (2004). Ołów w poziomach orno-próchnicznych gleb rolniczych Polski. Roczniki Gleboznawcze, 55(3), 213-219.
235. TYKSIŃSKI W. (2002). Mechanizmy tolerancji na zwiększone zawartości metali ciężkich w glebach i podłożach. Roczn. Akad. Roln. Poznań, Seria: Ogrodnictwo, 209-214.
236. ULLRICH S. M., RAMSEY M. H., HELIOS-RYBICKA E. (1999). Total and exchangeable concentrations of heavy metals in soils near Bytom, an area of Pb/Zn mining and smelting in Upper Silesia, Poland. Applied Geochemistry, 14, 187-196.
237. VACEK S., BASTL M., LEPSŠ J. (1999). Vegetation changes in forest of the Karkonose Mts. over a period of air pollution stress (1980-1995). Plant Ecology, 143(1).

238. VAN DER ENT A., BAKER A. J. M., REEVES R. D., POLLARD A. J., SCHAT H. (2013). Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant Soil*, 362, 319– 334.
239. VON MERSI W., SCHINNER F. (1991). An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodinitrotetrazolium chloride, *F. Biol. Fertil. Soils*, 11(3), 216-220.
240. WANG G. G., KLINKA K. (1997). White spruce foliar nutrient concentrations in relation to tree growth and soil nutrients amounts. *For. Ecol. Manag.*, 98, 89-99.
241. WANG H., SHI H., WANG Y. (2015). Effects of Weather, Time, and Pollution Level on the Amount of Particulate Matter Deposited on Leaves of *Ligustrum lucidum*. *The Scientific World Journal.*, 2015(8).
242. WÄNGBERG I., MUNTHE J., EBINGHAUS R., GARDFELDT K., IVERFELDT A. (2003). Distribution of TPM in Northern Europe. *Sci. Total Environ.*, 304, 53-59.
243. WASYLEWICZ R., KOSTECKI J. (2013). Accumulation of Zinc in Soil in Metal Industry Area. *Ecological Chemistry and Engineering A.*, 20(10):1213-1222.
244. WEBER J. (1993). Wpływ związków próchnicznych na kumulowanie i migrację w glebie niektórych metali ciężkich emitowanych przez przemysł. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 411, 283-292.
245. WEEGLER K., McLAUGHLIN M. J., GRAHAM R. D. (2004a). Effects of chloride in soil solution on plants leaves. *Environ. Sci. Technol.*, 151-153.
246. WEEGLER K., McLAUGHLIN M. J., GRAHAM R. D. (2004b). Effect of chloride in soil solution on the plant availability of biosolid-borne cadmium. *J. Environ. Qual.*, 33, 496-504.
247. WEN D. Z., LIU S. Z., KUANG Y. W., ZHANG Q. M. (2002): Vegetation damage by ambient levels of air pollution at a rural site in the pearl river delta of south China: evidence from a field survey. [w:] Chinese Academy of Science Workshop on Ecosystem Succession Theory and Practice of Ecological Restoration. Abstrakt. Guanghou, China. 91-92.
248. WEN D., KUANG Y., ZHOU G. (2004). Sensitivity Analyses of Woody Species Exposed to Air Pollution Based on Ecophysiological Measurements . *Environ. Sci & Pollut. Res.*, 11(3), 165-170.

249. WIERZBICKA M. (1991). Skażenie roślin ołowiem. Zanieczyszczone środowisko a fizjologia roślin. Konf. PTB, Warszawa, 101-108.
250. WIERZBICKA M. (1995). Oddziaływanie metali ciężkich na rośliny. Kosmos, 44, 693-651.
251. WIERZBICKA M. (2004). Tego Darwin nie przewidział – mikroewolucja roślin wywołana zanieczyszczeniami [w:] Problemy Środowiska i Jego Ochrona, Uniwersytet Śląski.
252. WIERZBICKA M., PIELICHOWSKA M. (2004). Adaptation of *Biscutella laevigata* L., a metal hyperaccumulator, to growth on a zinc-lead waste heap in southern Poland. I: Differences between waste-heap and mountain populations. Chemosphere, 54, 1663-1674.
253. WIERZBICKA M., SZAREK-ŁUKASZEWSKA G., GRODZIŃSKA K. (2004). Highly toxic thallium in plants from the vicinity of Olkusz (Poland). Ecotoxicology and Environ., 59, 84-88.
254. WILCZEK M. (2001). Badanie stopnia obciążenia wybranymi metalami ciężkimi i siarką zbiorowisk leśnych w obrębie strefy ochronnej Kombinatu Metalurgicznego „Huta Katowice”. UŚ, Katowice, Praca magisterska
255. WILSON M. J., BELL N. (1996). Acid deposition and heavy metal mobilisation. Applied Geochemistry, 11, 133-137.
256. WŁODARCZYK T., STĘPNIEWSKI W., BRZEZIŃSKA M. (2002). Dehydrogenase activity, redox potential, and emissions of carbon dioxide and nitrous oxide from Cambisols under flooding conditions, F. Biol. Fertil. Soils 36(3): 200-206 .
257. WOLAK W., LEBODA R., HUBICKI Z. (1995). Metale ciężkie w środowisku i ich analiza. PIOŚ, Chełm.
258. WÓJCIK A., TUKENDORF A. (1995). Strategia unikania stresu w odporności roślin na metale ciężkie. Wiad. Bot., 39(3/4), 33-4.
259. WRIGHT D., WELBOURN P. (2002). Environmental toxicology. Cambridge environmental chemistry series 11. Cambridge University Press. New York: 1-630.
260. WU C., LUO Y., ZHANG L. (2010). Variability of copper availability in paddy fields in relation to selected soil properties in southeast China. Geoderma, 156(3-4), 200-206.

261. WYŁUPEK T. (2004). Różnorodność florystyczna zbiorowisk mokradłowych z klasy Phragmitetea (R.Tx.et rsg 1942) w dolinie Huczwy. W: Krajobraz i ogród wiejski, tom 3: Przyrodniczy i kulturowy krajobraz wiejski, 67-75.
262. WYSZKOWSKA J., KUCHARSKI J. (2003a). Liczebność drobnoustrojów w glebie zanieczyszczonej metalami ciężkimi. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 492, 427-433.
263. WYSZKOWSKA J., KUCHARSKI J. (2003b). Właściwości biochemiczne i fizykochemiczne gleby zanieczyszczonej metalami ciężkimi. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 492, 435-442.
264. WYSZKOWSKA J., WYSZKOWSKI M. (2002). Wpływ kadmu na aktywność enzymatyczną gleby [w:] Rola drobnoustrojów w kształtowaniu środowiska. Katedra Mikrobiologii UW-M, Olsztyn.
265. WYSZKOWSKA J., ZABOROWSKA M. (2002). Aktywność enzymów w glebie zanieczyszczonej cynkiem. [w:] Rola drobnoustrojów w kształtowaniu środowiska. Katedra Mikrobiologii UW-M, Olsztyn.
266. ZANIEWICZ-BAJKOWSKA A. (1998). Zawartość w glebie dostępnych dla roślin form kadmu i ołowiu w pierwszym roku po zastosowaniu wapnowania oraz po nawożeniu organicznym w postaci międzyplonów ozimych, obornika i słomy. [w:] VII Konf. Nauk. „Efektywność stosowania nawozów w uprawach ogrodniczych”, Lublin.
267. ZANIEWICZ-BAJKOWSKA A. (2000). Zależność zawartości kadmu i ołowiu w glebie oraz w korzeniach buraka ćwikłowego od nawożenia organicznego i wapnowania. Ann. UMCS Sectio EEE Hort. 8(Supp.), 123–128.
268. ZARZYCKI K., TRZCIŃSKA-TACIK H., RÓŻAŃSKI W., SZELĄGZ., WOŁEK J., KORZENIAK U. (2002). Ecological indicator values of vascular plants of Poland. [w:] Szafer Institute of Botany, Polish Acad. Sci., Kraków.
269. ZHAO F. J., HAMON R. E., LOMBI E., McLAUGHLIN M. J., McGRATH S. P. (2002). Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* J. Exp. Bot., 53, 535–543.
270. ZHAO F. J., LOMBI E., BREEDON T., McGRATH S. P. (2000). Zinc hyperaccumulation and cellular distribution in *Arabidopsis halleri*. Plant Cell Environ., 23, 507-514.

271. ZIELONKA U. (2008). Ocena wpływu suchej I mokrej depozycji Cd, Pb i Hg na zawartość tych metali w roztworach glebowych na wybranych terenach województwa śląskiego. *Metale ciężkie w środowisku*, 104-121.

Źródła internetowe:

1. U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries, styczeń 2016 [w:] <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/zinc/mcs-2016-zinc.pdf>
dostęp: maj 2016

Streszczenie pracy doktorskiej

„Ekofizjologiczne zróżnicowanie wybranych populacji *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. w strefie oddziaływań emisji przemysłowych.”

Anna Borgulat

Praca doktorska wykonana w Katedrze Ekologii Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska

Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach
pod kierunkiem dr hab. Ryszarda Ciepala

Wpływ działania zanieczyszczeń takich jak tlenki siarki i metale ciężkie na ekosystemy leśne jest powszechnie znany i szeroko opisany w dostępnej literaturze. Niemniej jednak istnieje wyraźny niedostatek informacji na temat długofalowego wpływu zanieczyszczeń środowiska na gatunki runa, które wzmagają naturalną odporność drzewostanów oraz ochraniają glebę leśną przed destrukcyjnymi czynnikami zanieczyszczeń. Badania *Vaccinium myrtillus* L. i *Vaccinium vitis-idaea* L. są podstawą do pełnego zrozumienia długofalowych skutków działania zanieczyszczeń na cały ekosystem leśny (stanowią uzupełnienie swoistej luki we wiedzy na temat reakcji ekosystemów leśnych na zanieczyszczenia powietrza i gleby).

Badaniami objęto 7 stałych powierzchni badawczych zlokalizowanych na dawnych siedliskach borowych. Trzy z nich znajdują się w rejonie oddziaływań przemysłowych „Huty Katowice” w Dąbrowie Górniczej, kolejne trzy w obszarze oddziaływań Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Ostatnią powierzchnią był Kokotek, teren referencyjny, leżący w rejonie Nadleśnictwa Lubliniec. Celem pracy było udowodnienie tezy, że u populacji *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. poddanych obciążeniu zanieczyszczeniami przemysłowymi dochodzi do zróżnicowania fenotypowego. Wśród celów szczegółowych wyróżniono:

- porównanie stopnia obciążenia przez wybrane metale oraz siarkę środowiska glebowego różnych zbiorowisk znajdujących się w strefie emisji przemysłowych;
- określenie zmian w stężeniu metali ciężkich we frakcji ogólnej i siarki na przestrzeni lat na różnych głębokościach w wierzchnich warstwach gleby na terenach w różnym stopniu poddanych antropopresji;

- oszacowanie różnic w obciążeniu różnych populacji *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. metalami ciężkimi i siarką;
- porównanie zawartości metali ciężkich w różnych organach *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. pochodzących z terenów znajdujących się w strefie emisji przemysłowych;
- porównanie biologii *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. w odpowiedzi na oddziaływanie różnego typu antropopresji.

Analiza badań dowiodła, że na terenach wieloletniej działalności przemysłu metalurgicznego (Huta Cynku „Miasteczko Śląskie”), mimo zastosowania systemów ograniczających emisje przemysłowe, poziom zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi w przypadku cynku, kadmu i ołowiu nadal utrzymuje się na wysokim poziomie. Największa kumulacja metali została odnotowana na poziomie 0-5 cm, co wskazuje na antropogeniczne pochodzenie tych zanieczyszczeń. Znajduje to odzwierciedlenie w obniżeniu aktywności enzymatycznej gleby. Mimo wzrostu pH w glebach, spowodowanej głównie znacznym obniżeniem depozycji kwaśnej, wartości stężeń metali ciężkich w roślinach wciąż przekraczają poziomy uznane za bezpieczne dla prawidłowego rozwoju rośliny.

Badane gatunki w nieco odmienny sposób zareagowały na stres związany z wysoką koncentracją metali ciężkich w glebie. W przypadku populacji *Vaccinium vitis-idaea* L. odnotowano redukcję blaszki liściowej, natomiast u *Vaccinium myrtillus* L., wzrost. U obydwu gatunków zaobserwowano przy tym wzrost ilości chlorofili i karotenoidów w liściach.

W przypadku obu badanych borówek populacje, które rosły w sąsiedztwie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, na terenach cechujących się wysokim stężeniem metali ciężkich w glebie, odznaczały się wyraźnie większą masą pędu nadziemnego od pozostałych. Na terenach w pobliżu „Huty Katowice”, gdzie stężenia metali ciężkich w glebie były niższe a badane populacje przez krótszy czas były poddawane ich działaniu, efekt ten nie występował. Wydaje się, że potwierdza to tezę, że efekt gigantyzmu u badanych gatunków jest spowodowany długim czasem ekspozycji na wysokie stężenia metali ciężkich w glebie.

Zaobserwowano również wpływ obydwu zakładów na rozmieszczenie badanych populacji. Populacje *Vaccinium vitis-idaea* L. jak i *V. myrtillus* L. znajdujące się w strefie bezpośredniego ich oddziaływania wykazywały rozmieszczenie losowe, na pozostałych badanych terenach oba gatunki cechowały się rozmieszczeniem

skupiskowym. Przeprowadzone analizy wskazują zatem na różnicujący wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na strukturę przestrzenną populacji badanych gatunków.

Największą suchą biomasą w przeliczeniu na powierzchnię cechowały się populacje *Vaccinium vitis-idaea* L. oraz *Vaccinium myrtillus* L. pochodzące z terenu kontrolnego.

„Ecophysiological diversification of the selected
Vaccinium vitis-idaea L. and *Vaccinium myrtillus* L.
populations within the impact zone of industrial emissions.”

Anna Borgulat

The PhD thesis has been developed at the Department of Ecology,
Faculty of Biology and Environmental Protection, Silesian University in Katowice
under the supervision dr hab. Ryszard Ciepał

The influence of pollution such as sulphur dioxides and heavy metals on forest ecosystems is commonly known and widely described in literature. However, there is not enough information about the long term influence of pollution on undergrowth which increases the natural resistance of forest ecosystems and protects forest soil against the destructive pollution. *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. examinations are the basis for the full understanding of long term effects of pollution on the whole forest ecosystem (they constitute supplementation of knowledge about the reactions of forest ecosystems to air and soil pollution). They will allow to determine the reasons of taking some remedial actions in case of highly polluted environment and they are the basis of the integrated environmental protection systems.

Seven sites located on former coniferous forest have been included in the research. Three of them are in the area of industrial influence of Katowice Steelworks in Dąbrowa Górnicza and three consecutive are located within the area Miasteczko Śląskie Zinc Smelter. Kokotek was the reference site located within Lubliniec forestry. The purpose of the paper was to prove the thesis that phenotype diversification at *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. population exposed at industrial pollution takes place. The following have been included in the detailed purposes:

- comparison of the degree of load with heavy metals and sulphur in soil environment of different habitats within the zone of industrial emission;
- determination of changes in the total concentration of heavy metals and sulphur of soil over the years and determination of differences in the concentration of heavy metals and sulphur in different depths in upper soil layers on the areas of various degradation degree;
- estimation of differences in the load of different *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. populations with heavy metals and sulphur;

- comparison of the content of heavy metals in different *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. organs from the areas within the industrial emission zone and comparison of their biology under anthropopression.

The analysis has proved that on the areas affected by long term activities of heavy industry, despite the application of systems limiting industrial emissions, the level of soil pollution with heavy metals remains at high level. The highest heavy metals cumulation has been recorded on the upper layer of soil (0-5cm) which indicates anthropogenic origin of this pollution. It is reflected in the decrease of soil enzymatic activity on this area which is connected with the presence of soil microorganisms. Despite the increase of pH in soil caused mainly by significant lowering of acidic deposition, the concentration values of heavy metals in plants still exceed the toxic level.

The examined populations reacted slightly different to stress connected with soil toxicity. In the direct neighborhood of emissions the difference in the size of leaves has been shown. In *Vaccinium vitis-idaea* L. population the reduction of leaves has been recorded and in *Vaccinium myrtillus* L. the growth at the simultaneous increase of the amount of chlorophyll and carotenoids at both examined species has been recorded. Both examined species located in the zone of the highest load of heavy metals had the highest mass of overground plant parts.

In case of both examined bilberries populations, which grew in the neighborhood of Miasteczko Śląskie Zinc Smelter, on the areas of high concentration of heavy metals in soil, they showed significantly higher aboveground shoot mass than in the remaining ones. On the area close to Katowice Steelworks, where concentrations of heavy metals was lower and the examined populations were exposed at their influence for a shorter period of time, this effect has not appeared. It seems to confirm the thesis that the gigantism effect at the examined species is caused by the long term exposure at high concentrations of heavy metals in soil.

The influence of two plants on the layout of the examined pollution also has been noticed. *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. populations located in the zone of their direct influence showed accidental layout. On the remaining examined areas both species were characterized with cluster distribution. The conducted analysis show the diversifying influence of industrial pollution on the spatial structure of the examined populations.

The highest biomass density was noticed at *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. populations from the reference site.