



Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kollątaja w Krakowie
Wydział Leśny



Arkadiusz Warczyk

Nr albumu: 1096

**Akumulacja pierwiastków śladowych związanych z ruchem drogowym w roślinach runa
i warstwach drzewostanów przyległych do drogi ekspresowej**

Traffic-related trace element accumulation in undergrowth plants and tree stand layers along
the expressway

Rozprawa doktorska

Rozprawa doktorska wykonana
w Katedrze Inżynierii Ekologicznej i Hydrologii
Leśnej
pod kierunkiem
prof. dr hab. inż. Marcina Pietrzykowskiego

oraz

Promotora pomocniczego:
W Katedrze Ekologii i Hodowli Lasu
dr inż. Tomasza Wanica

Kraków, 2023

Akumulacja pierwiastków śladowych związanych z ruchem drogowym w roślinach runa i warstwach drzewostanów przyległych do drogi ekspresowej

W pracy dokonano analizy wpływu drogi ekspresowej S7 na przyległe ekosystemy leśne, naruszone w wyniku wykonanej inwestycji przed 9 i 36-laty. Przebadano szereg komponentów ekosystemów leśnych pod kątem koncentracji pierwiastków śladowych i sodu związanych z oddziaływaniem ruchu kołowego (w tym pierwiastki takie jak Cd, Cr, Cu, Ni, Pb i Zn). Spośród przebadanych komponentów najlepsze zdolności bioindykacyjne wykazały mchy. Efekt zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi stwierdzono także w igłach sosny. Kora drzew także okazała się dobrym komponentem wychwytyjącym depozycje zanieczyszczeń. Stwierdzono, że bardzo duże znaczenie dla migracji zanieczyszczeń w głąb drzewostanu miało ukształtowanie brzegu drzewostanu, czyli strefy przejściowej z wyraźnym udziałem warstwy krzewów. Zauważalne efekty zanieczyszczenia przyległych do drogi ekosystemów leśnych w układzie strefowym, stwierdzono szczególnie w przypadku podwyższonych depozycji sodu związanych ze stosowaniem soli (NaCl) do odładzania jezdni.

Słowa kluczowe: ruch kołowy, metale śladowe, sód, bioindykacja

Dissertation abstract

Traffic-related trace element accumulation in undergrowth plants and tree stand layers along the expressway

The study evaluated the impact of the S7 expressway on nearby forest ecosystems that were disturbed by an investment made 9 and 36 years ago. Various components of the forest ecosystems were analyzed to determine the concentrations of trace elements and sodium resulting from traffic effects. These elements included Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn. Among the components tested, mosses exhibited the highest capacity for bioindication. The contamination of trace elements was also observed in pine needles. Additionally, tree bark was found to effectively capture pollutant deposits. The shape of the forest edge, characterized by a transition zone with a prominent shrub layer, played a significant role in the migration of contaminants into the stand. Notable zonal effects of contamination were observed in forest ecosystems adjacent to the road, particularly in relation to increased sodium deposition caused by the use of salt (NaCl) for road de-icing purposes.

Keywords: traffic, trace metals, sodium, bioindication

Badania wykonano w ramach pracy doktorskiej i były częściowo finansowane z grantu pt.: *„Wpływ zanieczyszczenia metalami ciężkimi na stabilizację i akumulację materii organicznej w kwaśnych glebach leśnych na tle zróżnicowanego podłoża geologicznego i składu gatunkowego drzewostanów”* nr: 2017/25/B/ST10/02126 przyznanego przez Narodowe Centrum Nauki oraz środków subwencji na naukę w Katedrze Ekologii i Hodowli Lasu oraz Katedrze Inżynierii Ekologicznej i Hydrologii Leśnej.

Składam serdeczne podziękowania promotorowi tej rozprawy doktorskiej, Panu prof. dr hab. inż. Marcinowi Pietrzykowskiemu, za opiekę naukową, cenne uwagi merytoryczne oraz wyrozumiałość, cierpliwość i zaufanie, dziękuję także za wsparcie i nieocenioną pomoc.

Chciałbym również podziękować Panu dr inż. Tomaszowi Wanicowi, promotorowi pomocniczemu za cenne wskazówki, pomoc oraz wsparcie i dodawanie otuchy w trudnych chwilach.

Dziękuję wszystkim pracownikom Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, szczególnie Panu prof. dr hab. inż. Stanisławowi Małkowi, Panu prof. dr hab. inż. Piotrowi Gruba oraz Pani dr hab. inż. Agnieszce Józefowskiej, prof. URK za cenne wskazówki oraz możliwość rozwoju. Pani mgr inż. Iwonie Skowrońskiej oraz Pani dr inż. Justynie Sokołowskiej dziękuję za nieocenioną pomoc w pracach laboratoryjnych.

Dziękuję również tym, bez których ta praca doktorska oraz wszelkie inne działania nie byłyby możliwe, a więc moim Rodzicom, Rodzeństwu i narzeczonej Agacie, za wsparcie, wyrozumiałość, ciepłe słowa - za wszystko...

Spis treści

1. Wstęp, cel pracy i hipotezy badawcze	7
2. Przegląd aktualnego stanu wiedzy w przedmiocie badań.....	10
3. Lokalizacja i charakterystyka przyrodnicza terenu objętego badaniami	29
2. Metodyka badań	35
2.1. Układ eksperymentu i prace terenowe	35
2.2. Metodyka badań laboratoryjnych i opracowanie wyników	38
2.2.1. Oznaczenie właściwości fizycznych i chemicznych próbek glebowych	38
2.2.2. Oznaczenie koncentracji makroelementów i pierwiastków śladowych w próbkach roślinnych	38
2.2.3. Opracowanie statystyczne wyników badań i zastosowane wskaźniki bioakumulacji	39
3. Wyniki badań	41
3.1. Charakterystyka podstawowych właściwości fizycznych i chemicznych próbek glebowych oraz zawartość wybranych makroelementów	41
3.2. Zmienność koncentracji pierwiastków śladowych w badanych komponentach ekosystemów w układzie chronologicznym i przestrzennym	47
3.2.1. Zawartości wybranych pierwiastków śladowych w glebach	47
3.2.2. Koncentracja wybranych pierwiastków śladowych w mchach i borówce	58
3.2.3. Koncentracja wybranych pierwiastków śladowych w korze i igłach sosny zwyczajnej i jodły pospolitej	70
3.3. Zależności pomiędzy akumulacją pierwiastków śladowych w układzie gleba –roślina	81
3.4. Wpływ właściwości gleb na koncentracje pierwiastków śladowych w badanych komponentach ..	84
3.5. Zawartość sodu (Na) w komponentach ekosystemów, jako konsekwencja stosowania soli do utrzymania jezdni w okresie zimowym	87
3.6. Współczynniki geoakumulacji (Igeo) wybranych pierwiastków śladowych oraz sodu w glebach pod badanymi drzewostanami	92
3.7. Współczynniki biokoncentracji (BCF) w badanych komponentach ekosystemów	95
4. Dyskusja	103
5. Podsumowanie i wnioski	115
6. Spis literatury	117
7. Spis tabel i rycin zamieszczonych w tekście	144
7.1. Spis tabel.....	144
7.2. Spis rycin	148
8. Tabele wyników surowych.....	152

1. Wstęp, cel pracy i hipotezy badawcze

Obszary leśne stanowią dwie trzecie powierzchni lądowych świata, obejmujących zasięgiem wszystkie gatunki roślin (Pimm i Raven 2000). Na przestrzeni ostatnich dekad ekosystemy naturalne są poddawane nieustannej presji zanieczyszczeń atmosferycznych. Występują one w różnych stanach skupienia - ciał stałych, gazowym oraz ciekłym i są substancjami, które mają ujemny wpływ na środowisko oraz zdrowie ludzi (WHO 2004).

Zanieczyszczenie ekosystemów znajdujących się w pobliżu intensywnie użytkowanych autostrad i dróg szybkiego ruchu, wraz z ich ciągłym rozwojem, stanowi znaczący problem (Adeniyi i Owoade 2010; Bernardino *i in.* 2019; Jeong *i in.* 2020). Rozwój i przebudowa infrastruktury drogowej w Polsce powoduje często rozczłonowanie kompleksów leśnych, a także rozszerzanie się stref bezpośredniego wpływu transportu drogowego na ekosystemy leśne. Emisje niskie pochodzące z autostrad i dróg szybkiego ruchu powodują różnego rodzaju zanieczyszczenia pyłami, metalami śladowymi, wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi oraz solami używanymi do utrzymania pasa drogowego w trakcie okresu zimowego (Truscott *i in.* 2005; Laffray *i in.* 2010; Watmough *i in.* 2014). Wpływ mikropyłów na stan zdrowotny organizmów zależy od ich składu chemicznego oraz czasu ekspozycji (Laden *i in.* 2000; Ghio i Devlin 2001). W skład mikropyłów wchodzi kancerogenne WWA oraz metale ciężkie (Caricchia *i in.* 1999; Yu *i in.* 2006). Związki te pochodzące ze spalania ropy naftowej oraz węgla i przyjmują postać gazów oraz aerozoli. Jako pochodną przemysłu transportowego oraz energetycznego można je sklasyfikować pod nazwą zanieczyszczeń antropogenicznych (Greszta *i in.* 2002).

Problem zanieczyszczeń narasta niemal wykładniczo, w związku z ciągłą rozbudową szlaków komunikacyjnych (Grd *i in.* 2012; Wang *i in.* 2013; Gope *i in.* 2018; Liu *i in.* 2019; Adimalla *i in.* 2020). Zanieczyszczenia nieprzerwanie przedostają się do przyległych ekosystemów w postaci cząstek stałych i depozycji suchej oraz w formie rozpuszczonej i tzw. depozycji mokrej (Tainio *i in.* 2010; Khalid *i in.* 2018; Sert *i in.* 2019). Substancje zanieczyszczające, czyli polutanty stanowią poważne zagrożenie dla roślin, zwierząt i ludzi. Wśród polutantów prym wiodą WWA, będące reprezentantami grupy związków organicznych zawierających połączenia benzenowe w ułożeniu liniowym, klasterowym lub kątowym (Kubiak 2013), a powstające właśnie w procesie niecałkowitego spalania różnych substancji. Wiele z nich wykazuje silne właściwości rakotwórcze i mutagenne. Natomiast silne właściwości hydrofobowe i lipofilowe większości WWA mogą być przyczyną łatwej akumulacji tych związków na aparacie asymilacyjnym roślin.

Na emisje niskie wynikające z ruchu samochodowego wpływają takie czynniki jak: materiały, z których zbudowana jest nawierzchnia drogi, zużycie opon, okładzin hamulcowych, zużycie różnych elementów pojazdów tj. karoseria, sprzęgło, części silnika czy układ wydechowy (Lindgren 1996; Khan *i in.* 2011; Gunawardana *i in.* 2012a; Szyszlak-Bargłowicz *i in.* 2013; Adamiec *i in.* 2016). Negatywny wpływ wykazują także spaliny powstające w silnikach benzynowych i wysokoprężnych (Duffus 2002; Appenroth 2010; Charron *i in.* 2018), a ponadto smary wykorzystywane w różnych podzespołach silników, niespalone resztki paliw (Alsbou i Al-Khashman 2018).

Ocena stanu zanieczyszczenia i wpływu transportu drogowego na tereny przyległe do dróg najczęściej prowadzona jest na podstawie monitoringu i analizy koncentracji metali śladowych (Münch 1993; Folkesson *i in.* 2009; Kayhanian *i in.* 2012) w tym: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, i Zn, a także innych, które wykazują podwyższone stężenia, np.: Hg, As, Co, Sb, Se, Sr i V (Thorpe i Harrison 2008). Spośród wymienionych pierwiastków do najbardziej niebezpiecznych zaliczamy: As, Pb, Cd i Hg (ATSDR 2012; Liu *i in.* 2019).

Od dość dawna do oceny stanu środowiska wykorzystuje się metody oparte na biomonitoringu (Serbula *i in.* 2012). W metodach biomonitoringowych wykorzystuje się gatunki biowskaźnikowe (Khalid *i in.* 2018; Sert *i in.* 2019) wśród, których bada się drzewa, a także rośliny runa, w tym mchy oraz rośliny naczyniowe np. borówkę czernicę (*Vaccinium myrtillus* L.) (Rai 2016; Solgi *i in.* 2020a).

W związku z dynamiczną rozbudową infrastruktury drogowej w Polsce istnieje potrzeba badania skutków oddziaływania transportu drogowego na ekosystemy i biosorpcję pierwiastków śladowych. Biosorpcja metali śladowych wiąże się między innymi z przemieszczaniem się w łańcuchach troficznych, zapoczątkowanym w związku z np. pozyskiwaniem płodów runa leśnego w obszarach objętych wysokim ryzykiem zanieczyszczenia albo też pozyskaniem i spożyciem mięsa zwierząt łownych.

W związku z powyższym celem rozprawy doktorskiej było określenie wpływu ruchu kołowego na podstawie koncentracji metali śladowych i sodu, a także opisanie wzajemnych zależności tych koncentracji w poszczególnych komponentach i warstwach ekosystemów leśnych znajdujących się w bezpośrednim sąsiedztwie istniejącej i rozbudowywanej w różnym okresie drogi szybkiego ruchu (S7). W analizach wpływu transportu uwzględniono wpływ odległości i czasu depozycji infrastruktury i transportu drogowego na tle warunków siedliskowych i drzewostanowych. Badania prowadzono w aspekcie oceny ryzyka biosorpcji i zagrożeń dla ekosystemów leśnych.

Hipotezy badawcze:

H₁: Koncentracja metali śladowych w poszczególnych komponentach ekosystemów leśnych tj. warstwie mszaków, roślinności naczyniowej runa, korze i aparacie asymilacyjnym drzew zależy od czasu depozycji określonego od momentu rozbudowy i użytkowania drogi.

H₂: Koncentracja metali śladowych w poszczególnych komponentach ekosystemów leśnych tj. warstwie mszaków, roślinności naczyniowej runa, korze i aparacie asymilacyjnym drzew zależy od odległości od emitera, czyli szlaku komunikacyjnego.

H₃: Koncentracja metali ciężkich w poszczególnych komponentach ekosystemów leśnych tj. warstwie mszaków, roślinności naczyniowej runa, korze drzew i aparacie asymilacyjnym zależy od cech drzewostanów i warunków glebowo-siedliskowych.

Dla osiągnięcia założonego celu badawczego zrealizowano następujące etapy prac:

1. wyznaczenie powierzchni badawczych w drzewostanach o danym składzie gatunkowym i wieku, przyległych do drogi ekspresowej budowanej w różnych okresach (od najstarszych, w sąsiedztwie dróg użytkowanych od roku 1984 do rozczłonkowanych kompleksów leśnych w wyniku ostatnio prowadzonej rozbudowy drogi S7 w latach 2011-2013);
2. wyznaczenie na powierzchniach badawczych transektów w wyróżnionych strefach odległościowych: do 0-10 m - jako skraj drzewostanu przylegający do drogi, 20-30 m, 45-55 m oraz strefy kontrolnej w pasie w odległości 100-110 m od drogi ekspresowej;
3. zbiór próbek glebowych na wyznaczonym transekcie z dwóch warstw: warstwy wierzchniej organicznej z głębokości średnio 0-3 cm oraz z warstw organiczno-mineralnych 3-10 cm;
4. zbiór próbek materiału roślinnego wykorzystanego w biomonitoringu: tj. liści borówki czarnej (*Vaccinium myrtillus* L.), igieł i kory sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) i jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) oraz mchów (Rząd: Płonnikowce [*Pottiales*], Rokietowce [*Hypnales*], Widłozębowce [*Dicranales*]);
5. wykonanie analiz laboratoryjnych składu chemicznego (zawartość makro i mikro elementów oraz metali śladowych) w próbkach materiału roślinnego i w próbkach glebowych oraz wybranych właściwości fizycznych i chemicznych gleb;
6. ocena koncentracji metali śladowych pod względem wartości normatywnych i liczb granicznych oraz analiza zależności pomiędzy koncentracją metali śladowych

w poszczególnych komponentach roślinnych i glebach z uwzględnieniem wpływu zmiennych: czasu depozycji, odległości od emitera, składu gatunkowego drzewostanów, położenia względem poziomu drogi oraz obecności ściany lasu.

2. Przegląd aktualnego stanu wiedzy w przedmiocie badań

Metale ciężkie w środowisku - zagrożenia

Spośród polutantów wymienionych w całej gamie zanieczyszczeń docierających do ekosystemów z powodu transportu kołowego i infrastruktury drogowej, znacznym zagrożeniem są metale ciężkie. Metale ciężkie (ang. *heavy metals*), tj. pierwiastki o gęstości 4,5 -5,0 g/cm³ lub czasem podawane w przedziale 3,5-7,0 g/cm³ (Duffus 2002b; Appenroth 2010). W odniesieniu do metali ciężkich stosuje się bardziej poprawne z punktu widzenia ich określeń pojęcie metale śladowe lub pierwiastki śladowe (ang. *trace elements*) (Kabata-Pendias 1999b). Grupa tych pierwiastków w wielu przypadkach wykazuje właściwości toksyczne dla organizmów żywych (Appenroth 2010). Metale śladowe powodują skażenie środowiska po przedostaniu się do wody lub gleby, a w przypadku przekroczeń koncentracji przyjmowanych za dopuszczalne (tzw. liczb granicznych) wykazują toksyczność dla roślin, zwierząt i ludzi.

Zanieczyszczenia środowiska metalami śladowymi pochodzą z różnych źródeł, które można sklasyfikować jako naturalne lub antropogeniczne (Alloway 2013; Adhikari i Bhattacharyya 2015; Devi *i in.* 2019; Khanam *i in.* 2020). Procesy naturalne, w wyniku których uwalniają się metale śladowe, to np.: wietrzenie skał, erupcje wulkaniczne, pożary lasów, procesy glebotwórcze. Jednak największe zagrożenie stanowią procesy antropogeniczne, wśród których wyliczyć można różne gałęzie przemysłu, np. komunikacja, energetyka, przemysł chemiczny, wpływ rud kopalnych i hutnictwo oraz nawozy i odpady wykorzystywane przy nawożeniu a także wysypiska odpadów. Głównym czynnikiem zagrażającym zdrowiu człowieka są metale śladowe zakumulowane w żywności (Gowd *i in.* 2010; Adhikari i Bhattacharyya 2015).

Rośliny pobierają składniki pokarmowe, jak i pierwiastki śladowe przez systemy korzeniowe roślin, przez co dochodzi do nagromadzenia ich w tkankach roślinnych, prowadząc do zaburzeń procesów fizjologicznych. Nadmierna koncentracja pierwiastków wynikająca m.in. z działalności człowieka powoduje biochemiczne objawy stresu komórkowego, zarówno u mikroorganizmów glebowych, jak i u roślin wyższych (McGrath Chaudri i Giller 1995; Rai 2016; Ashraf *i in.* 2019; Ghori *i in.* 2019). Agencja Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych (USEPA) skategoryzowała metale zgodnie z ich priorytetem toksyczności (Shi *i in.* 2019). Wśród metali o najwyższej toksyczności podano: arsen (As), kadm (Cd), chrom

(Cr), nikiel (Ni) i ołów (Pb) (Protano *i in.* 2014). Do grupy pierwiastków, które organizmy żywe potrzebują w ilościach śladowych do podtrzymania swoich funkcji metabolicznych zaliczono np.: nikiel (Ni), żelazo (Fe), mangan (Mn), cynk (Zn) i miedź (Cu), a do grupy pierwiastków zbędnych, wywołujących nawet w niewielkich stężeniach zaburzenie procesów fizjologicznych i biochemicznych zalicza się np.: chrom (Cr), arsen (As), rtęć (Hg), ołów (Pb) i kadm (Cd), które zakłócają reakcje enzymatyczne poprzez reakcje np. z grupami tiolowymi aminokwasów w centrach aktywnych enzymów (Ghosh i Singh 2005; Bhaduri i Fulekar 2012; DalCorso *i in.* 2013; Ng *i in.* 2016; Kumar Dubey *i in.* 2018).

Organiczne i nieorganiczne koloidalne frakcje gleby silnie adsorbują metale ciężkie i wykazują różne ograniczenia mobilności i biodostępności w środowisku. Do najważniejszych usług ekosystemowych gleb zaliczamy dostępność mikroelementów, która może być ograniczana przez nadmierną koncentrację pierwiastków śladowych. (Gowd *i in.* 2010; Alloway 2013; Adhikari i Bhattacharyya 2015; Sharma *i in.* 2018).

Charakterystyka głównych pierwiastków śladowych stanowiących zagrożenie dla organizmów żywych

Kadm (Cd)

Przeciętna zawartość Cd w skorupie ziemskiej wynosi $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Źródłem Cd w środowisku jest wietrzenie skał oraz wpływ aktywności wulkanicznej (Kabata-Pendias 1999a). Zawartość kadmu w glebach świata mieści się w przedziale $0,2\text{-}1,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, a średnio wynosi $0,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Kabata-Pendias 2011). Przeciętna zawartość kadmu w glebach Polski nie przekracza $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Zawartość tego pierwiastka w rejonie Karpat i Środkowych Sudetów wynosi $0,5\text{-}1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Największe koncentracje odnotowane są na obszarze Górnego Śląska i wynoszą od 4 do $72 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w warstwie organicznej gleb (Krzaklewski *i in.* 2004; Pietrzykowski *i in.* 2014; Pająk *i in.* 2015).

Kadm w glebach utrzymuje się od kilkudziesięciu do nawet kilkuset lat i stwierdzany jest w próchnicznej warstwie gleby. Dostępność Cd dla roślin uzależniona jest od: zawartości materii organicznej, pH gleby, potencjału redox, temperatury czy zawartości kwasów organicznych w roztworze glebowym (Benavides *i in.* 2005). Największą mobilność w profilu glebowym obserwuje się przy pH 4,5 – 5,5. Mobilność Cd ograniczana jest poprzez wpływ kationów kompleksowych, a także przez kationy metali alkalicznych w kompleksie sorpcyjnym (Gruca-Królikowska i Waclawek 2006).

Kadm, jako pierwiastek śladowy, nie odgrywa roli pierwiastka niezbędnego dla procesów fizjologicznych zachodzących u roślin i zwierząt (Kabata-Pendias i Pendias, 2001a).

Rośliny posiadają wysoką zdolność pobierania Cd z gleby nawet w niewielkich ilościach, co związane jest z jego wysoką mobilnością i chemizmem (Rizwan *i in.* 2012; Rehman *i in.* 2017). Natomiast w przypadku suchej depozycji pyłu Cd z atmosfery, roślina pobiera tylko niewielką jego ilość (Clemens 2006). Wnikanie metali ciężkich do komórek roślinnych odbywa się poprzez te same systemy transportowe, które służą do pobierania makro- i mikroelementów. Pobieranie Cd odbywa się za pośrednictwem transbłonowych nośników, które biorą udział w pobieraniu magnezu (Mg), żelaza (Fe), wapnia (Ca), cynku (Zn) i miedzi (Cu) (Clemens 2006; Roth i Clemens 2006). Nie jest znana funkcja metaboliczna tego pierwiastka w roślinach, ale wiadomo, że kumuluje się w korzeniach, pędach i częściach jadalnych (Zarcinas *i in.* 2004; Rascio i Navari-Izzo 2011). Pobieranie Cd jest w dużym stopniu uzależnione od szeregu właściwości glebowych i cech roślin (Rizwan *i in.* 2016; Khalid *i in.* 2017; Qayyum *i in.* 2017). Kadm powoduje różne efekty toksyczne u roślin tj.: wywołanie stresu oksydacyjnego, uszkodzenie DNA, kancerogenezę oraz negatywny wpływ na układ odpornościowy (Jin *i in.* 2017). Gleby zanieczyszczone metalami silnie wpływają również na organizmy glebowe. W kilku badaniach wykazano spadek bioróżnorodności mikroorganizmów w glebach zanieczyszczonych metalami (Gremion i Chatzinotas 2003; Bamborough i Cummings 2009; Singh *i in.* 2014). Ponadto kadm hamuje rozwój mikroorganizmów glebowych (Chen *i in.* 2014).

Ryzyko związane z obecnością Cd w glebie dla ludzi występuje przy stężeniach niższych od tych, które wywołują widoczne skutki dla roślin czy mezofauny i mikroorganizmów glebowych. Negatywne skutki zdrowotne dla ludzi związane są z wysoką zdolnością przedostawania się tego pierwiastka do łańcucha pokarmowego z pokarmem (zboża, ziemniaki), stanowiąc poważne zagrożenie dla zdrowia publicznego (Rizwan *i in.* 2018), w tym między innymi właściwości kancerogenne tego pierwiastka (Benavides *i in.* 2005; Khan *i in.* 2015).

Miedź (Cu)

Naturalne koncentracje miedzi w glebie wynikają ze składu skały macierzystej i procesów glebotwórczych. Antropogeniczne pochodzenie związane jest z oddziaływaniem przemysłu, elektrowni i składowisk odpadów, środków produkcji rolniczej i transportu samochodowego. Przeciętna zawartość Cu w skorupie ziemskiej wynosi $55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Jak podaje (Kabata-Pendias 1999), największe zawartości miedzi znajdują się w skałach magmowych (skały ultrazasadowe zawierają $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, skały zasadowe – $90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Natomiast koncentracje Cu w skałach osadowych są znacznie niższe i wynoszą: $5,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dla skał wapiennych, $30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dla piasków i piaskowców oraz dla glin i łupków ilastych $39 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

(Kabata-Pendias 1999). W glebach stężenie Cu waha się w granicach 5-30 mg·kg⁻¹ na gruntach rolnych, 200-500 mg·kg⁻¹ w uprawach winorośli, 700-4000 mg·kg⁻¹ w sąsiedztwie zakładów wydobywających miedź (Brun *i in.* 2001; Aguilar *i in.* 2011; Alloway 2013; Printz *i in.* 2016). W badaniach przeprowadzonych na dawnych poniemieckich składnicach drewna z okresu II Wojny Światowej, gdzie stosowano środki do konserwacji drewna koncentracje Cu wynosiły 4709 mg·kg⁻¹ (Warczyk *i in.* 2020). W innych badaniach (Panagos *i in.* 2018) podano, że średnia zawartość tego pierwiastka w wierzchnich poziomach gleb dla obszaru Polski, Szwecji i Danii wynosiła 10 mg·kg⁻¹ (Kabata-Pendias 2011).

Koncentracja Cu w glebie wynosząca 100 mg·kg⁻¹ traktowana jest, jako wartość graniczna, natomiast wartości powyżej 150 mg·kg⁻¹ traktuje się, jako stwarzające zagrożenie dla środowiska i ludzi (Adriano 2005). Średnia depozycja atmosferyczna w Europie wynosiła 34 g Cu ha⁻¹ (Nicholson *i in.* 2003). Miedź, podobnie jak Zn jest pierwiastkiem chalkofilnym (charakteryzuje się zdolnością do połączeń z O i S, podmieniając kationy 2⁺ w kompleksie sorpcyjnym gleby). Miedź wykazuje także duże zdolności do wiązania się z materią organiczną. Gleby zanieczyszczone tym pierwiastkiem charakteryzują się większym udziałem form tlenkowych i węglanowych. Czynniki takie jak: odczyn gleby, potencjał utleniająco-redukujący, ilość materii organicznej, skład mineralny, temperatura, tekstura gleby czy warunki wodne wpływają na poziom fito- i biodostępności Cu w glebie (Kabata-Pendias 2011).

Miedź jest pierwiastkiem zaliczanym do grupy ośmiu najważniejszych mikroelementów, który jest pobierany i akumulowany w tkankach roślinnych; zawartość 5-30 mg·kg⁻¹ w tkankach roślin traktuje się, jako optymalną (Adriano 2005). W sytuacji nadmiernego wykorzystywania fungicydów w rolnictwie oraz wpływu transportu dochodzi do zanieczyszczenia gleb, jak i wód gruntowych (Jacobson *i in.* 2005; Komárek *i in.* 2010).

Ponadto Cu bardzo łatwo wiąże się ze związkami organicznymi, jest także kofaktorem licznych enzymów, bierze udział w fotosyntezie, oddychaniu komórkowym oraz lignifikacji ścian komórkowych (Starck 2000; Yruela 2005; Kabata-Pendias 2011).

Chrom (Cr)

Zawartość chromu w glebach zależna jest od rodzaju skały macierzystej. Średnie stężenia Cr w glebach piaszczystych wynoszą 30 mg·kg⁻¹, w glebach gliniastych 40 mg·kg⁻¹, a w rędzinach 83 mg·kg⁻¹ (Kabata-Pendias 1999). Zawartość Cr w glebach Polski związana jest ze składem granulometrycznym gleby. W glebach mineralnych piaszczystych wynosi 7 mg·kg⁻¹, w glebach średnich do 15 mg·kg⁻¹ i glebach ciężkich do 24 mg·kg⁻¹. Cr gromadzi się głównie w korzeniach i pędach, z czego najwięcej kumuluje się w korzeniach (Paiva *i in.* 2009; Sundaramoorthy *i in.* 2010).

Mechanizm pobierania chromu nie został jeszcze dokładnie poznany. Wynika to z tego, iż Cr należy do pierwiastków nieistotnych dla roślin, natomiast pobieranie zależy od jego specjacji. Proces pobierania Cr jest procesem pasywnym, przez co roślina nie zużywa energii (Skeffington *i in.* 1976; Zayed i Terry 2003). Cr(VI) ma większą rozpuszczalność, a co z tym idzie biodostępność, jest także bardziej toksyczny przy niskich stężeniach niż Cr(III), który tworzy stabilne kompleksy glebowe (López-Luna *i in.* 2009). Nadmierne koncentracje Cr w glebie ograniczają kiełkowanie nasion (Peralta *i in.* 2001), podobnie jak w przypadku innych metali śladowych: Cd, Pb i Hg (Munzuroglu i Geckil, 2002; Piey *i in.* 2007; Smirii *in.* 2009). Ponadto Cr może wpływać na fotosyntezę, powodować zmiany strukturalne w chloroplastach i hamować proces fotosyntezy (Pia i Choudhury 2005; Rodriguez *i in.* 2012).

Ołów (Pb)

Ołów naturalnie nie posiada dużych zdolności do migracji w profilu glebowym, przez co dobrze odzwierciedla zawartość tego pierwiastka w wierzchnich poziomach gleby, co wiąże się najczęściej z silną presją ruchu kołowego. W większości przypadków obecność ołowiu w wierzchnich poziomach gleby związana jest z czynnikami antropogenicznymi. Średnia naturalna zawartość Pb w glebach Polski wynosi $12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Przyjmuje się, że $20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w glebie to wartość maksymalna dla obszarów niezanieczyszczonych. Średnia zawartość w glebach lekkich wynosi $16 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, w glebach gliniastych - $21 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Kabata-Pendias 1999). Inne źródła podają, że ołów jest obecny w większości gleb i skał w stężeniach nieprzekraczających $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Zitka *i in.* 2013). Głównym źródłem Pb w glebie są spaliny samochodowe, ścieki przemysłowe, górnictwo i hutnictwo czy stosowane w rolnictwie nawozy mineralne (Trujillo-González *i in.* 2017; Ahmad *i in.* 2018; Kim *i in.* 2018). Pierwiastek ten wykazuje niewielką aktywność w glebie (Zitka *i in.* 2013).

Ołów wnika do roślin głównie przez systemy korzeniowe, gdzie w większości przypadków pozostaje, ponieważ korzenie stanowią skuteczną barierę uniemożliwiającą migrowanie Pb do innych części roślin, translokacja Pb do górnych części roślin jest rzadkością (Gupta *i in.* 2013; Zitka *i in.* 2013). Zdolność do pobierania tego pierwiastka w glebie uzależniona jest od wielu czynników biogeochemicznych, w tym: pH, uziarnienia, warunków redox czy czynników biologicznych i mikrobiologicznych (Pourrut *i in.* 2011; Shahid *i in.* 2012). Zanieczyszczenie gleb Pb powoduje zahamowanie wzrostu roślin i wpływa na różne procesy glebowe, fizjologiczne i biochemiczne (Pourrut *i in.* 2013). Pb negatywnie oddziałuje na metabolizm roślin i funkcjonowanie komórek z powodu stresu oksydacyjnego (Jebara *i in.* 2017; Kraj *i in.* 2021). Znaczenie skażenia ołowiem wynika z jego długotrwałej obecności

w środowisku, która wynika z długotrwałych emisji (Islam *i in.* 2008; Ira *i in.* 2009; Punamiya *i in.* 2010).

Nikiel (Ni)

Średnia zawartość niklu w skorupie ziemskiej wynosi ok. 20 mg·kg⁻¹, co stanowi 3% jej składu (Kabata-Pendias 2011). Pierwiastek ten powszechnie występuje w środowisku, zarówno w powietrzu, jak i w wodzie czy glebie (Duda-Chodak i Błaszczuk 2008). Spośród wszystkich zanieczyszczeń obecność niklu w środowisku związana jest z procesami wietrzenia skał i gleby, erupcji wulkanicznych czy pożarów lasów, jak i wynikającej z antropogenicznej działalności człowieka (Cempel i Nikiel 2006; Alloway 2013; Shahzad *i in.* 2018). Według fińskiego Ministerstwa Środowiska stężenie 50 mg·kg⁻¹ w glebie jest traktowane za wartość graniczną, powyżej której występuje zagrożenie ekologiczne (Finli Government 2007). W rozporządzeniu Ministra Środowiska jako wartość dopuszczalną podano 300 mg·kg⁻¹ (Minister of the Environment 2016). Nikiel w niewielkich stężeniach jest niezbędnym mikroelementem do wzrostu i rozwoju roślin oraz pełni wiele funkcji biologicznych, jednak w przypadku wysokich koncentracji jest pierwiastkiem toksycznym (Rahman *i in.* 2005; Brown 2007; Shahzad *i in.* 2018).

Cynk (Zn)

Naturalne stężenie cynku w glebach wynosi od 10 do 300 mg·kg⁻¹. W Polsce koncentracja Zn w glebie mieści się w przedziale 50-100 mg·kg⁻¹ (Kabata-Pendias 2011). Tereny wokół Olkusza, będące od dawna pod silnym wpływem presji przemysłu wydobywczego rud cynku i ołowiu, charakteryzują się wysokimi koncentracjami cynku sięgającymi od kilku tysięcy do ponad 10000 mg·kg⁻¹ (Krzaklewski *i in.* 2004; Pietrzykowski *i in.* 2017).

Cynk jest zaliczany do grupy najbardziej ruchliwych pierwiastków w glebie. Wielkość koncentracji uzależniona jest od różnych czynników, m.in. od formy pierwiastka czy też wpływu materii organicznej. Ponadto pierwiastek jest bardzo łatwo przyswajany przez rośliny i charakteryzuje się wysoką biodostępnością (Kabata-Pendias 1999). Pierwiastek pełni ważną rolę w różnych funkcjach enzymów, do których zalicza się m.in. funkcje strukturalne, katalityczne i kokatalityczne (Broadley *i in.* 2007). Zn jest pierwiastkiem niezbędnym do zachodzenia różnych procesów fizjologicznych w organizmach żywych, jednak w przypadku nadmiernej koncentracji staje się toksyczny (Kabata-Pendias i Pendias 2001; Yadav 2010).

Cynk i kadm charakteryzuje się wysokim chemicznym podobieństwem, przez co zdarza się, iż kadm zastępuje cynk w enzymach. Z tego powodu enzymy nie mogą brać udziału

w katalizie (Shaw *i in.* 2004). Niedobory Zn w roślinach objawiają się poprzez zakłócenia metabolizmu, problemy we wzroście roślin i zaburzenie procesów reprodukcyjnych roślin (Kabata-Pendias 2011). Nadmierne koncentracje wpływają na proces syntezy chlorofilu i degradację chloroplastów (Broadley *i in.* 2007) oraz wywołują chlorozy liści (Yadav 2010; Goyal *i in.* 2020).

Wpływ ruchu kołowego na zanieczyszczenie ekosystemów leśnych

Gleby są naturalnie wzbogacone w metale śladowe w wyniku cykli biogeochemicznych, z których pewna grupa zaliczana jest do pierwiastków niezbędnych dla życia roślin jak i tych stanowiących zagrożenie (Ng *i in.* 2016; Adimalla 2020). Poziomy koncentracji metali śladowych w glebie są uzależnione od składu chemicznego macierzystych materiałów skalnych, ale także od wpływu antropogenicznego wywołanego poprzez składowanie odpadów przemysłowych i komunalnych, wydobywanie minerałów, stosowanie nawozów, środków owadobójczych czy transportu kołowego. Procesy geochemiczne prowadzą do wietrzenia minerałów i rozwoju gleby. Procesy wietrzenia minerałów, uwalniania i przenoszenia metali śladowych do gleby uzależnione są od właściwości chemicznych metali śladowych (Galán *i in.* 2008). Stężenia metali mają duży wpływ na właściwości fizyczne, takie jak: gęstość gleby, zdolność zatrzymywania wody, zawartość węgla organicznego, zdolność wymiany kationów, teksturę (Trombulak i Frissell 2000a; Kocher *i in.* 2005; Kluge i Wessolek 2012; Rai *i in.* 2014a). Najpoważniejszym problemem związanym z toksycznością metali jest skażenie gleb, w których metale ciężkie wykazują ogromną stabilność. Czas niezbędny do usunięcia metali wskutek naturalnych procesów w głąb profilu glebowego w glebach piaszczystych do głębokości 1 m szacowany jest np. dla cynku na tysiące lat, a dla miedzi na dziesiątki tysięcy lat (Kabata-Pendias 1999). Wykazano wpływ przenoszenia warstwy ścieralnej drogi do gleb, powodujący wzrost pH, co z kolei przekłada się na większą retencję metali (Kocher *i in.* 2005). Wielkość akumulacji metali w glebach będących pod wpływem ruchu kołowego związana jest z typem gleby, roślinnością, kierunkiem wiatru, ekspozycją drogi, odwodnieniem, odległością i położeniem drogi względem terenów przyległych, częstotliwością i ilością opadów, jak i wielkością emitowanych zanieczyszczeń (Trombulak i Frissell 2000b; Kocher *i in.* 2005; Zinkute *i in.* 2007; Jankaite *i in.* 2008). Dlatego też określenie wielkości koncentracji metali śladowych w różnych ekosystemach jest niezbędne do oceny potencjalnego zagrożenia dla organizmów żywych.

Pierwsze badania gleb przydrożnych uwzględniających wpływ ruchu drogowego podjęto już w połowie lat 70. Badania rozpoczęte przez Lagerwerff i Specht (1970), Laxen

i Harrison (1977) i Warren i Birch (1987) uwzględniły wpływ ruchu kołowego na zanieczyszczenie pierwiastkami śladowymi przenoszonymi przez masy powietrza. Wspomniane badania potwierdziły, że największe zanieczyszczenie występowało w strefach przydrożnych (Lagerwerff i Specht, 1970). Obecnie istnieje wiele publikacji potwierdzających negatywne oddziaływanie ruchu kołowego (Turer *i in.* 2001; Hjortenkrans *i in.* 2008; Kupka *i in.* 2021).

Emisje związane z ruchem drogowym obejmują wiele metali, które pochodzą ze ścierania asfaltu (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn i V) (Lindgren 1996), korozji i wycieków z akumulatorów (Hg, Ni i Pb), emisji w wyniku spalania paliw (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb i Zn) (Saeedi *i in.* 2009), zużycia hamulców (Cu, Pb i Zn) (Hjortenkrans *i in.* 2008), wycieku oleju silnikowego (Cd, Cr, Cu, Ni i Zn), korozji konstrukcji galwanizowanych (Cd, Cu i Zn) (Adamiec *i in.* 2016), oświetlenia wewnętrznego i reflektorów (Hg), zużycia opon (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb i Zn) oraz katalizatorów samochodowych (Pd, Pt i Rh) (Khan *i in.* 2011; Gunawardana *i in.* 2012b; Szyszlak-Bargłowicz *i in.* 2013; Hassan i Ahmad 2015; Alsbou i Al-Khashman 2018; Charron *i in.* 2018).

Spośród wyżej wymienionej grupy pierwiastków ruch drogowy ma wpływ na zwiększoną koncentrację Cd, Cr, Cu, Pb, Ni i Zn (Münch 1993; Folkesson *i in.* 2009; Kayhanian *i in.* 2012). Jednakże gdy metale te współwystępują z nadmiernymi koncentracjami Ni, Cu, Zn, Cr, Pb i Cd, może to świadczyć o zanieczyszczeniu komunikacyjnym i stosowaniu Fe jako środka ściernego w bieżnikach opon, okładzinach hamulcowych i innych komponentach (Wawer *i in.* 2015). Niezależnie od poziomu urbanizacji terenów otaczających źródła zanieczyszczeń związanych z ruchem drogowym, metale te stanowią duże zagrożenie dla środowiska i zdrowia ludzi, ponieważ mogą migrować, kumulować się w roślinach i zwierzętach oraz wchodzić do łańcucha pokarmowego (Grd *i in.* 2012; Alloway 2013; Yan *i in.* 2013; Nordberg *i in.* 2015; Gope *i in.* 2018; Liu *i in.* 2019; Adimalla *i in.* 2020). Niemniej jednak, należy wziąć pod uwagę, że w środowisku występują dodatkowe czynniki (opady, wiatr, grawitacja, zmiany mechaniczne) i źródła zanieczyszczeń metalami (depozycja pyłu, gruz budowlany, odpady miejskie, nawozy, osady ściekowe, ścieki), które mogą wzmacniać zanieczyszczenie gleb przydrożnych (Meuser 2010; Zhang *i in.* 2016).

Zanieczyszczenia gleb w pobliżu dróg mogą być związane także z innymi czynnikami, które w danych odcinkach mogą wpływać na różne poziomy zanieczyszczeń. Podwyższone koncentracje pierwiastków śladowych obserwuje się na odcinkach, gdzie kierowcy przyśpieszają (Hjortenkrans *i in.* 2006). Miejscowe podwyższenia związane są także z pracami serwisowymi dróg oraz miejscami gdzie doszło do wypadków drogowych (Pérez *i in.* 2008), ale także na terenach, gdzie tworzą się duże korki (Warren i Birch 1987; Brien *i in.* 2014),

urządzenia do budowy dróg czy zastosowanie zanieczyszczonego materiału do budowy nasypów drogowych (Dierkes i Geiger 1999).

Dużym problemem obecności pierwiastków śladowych w środowisku jest ich toksyczność, wydłużone biologiczne okresy półtrwania i wieloletnia obecność w środowisku (Bhatia *i in.* 2015; Sharma *i in.* 2018; Kaur *i in.* 2020).

Jak wskazuje wiele badań, zanieczyszczenie ekosystemów leśnych, znajdujących się w pobliżu dróg, szczególnie intensywnie użytkowanych autostrad i dróg szybkiego ruchu, stanowi coraz większy problem (Adeniyi i Owoade 2010; Bernardino *i in.* 2019; Jeong *i in.* 2020). Badania związane z tym tematem prowadzone są już od ponad czterdziestu lat (Monks *i in.* 2009). Jest to związane z ciągłą rozbudową szlaków komunikacyjnych (Forman 2000; Truscott *i in.* 2005; Laffray *i in.* 2010; Watmough 2014). Intensywny rozwój i przebudowa infrastruktury drogowej w Polsce przyczynia się do rozczłonowania kompleksów leśnych, a także rozszerzania się stref bezpośredniego wpływu transportu drogowego i emisji niskiej na ekosystemy leśne. Zwiększająca się sieć dróg szybkiego ruchu powoduje ingerencję w obszary chronione takie jak parki narodowe, rezerваты przyrody, rezerваты biosfery i lasy rezerwatowe (Gowd *i in.* 2010), a rosnąca liczba pojazdów kołowych zwiększa udział depozycji metali ciężkich w ekosystemach leśnych (Zechmeister *i in.* 2005; Borah *i in.* 2018; Singh *i in.* 2020).

Mechanizm oddziaływania ruchu drogowego na otaczające środowisko jest złożony. Zanieczyszczenia przedostają się do środowiska różnymi szlakami i z wielu różnych źródeł. Emisje niskie pochodzące z autostrad i dróg szybkiego ruchu zawierają różne zanieczyszczenia tj.: pyły, metale śladowe, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, sole używane do utrzymania pasa drogowego w trakcie okresu zimowego. Zanieczyszczenia przedostają się do przyległych ekosystemów w postaci cząstek stałych i depozycji suchej oraz w formie rozpuszczonej i tzw. depozycji mokrej. Zanieczyszczenia wnikają do wnętrza ekosystemu za pośrednictwem transportu mas powietrza, infiltrację wody, a także za pośrednictwem rozpylonych aerozoli (Zechmeister *i in.* 2005; Legret i Pagotto 2006; Bakirdere i Yaman 2008). W strefie do 10 m od drogi występuje wpływ rozpylonej wody i spływy zanieczyszczeń, a strefa ich oddziaływania zależna jest od rodzaju drogi i położenia drogi względem sąsiadujących terenów (Golwer, 1991). Wiatr i masy powietrza zwiększają strefę oddziaływania drobnych cząstek stałych do 250 m od drogi (Zechmeister *i in.* 2005). W tym kontekście emisje związane z ruchem drogowym stanowią główne źródło metali ciężkich (Novo *i in.* 2017). W glebach będących pod bezpośrednim wpływem ruchu kołowego odnotowuje się podwyższone poziomy zanieczyszczeń w wierzchnich poziomach (Rai *i in.* 2014b; Ngaba i Mgelwa 2020).

Gleby są cennym wskaźnikiem zanieczyszczenia środowiska (Devi *i in.* 2019). Depozycja metali ciężkich w wielu komponentach środowiska, w tym w glebach, wodzie czy

powietrzu od dość dawna (lata 70-80te XX w) i wciąż jest przedmiotem globalnego zainteresowania (Shi *i in.* 2019; Adimalla *i in.* 2020; Dutta *i in.* 2021). Obecność tych zanieczyszczeń w środowisku stanowi poważne zagrożenie dla roślin, zwierząt i ludzi (Grd *i in.* 2012; Yan *i in.* 2013; Gope *i in.* 2018; Liu *i in.* 2019; Adimalla *i in.* 2020).

Zagrożenia wynikające z nadmiernej koncentracji metali śladowych w środowisku

Nadmierna koncentracja metali śladowych w środowisku przyczynia się do przekształcenia naturalnych cykli biogeochemicznych (Kumar *i in.* 2019; Borah *i in.* 2018; Kumar *i in.* 2019; Guarda *i in.* 2020; Rai *i in.* 2014a). Metale śladowe zakumulowane w glebach informują o potencjalnym poziomie zanieczyszczenia środowiska (Pekey *i in.* 2004). Niezależnie od drogi wnikania, pierwiastki śladowe w glebie podlegają procesom biogeochemicznym, geochemicznym i chemicznym (wietrzenie chemiczne, adsorpcja i wymiana jonowa). Pierwiastki metaliczne charakteryzują się bardzo długim okresem rozpadu, który w glebach może trwać nawet kilkaset lat (Grzebisz *i in.* 2002; Cabała 2009; Moosavi i Zarasvii 2009). W wielu miejscach na świecie obserwuje się zjawisko coraz większej emisji pierwiastków śladowych i następstw wynikających z ich toksyczności oraz przedostawania się do łańcuchów pokarmowych. Pierwiastki śladowe posiadają dużą zdolność do przemieszczania się w łańcuchach troficznych, począwszy od gleby, przez rośliny, zwierzęta i kończąc na człowieku. Pośrednim ogniwem umożliwiającym migrację pierwiastków śladowych na wyższe poziomy troficzne są rośliny (Baig *i in.* 2020). Zanieczyszczenia zakumulowane w glebie przedostają się do wód gruntowych, za pośrednictwem roślin dochodzi do przeniesienia toksycznych pierwiastków na wyższe poziomy troficzne, co stanowi poważne ryzyko dla ludzi, jak i innych organizmów żywych (de Vries *i in.* 2007; Zhuang *i in.* 2009; Gutiérrez *i in.* 2015). Rośliny pobierają metale ciężkie poprzez absorpcję z zanieczyszczonych zasobów naturalnych (woda/gleba). Metale te są transportowane do różnych części roślin poprzez elementy przewodzące wodę i wpływają na fizjologiczne, biochemiczne i metaboliczne procesy roślin tuż po zajęciu absorpcji w apoplacie korzenia (Singh *i in.* 2015; Gupta *i in.* 2019). W ten sposób metale przedostają się do łańcucha troficznego w oparciu o mechanizmy toksyczności, tolerancji lub unikania i w konsekwencji mają bezpośredni wpływ na konsumentów (Singh *i in.* 2012; Borah *i in.* 2018). Obecność niektórych metali śladowych jest niezbędna do prawidłowego funkcjonowania roślin, podczas gdy wyższe koncentracje tych samych metali tj.: Cu i Zn mogą stać się toksyczne dla wzrostu i rozwoju roślin (Jonathan i Maina 2009). Natomiast takie pierwiastki jak np. Pb i Cd wykazują toksyczność w niewielkich stężeniach.

Pierwiastki tj jak Cd, Pb i Zn wprowadzone do ekosystemu w dużych ilościach powodują zaburzenia równowagi, zagrażają egzystencji organizmów żywych oraz funkcjonowaniu całych ekosystemów (Cabała 2009; Dökmeci *i in.* 2014). W niektórych przypadkach może dojść do wtórnego zanieczyszczenia powietrza i wody, bezpośrednio oddziałując na człowieka, pomijając poszczególne poziomy łańcucha troficznego (Butovsky 2011; Santorufo *i in.* 2012).

Nadmierne stężenia metali w roślinie prowadzą do spowolnienia wzrostu, redukcji systemu korzeniowego, powierzchni liści czy zmniejszenia ich żywotności (Fodor 2002; Sharma 2017; Singh *i in.* 2020). Ponadto słabszemu wzrostowi często towarzyszą różne objawy toksyczności, takie jak brązowienie korzeni, chlorozy, plamy martwicze (Vassilev *i in.* 2005, 2007). Zanieczyszczenia metalami ciężkimi spowodowane przez ruch kołowy samochodów powodują zmiany cech epidermy liści i stężenia pigmentów w liściach, przez co dochodzi do zaburzenia procesu fotosyntezy roślin (Sarma *i in.* 2017). Rośliny będące pod wpływem metali ciężkich przez dłuższy czas mogą mieć zmniejszony wzrost liści i aktywność asymilacji CO₂ (Khanam *i in.* 2020). Podobnie Singh *i in.* (2020) wskazał, że stężenia metali w glebach powierzchniowych i tkankach roślinnych spowodowane przez ruch pojazdów szkodzą fotosyntezie, transpiracji i rozwojowi roślin. Pył drogowy jest mobilizowany i za pośrednictwem mas powietrza rozprowadzany do wnętrza ekosystemów, a kiedy osiada na roślinach, utrudnia fotosyntezę, oddychanie i transpirację, powodując uszkodzenia struktury roślin (Trombulak i Frissell 2000b; Devi *i in.* 2019). Objawy te mogą wydawać się pojedyncze lub złożone w zależności od wielu czynników takich jak: tolerancja gatunkowa, zewnętrzne stężenie metali, czas trwania narażenia. Z reguły chloroza jest silniejsza w młodszych liściach (Carrier *i in.* 2003), natomiast plamy martwicze pojawiają się głównie na starszych liściach, gdzie stężenia metali są wyższe. Obserwowane brązowienie korzeni wynika najprawdopodobniej z nasilenia procesów lignifikacji. Przy niskim poziomie zanieczyszczenia metalami wizualne objawy fitotoksyczności mogą być mniej wyraźne lub równomierne, ale można wykryć zwiększoną aktywność enzymów biorących udział w mechanizmie obronnym na poziomie komórkowym roślin przed stresem oksydacyjnym wywołanym nadmiernym skażeniem metalami śladowymi (Vassilev *i in.* 2005).

Zauważono, że zagrożenie dla ekosystemów leśnych maleje wraz z odległością od źródła emisji, przy czym substancje w postaci cząstek stałych i sole drogowe mają znacznie mniejszą strefę oddziaływania niż zanieczyszczenia w formie gazowej (np. NO_x) (Bell i Ashenden 1997; Viskari *i in.* 1997; Cape *i in.* 2004). Największe zagrożenie występuje zazwyczaj w strefie do 10 m od drogi, zaś w strefie do 200 m obserwujemy negatywny wpływ na rośliny i stan zdrowotny drzew (w zależności od kierunku wiatru i natężenia ruchu) (Bernhardt-Römermann *i in.* 2006; Bignal *i in.* 2007). W strefach przydrożnych stwierdza się,

iż zanieczyszczenia komunikacyjne uszkadzają aparat asymilacyjny drzew, dochodzi także często do widocznych symptomów obumierania koron (Tkacz *i in.* 2007; Serengil *i in.* 2011). Wysoka koncentracja metali ciężkich w glebach zlokalizowanych wzdłuż dróg komunikacyjnych wpływa także negatywnie na kiełkowanie i wzrost roślin (Bae *i in.*, 2016).

Zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi są o wiele trudniejsze do neutralizacji niż zanieczyszczenia organiczne. Wynika to z tego, iż metale śladowe utrzymują się w glebie przez bardzo długi czas, o czym wspomniano już wcześniej (np.: ołów utrzymuje się 150-5000 lat (Kumar *i in.* 1995), kadm utrzymuje się 18 lat (Förstner 1995). Fizykochemiczne właściwości gleby, takie jak pH, przewodnictwo elektrolityczne właściwe (PEW), pojemność wymiany kationów, skład mineralny gleby, warunki funkcjonowania mikroorganizmów i ich aktywność mają duży wpływ na mobilność metali śladowych w glebie i ich biosorpcję (czyli wchłanianie przez organizmy) (Shahid *i in.* 2012; Shahid *i in.* 2012; Shahid *i in.* 2012; Minnikova *i in.* 2017). Wiele badań wskazuje, iż metale śladowe obniżają żyzność i jakość gleb oraz ograniczają ilość i aktywność drobnoustrojów glebowych (Minnikova *i in.* 2017), przy czym istnieje cała grupa metali śladowych niezbędnych do życia roślin i zwierząt, jednak w odpowiednich stężeniach, np. cynk ($15-30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Kabata-Pendias 1999). Co więcej, istnieje pewna grupa roślin nazywana metalofitami, która posiada umiejętności wzrostu na silnie zanieczyszczonych obszarach (Ernst 2006; Pauwels *i in.* 2012).

Mechanizm pobierania metali śladowych przez rośliny

Na skutek działalności przemysłu oraz coraz mocniej rozwijającej się komunikacji dochodzi do przenoszenia metali ciężkich na duże odległości i osadzania się w postaci cząsteczek na powierzchni roślin. Metale mogą być akumulowane w liściach roślin poprzez transfer dolistny (Schreck *i in.* 2012). Pierwsze wzmianki dotyczące pobierania metali przez liście został stwierdzony prawie trzysta lat temu (Fernández i Eichert 2009), natomiast w przypadku systemów korzeniowych mechanizm jest nadal badany (Shahid *i in.* 2014). Mechanizm pobierania metali przez liście nie został wystarczająco poznany, co obserwuje się po niewielkiej liczbie nowych publikacji (Tomašević *i in.* 2005; Honour *i in.* 2009; Uzu *i in.* 2010). Pobieranie metali ciężkich przez liście zachodzi poprzez aparaty szparkowe, przetchlinki czy ektodesmy, które są nieplazmatycznymi kanałami umiejscowionymi w ścianie komórkowej epidermy. Uzu *i in.* (2010) wykazali, że zanieczyszczenia mogą być adsorbowane poprzez włoski kutykularne, a część z nich może wnikać do wnętrza liścia. Kutykula pokrywająca powierzchnię liścia wspomaga wysoką absorpcję metali. W pracy Kozlov *i in.* (2000) wykazano, że cząsteczki Cu i Ni dostają się do wnętrza roślin przez aparaty szparkowe.

Dokładne poznanie mechanizmu translokacji metali w roślinie jest bardzo ważne, ponieważ pozwala na zrozumieniu przenikania metali przez liście. (Schreck *i in.* 2012) wyróżnili dwa główne sposoby pobierania metali przez blaszki liściowe, które dotyczą: adsorpcji metali przez kutykulę oraz wnikania metali przez aparaty szparkowe, opierające się na trzech mechanizmach pobierania: chemicznym, fizycznym i biologicznym (Kinnersley *i Scott*, 2001). Fizyczna adsorpcja pierwiastków śladowych dotyczy mechanicznego wyłapywania zanieczyszczeń, gdzie należy uwzględnić zróżnicowaną budowę morfologiczną blaszek liściowych. W przypadku chemicznych i biologicznych czynników adsorpcji uwzględnia się początkową depozycję metali za pośrednictwem kutykuli. Drobne cząsteczki zanieczyszczeń bardzo łatwo przenikają do wnętrza liścia, a te o większej średnicy osiadają na woskowej powierzchni, po czym przenikają do wnętrza (Birbaum *i in.* 2010). Chamel *i in.* (1991) podają 4 etapy przenikania metali ciężkich za pośrednictwem kutykuli: 1) przyleganie do kutykuli, 2) przenikanie przez kutykulę, 3) desorpcję w apoplacie, 4) absorpcja przez sąsiednie komórki. Cząsteczki o niewielkich rozmiarach 1,1µm nie napotykały żadnych przeszkód w przenikaniu do wnętrza liści *Vicia faba*. Dodatkowo na zdolności przemieszczania się cząsteczek miał wpływ stan dojrzałości kutykuli, ale też czynniki środowiskowe (Eichert *i in.* 2008; Nair *i in.* 2010). Natomiast aktywny transport metali ciężkich wewnątrz roślin uzależniony jest od procesów biochemicznych i metabolicznych roślin (Pourrut *i in.* 2013). Jak podaje Roth-Nebelsick (2007) penetracja zanieczyszczeń przez aparaty szparkowe jest znacznie łatwiejsze niż w przypadku kutykuli. Do grupy czynników wpływających na dolistne pobieranie metali zalicza się: fizykochemiczne właściwości kutykuli, jak i pierwiastków śladowych, morfologię i powierzchnię liści roślin, chemicznych, jak i fizycznych form zaadsorbowanego metalu, struktury powierzchni liści, rodzaju pokroju rośliny, czasu ekspozycji oraz warunki środowiskowe (Beckett *i in.* 2000a,b). Ponadto pobieranie metali ciężkich zmienia się w zależności od kąta nachylenia liści, gęstości gałęzi (Abbruzzese *i in.* 2009). Największy wpływ na ilość pobieranych zanieczyszczeń, w tym metali ciężkich, wpływa wielkość i gęstość aparatów szparkowych. Duży wpływ na pobieranie metali ma także forma chemiczna danego pierwiastka (Shahid *i in.* 2011, 2015), ponieważ wpływa na ich biogeochemiczne zachowanie w ekosystemach.

Pobieranie metali ciężkich z gleby przez systemy korzeniowe stanowi główną drogę, przez którą metale dostają się do roślin (Schreck *i in.* 2013). W przypadku pobierania metali przez korzenie część metalu znajdującego się w glebie jest najpierw adsorbowana na powierzchnię korzenia, a potem wiąże się z polisacharydami komórek ryzodermy bądź z grupami karboksylowymi kwasu uronowego (Seregin *i Ivanov* 2001). Następnie po adsorpcji na powierzchni korzeni pierwiastki śladowe przenikają do korzeni w sposób pasywny

i dyfundują z wodą do innych organów (Sæbø *i in.* 2012). Określenie sposobu pobrania metali przez roślinę jest bardzo trudne, co wynika ze złożoności mechanizmów pobierania pierwiastków, jak i dróg, którymi się przemieszczają. W badaniach (Schreck *i in.* 2014) przedstawiono doświadczenie sprawdzające wielkość koncentracji Pb w sałacie za pośrednictwem systemu korzeniowego i liści, wykazano, iż korzenie pobierały dużo większe ilości Pb niż liście.

Dostępność pierwiastków dla roślin jest uzależniona od fizykochemicznych właściwości podłoża, a przede wszystkim od odczynu gleby oraz od formy chemicznej pierwiastka, pojemności kationowo-wymiennej, ilości materii organicznej czy aktywności mikroorganizmów (Kinnersley i Scott 2001). W sytuacji dużej biodostępności pierwiastków dla roślin pobierane są w pierwszej kolejności pierwiastki niezbędne oraz pierwiastki, które nie pełnią żadnych istotnych funkcji w roślinie, a często oddziałują toksycznie (pierwiastki śladowe) (Krämer *i in.* 2007). Jak podaje Alford *i in.* (2010), kationy metali najczęściej adsorbowane są na frakcji glebowej, mogą także tworzyć nierozpuszczalne wodorotlenki metali. W przypadku alkalicznego odczynu podłoża pierwiastki śladowe mogą być niedostępne. Systemy korzeniowe, jak i mikroorganizmy wydzielają różne kwasy organiczne, które wpływają na zakwaszenie gleb, powodując uwolnienie jonów metali z kompleksów glebowych, jak i z nierozpuszczalnych wodorotlenków (Palmgren 2001; Palmer i Guerinot 2009; Alford *i in.* 2010).

Wpływ soli stosowanej do utrzymania dróg na przyległe ekosystemy leśne

Spośród substancji zanieczyszczających przyległe do dróg ekosystemy wymienić należy również sól drogową, która wykorzystywana jest już od lat 40. ubiegłego wieku do odladzania dróg zimą (Bubeck *i in.* 1971; Jackson i Jobbágy 2005). W krajach położonych na wyższych szerokościach geograficznych zimą temperatury spadają poniżej 0°C, co wymaga stosowania bardzo dużych ilości soli do odladzania. W USA w 2016 roku wykorzystano 20,3 miliona ton soli (Bolen 2019), we Francji w 10 milionów ton (Setra 2011), w Kanadzie w 2009 r. ponad 6 milionów ton (Prosser *i in.* 2017). Według danych podanych przez Generalną Dyрекcję Dróg Krajowych i Autostrad, w roku 2019/2020 w Polsce zużyto 490 tysięcy ton soli. Do utrzymania dróg w okresie zimowym wykorzystuje się najczęściej chlorek sodu (NaCl), chlorek magnezu (MgCl₂) i chlorek wapnia (CaCl₂) (Godwin *i in.* 2003; Gałuszka *i in.* 2011). W Polsce najczęściej wykorzystuje się mieszaninę chlorku sodu (97% NaCl), chlorku wapnia (2,5% CaCl₂) i heksacyjanożelazianu potasu (0,5% K₄[Fe(CN)₆]). Jak podaje Mazur (2015),

toksyczność tego dodatku jest niewielka, choć w wyjątkowych sytuacjach może stanowić poważne zagrożenie dla organizmów żywych.

Podwyższony poziom zasolenia w glebie oddziałuje na kondycję zdrowotną, wzrost, jak i przetrwanie, co spowodowane jest toksycznością jonową. Prowadzi to do zakłócenia pobierania składników pokarmowych i suszy fizjologicznej (Munns i Tester 2008). Jony Na^+ pochodzące z soli drogowej (NaCl) przeniesione na aparat asymilacyjny mogą wnikać do liści i igieł powodując stres osmotyczny i odwodnienie komórek, czy też zahamowanie pracy enzymów zaangażowanych w metabolizm węglowodanów i upośledzenie procesu fotosyntezy. Ponadto jony sodowe i chlorkowe pobrane przez systemy korzeniowe przemieszczają się do liści (Munns i Tester 2008). Sól używana w okresach mrozów do odladzania jezdni może mieć również bezpośredni wpływ na rośliny w ujęciu osobniczym oraz pośrednio na całe zbiorowiska poprzez zmiany w składzie chemicznym lub strukturze gleby i warunkach żywienia mineralnego (Fan *i in.* 2014; Green *i in.* 2008; Heintzman *i in.* 2015). Sól w środowisku przyczynia się do zahamowania wzrostu roślin, ale także wpływa na rozmiar i liczbę liści oraz systemy korzeniowe. Aerozole drogowe osiadające na drzewach opóźniają rozwój pączków, powodują nekrozy aparatu asymilacyjnego, prowadzą także do zamierania pąków wierzchołkowych. NaCl ogranicza pobieranie wody, blokując przez to wszystkie procesy fizjologiczne (Wrochna *i in.* 2007). Nadmierna koncentracja NaCl w glebie powoduje wymywanie składników pokarmowych tj.: P, Ca, K, Zn, Cu i Mn (Cunningham *i in.* 2008; Gałuszka *i in.* 2011).

Sól drogowa wymywa pierwiastki i związki chemiczne z gleb, powoduje alkalizację. Ponadto ogranicza napowietrzenie gleb, utrudnia przenikanie wody, jak i wpływa na zaskorupianie się gleby (Fay i Shi 2012). W okresie wiosennym dochodzi do uwalniania metali ciężkich tj.: miedź, chrom, ołów czy nikiel z koloidów i substancji organicznej, co związane jest z powstawaniem kompleksów chlorkowych i wymianą jonową (Gałuszka *i in.* 2011). NaCl przyczynia się do zmian właściwości gleb, co prowadzi do zmniejszenia przepuszczalności gleb i przyspiesza erozję (Ramakrishna i Viraraghavan, 2005; Cunningham *i in.* 2008).

Spośród badanych w pracy gatunków drzew, sosna zwyczajna jest bardziej podatna na wpływ soli niż jodła pospolita (Munck *i in.* 2010). Equiza *i in.* (2017) wykazali, że drzewa będące pod wpływem NaCl pochodzącego z zimowego utrzymania dróg powoduje obniżenie ilości chlorofilu w aparacie asymilacyjnym drzew: wiąz amerykański (*Ulmus americana*), jesion pensylwański (*Fraxinus pennsylvanica*), sosna wydmowa (*Pinus contorta*) i świerk biały (*Picea glauca*). Badania Cekstere *i in.* (2008) wykazały negatywny wpływ NaCl na *Tilia x vulgaris* H., gatunek powszechnie występujący w zieleni ulicznej w Rydze na Litwie. Powstały różne badania wskazujące na przyczyny negatywnego wpływu zasolenia na stan

zdrowotny drzew. Jedną z nich jest wysoki poziom zasolenia gleb (Cekstere i Osvalde 2013), inna wskazuje zaś na wpływ depozycji soli przenoszonej na drzewa przez powietrze (Munck. *I in.* 2010).

Zastosowanie biomonitoringu w badaniach oceny poziomu zanieczyszczenia środowiska

Do oceny stanu środowiska wykorzystuje się metody oparte na biomonitoringu (Molina-Villalba *i in.* 2015). Metody te stosuje się już od ponad stu lat (Serbula *i in.* 2012). Powszechność tych metod związana jest z niższymi kosztami prowadzonych analiz w przeciwieństwie do zaawansowanej aparatury analitycznej (Markert 2007). W biomonitoringu bardzo często wykorzystuje się organizmy roślinne i zwierzęce określane mianem biowskaźników lub bioindykatorów (Khalid *i in.* 2018; Sert *i in.* 2019). Dobry bioindykator musi spełniać szereg kryteriów, w tym: być organizmem reprezentatywnym dla danego ekosystemu, występować powszechnie i charakteryzować się jednoznaczną reakcją na zanieczyszczenia. Bioindykatory mogą informować o stanie środowiska na kilka sposobów. Jednym z nich jest wykorzystanie zróżnicowanej tolerancji na zanieczyszczenia przez różne gatunki (bioindykatory wrażliwości). W innej klasyfikacji uwzględnia się możliwości akumulacji zanieczyszczeń przez organizmy żyjące w warunkach naturalnych (bioindykatory kumulacyjne). Wykorzystuje się akumulację zanieczyszczeń przez organizmy, dzięki czemu można monitorować poziom zanieczyszczenia środowiska. W tym celu wykorzystuje się różne grupy organizmów — od mchów, przez rośliny naczyniowe, zwierzęta i ludzi. W licznych pracach naukowych wykorzystuje się do analiz mchy, drzewa, a także borówki (Cansaran-Duman *i in.* 2011; Dołhańczuk-Śródka *i in.* 2015; Wróbel *i in.* 2015; Rai *i in.* 2016; Solgi *i in.* 2020b).

Pierwsze wzmianki dotyczące wykorzystania mchów do określenia wielkości koncentracji pierwiastków śladowych zapoczątkowano w 1980 r. w Szwecji. Idea wykorzystania mchów do określania depozycji atmosferycznej metali ciężkich pojawiła się w późnych latach 60-tych i została opracowana przez Rühlinga i Tylera (1968). Wykorzystywanie mchów do celów badawczych związane jest z tym, iż gatunki te pozyskują większość składników pokarmowych bezpośrednio z opadów i suchej depozycji. Ze względu na brak systemu korzeniowego pobór metali z podłoża jest niewielki (Tyler 1970). Analiza mchów stanowi alternatywną, zintegrowaną czasowo metodę pomiaru przestrzennych wzorców depozycji metali ciężkich z atmosfery do ekosystemów lądowych. Metoda ta jest o wiele łatwiejsza i tańsza od konwencjonalnych analiz depozycji, dzięki czemu pozwala uniknąć konieczności rozmieszczenia dużej liczby kolektorów depozycji wraz ze związanym z tym

długoterminowym programem rutynowego pobierania i analizy próbek. Uzyskuje się dzięki temu większą gęstość pobieranych próbek niż w przypadku innych metod (Gusev *i in.* 2009).

Mchy są powszechnie wykorzystywane do oceny stanu zanieczyszczenia środowiska, szczególnie dotyczy to obszarów przemysłowych (Pająk i Jasik 2012; Pająk i Pietrzykowski 2021), ale także obszarów znajdujących się pod wpływem ruchu kolejowego (Goth *i in.* 2019) i ruchu kołowego, w związku ze stale powiększającą się siecią ciągów komunikacyjnych. Należy pamiętać, że stężenie metali ciężkich w mchach nie zapewnia bezpośrednich ilościowych pomiarów depozycji, jednak dzięki zastosowaniu modeli regresji można odnieść te wyniki do danych uzyskanych z europejskich pomiarów depozycji zanieczyszczeń (Berg *i in.* 2003; Schröder i Pesch 2010; Thöni *i in.* 2011). Całkowita depozycja zanieczyszczeń opisywana jest za pomocą modelu transportu zanieczyszczeń atmosferycznych, otrzymane analizy wykazały iż tendencje czasowe i przestrzenne dla Cd i Pb w mchach były bardzo zbliżone do wartości modelowych, różnice stwierdzono w przypadku Hg (Gusev *i in.* 2009; Harmens *i in.* 2010). Europejski monitoring z wykorzystaniem mchów prowadzony jest co 5 lat od 1990 r. Ostatnie badania przeprowadzono w 2015 r., w których uczestniczyło 36 krajów europejskich i zebrano dane z ponad 5100 stanowisk (Frontasyeva *i in.* 2020). Europejskie badania mchów dostarczają danych na temat stężenia dziesięciu metali ciężkich (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V, Zn) (Harmens *i in.* 2007; Harmens *i in.* 2008), a od 2005 r. również w odniesieniu do metali Al i Sb (Harmens *i in.* 2008). Program ICP Vegetation powstał pod koniec lat 80. w celu zbadania wpływu zanieczyszczeń powietrza na roślinność. Grupa Robocza ds. Efektów (WGE) działająca w ramach Konwencji w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza (LRTAP- Longrange Transboundary Air Pollution) prowadzi badania monitoringowe stanu zanieczyszczenia powietrza w odniesieniu do różnych komponentów środowiska tj. np.: lasy, roślinność, wody słodkie czy zdrowie ludzi. Od 2000 r. europejskie badania mchów koordynowane są przez centrum koordynacyjne ICP Vegetation (International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation i Crops) w Centrum Ekologii i Hydrologii w Bangor w Wielkiej Brytanii. *Pleurozium schreberi* był najczęściej badanym gatunkiem (ok. 42%), następnie *Hylocomium splendens* (23,5% i 15,3% odpowiednio dla metali ciężkich i azotu) lub *Hypnum cupressiforme* (19,6% i 26,9% odpowiednio), *Pseudoscleropodium purum* (ok. 8%) i inne gatunki (ok. 7 - 9%) (Halleraker *i in.* 1998; Reimann *i in.* 2001; Harmens *i in.* 2013).

Zastosowanie mchów ma swoje uzasadnienie, ponieważ tkanki tych roślin pozbawione są kutykuli, a co najważniejsze nie posiadają one systemów korzeniowych, dzięki czemu koncentracja pierwiastków śladowych w ich tkankach odzwierciedla emisje atmosferyczne. Mchy posiadają wysokie zdolności akumulacji metali w ilościach większych niż wskazuje na

to ich fizjologiczne zapotrzebowanie. Organizmy te charakteryzują się wysoką powierzchnią chłonną oraz wysoką zdolnością wymiany kationów, co wpływa na wysokie zdolności akumulacji metali i przydatność tych organizmów w badaniach biomonitoringowych (Zechmeister *i in.* 2003). Fakt ten potwierdzają liczne badania naukowe wykorzystujące te rośliny do celów biomonitoringowych. W okresie od 1972 do 2014 roku w bazie web science ukazało się 369 artykułów dotyczących monitoringu zanieczyszczeń atmosferycznych, z czego zdecydowana większość (80%) dotyczyła Europy.

W prowadzonych dyskusjach co do słuszności prowadzenia badań biomonitoringowych z wykorzystaniem mchów pojawia się stwierdzenie o potrzebie ujednoczenia metodyki badawczej, dzięki czemu badania byłyby powtarzalne (Ferniez *i in.* 2015). W większości badań skupiano się na lokalnym monitoringu zanieczyszczeń, a prowadzone badania miały zazwyczaj opisowy charakter, nieuwzględniający hipotez badawczych. Niespełna 1/3 publikacji podejmowała próbę oceny technicznych aspektów poboru próbek. Prace badawcze z tego zakresu publikowane były bez zachowania ciągłości badań przez wielu autorów (Boquete *i in.* 2017).

Istnieją także prace, które podważają słuszność dotychczasowych opracowań (Aboal *i in.* 2010a; Boquete *i in.* 2015). Autorzy wskazują, iż korelacje pomiędzy koncentracją pierwiastków w mchach, a depozycją atmosferyczną w ponad 60% są poniżej 0,7. Jak podają Aboal *i in.* (2010a); Harmens *i in.* (2010, 2012); Varela *i in.* (2015), metoda monitoringu zanieczyszczeń nie jest skuteczna w przypadku wszystkich pierwiastków, w przeanalizowanych ponad 369 badaniach oznaczono łącznie 89 pierwiastków, z czego najczęściej monitorowanymi były Pb, Zn, Cu, Cd, Ni, Fe i Cr. Spośród wymienionej grupy pierwiastków najbardziej wiarygodne i korespondujące ze stanem faktycznym depozycji atmosferycznej są Cd i Pb. Poważnym zarzutem wobec badań biomonitoringowych z wykorzystaniem mchów było nieuwzględnienie zmienności czasowej oraz różnic międzygatunkowych pomiędzy badanymi osobnikami (Boquete *i in.* 2011; Fernández *i in.* 2015).

Ważną rolę w określeniu poziomu zanieczyszczeń i bioakumulacji stanowi monitoring koncentracji polutantów w aparacie asymilacyjnym i korze drzew. Liście drzew oraz kora są zdolne do wychwytywania zanieczyszczeń atmosferycznych i dlatego odgrywa to szczególną rolę w obniżaniu poziomu drobnych cząstek o wysokim stopniu ryzyka, które mogą mieć negatywny wpływ na środowisko i zdrowie ludzi (Tomašević *i in.* 2011, Rossini Oliva *i Mingorance* 2006, Alahabadi *i in.*, 2017). W ostatnich latach drzewa były wykorzystywane do biomonitoringu zanieczyszczeń metalami w środowisku miejskim (Rucio *i in.* 2011; Serbula *i in.* 2012; Baldantoni *i in.* 2014; Moreira *i in.* 2016; Nadgórska-Socha *i in.* 2016).

Drzewa są zwykle łatwiejsze w rozpoznawaniu w przeciwieństwie do innych roślin niższych, przez co mogą być powszechnie wykorzystywane w biomonitoringu. Kolejnym faktem potwierdzającym odpowiednie zdolności bioindykacyjne jest długowieczność tych organizmów, co zapewnia wieloletnią możliwość prowadzonych badań (Ballach *i in.* 2002). Istnieje problem w rozróżnieniu zanieczyszczeń pobranych z gleby od tych zakumulowanych na aparacie asymilacyjnym, jednak pomimo tego faktu, drzewa wskazują skumulowane skutki zanieczyszczenia środowiska (Berlizov *i in.* 2007; Sawidis *i in.* 2011). Sosna pospolita jest gatunkiem bardzo wrażliwym na zanieczyszczenia a jej udział w lesistości w Polsce przekracza ponad 68%, dzięki czemu może być stosowany, jako gatunek bioindykacyjny (Kurczyńska *i in.* 1997; Schulz *i in.* 1999; Rautio i Huttunen 2003; Saarela *i in.* 2005; Pöykiö *i in.* 2010). Igły tego gatunku wykorzystuje się jako wskaźnik zanieczyszczeń metalami ciężkimi (Čeburnis i Steinnes 2000; Pöykiö *i in.* 2010; Pietrzykowski *i in.* 2014).

W bioindykacji wykorzystuje się także korę sosny zwyczajnej. Organ ten jest wykorzystywany do badań środowiskowych od lat 70. (Kansanen i Venetvaara 1991). Pomiar stężenia metali ciężkich w igłach sosny zostały uznane przez Środowiskowy Program ONZ, jako stwardowa metoda oceny skażenia środowiska (UNEP, 1989). Kora charakteryzuje się zdolnością do pochłaniania i akumulowania długotrwałych zanieczyszczeń przenoszonych drogą powietrzną poprzez suchą i mokrą depozycję, dlatego też wykorzystywana jest w badaniach biomonitoringowych (Harju *i in.* 2002; Migaszewski *i in.* 2005; Fujiwara *i in.* 2011; Birke *i in.* 2018). Zewnętrzna część kory jest porowata, na jej powierzchni nie zachodzą żadne procesy metaboliczne, przez co jest obojętna dla substancji organicznych i nieorganicznych (Schulz. *i in.* 1999; Samecka-Cymerman *i in.* 2006). W wielu badaniach naukowcy uwzględniali zależności pomiędzy zanieczyszczeniami atmosferycznymi, a składem chemicznym kory drzew (Chiarantini *i in.* 2016; Dmuchowski *i n.* 2018; Kousehlar i Widom 2019).

Jodła pospolita (*Abies alba*) jest ważnym gatunkiem lasotwórczym w Polsce, jednak cierpi z powodu zanieczyszczeń przemysłowych (Szymura, 2009). W wielu europejskich pasmach górskich jodła pospolita traktowana była jako gatunek osłabiony, co szczególnie obserwowane było w latach 1960-80, kiedy drzewa silnie wydzielały się (Bringmark *i in.* 2013; Napa *i in.* 2017), aktualnie kondycja jodły poprawiła się (Bruchwald i Dmyterko, 2016). W wielu krajach prowadzi się badania związane ze stanem zdrowotnym jodły oraz analizę aparatu asymilacyjnego pod względem koncentracji metali ciężkich (Napa *i in.* 2017; Štefānūt *i in.* 2021; Świercz *i in.* 2022). Igły jodły pospolitej pokryte są woskami epikutikularnymi, na których gromadzą się zanieczyszczenia i dzięki temu mogą być traktowane jako pasywny bioindykator (Staszewski *i in.* 2012). Badania z wykorzystaniem igieł jodły prowadzone były

w Górach Świętokrzyskich, gdzie drzewostany podlegają presji ze strony lokalnych, jak i odległych emisji z ruchu kołowego i emisji przemysłowych (Kozłowski *i in.* 2011; Kozłowski 2013; Świercz *i in.* 2022).

Z kolei wśród roślin naczyniowych szeroko wykorzystywanych do bioindykacji wyróżnia się borówkę czarną *Vaccinium myrtillus L.*, (Reimann *i in.* 2001; Uhlig, Junttila 2001; Salemaa *i in.* 2004; Białońska *i in.* 2007; Mróz i Demczuk 2010; Kiziora-Ciupa *i in.* 2013; Remon *i in.* 2013). Borówka czarna *V. myrtillus* jest gatunkiem dominującym w większości lasów sosnowych *Pinus sylvestris L.* i mieszanych, rosnących w umiarkowanych warunkach klimatycznych (Kiziora-Ciupa *i in.* 2013; Parzych 2014). Swoim zasięgiem obejmuje obszary od lasów borealnych aż po tundrę. Krzewinki borówki stanowią cenne źródło pokarmu dla wielu owadów, ptaków i ssaków (Nilsson i Wardle 2005; Dahlgren *i in.* 2007; Honkavaara *i in.* 2007; Wei i Yang 2010). Ponadto borówki pełnią bardzo ważną rolę w obiegu składników pokarmowych i pierwiastków śladowych w obszarach będących pod presją antropogeniczną. Borówki stanowią łącznik pomiędzy glebową pulą pierwiastków śladowych, a wyższymi poziomami troficznymi (Beyer i Sample 2017). Przykładowo gąsienice *Lepidoptera* żerując na borówce czarnej przyczyniają się do przeniesienia metali ciężkich na kręgowce za pośrednictwem ptaków owadożernych (Eeva *i in.* 2005). Płytki system korzeniowy krzewinek borówki z łatwością pobiera pierwiastki śladowe zakumulowane w glebie, gdzie przenoszone są drogą powietrzną (Salemaa *i in.* 2001; Uhlig i Junttila 2001; Ettlér 2016). Powyższe cechy stanowią o przydatności borówki czernicy, jako gatunku bioindykacyjnego.

3. Lokalizacja i charakterystyka przyrodnicza terenu objętego badaniami

Teren badań znajdował się w północnej części województwa świętokrzyskiego oraz w północnej części Wyżyny Kieleckiej. Administracyjnie jest to obszar gmin: Masłów, Miedziana Góra, Łączna (powiat kielecki), Suchedniów (powiat skarżyski). Według regionalizacji przyrodniczo-leśnej jest to Kraina (VI) Małopolska oraz obszar dwóch mezoregionów: Mezoregion Puszczy Świętokrzyskiej (VI.23) oraz Mezoregion Łysogórskiego (VI.24) (Zielony i Kliczkowska, 2012). Tereny te podlegają pod administrację Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Radomiu oraz leżą na obszarze dwóch nadleśnictw tj. Nadleśnictwa Kielce i Nadleśnictwa Suchedniów (Ryc.1).

Obszar badań charakteryzuje się typowym klimatem wyżynnym i wykazuje cechy klimatu umiarkowanego. W części górzystej regionu klimat jest znacznie chłodniejszy, z średnią temperaturą powietrza poniżej 7°C, obszary południowe są cieplejsze, a średnie roczne temperatury powietrza wynoszą ok. 8°C. Średnia roczna amplituda temperatur wynosi

21°C. Długość okresu wegetacyjnego wynosi 190-210 dni. Opady atmosferyczne w rejonie Gór Świętokrzyskich wynoszą ok. 800 mm, natomiast na obszarze Niecki Nidziańskiej nie przekraczają 600 mm (Woś 1999).

Powierzchnie były zlokalizowane wzdłuż drogi ekspresowej S7, łączącej północ z południem kraju na odcinku pomiędzy Skarżysko-Kamienną a Chęcunami.

Badania zostały przeprowadzone tak, aby uwzględnić zmienność czasową (okres depozycji zanieczyszczeń). W tym celu wyróżniono dwie kategorie powierzchni:

1. Drzewostany „nowootwarte” na wpływ depozycji – drzewostany wokół pasów wyciętych pod budowę trasy S7, użytkowanej od lat 2009-2011 (5 transektów; powierzchnie: nr. 1-5).
2. Drzewostany znajdujące się pod wpływem depozycji od dłuższego czasu – drzewostany wokół pasów wyciętych pod budowę trasy S7 w latach 70. XX wieku (3 transekty; powierzchnie: nr. 6-8).

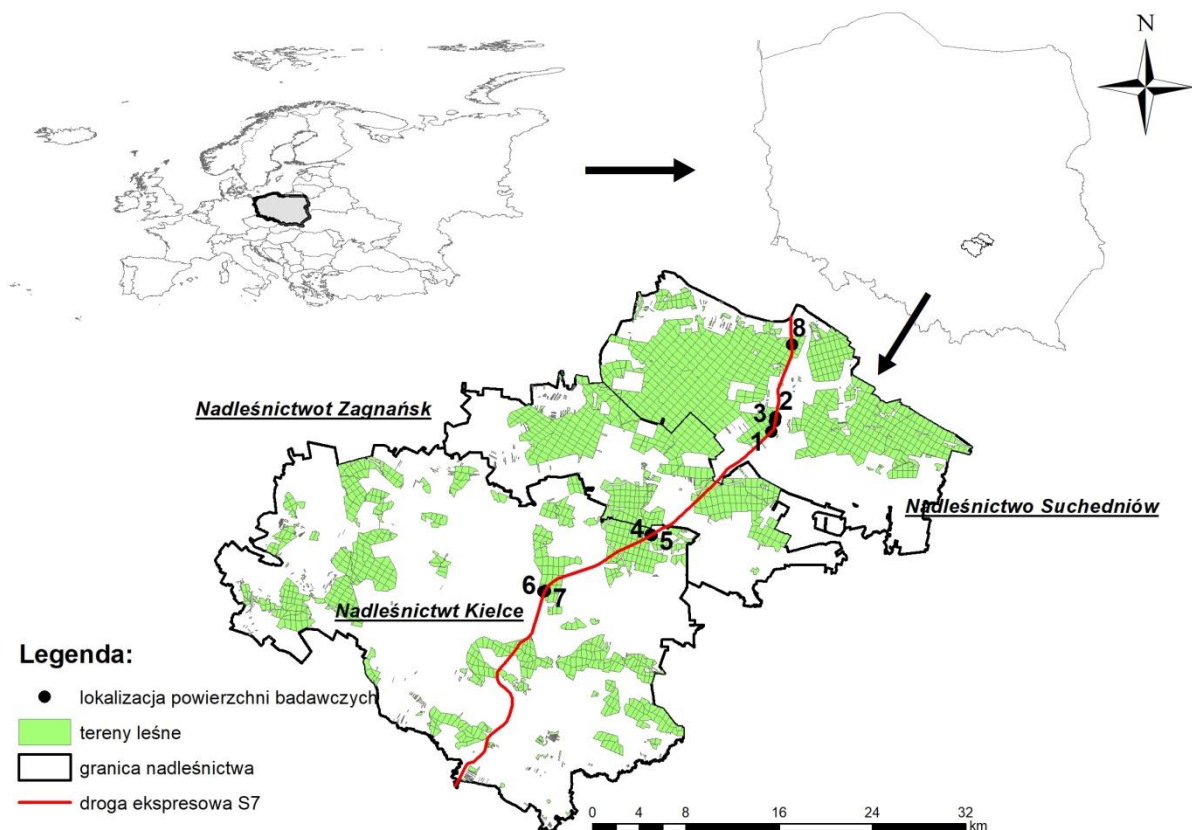
W badaniach uwzględniono także zmienność przestrzenną: odległość od drogi, wybrane cechy drzewostanów, charakterystykę glebowo-siedliskową, położenie powierzchni badawczych względem drogi (mikro topografię).

Łącznie w ramach prac wyznaczono 8 powierzchni badawczych (Tab.1).

Tabela. 1. Zestawienie powierzchni badawczych

Nr. Powierzchni	Koordynaty GPS	Początek ekspozycji na zanieczyszczenia [rok]	Skład gatunkowy ¹
1	51°0,0'39,5"N	2011	IP3: 6 Jd, 4 So IIP3: 10 Jd
	20°48'33,1"E		
2	51°01'19,5"N		8 So, 1 Św, 1 Jd
	20°48'52,8"E		
3	51°01'08,2"N		10 So
	20°48'48,6"E		
4	50°55'59,0"N		9 Jd, 1 So
	20°39'35,2"E		
5	50°56'01,4"N		7 Jd, 2 So, 1 Bk
	20°39'31,1"E		
6	50°53'28,3"N		10 So
	20°31'33,6"E		
7	50°53'30,0"N	9 So, 1 Brz	
	20°31'40,6"E		
8	51°04'27,9"N	9 Jd, 1 Db	
	20°50'13,6"E		
		1984	

Wyjaśnienie: ^{1,2} - określono na podstawie Banku Danych o Lasach (Dostęp: 07-2018), ¹- np.: 9 Jd, 1 So oznacza, że jodła stanowi 90% a sosna 10%; ³- oznaczenie piętra drzewostanu, drzewostany mogą być zbudowane z jednej lub wielu warstw (pięter) gdzie np.: IP stanowi drzewostan najwyższy, a IIP stanowi drzewostan znajdujący się pod warstwą pierwszego piętra.



Ryc. 1. Lokalizacja powierzchni badawczych

Powierzchnia badawcza nr 1

Powierzchnia badawcza była na terenie Nadleśnictwa Suchedniów, w Leśnictwie Ostojów (adres leśny: 16-15-3-11-172d). Obszar ten został sklasyfikowany według typu siedliskowego lasu (TSL), jako LMwyżśw. Na obszarze znajdują się gleby opadowo-glejowe bielcowe. Drzewostan charakteryzował się budową dwupiętrową.

W pierwszym piętrze dominowała jodła pospolita z udziałem 60% w wieku 113 lat oraz sosna zwyczajna z udziałem 40% w wieku 113 lat. Pierwsze piętro charakteryzowało się luźnym zwarem. W drugim piętrze dominowała jodła pospolita w wieku 47 lat (udział 80%) oraz w wieku 57 lat (udział 20%). Drugie piętro charakteryzowało się przerywanym zwarem.

Powierzchnia badawcza nr 2

Powierzchnia badawcza była na terenie Nadleśnictwa Suchedniów, w Leśnictwie Ostojów (adres leśny: 16-15-3-11-161c). Obszar ten został sklasyfikowany według typu siedliskowego lasu (TSL), jako las mieszany wyżynny wilgotny (LMwyżśw. Na obszarze znajdują się gleby rdzawe brunatne. Drzewostan charakteryzował się budową jednopiętrową, z wykształconym podrostem i podszytem.

W górnym piętrze dominowała sosna zwyczajna z udziałem 80% w wieku 65 lat, świerk pospolity z udziałem 10% w wieku 65 lat, jodła pospolita z udziałem 10% w wieku 68 lat. Drzewostan główny charakteryzował się umiarkowanym zwarciem. W podroście dominowała jodła w wieku 38 lat, stanowiąc 60% udziału oraz w wieku 28 lat, stanowiąc 40%. W podszyciu występował świerk pospolity, kruszyna pospolita oraz dąb szypułkowy.

Powierzchnia badawcza nr 3

Powierzchnia badawcza była na terenie Nadleśnictwa Suchedniów, w Leśnictwie Ostojów (adres leśny: 16-15-3-11-171b). Obszar ten został sklasyfikowany według typu siedliskowego lasu (TSL) jako las mieszany wyżynny świeży (LMwyżśw). Na obszarze znajdują się gleby opadowo-glejowe bielcowe. Drzewostan charakteryzował się budową jednopiętrową, z wykształconym podszytem.

W górnym piętrze dominującym gatunkiem była: sosna zwyczajna w wieku 53 lat z udziałem 90% oraz w wieku 68 lat z udziałem 10%, miejscowo występował świerk pospolity w wieku od 53 do 68 lat. Drzewostan główny charakteryzował się umiarkowanym zwarciem. W warstwie podszytu występował dąb szypułkowy, świerk pospolity i kruszyna pospolita.

Powierzchnia badawcza nr 4

Powierzchnia badawcza była na terenie Nadleśnictwa Kielce, w Leśnictwie Dąbrowa (adres leśny: 16-05-2-06-2c). Obszar ten został sklasyfikowany według typu siedliskowego lasu (TSL), jako las wyżynny świeży (Lwyżśw). Na obszarze znajdują się gleby brunatne kwaśne. Drzewostan charakteryzował się budową jednopiętrową, z wykształconym podrostem i podszytem.

W górnym piętrze dominującym gatunkiem była: jodła pospolita w wieku 93 lat z udziałem 40%, w wieku 79 lat z udziałem 40% oraz w wieku 64 lat z udziałem 10% oraz sosna pospolita w wieku 83 lat z udziałem 10%. Miejscowo występował buk pospolity w wieku 84 lat, dąb szypułkowy w wieku 79 lat i świerk pospolity w wieku 84 i 54 lat. Drzewostan główny charakteryzował się przerywanym zwarciem. W podroście gatunkiem dominującym była jodła. W warstwie podszytu występowała kruszyna pospolita i jarzab pospolity.

Powierzchnia badawcza nr 5

Powierzchnia badawcza była na terenie Nadleśnictwa Kielce, w Leśnictwie Dąbrowa (adres leśny: 16-05-2-06-2b). Obszar ten został sklasyfikowany według typu siedliskowego lasu (TSL) jako las wyżynny świeży (Lwyżśw). Na obszarze znajdują się gleby rdzawe

brunatne. Drzewostan charakteryzował się budową jednopiętrową, z wykształconym podrostem i podszytem.

W górnym piętrze drzewostanu gatunkiem dominującym była: jodła pospolita w wieku 94 lat z udziałem 40%, w wieku 74 lat z udziałem 20%, w wieku 64 lat z udziałem 10%, sosna zwyczajna w wieku 84 lat z udziałem 20%, buk pospolity w wieku 74 lat. Miejscowo występował buk pospolity (94 i 59 lat), dąb szypułkowy i świerk pospolity (84 lat). Drzewostan główny charakteryzował się przerywanym zwarciem. W podroście gatunkiem dominującym była jodła. W warstwie podszytu występowała kruszyna pospolita, świerk pospolity i jarząb pospolity.

Powierzchnia badawcza nr 6

Powierzchnia badawcza była na terenie Nadleśnictwa Kielce, w Leśnictwie Niewachłów (adres leśny: 16-05-2-09-136a). Obszar ten został sklasyfikowany według typu siedliskowego lasu (TSL), jako bór świeży (Bśw). Na obszarze znajdują się gleby rdzawe bielcowe. Drzewostan charakteryzował się budową jednopiętrową, z wykształconą warstwą podszytu.

W górnym piętrze drzewostanu gatunkiem dominującym była sosna zwyczajna w wieku 88 lat z udziałem 100%. Miejscowo występowała brzoza brodawkowata w wieku 88 lat. Drzewostan charakteryzował się umiarkowanym zwarciem. W podszytu występował dąb szypułkowy, kruszyna pospolita oraz świerk pospolity.

Powierzchnia badawcza nr 7

Powierzchnia badawcza była na terenie Nadleśnictwa Kielce, w Leśnictwie Niewachłów (adres leśny: 16-05-2-09-135k). Obszar ten został sklasyfikowany według typu siedliskowego lasu (TSL), jako bór świeży (Bśw). Na obszarze znajdują się gleby rdzawe bielcowe (typ gleby). Drzewostan charakteryzował się budową jednopiętrową, z wykształconą warstwą podszytu.

W górnym piętrze drzewostanu gatunkiem dominującym była sosna zwyczajna w wieku 57 lat z udziałem 90%, brzoza brodawkowata w wieku 57 lat stanowiła 10%. Drzewostan charakteryzował się umiarkowanym zwarciem. W warstwie podszytu występował dąb szypułkowy, brzoza brodawkowata i jałowiec pospolity.

Powierzchnia badawcza nr 8

Powierzchnia badawcza była na terenie Nadleśnictwa Suchedniów, w Leśnictwie Rejów (adres leśny: 16-15-3-09-140a). Obszar ten został sklasyfikowany według typu siedliskowego lasu (TSL), jako las mieszany wyżynny świeży (LMwyżśw). Na obszarze znajdują się gleby rdzawe biellicowe. Drzewostan charakteryzował się budową jednopiętrową, z wykształconym podrostem i podszytem.

W górnym piętrze drzewostanu gatunkiem dominującym były: jodła pospolita w wieku 66 lat z udziałem 40%, w wieku 81 lat z udziałem 20%, w wieku 51 lat z udziałem 20%, w wieku 101 lat z udziałem 10%, dąb szypułkowy w wieku 81 lat z udziałem 10%. Miejscowo występował także świerk pospolity w wieku 81 lat i grab pospolity w wieku 71 lat. Drzewostan główny charakteryzował przerywanym zwarciem. W podroście gatunkiem dominującym była jodła oraz buk zwyczajny. W podszytu występował grab pospolity, kruszyna pospolita oraz jarząż pospolity.

2. Metodyka badań

2.1. Układ eksperymentu i prace terenowe

Punkty poboru próbek (Ryc. 2) były usytuowane w formie szerokiego transektu biegnącego prostopadle do drogi (stanowiącej źródło zanieczyszczeń) do 110 m do wnętrza drzewostanu. Na transekcie wydzielono 4 strefy poboru próbek o długości 50 m i 10 m długości każda:

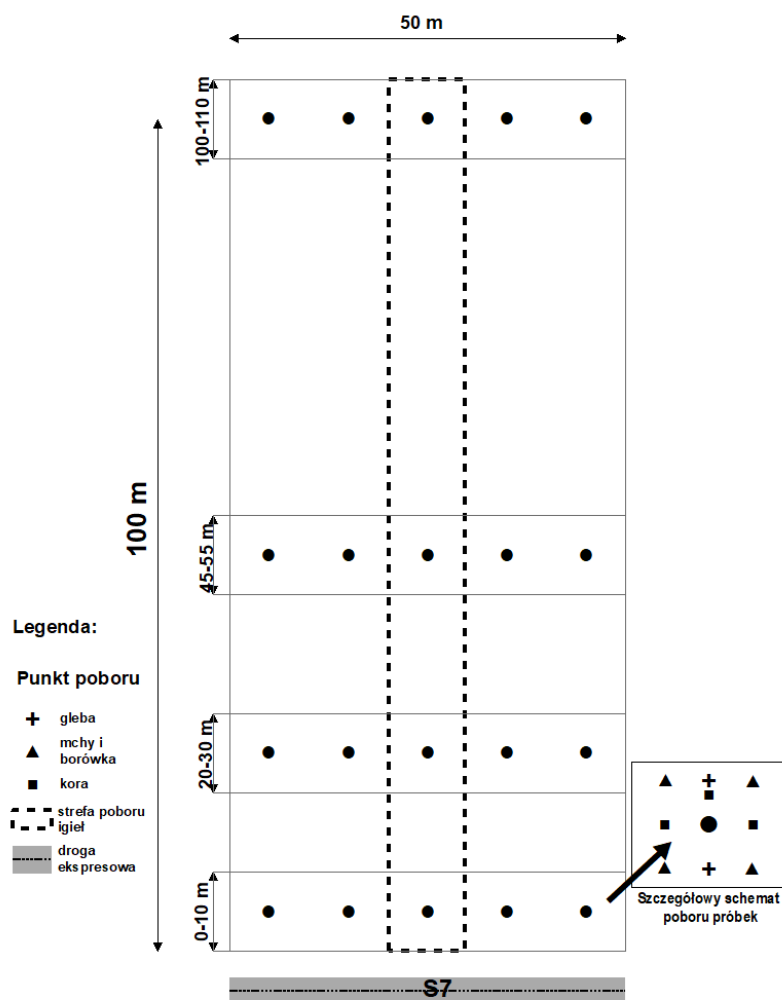
- I strefa w odległości 0-10 m od drogi,
- II strefa w odległości 20-30 m od drogi,
- III strefa w odległości 45-55 m od drogi,
- IV strefa w odległości 100-110 m od drogi.

Wszystkie próbki roślinne zbierano do papierowych kopert. Wszystkie prace związane z poborem materiału roślinnego wykonano w 2019 roku w okresie letnim, w pełni okresu wegetacyjnego. W każdej strefie znajdowało się 5 punktów bazowych poboru próbek, punkty te znajdowały się w od stopniowaniu, co 10 m. W każdym punkcie pobierano próbkę średnią z 3-4 miejsc w pobliżu wyznaczonego punktu bazowego.

Do zbioru próbek wykorzystywano nóż ceramiczny, aby wykluczyć zanieczyszczenia ze strony wykorzystywanego narzędzia. Podany sposób poboru próbek dotyczył: borówki czarnej, mchów i kory drzew. Korę drzew pobierano z wysokości 1,3 m. W każdym punkcie korę

pobierano z dwóch stron drzewa (pierwszą od strony drogi — źródła zanieczyszczeń i druga od strony przeciwnej).

Pobór igieł dokonano w tych samych strefach jak podano powyżej. W danej strefie wybrano 1 reprezentatywne drzewo w II Klasie Krafta. Igliwie pozyskiwano z wysokości ok. 12 m z dwóch stron drzewa (tj. od strony drogi i od strony przeciwnej) przy pomocy wysokiej tyczki z piłką (Ryc.2).



Ryc. 2. Schemat poboru próbek na powierzchniach badawczych

Punkty poboru próbek glebowych były usytuowane w siatce 10×10 m na obszarze wyznaczonego transektu (Ryc.2). W każdej wyznaczonej strefie pobrano 10 próbek glebowych, co dało 40 próbek na jeden transekt (Ryc.2).

Próbki gleby pobierano z dwóch warstw glebowych: warstwy 0-3 cm gleby (był to poziom organiczny O) oraz warstwy 3-10 cm gleby (była to warstwa organiczno-mineralna A). Dało to, zatem 80 próbek na transekt. Zakładając liczbę ośmiu transektów, zostało pobranych 640 próbek gleby z 160 punktów.

Ustalona i pobrana liczba próbek podyktowana była lokalną zmiennością przestrzenną właściwości gleb znaną z innych badań w tym regionie. Nieregularność siatki, w której były pobierane próbki wynikała z potrzeby ominięcia miejsc nietypowych, np. lokalnych zagłębień, miejsc z układem poziomów glebowych zakłóconym przez wykroty i innych przeszkód. Dodatkowo, ze względu na znaczenie drzew w wychwytywaniu różnego rodzaju zanieczyszczeń, lokalizacja miejsca poboru próbek modyfikowana była tak, aby znajdowały się pod okapem drzew. Lokalizacje każdego punktu wykonano za pomocą odbiornika GPS. W pracy uwzględniono trzy elementy związane z budową strefy brzegowej lasu, wiekiem drzewostanu oraz położeniem badanych powierzchni względem poziomu osi jezdni. Jak podaje Szymański (2001) definiuje „brzeg lasu, jako obejmujący po obu stronach skrajnego rzędu drzew obrzeżną partię lasu szerokości 5-10 m, może być otwarty lub zamknięty. Zamknięty brzeg lasu z wykształconym okrajkiem oraz wypełnioną koronami drzew i podszytów partią drzew i podszytów partią brzeżną lasu, sięgającą od ściany w głąb drzewostanu, co najmniej na odległość równą połowie wysokości starych drzew (10 m i więcej), zabezpiecza w znacznym stopniu drzewostan przed szkodami powodowanymi przez wiatr i przyczynia się do powstawania w jego wnętrzu zacisznej atmosfery”. W pracy uwzględniono ten element i przy analizie koncentracji pierwiastków śladowych sprawdzano, czy obecność brzegu lasu wpływała na wielkość koncentracji pierwiastków w badanych strefach i komponentach roślinnych. Dlatego w przygotowanych zestawieniach na powierzchniach, gdzie brzeg lasu był obecny zapisano „Tak”, a w przypadku jego braku „Nie”. Kolejnym badanym elementem był wpływ położenia powierzchni względem poziomu osi jezdni na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych. W tym celu użyto trzy oznaczenia: „równo”- powierzchnie położone w poziomie osi jezdni, „ponad”- powierzchnie znajdujące się powyżej osi jezdni oraz „poniżej”- powierzchnie położone poniżej osi jezdni. Kolejnym analizowanym kryterium był wiek drzewostanu, wyróżniono po trzy kategorie dla drzewostanów sosnowych (tj. 53+57 lat, 66 lat i 88 lat) i drzewostanów jodłowych (tj. 65 lat, 93+94 lat oraz 113 lat). Przy omówieniu wyników użyto pojęcia koncentracji referencyjnych. Dotyczy ono wartości pierwiastków śladowych w badanych komponentach przeanalizowanych na obszarach nieobjętych wpływem antropopresji.

2.2. Metodyka badań laboratoryjnych i opracowanie wyników

2.2.1. Oznaczenie właściwości fizycznych i chemicznych próbek glebowych

W próbkach określono:

- skład granulometryczny aparatem Laser Particle Sizer ANALYSETTE 22 Fritsch GmbH;
- pH (stężenie jonów wodorowych) metodą potencjometryczną w H₂O oraz 1 M KCl z zachowaniem proporcji gleba: roztwór 1 : 2,5, a w ściółce proporcja wynosiła 1:5;
- kwasowość hydrolityczną (H_h), tj. sumę jonów wodoru i glinu, metodą Kappena polegającą na wyparciu jonów wodorowych i glinowych z kompleksu sorpcyjnego za pomocą octanu wapniowego (0,5M Ca(CH₃COO)₂). Powstały w wyniku reakcji kwas octowy miareczkowany był roztworem NaOH;
- zawartość form wymiennych kationów Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ w wyciągu octanu amonu (1M CH₃COONH₄) na spektrofotometrze ICP OES ICAP 6000 Series;
- sumę zasad (S_h) obliczono z sumowania kationów wymiennych Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺;
- pojemność sorpcyjną (Th) i stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi (V%) wyliczono na podstawie kwasowości hydrolitycznej (H_h) i sumy zasad (S_h);
- całkowitą zawartość węgla (C), azotu (N) oraz siarki (S) na aparacie LECO CNS True Mac Analyzer (Leco);
- zawartość Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn oznaczono w wyciągu po mineralizacji na mokro w mieszaninie kwasów HNO₃ i HClO₄ (w stosunku 3 : 1) na spektrofotometrze ICP OES ICAP 6000 Series.

2.2.2. Oznaczenie koncentracji makroelementów i pierwiastków śladowych w próbkach roślinnych

Po zebraniu materiału roślinnego próbki przewieziono do laboratorium, gdzie przygotowano je do dalszych analiz. Do analiz wykorzystano liście borówki czernicy; próbki mchów pozbawione były części chwytниковej i części ziemistych. W analizach aparatu asymilacyjnego wykorzystano wyłącznie pierwszy rocznik igieł (igły nie były myte). Próbki suszono w temperaturze 65°C. Następną czynnością było zmielenie wszystkich próbek i przygotowanie do dalszych analiz.

W próbkach roślinnych wykonano oznaczenie:

- zawartości węgla organicznego (Corg), azotu ogólnego (Nog) i siarki ogółem (S) na aparacie Leco CNS 2000;
- zawartości pierwiastków: Na, K, Ca, Mg, P oraz Cd, Cu, Cr, Ni, Pb i Zn oznaczono na aparacie ICP OES ICAP 6000 Series po mineralizacji w stężonym kwasie azotowym (HNO₃).

2.2.3. Opracowanie statystyczne wyników badań i zastosowane wskaźniki bioakumulacji

Istotność różnic pomiędzy wartościami średnimi analizowanych zmiennych dla podanych okresów depozycji, danych stref odległościowych od drogi oraz wybranych charakterystyk drzewostanów i ich lokalizacji (tj.: koncentrację pierwiastków śladowych zakumulowanych w mszakach, liściach borówki, korze i igłach badanych drzew oraz w glebach) sprawdzano testem HSD Tukeya. Zgodność rozkładu z rozkładem normalnym sprawdzano za pomocą testu Shappiro-Wilka. Natomiast cechy, które nie wykazywały rozkładu normalnego analizowano przy pomocy testów nieparametrycznych (test Kruskala-Wallisa), porównując medianę. Wykonano także analizę korelacji Pearsona pomiędzy koncentracjami pierwiastków śladowych a badanymi komponentami. Analizę głównych składowych (PCA - Principal Components Analysis) wykonano w programie Canoco 5.0 dla tych samych parametrów jak przedstawiono powyżej. Przeprowadzono analizy regresji wielorakiej pomiędzy analizowanymi parametrami w przypadku analizowanych komponentów. Analizy nadmiarowości i wartość współczynnika VIF decydowały o włączeniu danej zmiennej do modelu regresji wielorakiej. W celu oceny dokładności stopnia dopasowania modelu do danych empirycznych wykorzystano wartość skorygowanego współczynnika determinacji ($R_{adj.}^2$) i błędu standardowego estymacji. Homoscedastyczność danych sprawdzano na podstawie wykresu przewidywanych względem wartości resztowych, a normalność rozkładu reszt sprawdzano na podstawie wykresu normalności reszt. Autokorelację reszt sprawdzano statystyką Durбина-Watsona. Hipotezy badawcze testowano przy poziomie istotności $p=0,05$. Do analiz wykorzystano oprogramowanie Statistica 10 (StatSoft, Inc. 1984 – 2011).

Wskaźnik geoakumulacji – Igeo

Wartości wskaźnika Igeo pozwoliły na ocenę stopnia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi na podstawie stosunku metali śladowych (w wierzchniej warstwie gleby), a zawartością metali

ciężkich w skale macierzystej lub porównania z określonym tłem geochemicznym (Müller 1969). W niniejszej pracy, jako tło uznano zawartości metali ciężkich w skale macierzystej, dane pozyskano z Atlasu Gleb Leśnych Polski.

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C}{1.5 * Bn} \right]$$

Gdzie:

C - aktualna koncentracja metali ciężkich w wierzchniej warstwie gleby

Bn - zawartość metali ciężkich w skale macierzystej lub tło geochemiczne

1.5 – stała, umożliwiająca analizę fluktuacji zawartości metali ciężkich w wyniku procesów naturalnych

W klasyfikacji wykorzystano klasy Igeo wprowadzone przez (Müller 1969):

≤0: gleby niezanieczyszczone;

0-1: gleby niezanieczyszczone do umiarkowanie zanieczyszczone;

1-2: gleby umiarkowanie zanieczyszczone;

2-3: gleby umiarkowanie do silnie zanieczyszczone;

3-4: gleby silnie zanieczyszczone;

4-5: gleby silnie do bardzo silnie zanieczyszczone;

≥5: gleby ekstremalnie zanieczyszczone.

Współczynnik biokoncentracji – BCF (ang. bioconcentration factor)

W celu określenia akumulacji metali w roślinach określono współczynnik biokoncentracji BCF. Współczynnik biokoncentracji został wyznaczony w celu określenia zdolności roślin do akumulacji metali pochodzących z gleby (Hladun i in. 2015). Wartość współczynnika większa od 1 wskazuje, iż badane organy roślinne akumulowały dane pierwiastki z gleby (Yoon i in. 2006; Serbula i in. 2013).

$$BCF = \frac{HM \text{ roślina}}{HM \text{ gleba}}$$

Gdzie:

HM roślina – koncentracja wybranego pierwiastka śladowego w analizowanych organach roślin

HM gleba – koncentracja wybranego pierwiastka śladowego w glebie

3. Wyniki badań

3.1. Charakterystyka podstawowych właściwości fizycznych i chemicznych próbek glebowych oraz zawartość wybranych makroelementów

Badane próbki glebowe pobrane z warstwy gleb 3-10 cm z poziomów organiczno-mineralnych wykazały znaczne zróżnicowanie uziarnienia. Wg klasyfikacji PTG (2008) były to: pył gliniasty (46 próbek), glina zwykła (4 próbki), glina piaszczysta (55 próbek), glina lekka (2 próbki), piasek gliniasty (27 próbek), piasek słabogliniasty (25 próbek) i piasek luźny (1 próbka) (Tab. 40- Tabele wyników surowych). Zawartość najistotniejszych dla kształtowania zdolności sorpcyjnych frakcji glebowych wahała się w całym zbiorze 159 próbek od 8% do 74% w przypadku pyłu (wsp. zmienności: 56,02) oraz od 1% do 11% dla iłu (wsp. zmienności: 51,61) (Tab. 41.- Tabele wyników surowych). Frakcja iłu oraz podfrakcja pyłu drobnego stanowią tzw. części spławialne ($\phi < 0,02$ mm), których udział jest podstawą kategoryzacji gleb przy określaniu stopnia skażenia wg zaleceń IUNG (Kabata-Pendias A 1995). Pod drzewostanami jodłowymi gleby charakteryzowały się wyraźnie cięższym uziarnieniem i zawierały od 13% do 74% pyłu (wsp. zmienności: 38) oraz od 2% do 11% iłu (wsp. zmienności: 38,04). Natomiast pod drzewostanami sosnowymi gleby były lżejsze i zawierały od 8% do 54% pyłu (wsp. zmienności: 56,38) oraz od 1% do 10% iłu (wsp. zmienności: 54,51) (Tab. 2, Tab. 42.- Tabele wyników surowych).

Wartość pH w KCl również jest wykorzystywana przy ustalaniu stopnia skażenia gleb wg zaleceń IUNG. Badane próbki pobrane z wierzchnich warstw gleb (0-3 cm) wykazywały znaczne zróżnicowanie odczynu od bardzo silnie kwaśnego do lekko kwaśnego. Wartości pH w KCl w całym zbiorze danych mieściły się w zakresie od 2,7 do 5,1 (wsp. zmienności: 14,58). Natomiast w przypadku pH w H₂O wartości te mieściły się w przedziale od 3,4 do 5,6 (Tab. 38.- Tabele wyników surowych).

Próbki pobrane z warstw organiczno-mineralnych gleb (3-10 cm) również charakteryzowały się wyraźnym zróżnicowaniem pH. W całym zbiorze danych wartości pH wahały się od 2,7 do 5,5 (wsp. zmienności: 11,60) dla pH w H₂O oraz od 2,0 do 4,1 (wsp. zmienności: 10,57) dla pH w KCl (Tab. 41.- Tabele wyników surowych). Średnia wartość pH

w H₂O gleb w przypadku drzewostanów jodłowych wyniosła 4,0, a pH w KCl 3,3. Natomiast średnia wartość pH w H₂O gleb w przypadku drzewostanów sosnowych wyniosła 4,3, a pH w KCl 3,4 (Tab. 2).

Zawartość węgla organicznego (zawartość materii organicznej %) w wierzchnich warstwach gleb (0 - 3 cm) w całym zbiorze danych kształtowała się od 6,9 do 52,4 % (wsp. zmienności: 37,25) (Tab. 38.- Tabele wyników surowych).

Średnie zawartości C_{org} w warstwie gleb 0-3 cm pod badanymi drzewostanami były zbliżone i wynosiły pod drzewostanami sosnowymi i pod jodłowymi 32% do (Tab. 2).

Zawartość węgla organicznego (C_{org} %) w warstwie głębszej 3 - 10 cm wynosiła w całym zbiorze danych od 1,0 do 17,5 % (wsp. zmienności: 58,68) (Tab.48.- Tabele wyników surowych). Najwyższe zawartości C_{org} stwierdzono w glebach pod drzewostanami jodłowymi (Tab.2; Tab.41.- Tabele wyników surowych).

Zawartość azotu (N) w warstwie organicznej (0-3 cm) badanych gleb w całym zakresie danych wynosiła od 0,3 do 1,9% (wsp. zmienności: 34,7) (Tab. 38.- Tabele wyników surowych). Większe średnie zawartości N zanotowano w glebach pod drzewostanami jodłowymi (1,4%) (Tab.2).

Zawartość azotu (N) w warstwie organiczno-mineralnej (3-10 cm) badanych gleb w całym zakresie danych wynosiła odpowiednio od 0,03 do 0,75% (wsp. zmienności: 63,3) (Tab. 48.- Tabele wyników surowych). Podobnie jak w przypadku warstwy 0-3 cm najwięcej N w warstwie gleb 3-10 cm stwierdzono pod drzewostanami jodłowymi. Średnia zawartość N w warstwie gleb 3-10 cm wyniosła 0,2% (Tab. 2).

Stosunek C:N w warstwie gleb 0-3 cm w całym zbiorze danych wynosił od 18,8 do 37,7 (wsp. zmienności: 18,26), a w warstwie gleb 3-10 cm od 16,0 do 42,7 (wsp. zmienności: 18,00) (Tab. 38.- Tabele wyników surowych). Zarówno w warstwie 0-3 cm jak i 3-10 cm stwierdzono większe wartości C:N pod drzewostanami sosnowymi, gdzie wynosiły odpowiednio 31 i 29 (Tab. 2).

Suma zasadowych kationów wymiennych (S) w warstwie organicznej gleb (0-3cm) w całym zbiorze danych wynosiła od 2,41 do 22,04 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 35,98), a w warstwie organiczno-mineralnej gleb (3-10 cm) od 0,09 do 4,58 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 99,78) (Tab. 38, Tab. 41- Tabele wyników surowych). Stwierdzono, że największe wartości były pod drzewostanami sosnowymi zarówno w warstwie gleb 0-3 cm jak i 3-10 cm (Tab. 2).

Wartości kwasowości hydrolitycznej (Y) w wierzchniej warstwie gleb (0-3 cm) w całym zbiorze danych wynosiły od 8,37 do 87,64 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 43,03), a w warstwie organiczno-mineralnej gleb (3-10 cm) od 0,09 do 4,58 cmol(+)/kg gleby (wsp.

zmienności: 99,78) (Tab. 38, Tab. 41- Tabele wyników surowych). Największe wartości średnie Y zanotowano pod drzewostanami jodłowymi w warstwie gleb 3-10 cm i wynosiły one 14,59 cmol(+)/kg gleby (Tab. 2).

Wartości pojemności sorpcyjnej (T) w wierzchniej warstwie gleb 0-3 cm w całym zakresie danych wynosiły od 16,6 do 99 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 34,75), a w warstwie gleb 3-10 cm wynosiły od 3,7 do 48,16 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 47,36) (Tab. 38, Tab. 41- Tabele wyników surowych). Największe wartości T stwierdzono w warstwie gleb 3-10 cm pod drzewostanami jodłowymi, gdzie wartości średnie wynosiły od 15,42 cmol(+)/kg gleby (Tab. 2).

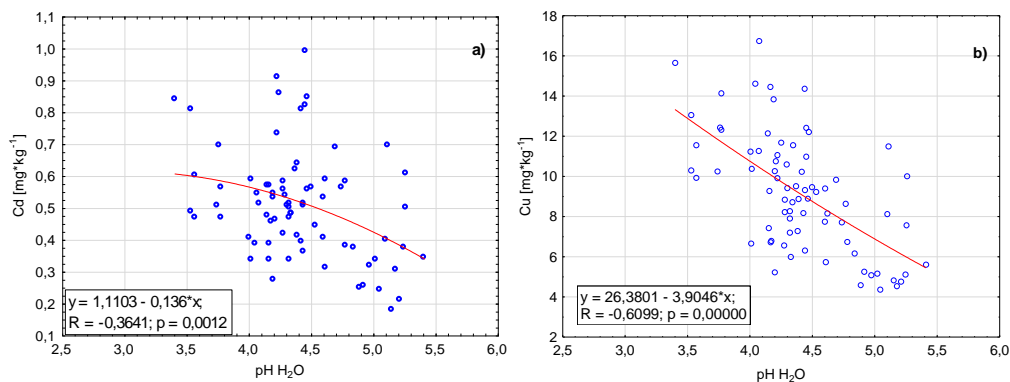
Wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi (V%) w wierzchniej warstwie gleb (0-3 cm) w całym zakresie danych wynosiło od 3,35 do 62,04% (wsp. zmienności: 63,04), a w warstwie gleb 3-10 cm wynosiło od 0,72 do 31,83 (wsp. zmienności: 104,57) (Tab. 38, Tab. 41- Tabele wyników surowych). Badane gleby charakteryzowały się największymi wartościami V% w wierzchnich warstwach pod drzewostanami sosnowymi (Tab. 2).

Zawartość kationów wymiennych w warstwie gleb 0-3 cm w całym zakresie danych wynosiła od 0,06 do 1,46 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 72,95) dla Na, od 0,25 do 2,4 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 37,48) dla K, od 1,23 do 28,93 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 57,52) dla Ca oraz od 0,4 do 2,86 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 37,45) dla Mg, a w warstwie gleb 3-10 cm wynosiła odpowiednio od 0,00 do 0,46 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 126,82) dla Na, od 0,01 do 0,33 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 61,02) dla K, od 0,02 do 4,17 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 120,28) dla Ca oraz od 0,02 do 0,41 cmol(+)/kg gleby (wsp. zmienności: 68,5) dla Mg (Tab. 38, Tab. 41- Tabele wyników surowych). Największe wartości Ca w warstwie 0-3 cm stwierdzono pod drzewostanami sosnowymi. Wynosiły one średnio 10,71 cmol(+)/kg gleby. Podobnie było w warstwie gleb 3-10 cm, gdzie średnia zawartość wapnia wyniosła 1,09 cmol(+)/kg gleby. Natomiast dla Na, K i Mg w warstwie gleb 3-10 cm większe zawartości stwierdzono pod drzewostanami jodłowymi. Średnie wynosiły odpowiednio 0,09 (Na), 0,09 (K) i 0,12 (Mg) cmol(+)/kg gleby (Tab. 2).

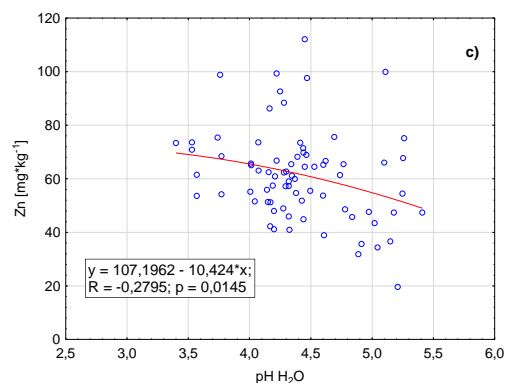
Tabela. 2. Charakterystyka wybranych właściwości warstwy 0-3 cm i warstwy 3-10 cm gleb pod drzewostanami jodłowymi i sosnowymi

		Warstwa 0-3 cm		Warstwa 3-10 cm	
Jednostka		pod jodłą	pod sosną	pod jodłą	pod sosną
pH H ₂ O		4,2 ± 0,42 ^a	4,4 ± 0,46 ^b	4,0 ± 0,31 ^a	4,3 ± 0,56 ^b
pH KCl		3,4 ± 0,49 ^a	3,3 ± 0,49 ^a	3,3 ± 0,26 ^a	3,4 ± 0,41 ^b
C _{org}	%	31,6 ± 8,46 ^a	32,4 ± 14,62 ^a	3,7 ± 2,15 ^a	2,9 ± 1,62 ^b
N		1,4 ± 0,33 ^a	1,0 ± 0,41 ^b	0,2 ± 0,09 ^a	0,1 ± 0,06 ^b
C/N		23,3 ± 2,17 ^a	30,8 ± 3,96 ^b	24,5 ± 3,07 ^a	28,9 ± 5,22 ^b
S	cmol(+)/kg gleby	9,16 ± 3,41 ^a	11,32 ± 3,65 ^b	0,82 ± 0,84 ^a	1,29 ± 1,19 ^b
Y		53,06 ± 17,39 ^a	49,14 ± 25,7 ^a	14,59 ± 6,91 ^a	10,36 ± 5,33 ^b
T		62,23 ± 16,79 ^a	60,47 ± 25,07 ^a	15,42 ± 7,01 ^a	11,64 ± 5,13 ^b
V%		16,75 ± 11,26 ^a	23,71 ± 13,29 ^b	5,76 ± 6,25 ^a	12,82 ± 11,22 ^b
Na		0,32 ± 0,20 ^a	0,28 ± 0,23 ^a	0,09 ± 0,1 ^a	0,03 ± 0,03 ^b
K		1,00 ± 0,37 ^a	1,00 ± 0,38 ^a	0,09 ± 0,05 ^a	0,07 ± 0,04 ^b
Ca		8,38 ± 5,06 ^a	10,71 ± 5,7 ^b	0,52 ± 0,69 ^a	1,09 ± 1,11 ^b
Mg		1,21 ± 0,43 ^a	1,26 ± 0,49 ^a	0,12 ± 0,08 ^a	0,10 ± 0,07 ^b
piasek		-	-	47,0 ± 19,64 ^a	73,0 ± 15,14 ^b
pył		-	-	46,0 ± 17,57 ^a	22,9 ± 12,88 ^b
ił		-	-	6,3 ± 2,4 ^a	3,7 ± 2,00 ^b

Objaśnienia: ^{a,b} - różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb w zależności od danego drzewostanu (sosnowy lub jodłowy) (p=0,05)

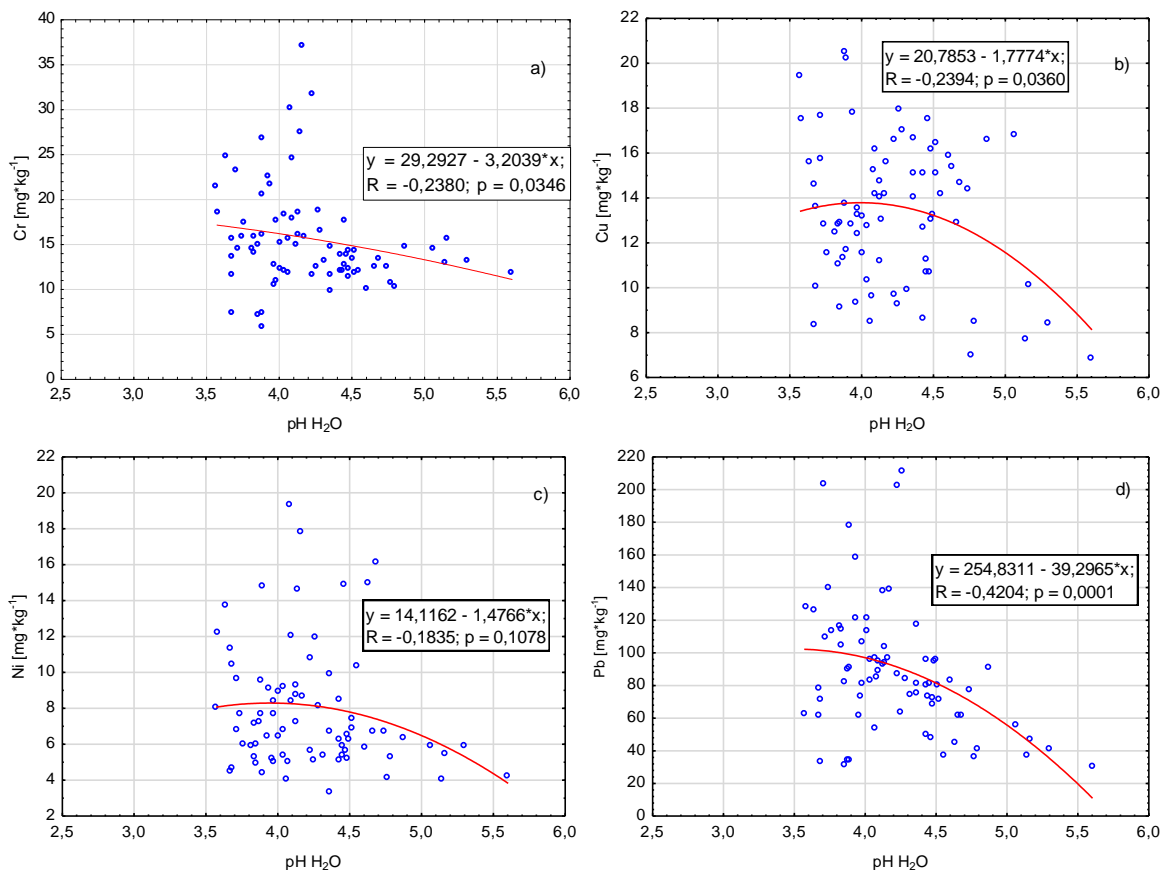


Rycina. 3. Zależność pomiędzy pH, a koncentracją metali śladowych a) Cd, b) Cu, c) Zn w warstwach 0-3 cm gleb pod drzewostanami sosnowymi



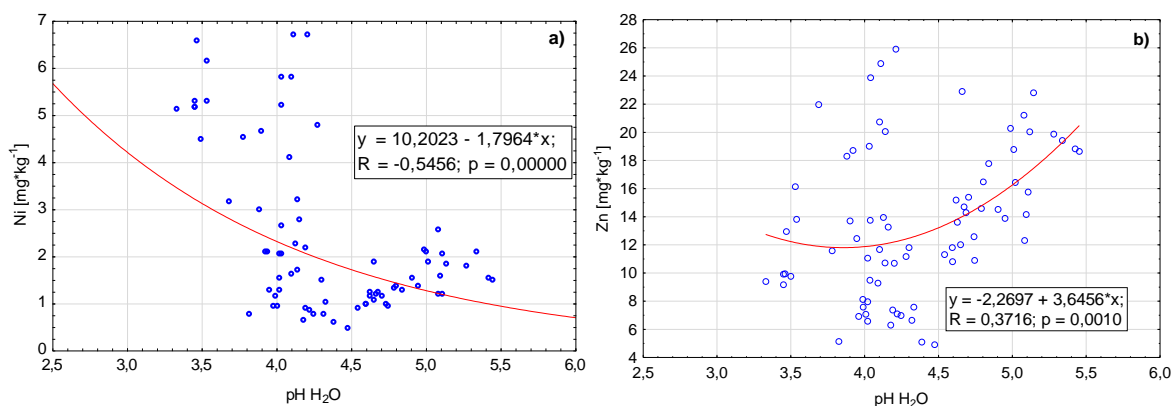
cd. Rycina. 3. Zależność pomiędzy pH, a koncentracją metali śladowych a) Cd, b) Cu, c) Zn w warstwach 0-3 cm gleb pod drzewostanami sosnowymi

Stwierdzono, że koncentracje Cd, Cu i Zn w glebach w warstwie 0-3 cm w drzewostanach sosnowych oraz Cr, Cu, Ni i Pb w drzewostanach jodłowych zmniejszały się wraz ze wzrostem pH. (Ryc. 3; Ryc. 4).

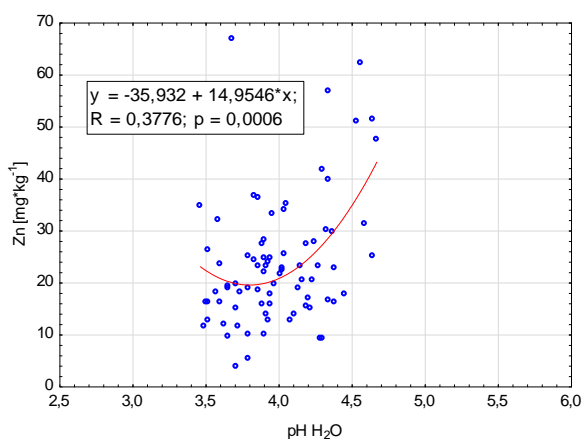


Rycina. 4. Zależność pomiędzy pH a koncentracją a) Cd, b) Cu, c) Ni i d) Pb w warstwach 0-3 cm gleb pod drzewostanami jodłowymi

Koncentracja Ni zmniejszała się wraz ze wzrostem pH (w przedziale 3,5-5,5 pH). W przypadku Zn obserwowano wzrost koncentracji pierwiastka wraz z zwiększającym się pH gleby (Ryc. 5). Podobną zależność stwierdzono także w przypadku Zn w warstwie 3-10 cm w drzewostanach jodłowych (Ryc. 6).

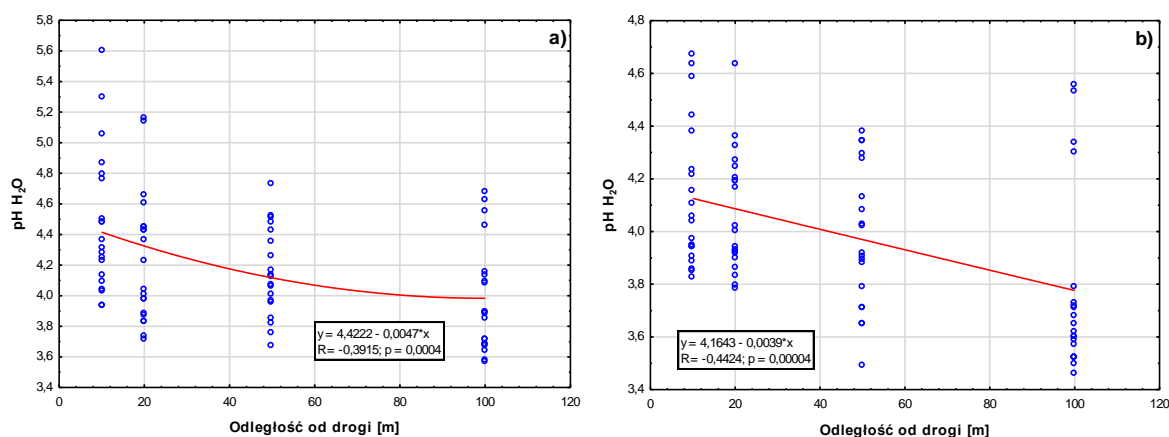


Rycina. 5. Zależność pomiędzy pH a koncentracją a) Ni i b) Zn w warstwach 3-10 cm gleb pod drzewostanami sosnowymi



Rycina. 6. Zależność pomiędzy pH a koncentracją Zn w warstwach 3-10 cm gleb pod drzewostanami jodłowymi

Wartości pH w warstwie 0-3 cm i 3-10 cm gleb zmniejszały się wraz ze wzrostem odległości od drogi. Największe wartości pH stwierdzono w strefie 0-10 m i 20-30 m od drogi (Ryc.7).

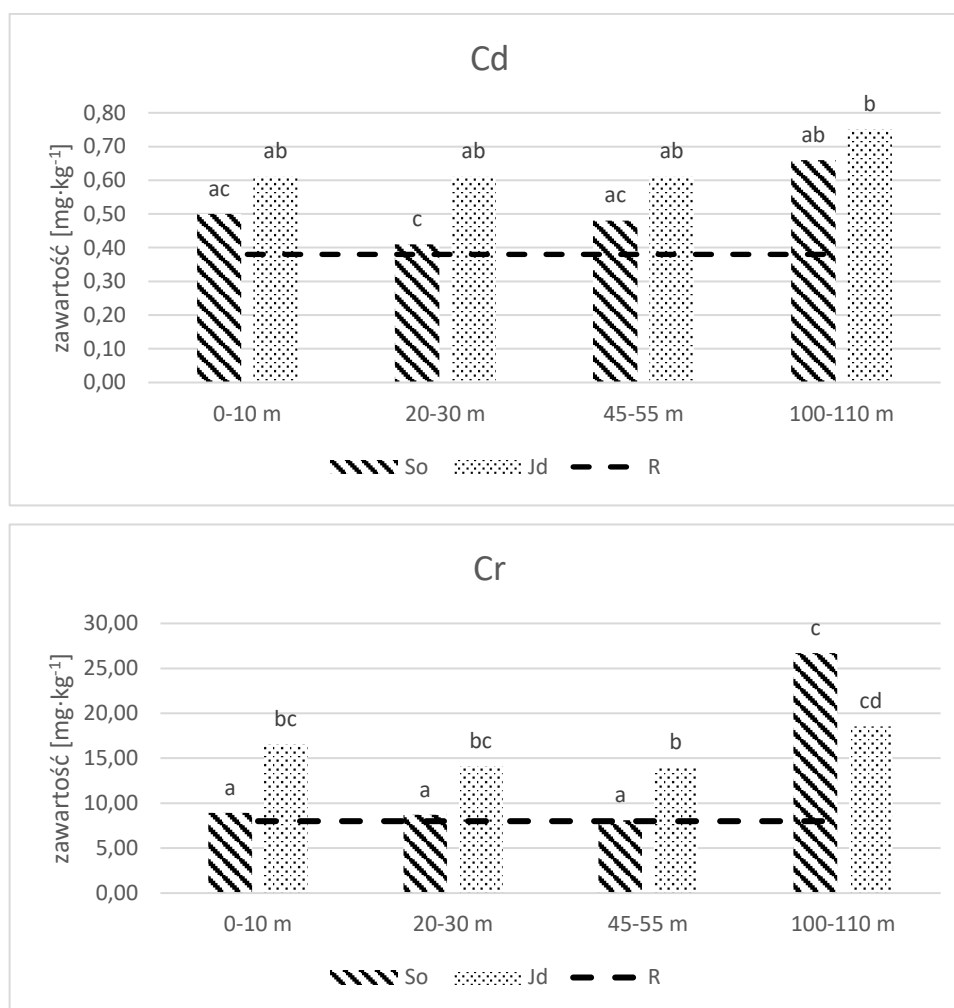


Rycina. 7. Wartość pH w zależności od odległości od drogi a) w warstwie 0-3 cm i b) warstwie 3-10 cm gleby

3.2. Zmienność koncentracji pierwiastków śladowych w badanych komponentach ekosystemów w układzie chronologicznym i przestrzennym

3.2.1. Zawartości wybranych pierwiastków śladowych w glebach

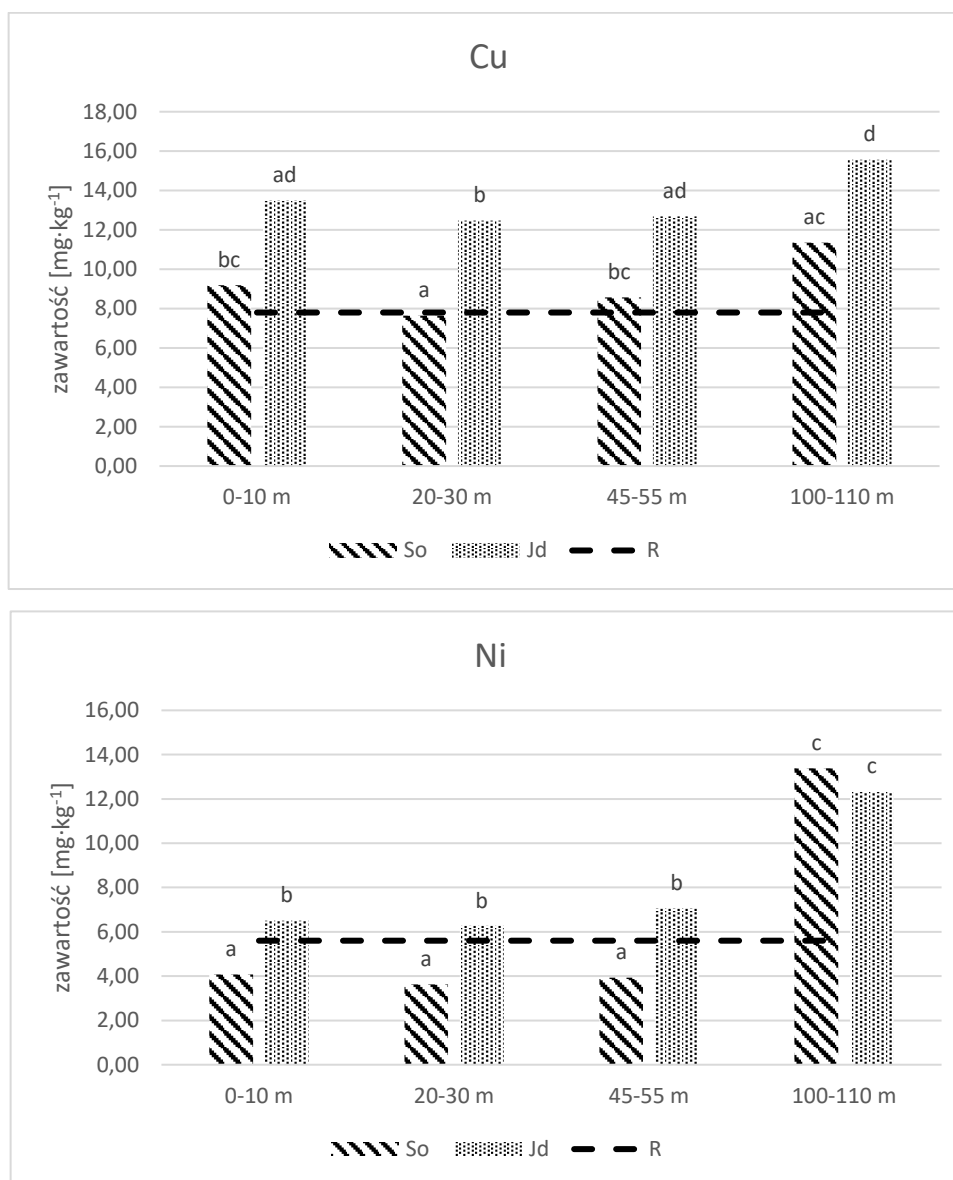
Przeprowadzona analiza koncentracji pierwiastków śladowych w wierzchnich warstwach badanych gleb wykazała, że otrzymane wartości są wyraźnie wyższe od tych spotykanych na obszarach pozbawionych wpływów antropogenicznych. Wykazano, że koncentracja Cd w warstwach organicznych była przekroczona w całej badanej strefie do 110 m od drogi zarówno pod drzewostanami sosnowymi jak i jodłowymi (Ryc. 8, Ryc. 9, Ryc. 10).



Rycina. 8. Koncentracje Cd i Cr w wierzchnich warstwach gleb (0-3 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak, 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

Podobne zależności wykazano w przypadku Cr, z wyjątkiem strefy 45-55 m pod drzewostanami sosnowymi, gdzie koncentracje Cr były zbliżone do przyjętych wartości referencyjnych (Ryc. 8, Ryc. 9, Ryc. 10).

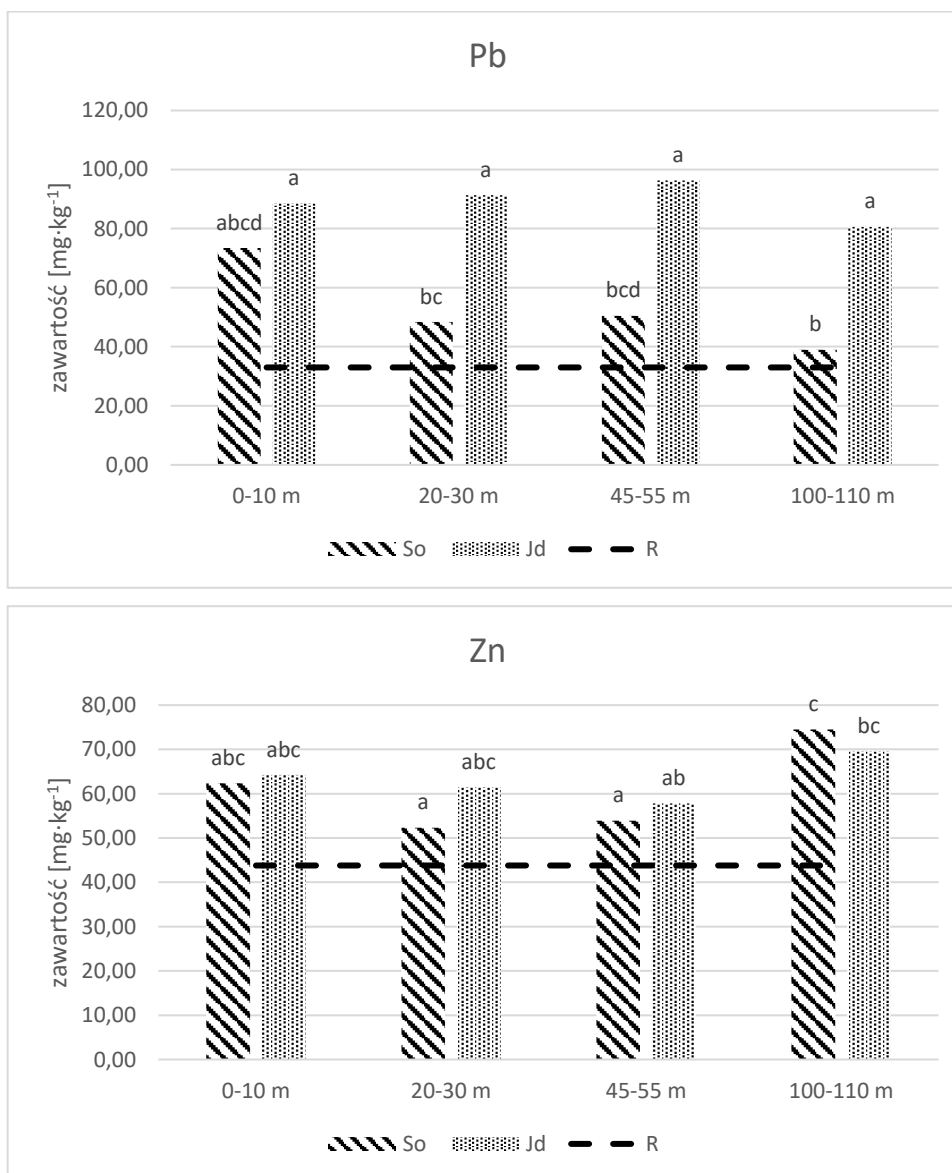
W przypadku pozostałych pierwiastków tj.: Cu, Pb i Zn stwierdzono także podwyższone koncentracje w warstwie 0-3 cm, zarówno pod drzewostanami sosnowymi jak i jodłowymi w porównaniu do obszarów referencyjnych nie objętych antropopresją (Ryc. 9, Ryc. 10).



Rycina. 9. Koncentracje Cu i Ni w wierzchnich warstwach gleb (0-3 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak, 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

Koncentracja Ni w strefach od 0 do 55 m od drogi pod drzewostanami sosnowymi była niższa niż na obszarach referencyjnych, a przekroczenia stwierdzono nieoczekiwanie tylko w

strefie kontrolnej oddalonej 100-110 m od drogi. Z kolei koncentracja Ni w warstwie gleb 0-3 cm pod drzewostanami jodłowymi była wyższa niż na obszarach referencyjnych (Ryc. 9, Ryc. 10). W przypadku Pb w warstwie gleb 0-3 cm widać wysokie koncentracje w całej badanej strefie pod drzewostanami jodłowymi. Stwierdzono, że najwyższe koncentracje Cd, Cr, Cu, Ni i Zn wystąpiły w warstwach gleb 0-3 cm w strefie 100-110 m od drogi, a nie najbliższej, jak można by się spodziewać (Ryc. 8, Ryc. 9, Ryc. 10).

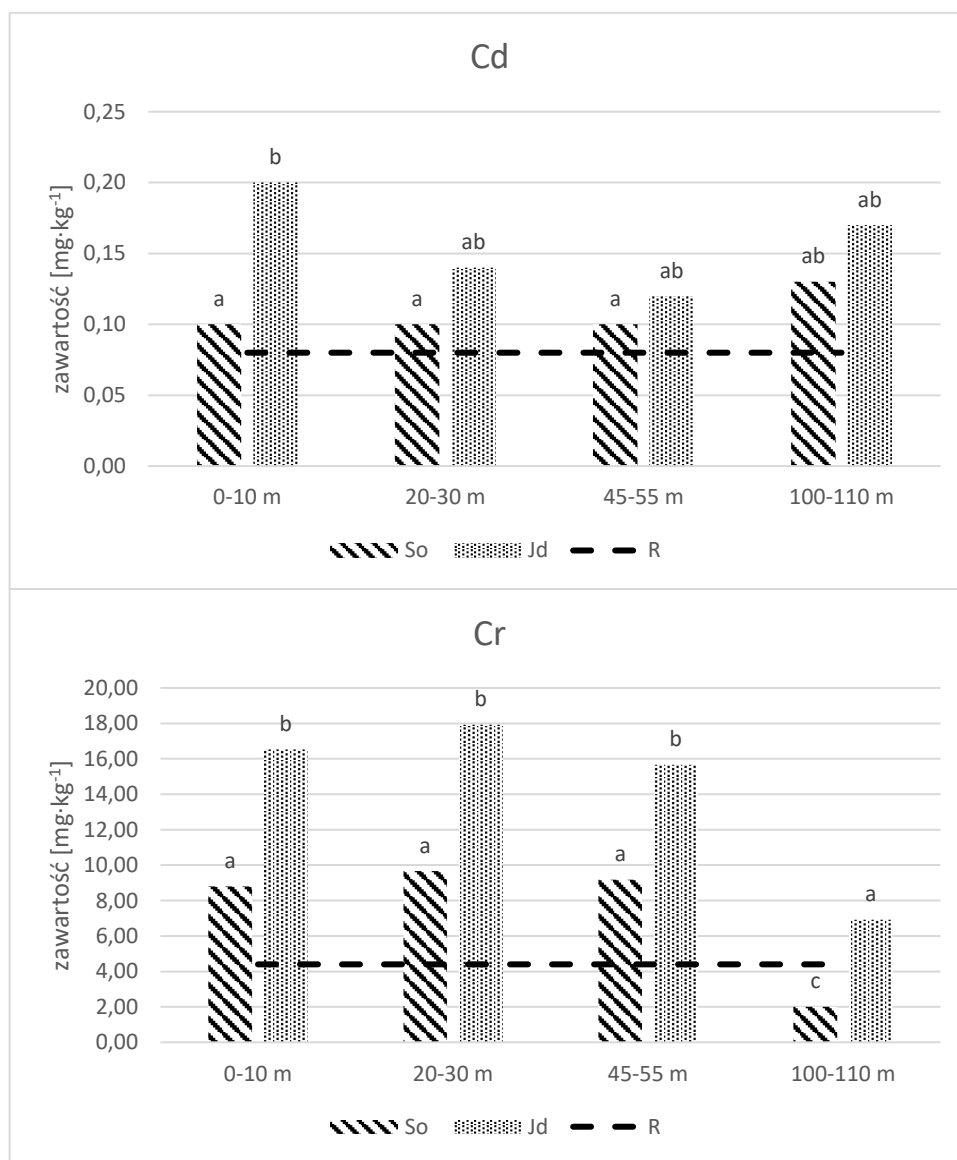


Rycina. 10. Koncentracje Pb i Zn w wierzchnich warstwach gleb (0-3 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak, 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

Podwyższone koncentracje pierwiastków (Cr, Cu, Ni i Zn) w wierzchnich warstwach gleb 0-3 cm pod drzewostanami jodłowymi oraz Cd, Cr, Cu, Ni i Zn pod drzewostanami sosnowymi

w strefie 100-110 m wskazują na obecność innych źródeł zanieczyszczeń (Ryc. 8, Ryc. 9, Ryc. 10).

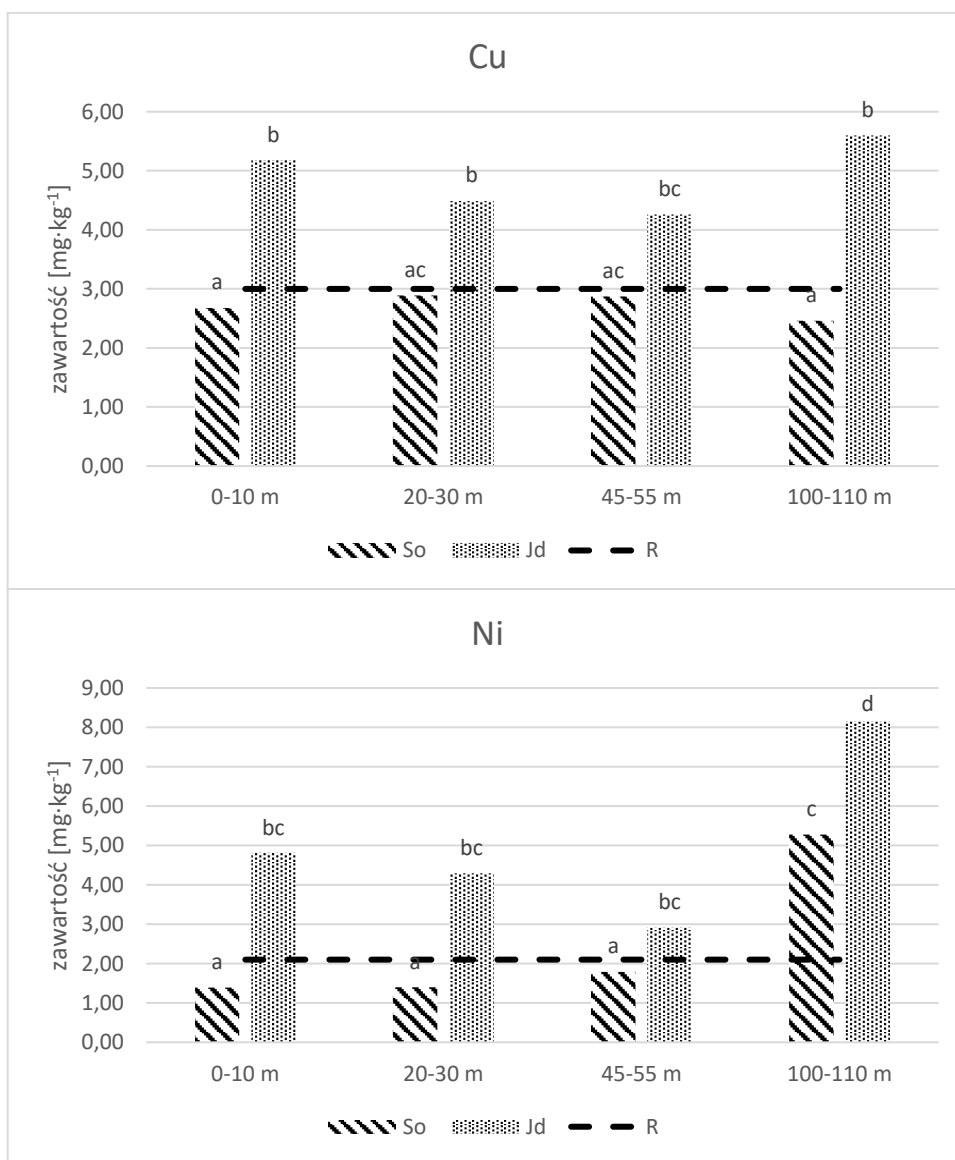
Stwierdzono, że większe koncentracje Cd, Cr, Cu, Ni i Pb w warstwie gleb 0-3 cm stwierdzono pod drzewostanami jodłowymi (Ryc. 8, Ryc. 9, Ryc. 10). Wartości maksymalne wynosiły odpowiednio $1,73 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla Cd, $37,03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla Cr, $29,36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla Cu, $23,02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla Ni oraz $211,00 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla Pb (Tab. 36- Tabele wyników surowych).



Rycina.11. Koncentracje Cd i Cr w warstwach gleb (3-10 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak, 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

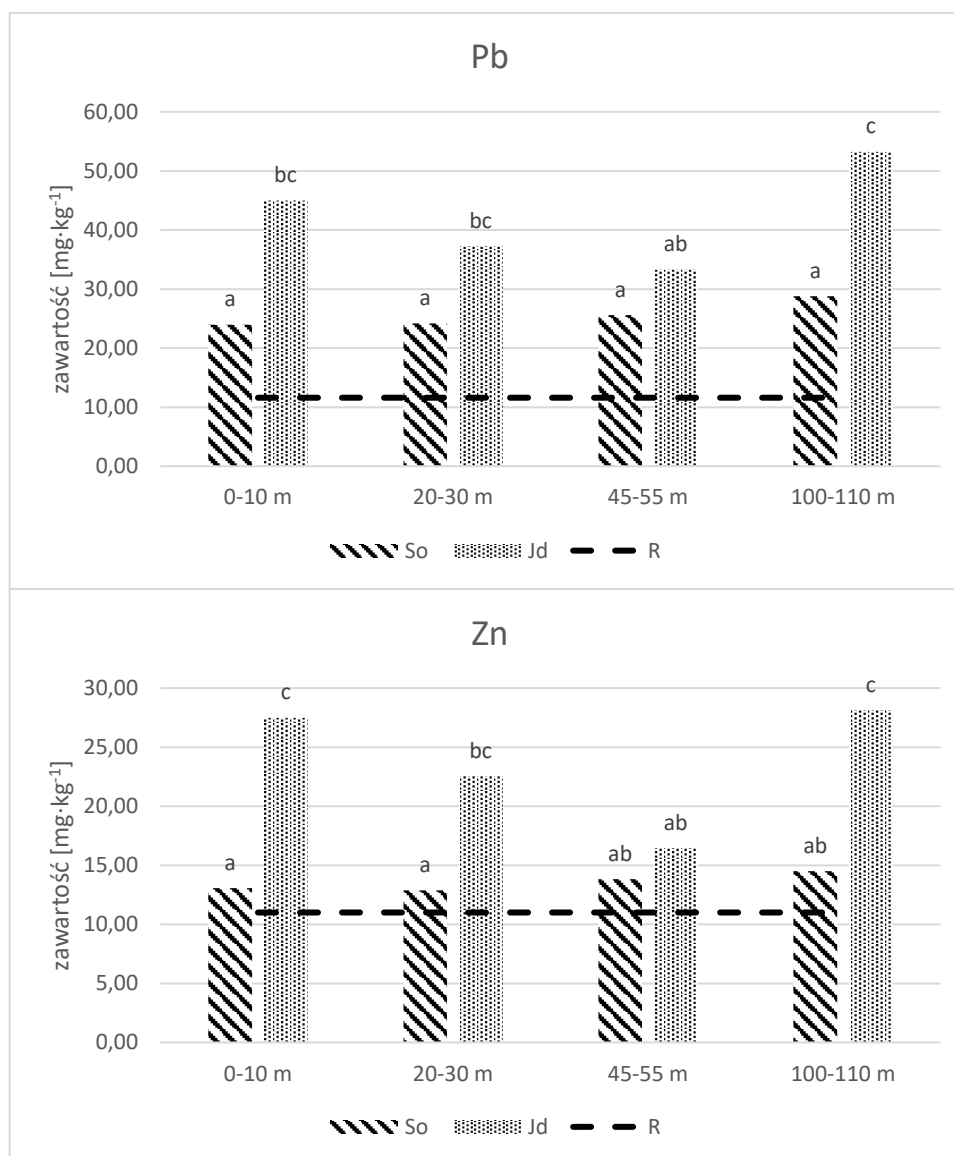
Koncentracje Cd, Cr, Cu, Ni, Pb i Zn w warstwie gleb 3-10 cm pod drzewostanami jodłowymi oraz Cd, Cr, Pb i Zn pod drzewostanami sosnowymi charakteryzowały się

podwyższonymi wartościami w stosunku do danych referencyjnych w całej badanej strefie (Ryc. 11, Ryc. 12, Ryc. 13). Największe koncentracje Cr w warstwie gleb 3-10 cm stwierdzono w strefach do 55 m i wskazuje to na wpływ zanieczyszczeń z ruchu drogowego. W przypadku pozostałych pierwiastków śladowych nie stwierdzono wyraźnej zmienności z odległością od drogi. Największe koncentracje Ni stwierdzono w strefie 100-110 m od drogi zarówno pod drzewostanami jodłowymi jak i drzewostanami sosnowymi, co może świadczyć o innych źródłach zanieczyszczeń (Ryc. 11, Ryc. 12).



Rycina.12. Koncentracje Cu i Ni w warstwach gleb (3-10 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak, 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

Maksymalne wartości pod drzewostanami jodłowymi wynosiły: 0,75 mg·kg⁻¹ dla Cd, 28,7 mg·kg⁻¹ dla Cr, 24,7 mg·kg⁻¹ dla Cu, 22,6 mg·kg⁻¹ dla Ni, 169,4 mg·kg⁻¹ dla Pb i 66,92 mg·kg⁻¹ dla Zn (Tab. 36- Tabele wyników surowych).



Rycina.13. Koncentracje Pb i Zn w wierzchnich warstwach gleb (3-10 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak, 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

W warstwie gleb 3-10 cm największe koncentracje oznaczonych pierwiastków śladowych stwierdzono także pod drzewostanami jodłowymi,

Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb metalami śladowymi przeprowadzona wg kryteriów IUNG wykazała podwyższone zawartości Cd i Pb w badanych warstwach gleb 0-3 cm i 3-10 cm. W przypadku 22 próbek gleb dla Cd oraz 53 próbek gleb dla Pb stwierdzono

I stopień zanieczyszczenia (tj. gleb o podwyższonej zawartości metali). Z uwagi na wysoką koncentrację Pb w 7 próbkach stwierdzono II stopień zanieczyszczenia (tj. gleb słabo zanieczyszczonych), a w 1 próbce III stopień zanieczyszczenia (tj. gleb średnio zanieczyszczonych). Analiza stopni skażenia wg skali IUNG zarówno w przypadku Cd jak i Pb wykazała podwyższone wartości we wszystkich strefach odległości od drogi (Tab. 43, Tab. 44- Tabele wyników surowych).

Wykazano także, że czas depozycji wpływał na wielkość koncentracji pierwiastków zarówno w warstwie gleb 0-3 cm jak i 3-10 cm. Na powierzchniach o krótszej depozycji zanieczyszczeń (9 lat) wystąpiły najwyższe koncentracje Cd i Cr w warstwie gleb 0-3 cm pod drzewostanami sosnowymi oraz Cu, Ni, Pb i Zn w warstwie gleb 0-3 cm pod drzewostanami jodłowymi. Na powierzchniach będących pod dłuższym wpływem zanieczyszczeń (36-lat) największe koncentracje stwierdzono w przypadku Cr i Ni pod drzewostanami sosnowymi (Tab. 3).

Tabela. 3. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w poziomie organicznym gleby w zależności od czasu depozycji zanieczyszczeń w drzewostanie jodłowym (Jd) i drzewostanie sosnowym (So)

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Warstwa 0-3 cm			
	pod drzewostanami sosnowymi		pod drzewostanami jodłowymi	
	Czas depozycji zanieczyszczeń [lata]			
	9 (n=60)	36 (n=20)	9 (n=40)	36 (n=40)
Cd	0,54±0,17 ^a	0,41±0,16 ^b	0,68±0,26 ^a	0,61±0,25 ^a
Cr	9,8±8,4 ^a	23,03±23,8 ^b	16,9±5,8 ^a	14,67±5,41 ^a
Cu	9,93±2,75 ^a	6,94±2,28 ^b	15,05±3,57 ^a	12,05±3,47 ^b
Ni	5,15±4,02 ^a	9,59±11,28 ^b	9,16±3,82 ^a	6,92±3,45 ^b
Pb	50,22±18,84 ^a	60,55±110,06 ^a	104,4±39,8 ^a	73,98±33,14 ^b
Zn	62,73±15,96 ^a	54,99±19,2 ^a	65,98±14,3 ^a	60,52±17,17 ^b

Objaśnienia: ^{a,b} - różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy czasem depozycji zanieczyszczeń w zależności od gatunku (p=0,05) (średnia ± odchylenie standardowe)

Na powierzchniach starszych (36-letnich) w warstwie gleb 3-10 cm stwierdzono największe koncentracje Cu, Ni i Zn pod drzewostanami sosnowymi oraz Cd pod drzewostanami jodłowymi (Tab. 4).

Tabela. 4. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w poziomie mineralnym gleby w zależności od czasu depozycji zanieczyszczeń w drzewostanie jodłowym (Jd) i drzewostanie sosnowym (So)

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Warstwa 3-10 cm			
	pod drzewostanami sosnowymi		pod drzewostanami jodłowymi	
	Czas depozycji zanieczyszczeń [ilość lat]			
	9 (n=60)	36 (n=20)	9 (n=40)	36 (n=40)
Cd	0,1±0,06 ^a	0,13±0,05 ^a	0,12±0,08 ^a	0,2±0,13 ^b
Cr	7,78±4,85 ^a	6,29±2,88 ^a	13,94±7,72 ^a	14,58±6,98 ^a
Cu	2,72±1,19 ^a	2,75±0,58 ^b	5,2±3,89 ^a	4,57±2,23 ^a
Ni	2,33±1,69 ^a	2,89±2,03 ^b	5,53±3,75 ^a	4,55±2,59 ^a
Pb	23,96±9,54 ^a	30,56±6,53 ^b	40,99±19,71 ^a	43,37±25,46 ^a
Zn	11,47±4,46 ^a	19,82±4,86 ^a	23,59±12,44 ^a	23,72±12,23 ^a

Objaśnienia: ^{a,b} - różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy czasem depozycji zanieczyszczeń w zależności od gatunku (p=0,05) (średnia ± odchylenie standardowe)

Nie można było stwierdzić wyraźnego wpływu mikrotopografii (powyżej, poniżej lub równo- patrz Metodyka Rozdział 2) na koncentrację pierwiastków śladowych. Największe koncentracje Cu w warstwie gleb 0-3 cm były na powierzchniach położonych w poziomie osi jezdni (równo). Najwięcej Cr koncentrowało się na powierzchniach położonych poniżej poziomu drogi. W przypadku Pb wysokie koncentracje odnotowano na powierzchniach leżących w poziomie drogi oraz poniżej poziomu drogi (Tab. 5).

Największe koncentracje Cr i Cu w warstwie gleb 3-10 cm były na powierzchniach położonych równo z poziomem drogi oraz ponad poziomem drogi. W przypadku Zn największe koncentracje były na powierzchniach poniżej poziomu drogi w drzewostanach sosnowych (Tab. 7). Największe koncentracje Cr, Ni i Pb w warstwie gleb 3-10 cm stwierdzono na powierzchniach powyżej poziomu drogi w drzewostanach jodłowych (Tab. 8). Wykazano, że mikrotopografia terenu nie miała wpływu na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych w badanych warstwach gleb.

Stwierdzono także, że koncentracje Cd, Pb i Zn w warstwie gleb 0-3 cm pod drzewostanami sosnowymi oraz Cd i Pb pod drzewostanami jodłowymi wystąpiły w drzewostanach starszych. (Tab. 5; Tab. 6).

Natomiast podwyższone koncentracje Cd, Cr, Cu Ni i Pb w warstwie 3-10 cm gleb (w drzewostanach jodłowych) dotyczyły starszych drzewostanów (Tab. 7, Tab. 8).

Stwierdzono, że istnienie wykształconego brzegu drzewostanu miało znaczenie dla wnikania zanieczyszczeń z ruchu kołowego. Dotyczyło to wyłącznie drzewostanów jodłowych, w których stwierdzono podwyższone koncentracje metali śladowych (Cr, Cu, Ni i Pb) w wierzchnich warstwach gleb, gdy brzeg lasu nie był wykształcony. Zależności takich nie

stwierdzono w przypadku drzewostanów sosnowych, które charakteryzowały się wyższymi koncentracjami na powierzchniach z wykształconym brzegiem lasu (Tab. 7; Tab. 8).

Tabela. 5. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w warstwie 0-3 cm gleby w drzewostanach sosnowych w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Obecność brzegu lasu		Położenie powierzchni względem poziomu drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE n=60	TAK n=20	równy n=20	ponad n=20	poniżej n=40	53+57 n=40	66 n=20	88 n=20
Cd	0,54±0,17 ^a	0,41±0,16 ^b	0,51±0,1 ^a	0,52±0,19 ^a	0,5±0,2 ^a	0,47±0,18 ^a	0,51±0,1 ^{ab}	0,6±0,2 ^b
Cr	9,8±8,4 ^a	23,03±23,8 ^b	8,96±1,91 ^{ab}	7,05±2,69 ^a	18,21±19,76 ^b	15,04±13,25 ^a	8,96±1,91 ^a	13,39±13,63 ^a
Cu	9,93±2,75 ^a	6,94±2,28 ^b	12,11±2,24 ^a	8,67±2,53 ^b	7,98±2,41 ^b	7,81±2,41 ^a	12,11±2,24 ^b	9,02±2,11 ^a
Ni	5,15±4,02 ^a	9,59±11,28 ^b	5,41±1,09 ^a	3,84±1,45 ^a	7,89±9,29 ^a	6,72±6,37 ^a	5,41±1,09 ^a	6,19±6,62 ^a
Pb	50,22±18,84 ^a	36,85±110,06 ^b	56,98±15,18 ^a	38,73±18,54 ^b	57,75±77,87 ^{ab}	49,64±64,3 ^a	56,98±15,18 ^b	54,95±17,8 ^b
Zn	62,73±15,96 ^a	54,99±19,2 ^a	63,57±11,04 ^a	55,49±12,1 ^a	62,05±20,9 ^a	55,24±15,65 ^a	63,57±11,04 ^{ab}	69,11±20,58 ^b

Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy analizowanymi parametrami, (średnia ± odchylenie standardowe)

Tabela. 6. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w warstwie 0-3 cm gleby w drzewostanach jodłowych w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Obecność brzegu lasu		Położenie powierzchni względem poziomu drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE n=20	TAK n=60	równy	ponad n=20	poniżej n=40	65 n=20	93+94 n=40	113 n=20
Cd	0,81±0,29 ^a	0,59±0,22 ^b	0±0	0,7±0,24 ^a	0,48±0,21 ^b	0,48±0,21 ^a	0,78±0,25 ^b	0,55±0,12 ^a
Cr	19,12±5,42 ^a	14,67±5,36 ^b	0±0	15,95±5,45	15,3±6,46	15,3±6,46 ^a	16,58±5,43 ^a	14,67±5,4 ^a
Cu	15,65±3,94 ^a	12,85±3,52 ^b	0±0	14,17±3,49 ^a	11,68±4,18 ^b	11,68±4,18 ^a	14,03±3,69 ^a	14,45±3,14 ^a
Ni	9,86±3,06 ^a	7,43±3,83 ^b	0±0	8,13±3,58	7,77±4,46	7,77±4,46 ^a	7,96±3,12 ^a	8,46±4,42 ^a
Pb	118,52±46,65 ^a	79,41±31,57 ^b	0±0	99,14±39,51 ^a	59,33±19,46 ^b	59,33±19,46 ^a	103,58±44,52 ^b	90,28±25,6 ^b
Zn	70,06±16,55 ^a	60,98±15,19 ^b	0±0	63,53±14,66	62,42±19,68	62,42±19,68 ^a	64,35±16,41 ^a	61,9±10,51 ^a

Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy analizowanymi parametrami, (średnia ± odchylenie standardowe)

Tabela. 7. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w warstwie 3-10 cm gleby w drzewostanach sosnowych w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Obecność brzegu lasu		Położenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE n=60	TAK n=20	równy n=20	ponad n=20	poniżej n=40	53+57 n=40	66 n=20	88 n=20
Cd	0,1±0,06 ^a	0,13±0,05 ^b	0,12±0,09 ^a	0,08±0,05 ^a	0,11±0,05 ^a	0,11±0,05 ^a	0,12±0,09 ^a	0,09±0,03 ^a
Cr	7,78±4,85 ^a	6,29±2,88 ^a	9,94±5,57 ^a	9,03±4,48 ^a	5,34±2,56 ^b	7,66±3,68 ^a	9,94±5,57 ^a	4,39±1,81 ^b
Cu	2,72±1,19 ^a	2,75±0,58 ^a	3,22±1,33 ^a	2,8±1,31 ^{ab}	2,45±0,65 ^b	2,78±0,95 ^{ab}	3,22±1,33 ^a	2,14±0,57 ^b
Ni	2,33±1,69 ^a	2,89±2,03 ^a	2,74±1,49 ^a	2,2±1,96 ^a	2,46±1,84 ^a	2,54±1,99 ^a	2,74±1,49 ^a	2,04±1,57 ^a
Pb	23,96±9,54 ^a	30,56±6,53 ^b	27±11,76 ^a	21,44±9,7 ^a	27,01±7,08 ^a	26±8,11 ^a	27±11,76 ^a	23,45±5,79 ^a
Zn	11,47±4,46 ^a	19,82±4,86 ^b	11,68±5,16 ^a	8,82±3,29 ^a	16,87±5,05 ^b	14,32±4,08 ^a	11,68±5,16 ^a	13,92±3,24 ^a

Objaśnienia: różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami (p=0,05)

Tabela. 8. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w poziomie mineralnym gleby w drzewostanach jodłowych w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

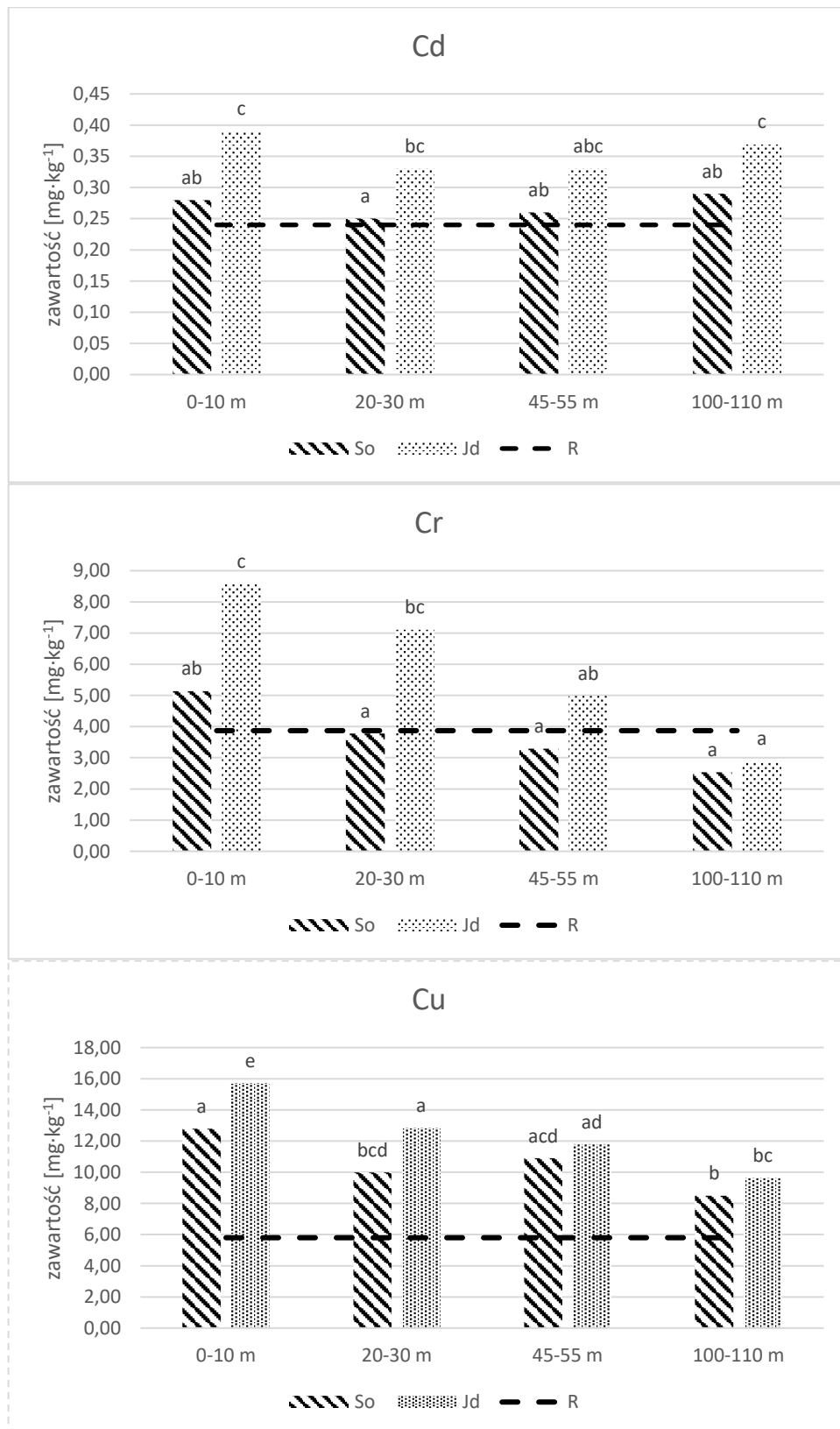
Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Obecność ściany lasu		Położenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	0 n=20	1 n=60	równy	ponad n=20	poniżej n=40	65 n=20	93+94 n=40	113 n=20
Cd	0,18±0,07 ^a	0,15±0,13 ^a	bd	0,16±0,12 ^a	0,15±0,11 ^a	0,15±0,11 ^a	0,21±0,11 ^a	0,07±0,04 ^b
Cr	17,74±8,03 ^a	13,1±6,75 ^b	bd	15,43±7,73 ^a	10,76±4,48 ^b	10,76±4,48 ^a	18,07±7,53 ^b	10,15±5,25 ^a
Cu	6,46±4,63 ^a	4,36±2,32 ^b	bd	5,24±3,51 ^a	3,8±1,29 ^a	3,8±1,29 ^a	5,9±3,67 ^b	3,93±2,49 ^{ab}
Ni	6,68±4,32 ^a	4,49±2,61 ^b	bd	5,46±3,28 ^a	3,77±2,82 ^b	3,77±2,82 ^a	6±3,22 ^b	4,39±2,72 ^{ab}
Pb	53,16±17,8 ^a	38,52±23,04 ^b	bd	45,47±23,74 ^a	32,32±15,75 ^b	32,32±15,75 ^a	53,79±23,27 ^b	28,82±12,99 ^a
Zn	24,51±12,02 ^a	23,37±12,42 ^a	bd	23,02±10,84 ^a	25,55±15,96 ^a	25,55±15,96 ^a	23,2±9,38 ^a	22,67±13,09 ^a

Objaśnienia: różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami (p=0,05)

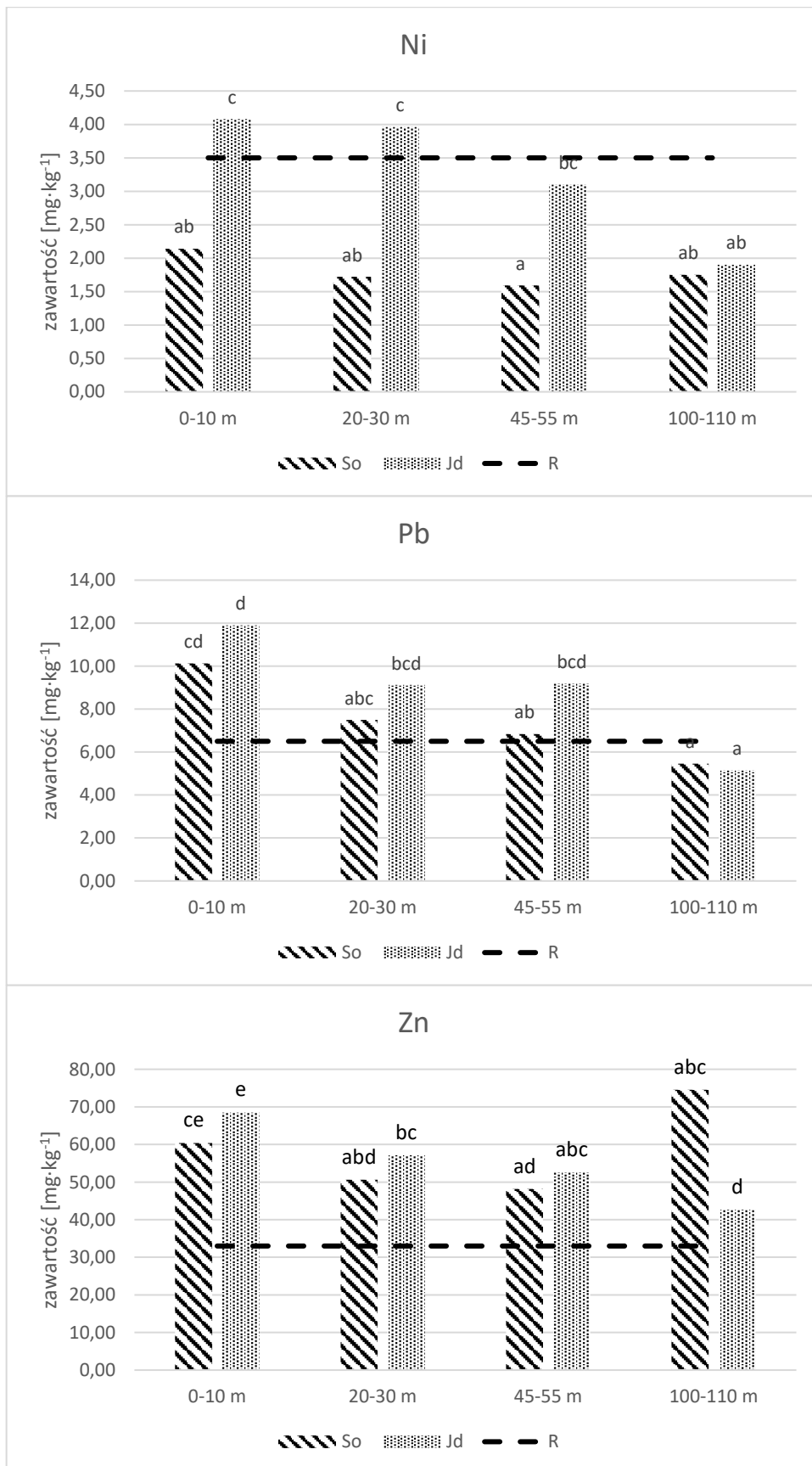
3.2.2. Koncentracja wybranych pierwiastków śladowych w mchach i borówce

Stwierdzono, że mchy zebrane w runie drzewostanów sosnowych i jodłowych kumulowały więcej metali śladowych tj. Cd, Cr, Cu, Ni, Pb i Zn niż na obszarach referencyjnych, nieobjętych czynnikami antropogenicznymi (Ryc. 14, Ryc. 15). Koncentracje pierwiastków śladowych w tkankach mchów charakteryzowały się przestrzenną zmiennością związaną z odległością od drogi. Stwierdzono, że największe zawartości Cu, Pb i Zn w mchach pod drzewostanami jodłowymi były w strefie 0-10 m od drogi. Największe koncentracje stwierdzono w bezpośrednim sąsiedztwie drogi. Podwyższone koncentracje Cd, Cu i Zn stwierdzono w całej badanej strefie do 110 m od drogi zarówno pod drzewostanami jodłowymi jak i sosnowymi. Podwyższone koncentracje Cr stwierdzono w mchach w strefie 0-10 m pod drzewostanami sosnowymi oraz w strefie do 55 m pod drzewostanami jodłowymi. W przypadku Ni widać wyraźnie większe koncentracje w strefie do 30 m od drogi pod drzewostanami jodłowymi. Natomiast w przypadku Pb w odniesieniu do danych referencyjnych przekroczenia odnotowano w strefie do 55 m zarówno pod drzewostanami jodłowymi jak i sosnowymi (Ryc. 14, Ryc. 15).

Czas depozycji zanieczyszczeń liczony od momentu udostępnienia drogi nie wpływał na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych w mchach, a wyjątek stanowiły jedynie koncentracje Ni w mchach pobranych w runie drzewostanów jodłowych (Tab. 9).

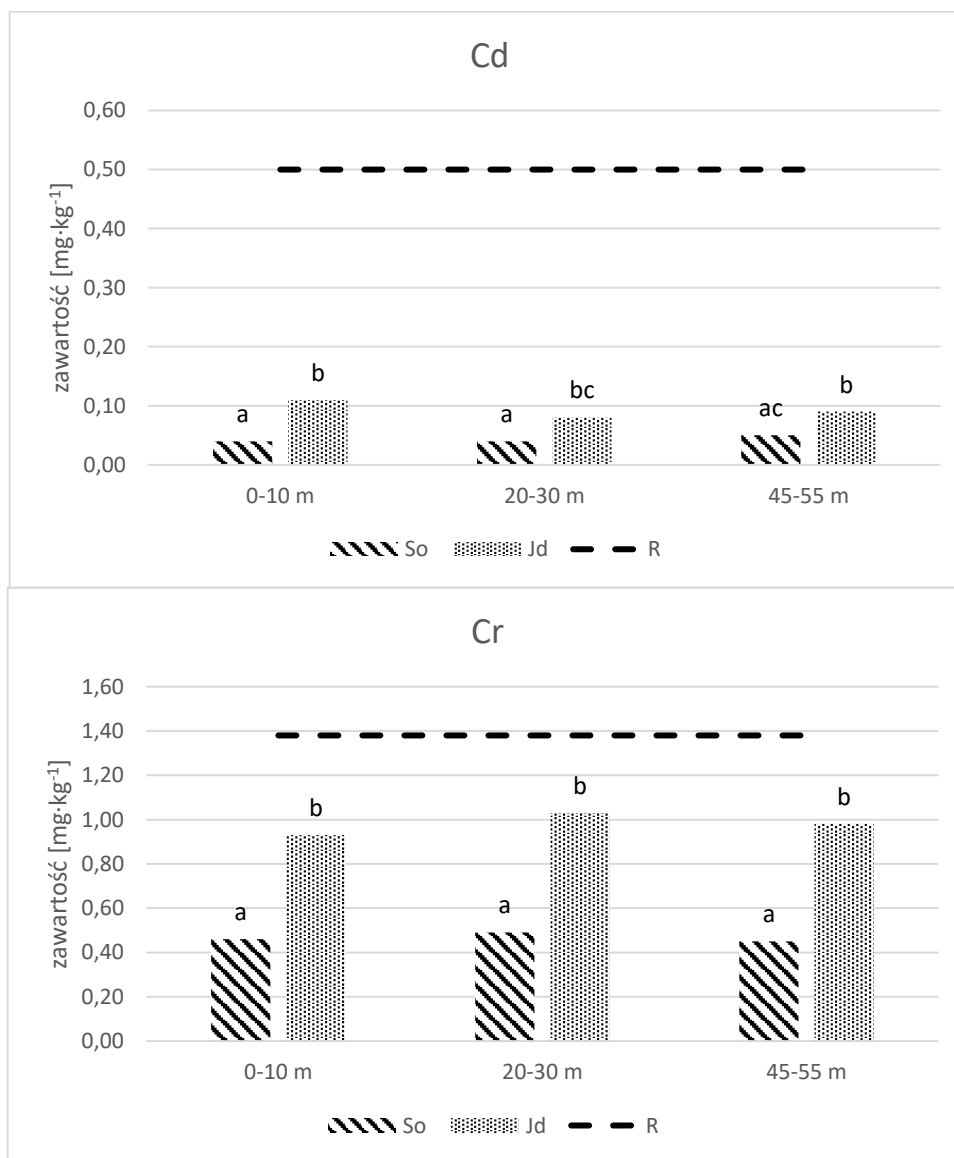


Rycina. 14. Koncentracje Cd, Cr i Cu w mchach w badanych strefach pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w mchach pomiędzy badanymi drzewostanami) (Harmens i in. 2013; Kłos *i in.* 2018)

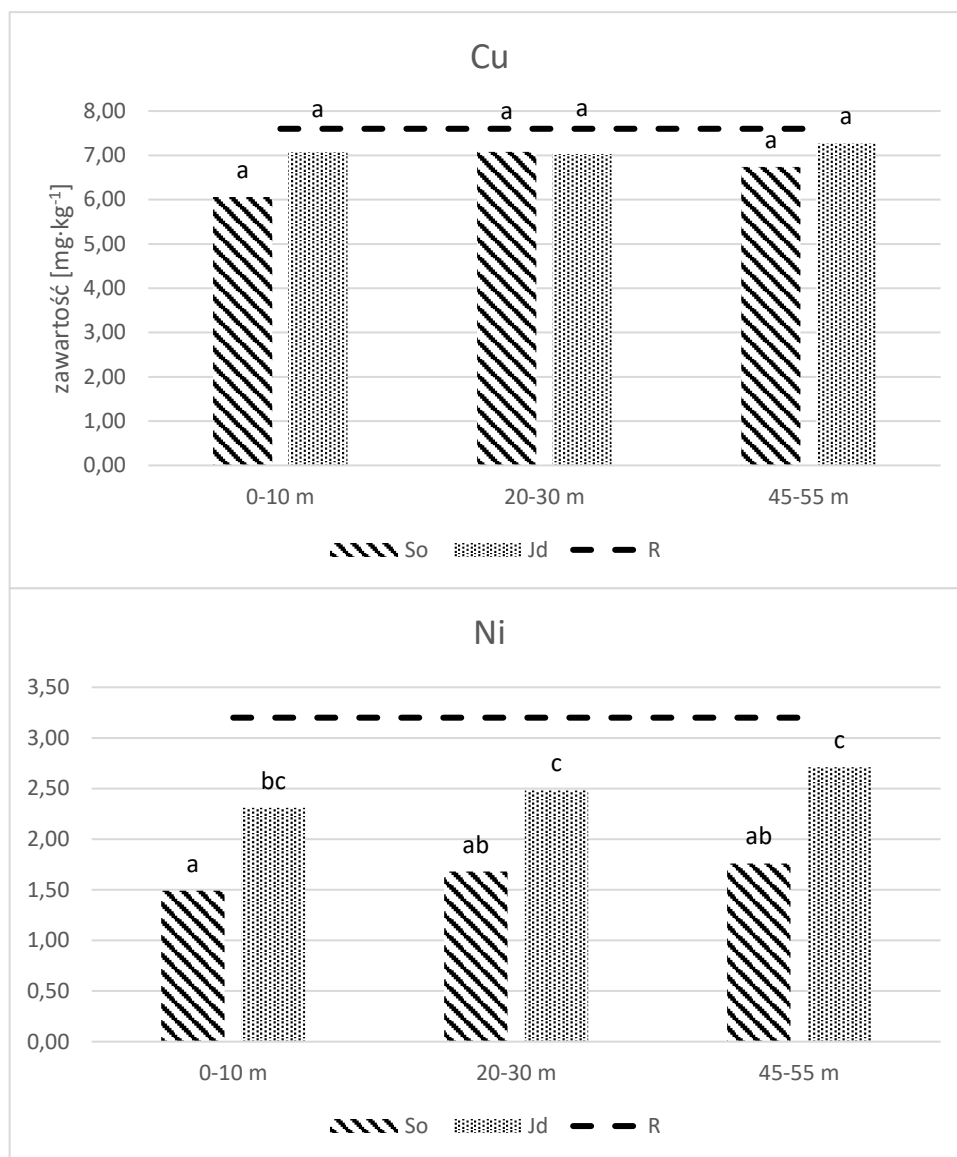


Rycina. 15. Koncentracje Ni, Pb i Zn w mchach w badanych strefach pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w mchach pomiędzy badanymi drzewostanami) (Kłos *i in.* 2018)

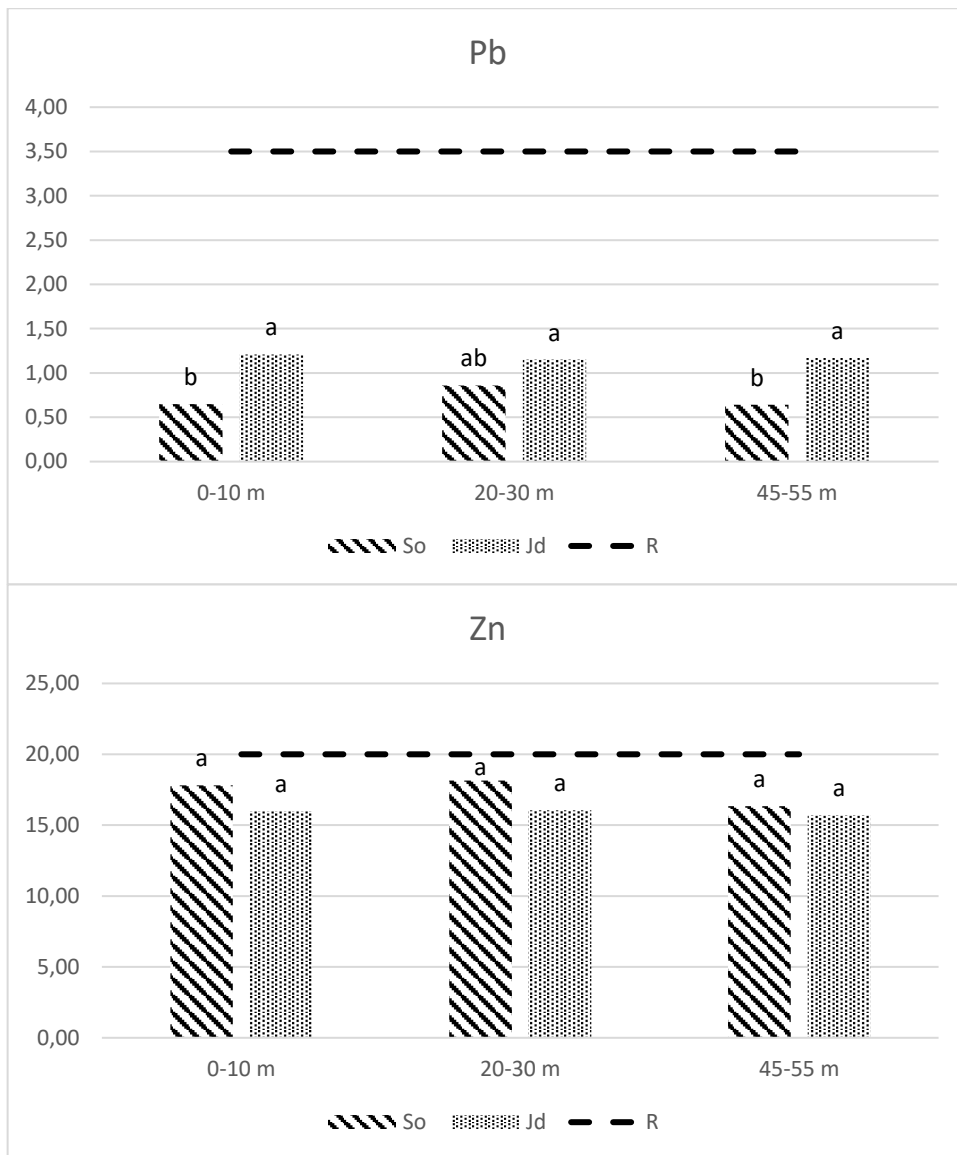
Koncentracje wszystkich badanych pierwiastków śladowych w liściach borówki zawierały się w przedziałach charakterystycznych dla terenów nieobjętych antropopresją, przy tym nie stwierdzono przestrzennej zmienności koncentracji pierwiastków. Stwierdzono większe koncentracje Cd, Cr, Ni i Pb w liściach borówek pobranych w runie drzewostanów jodłowych (Ryc. 16, Ryc. 17, Ryc. 18).



Rycina. 16. Koncentracje Cd i Cr w liściach borówki czarnej w badanych strefach pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w liściach borówki pomiędzy badanymi drzewostanami) (Kozanecka i in. 2002; Mróz i Demczuk 2010)



Rycina. 17. Koncentracje Cu i Ni w liściach borówki czarnej w badanych strefach pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w liściach borówki pomiędzy badanymi drzewostanami) (Mróz i Demczuk 2010)



Rycina. 18. Koncentracje Pb i Zn w liściach borówki czarnej w badanych strefach pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w liściach borówki pomiędzy badanymi drzewostanami) (Kozanecka i in. 2002; Mróz i Demczuk, 2010)

Tabela. 9. Koncentracja pierwiastków śladowych i wybranych mikroelementów w mchach w drzewostanach jodłowych i sosnowych w zależności od czasu depozycji zanieczyszczeń

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Gatunek			
	pod drzewostanami jodłowymi		pod drzewostanami sosnowymi	
	Okres depozycji zanieczyszczeń [ilość lat]			
	9	36	9	36
Cd	0.36 ± 0.09 ^a	0.35 ± 0.22 ^a	0.28 ± 0.0 ^a	0.25 ± 0.04 ^a
Cr	7.21 ± 6.38 ^a	4.68 ± 2.99 ^a	3.69 ± 1.42 ^a	3.61 ± 1.0 ^a
Cu	11.25 ± 2.35 ^a	13.69 ± 4.45 ^a	10.27 ± 2.27 ^a	11.25 ± 6.37 ^a
Ni	3.93 ± 2.62 ^a	2.63 ± 1.26 ^b	1.84 ± 0.48 ^a	1.67 ± 0.37 ^a
Pb	10.06 ± 4.76 ^a	7.65 ± 3.66 ^a	7.61 ± 3.58 ^a	7.05 ± 2.16 ^a
Zn	52.85 ± 12.11 ^a	57.59 ± 16.84 ^a	58.58 ± 7.35 ^a	56.46 ± 6.15 ^a

Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami (średnia ± odchylenie standardowe)

Tabela. 10. Koncentracja pierwiastków śladowych w liściach borówki czarnej w drzewostanach jodłowych i sosnowych w zależności od czasu depozycji zanieczyszczeń

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Gatunek			
	pod drzewostanami jodłowymi		pod drzewostanami sosnowymi	
	Okres depozycji zanieczyszczeń [ilość lat]			
	9	36	9	36
Cd	0.1 ± 0.04 ^a	0.1 ± 0.04 ^a	0.04 ± 0.02 ^a	0.1 ± 0.02 ^b
Cr	1.1 ± 0.3 ^a	0.8 ± 0.14 ^b	0.4 ± 0.23 ^a	0.6 ± 0.23 ^a
Cu	7.3 ± 1.3 ^a	6.7 ± 0.86 ^a	6.4 ± 1.21 ^a	7.2 ± 2.51 ^a
Ni	2.9 ± 0.53 ^a	1.7 ± 0.41 ^b	1.6 ± 0.59 ^a	1.7 ± 0.58 ^a
Pb	1.3 ± 0.38 ^a	0.9 ± 0.16 ^b	0.6 ± 0.26 ^a	1.0 ± 0.51 ^b
Zn	16.1 ± 1.77 ^a	15.6 ± 1.83 ^a	16.3 ± 2.48 ^a	20.8 ± 3.59 ^b

Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami (średnia ± odchylenie standardowe)

Stwierdzono jednakże, że najwyższe koncentracje Cr, Ni i Pb w liściach borówki czarnej wystąpiły na powierzchniach jodłowych będących pod krótszym okresem depozycji zanieczyszczeń drogowych (9 lat) i wynosiły odpowiednio 1,1 mg·kg⁻¹, 2,9 mg·kg⁻¹ i 1,3 mg·kg⁻¹. Natomiast w liściach borówki zebranych pod drzewostanami sosnowymi koncentracje Cd, Pb i Zn były najwyższe na powierzchniach będących pod długim wpływem ruchu drogowego i wynosiły odpowiednio 0,1 mg·kg⁻¹, 1,0 mg·kg⁻¹ i 20,8 mg·kg⁻¹ (Tab. 12)

Obecność wykształconego brzegu lasu nie miała większego wpływu na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych w mchach, co stwierdzono zarówno w przypadku mchów zebranych w runie drzewostanów sosnowych jak i jodłowych. Wyjątek dotyczył koncentracji Zn w mchach pobranych w runie drzewostanów sosnowych na powierzchniach z wykształconym brzegiem lasu, gdzie zawartości tego pierwiastka były największe (Tab.11, Tab.12). Podobną zależność stwierdzono także w przypadku koncentracji Pb w mchach, gdzie największe wartości stwierdzono na powierzchniach bez strefy brzegowej lasu w runie drzewostanów jodłowych (Tab. 11, Tab. 12).

Inne wyniki otrzymano w przypadku koncentracji pierwiastków śladowych w liściach borówki czernicy, gdzie brzeg lasu wyraźnie wpływał na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych. Stwierdzono, że najwięcej Cd, Pb i Zn było w liściach borówki z wykształconym brzegiem lasu w runie drzewostanów sosnowych. Inaczej sytuacja wyglądała w przypadku koncentracji Cd, Cr, Ni i Pb w liściach borówki pobranych z runa drzewostanów jodłowych, gdzie największe wartości stwierdzono na powierzchniach bez wykształconej strefy brzegowej lasu (Tab. 13, Tab. 14).

Stwierdzono, iż mikrotopografia powierzchni badawczych miało wpływ na wielkość koncentracji pierwiastków w mchach jak i w liściach borówki czernicy. Wykazano, że najwyższe zawartości Cr, Pb i Zn w mchach pobranych w runie drzewostanów sosnowych były na powierzchniach położonych poniżej osi drogi. Wyjątek stanowił Cd, którego największe zawartości stwierdzono na powierzchniach położonych na powierzchniach powyżej i poniżej osi drogi. Wpływ położenia powierzchni względem osi drogi na zawartość pierwiastków śladowych był słabiej widoczny w przypadku mchów pobranych z runa drzewostanów jodłowych. Stwierdzono, że największe koncentracje Cd i Pb były na powierzchniach położonych powyżej poziomu osi drogi, a w przypadku Cu poniżej poziomu osi drogi (Tab. 11, Tab. 12). Liście borówek występujące w runie drzewostanów sosnowych na powierzchniach poniżej poziomu drogi akumulowały więcej Pb i Zn. Natomiast borówki występujące na powierzchniach położonych w poziomie drogi akumulowały więcej Cu i Ni. Największe koncentracje Cr stwierdzono na powierzchniach położonych powyżej i poniżej poziomu osi drogi (Tab. 13, Tab. 14).

Stwierdzono, że mchy pobrane ze starszych drzewostanów sosnowych wykazywały najwyższe koncentracje Cd, Cr, Pb i Zn. Podobną tendencję stwierdzono także w przypadku zawartości Cd, Cr, Ni i Pb w mszakach pobranych w starszych drzewostanach jodłowych, gdzie wartości te były najwyższe (Tab.11; Tab.12). W przypadku wpływu wieku drzewostanu na wielkość koncentracji metali śladowych w liściach borówki, nie można jasno określić zachodzących tendencji, pomimo stwierdzonych różnic statystycznych. Jedynie w przypadku

koncentracji Cu i Ni stwierdzono większe koncentracje w liściach borówek rosnących w starszych drzewostanach sosnowych (Tab. 13, Tab. 14).

Tabela. 11. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w mchach w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Sosna zwyczajna							
	Obecność brzegu lasu		Położenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE n=58	TAK n=20	równy n=20	ponad n=18	poniżej n=40	53+57 n=40	66 n=20	88 n=20
Cd	0,28±0,07 ^a	0,25±0,04 ^a	0,22±0,06 ^a	0,27±0,04 ^b	0,29±0,06 ^b	0,26±0,04 ^a	0,22±0,06 ^b	0,33±0,06 ^c
Cr	3,69±1,42 ^a	3,61±1 ^a	2,97±1,45 ^a	3,84±1,19 ^{ab}	3,94±1,2 ^b	3,72±1,09 ^{ab}	2,97±1,45 ^a	4,27±1,31 ^b
Cu	10,27±2,27 ^a	11,25±6,37 ^a	11,06±3,05 ^a	9,38±0,87 ^a	10,76±4,69 ^a	10,31±3,62 ^a	11,06±3,05 ^a	10,28±2,02 ^a
Ni	1,84±0,48 ^a	1,67±0,37 ^a	1,85±0,53 ^a	1,83±0,44 ^a	1,76±0,43	1,75±0,4 ^a	1,85±0,53 ^a	1,85±0,49
Pb	7,61±3,58 ^a	7,05±2,16 ^a	5,53±1,56 ^a	6,63±1,63 ^a	8,81±3,83 ^b	6,84±1,89 ^a	5,53±1,56 ^{aa}	10,57±4,36 ^b
Zn	51,58±7,35 ^a	56,46±6,15 ^b	48,8±7,99 ^a	51,42±6,62 ^{ab}	55,48±6,31 ^b	53,94±6,38 ^a	48,8±7,99 ^b	54,5±6,48 ^a

Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami (średnia ± odchylenie standardowe)

Tabela. 12. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w mchach w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Jodła pospolita							
	Obecność brzegu lasu		Położenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE n=20	TAK n=58	równy	ponad n=18	poniżej n=40	65 n=20	93+94 n=40	113 n=18
Cd	0,41±0,09 ^a	0,34±0,19 ^a	bd ¹	0,4±0,17 ^a	0,24±0,09 ^b	0,24±0,09 ^a	0,43±0,17 ^b	0,31±0,07 ^a
Cr	5,86±2,31 ^a	5,93±5,74 ^a	bd	6,26±5,52 ^a	4,91±3,38 ^a	4,91±3,38 ^a	5,16±2,46 ^a	8,71±8,84 ^b
Cu	12,14±1,72 ^a	12,63±4,26 ^a	bd	11,74±3,45 ^a	14,7±3,87 ^b	14,7±3,87 ^a	12,42±3,29 ^b	10,25±2,59 ^b
Ni	3,5±1,32 ^a	3,18±2,35 ^a	bd	3,4±2,3 ^a	2,86±1,49 ^a	2,86±1,49 ^a	2,95±1,15 ^a	4,41±3,54 ^b
Pb	11,74±5,45 ^{aa}	7,82±3,45 ^b	bd	9,45±4,76 ^a	7,01±2,21 ^b	7,01±2,21 ^a	10,01±5,06 ^b	8,2±3,01 ^{ab}
Zn	56,03±12,53 ^a	55,02±15,63 ^a	bd	55,3±15,91 ^a	55,22±11,47 ^a	55,22±11,47 ^a	57,99±16,74 ^a	49,31±10,9 ^a

Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami; ¹ - oznacza brak danych, w danej strefie nie pobierano próbek do analiz (średnia ± odchylenie standardowe)

Tabela. 13. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w liściach borówki czernicy w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Sosna zwyczajna							
	Obecność brzegu lasu		Położenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE n=45	TAK n=15	równy n=15	ponad n=15	poniżej n=30	53+57 n=30	66 n=15	88 n=15
Cd	0,04±0,02 ^a	0,06±0,02 ^b	0,04±0,03 ^a	0,04±0,02 ^a	0,05±0,02 ^a	0,05±0,02 ^a	0,04±0,03 ^a	0,05±0,01 ^a
Cr	0,44±0,23 ^a	0,56±0,23 ^a	0,18±0,12 ^a	0,54±0,18 ^b	0,58±0,18 ^b	0,55±0,2 ^a	0,18±0,12 ^b	0,61±0,11 ^a
Cu	6,44±1,21 ^a	6,58±0,87 ^a	7,57±0,77 ^a	6,4±1,01 ^b	5,94±0,96 ^b	6,49±0,94 ^a	7,57±0,77 ^b	5,35±0,6 ^c
Ni	1,61±0,59 ^a	1,74±0,58 ^a	2,13±0,56 ^a	1,38±0,49 ^b	1,54±0,51 ^b	1,56±0,53 ^a	2,13±0,56 ^b	1,33±0,34 ^a
Pb	0,6±0,23 ^a	0,9±0,21 ^b	0,38±0,16 ^a	0,58±0,16 ^b	0,86±0,18 ^c	0,74±0,18 ^a	0,38±0,16 ^b	0,82±0,16 ^a
Zn	16,3±2,48 ^a	20,84±3,59 ^b	14,63±1,7 ^a	16,31±2,18 ^a	19,4±3,34 ^b	18,58±2,88 ^a	14,63±1,7 ^b	17,96±2,39 ^a

Objaśnienia: ^{a,b,c} - małymi literami (a,b,c) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami (średnia ± odchylenie standardowe)

Tabela. 14. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w liściach borówki czernicy w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Jodła pospolita							
	Obecność brzegu lasu		Położenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE n=15	TAK n=27	równy	ponad n=42	poniżej	65	93+94 n=15	113 n=30
Cd	0,12±0,03 ^a	0,08±0,04 ^b	bd ¹	0,09±0,04	bd	bd	0,11±0,04 ^a	0,07±0,02 ^b
Cr	1,11±0,23 ^a	0,87±0,24 ^b	bd	0,95±0,26	bd	bd	0,93±0,19 ^a	1,03±0,25 ^a
Cu	7,56±1,65 ^a	6,87±0,76 ^a	bd	7,12±1,19	bd	bd	7,14±1,26 ^a	7,06±0,61 ^a
Ni	2,94±0,5 ^a	2,24±0,75 ^b	bd	2,49±0,74	bd	bd	2,34±0,45 ^a	2,86±0,58 ^a
Pb	1,46±0,42 ^a	1,02±0,22 ^b	bd	1,18±0,37	bd	bd	1,2±0,29 ^a	1,13±0,23 ^a
Zn	16,29±2,14	15,7±1,57	bd	15,91±1,79	bd	bd	15,92±1,98 ^a	15,89±1,22 ^a

Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami; ¹ – oznacza brak danych, w danej strefie nie pobierano próbek do analiz (średnia ± odchylenie standardowe)

Tabela. 15. Koncentracja pierwiastków śladowych i wybranych mikroelementów w liściach borówki czernicy oraz tkankach mchów w drzewostanach jodłowych i sosnowych

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Mchy		Borówka czernica	
	pod jodłą n=78	pod sosną n=78	pod jodłą n=42	pod sosną n=60
Cd	0.36 ± 0.17 ^a	0.27 ± 0.07 ^b	0.09 ± 0.04 ^a	0.04 ± 0.02 ^b
Cr	5.91 ± 5.07 ^a	3.67 ± 1.32 ^b	0.98 ± 0.31 ^a	0.47 ± 0.23 ^b
Cu	12.5 ± 3.77 ^a	10.52 ± 3.74 ^b	7.12 ± 1.19 ^a	6.63 ± 1.64 ^a
Ni	3.26 ± 2.13 ^a	1.8 ± 0.46 ^b	2.49 ± 0.74 ^a	1.65 ± 0.59 ^b
Pb	8.82 ± 4.37 ^a	7.47 ± 3.27 ^b	1.18 ± 0.37 ^a	0.72 ± 0.38 ^b
Zn	55.28 ± 14.83 ^a	52.83 ± 7.34 ^b	15.91 ± 1.79 ^a	17.44 ± 3.4 ^b

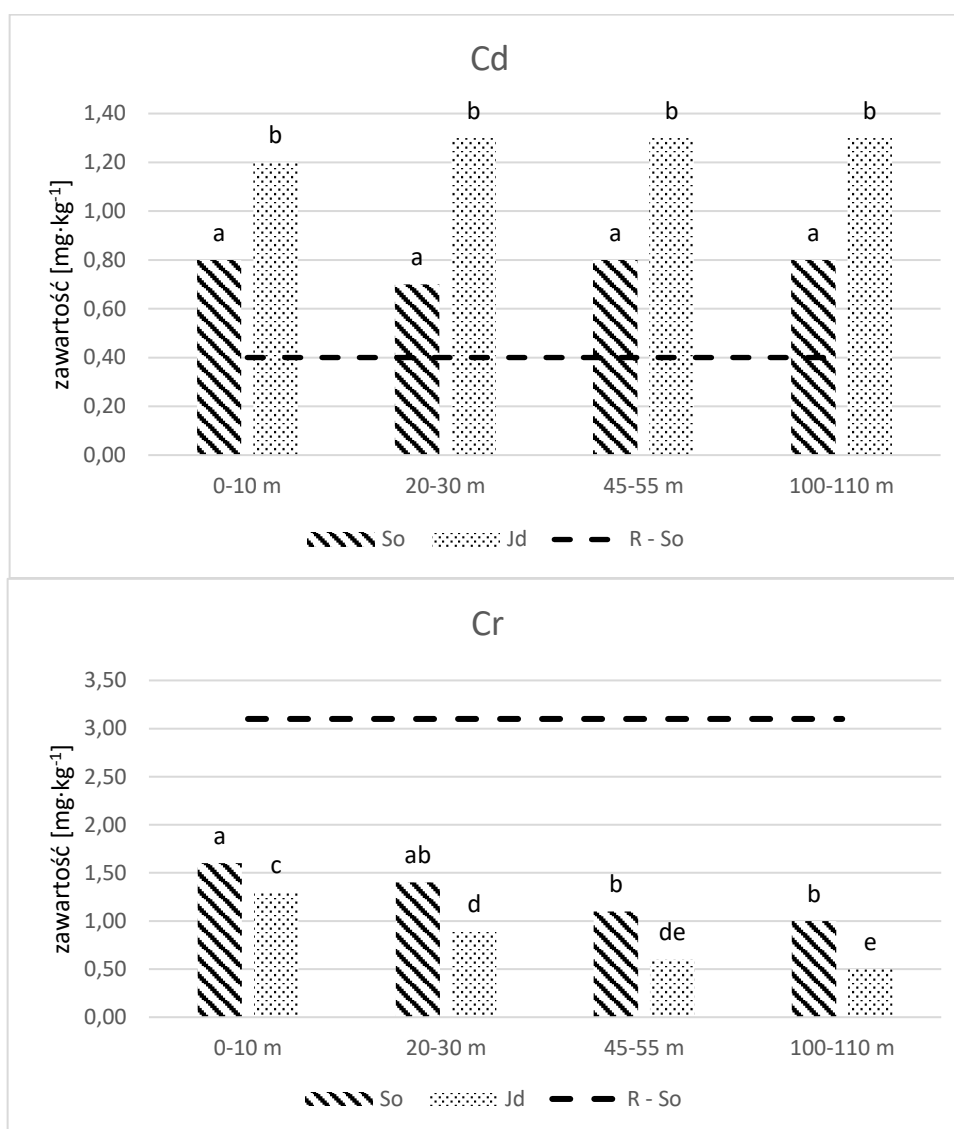
Objaśnienia: ^{a,b} - różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami (p=0,05) (średnia ± odchylenie standardowe)

Największe koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w tkankach mchów stwierdzono w drzewostanach jodłowych. Koncentracje Cd, Cr, Cu, Ni, Pb i Zn wynosiły odpowiednio: 0,36 mg·kg⁻¹, 5,91 mg·kg⁻¹, 12,5 mg·kg⁻¹, 3,26 mg·kg⁻¹, 8,82 mg·kg⁻¹ i 55,28 mg·kg⁻¹. Największe zawartości Cd, Cr, Ni, Pb i Zn w liściach borówki czernicy również stwierdzono w próbkach pobranych w runie drzewostanów jodłowych (Tab. 15).

Na podstawie uzyskanych wyników można przyjąć, że depozycja pierwiastków śladowych w tkankach mchów charakteryzowała się następującą prawidłowością zarówno pod drzewostanami jodłowymi, jak i sosnowymi: Zn>Cu>Pb>Cr>Ni>Cd. Natomiast w przypadku liści borówki czernicy depozycja wykazała niezależnie od składu gatunkowego drzewostanu następującą prawidłowość: Zn>Cu>Ni>Pb>Cr>Cd (Tab. 15).

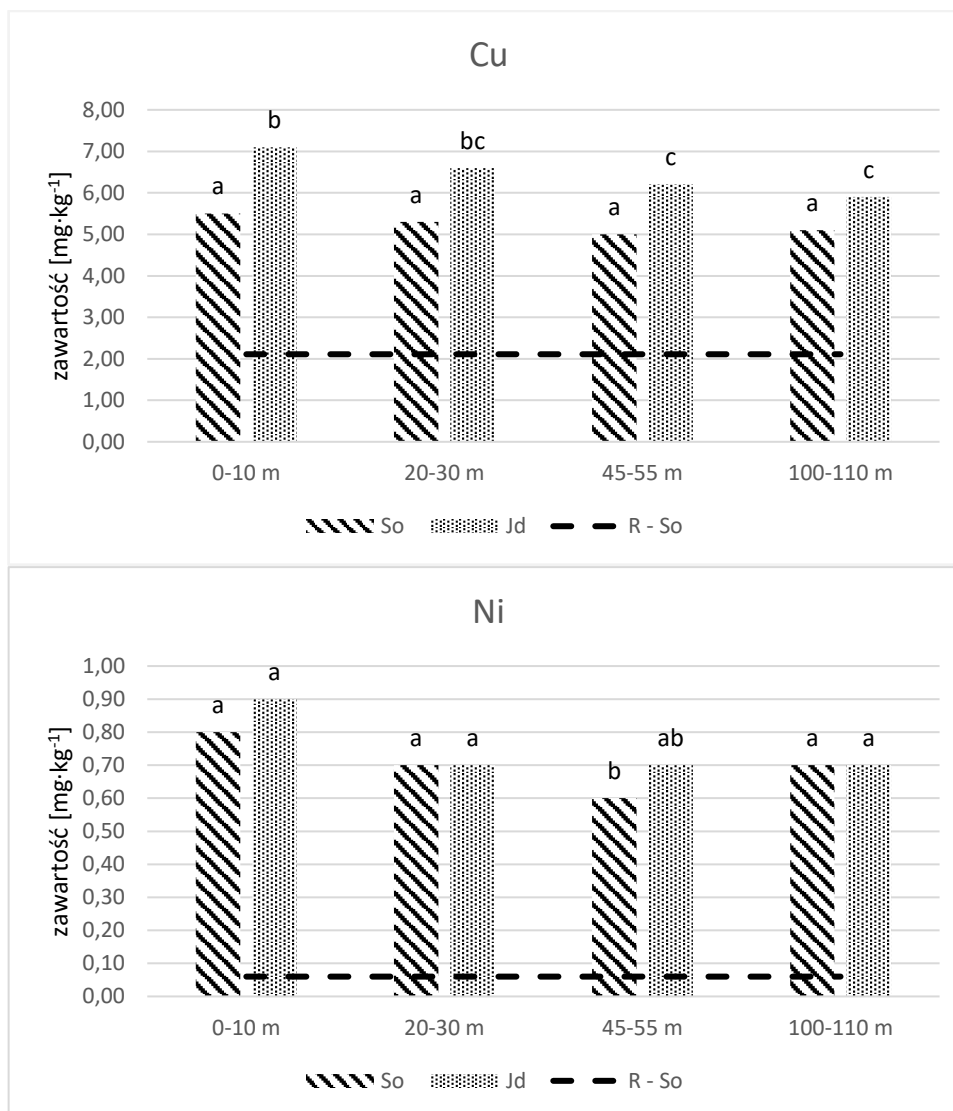
3.2.3. Koncentracja wybranych pierwiastków śladowych w korze i igłach sosny zwyczajnej i jodły pospolitej

Koncentracje Cd, Cu i Zn były większe w korze jodłowej niż w korze sosnowej i wynosiły odpowiednio: 1,3 mg·kg⁻¹, 6,5 mg·kg⁻¹, 34,3 mg·kg⁻¹. Największe koncentracje Cr i Pb stwierdzono w korze sosnowej i wynosiły 1,3 mg·kg⁻¹ dla Cr oraz 8,5 mg·kg⁻¹ dla Pb. Na podstawie uzyskanych wyników można przyjąć, że depozycja pierwiastków śladowych na korze charakteryzowała się następującą prawidłowością dla kory jodłowej: Zn>Cu>Pb>Cr>Ni oraz dla kory sosnowej: Zn>Pb>Cu>Cr>Cd>Ni (Tab. 22).



Rycina. 19. Koncentracje Cd i Cr w korze sosnowej (So) i jodłowej (Jd) w badanych strefach z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R-So) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w korze pomiędzy badanymi drzewostanami) (Schulz *i in.* 1999)

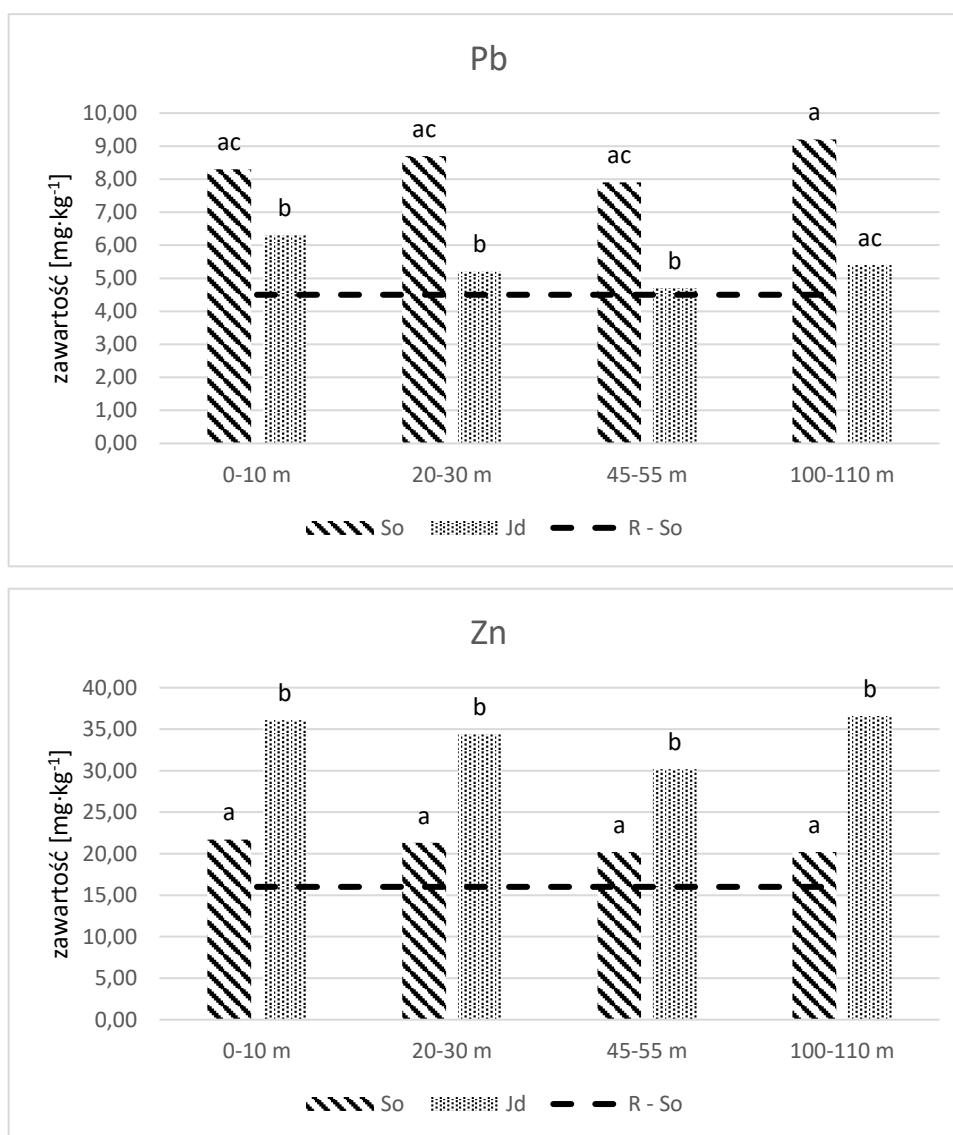
Koncentracje Cd, Cu, Ni, Pb i Zn w korze drzew na powierzchniach badawczych były podwyższone w stosunku do danych z obszarów uznawanych za referencyjne tj. niepodlegających wpływom antropogenicznym (Ryc. 19, Ryc. 20, Ryc. 21).



Rycina. 20. Koncentracje Cu i Ni w korze sosnowej (So) i jodłowej (Jd) w badanych strefach z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R-So) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w korze pomiędzy badanymi drzewostanami) (Kosiorek i in. 2016)

Koncentracje pierwiastków śladowych w korze charakteryzowały się niewielką przestrzenną zmiennością (Ryc. 19, Ryc. 20, Ryc. 21). Wpływ drogi uwidocznił się w przypadku koncentracji Cr i Cu w strefach bezpośredniego oddziaływania ruchu kołowego. Stwierdzono, że największe zawartości Cr w korze jodłowej (1,3 mg·kg⁻¹) i sosnowej (1,6 mg·kg⁻¹) były w strefie 0-10 m i zmniejszały się wraz ze wzrostem odległości od drogi. W przypadku Cu największe wartości stwierdzono w korze jodłowej w strefie 0-10 m (7,1 mg·kg⁻¹) i 20-30 m (5,5 mg·kg⁻¹). W korze jodłowej i sosnowej nie wykazano przestrzennej

zmienności koncentracji Cd, Pb i Zn w wyznaczonych strefach. Stwierdzono ponadto, że kora jodłowa charakteryzowała się większą zawartością Cd, Cu i Zn w stosunku do kory sosnowej, a kora sosnowa zawierała większe oncentracje Cr i Pb (Ryc. 19, Ryc. 20, Ryc. 21).



Rycina. 21. Koncentracje Pb i Zn w korze sosnowej (So) i jodłowej (Jd) w badanych strefach z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R-So) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w korze pomiędzy badanymi drzewostanami) (Schulz *i in.* 1999; Migaszewski *i in.* 2005)

Tabela. 16. Koncentracja pierwiastków śladowych w korze jodły pospolitej i sosny zwyczajnej w zależności od czasu depozycji na zanieczyszczenia

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Gatunek			
	pod jodłą		pod sosną	
	Okres depozycji zanieczyszczeń [ilość lat]			
	36 n=19	9 n=59	36 n=39	9 n=40
Cd	1.3 ± 0.56 ^a	1,2 ± 0.45 ^a	0.6 ± 0.26 ^a	0.8 ± 0.53 ^b
Cr	0.6 ± 0.52 ^a	1.0 ± 0.62 ^b	1.4 ± 0.73 ^a	1.2 ± 0.58 ^a
Cu	6.8 ± 1.5 ^a	6.2 ± 1.4 ^b	5.6 ± 0.95 ^a	5.2 ± 0.96 ^a
Ni	0.7 ± 0.24 ^a	0.8 ± 0.33 ^b	0.8 ± 0.31 ^a	0.7 ± 0.2 ^b
Pb	5.6 ± 4.05 ^a	5.2 ± 3.84 ^a	8.6 ± 3.91 ^a	8.5 ± 4.14 ^a
Zn	39.7 ± 10.01 ^a	29.0 ± 7.56 ^b	21.5 ± 4.4 ^a	20.7 ± 4.79 ^a

Objaśnienia: a,b - różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami (p=0,05) (średnie ± odchylenie standardowe)

Tabela. 17. Koncentracja pierwiastków śladowych w igłach jodły pospolitej i sosny zwyczajnej w zależności od czasu emisji zanieczyszczeń

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Gatunek (n=8)			
	pod jodłą		pod sosną	
	Okres depozycji zanieczyszczeń [ilość lat]			
	36	9	36	9
Cd	1.27 ± 0.56 ^a	0.12 ± 0.1 ^a	0.6 ± 0.26 ^a	0.12 ± 0.08 ^a
Cr	0.64 ± 0.52 ^a	0.23 ± 0.13 ^a	1.4 ± 0.73 ^a	0.58 ± 0.36 ^a
Cu	6.76 ± 1.5 ^a	3.06 ± 0.37 ^a	5.35 ± 0.95 ^a	8.78 ± 9.58 ^a
Ni	0.69 ± 0.24 ^a	1.91 ± 0.33 ^a	0.81 ± 0.31 ^a	1.33 ± 0.9 ^a
Pb	5.57 ± 4.05 ^a	0.53 ± 0.15 ^a	8.63 ± 3.91 ^a	1.42 ± 1.28 ^a
Zn	39.71 ± 10.01 ^a	26.82 ± 6.05 ^{ab}	21.45 ± 4.4 ^a	58.31 ± 15.32 ^{ab}

Objaśnienia: a,b - różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami (p=0,05) (średnie ± odchylenie standardowe)

Czas oddziaływania ruchu kołowego miał wpływ na wielkość koncentracji badanych pierwiastków śladowych w korze. Stwierdzono wyraźne różnice w wielkości koncentracji pierwiastków w korze jodłowej i w mniejszym stopniu w korze sosnowej (Tab. 16).

Dłuższy czas depozycji zanieczyszczeń (36 lat) wyraźnie wpłynął na większe koncentracje Cu i Zn w korze jodłowej, które wynosiły średnio: 6,8 mg·kg⁻¹ (Cu) i 39,7 mg·kg⁻¹ (Zn). Natomiast powierzchnie będące pod krótszym czasem depozycji zanieczyszczeń charakteryzowały się większą koncentracją Cr i Ni w korze jodłowej i wynosiły średnio 1,0 mg·kg⁻¹ (Cr) oraz 0,8 mg·kg⁻¹ (Ni) (Tab. 16).

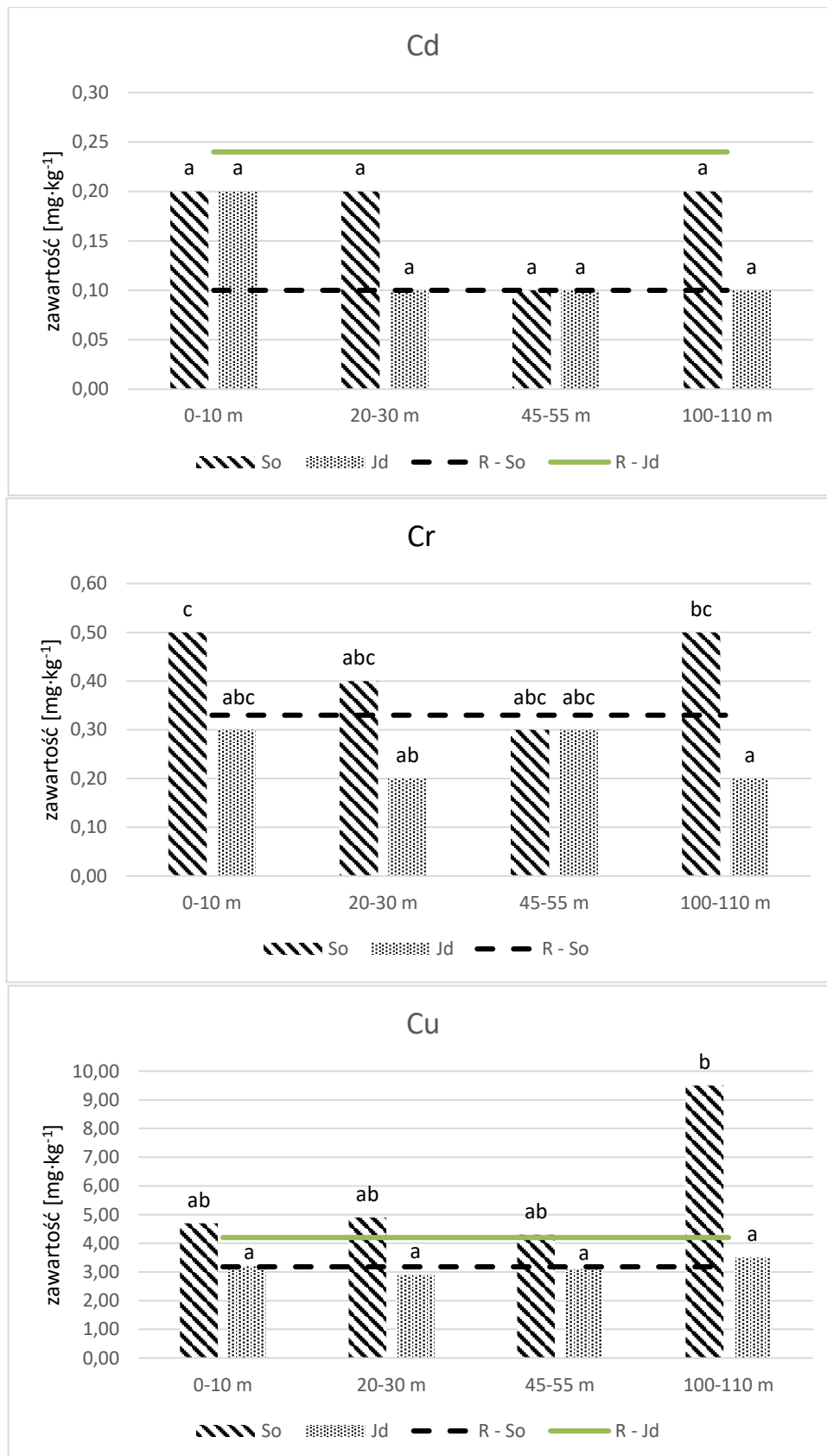
Najwyższe koncentracje Cd w korze sosnowej stwierdzono na powierzchniach będących pod krótszym wpływem depozycji zanieczyszczeń (9 lat) i wynosiły średnio $0,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Kora sosnowa będąca pod wpływem dłuższej depozycji zanieczyszczeń charakteryzowała się większymi koncentracjami Ni i wynosiła średnio $0,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Tab. 16).

Stwierdzono, że igły sosnowe zakumulowały więcej Cr ($0,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Cu ($5,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i Zn ($54,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) niż jodłowe. Igły jodłowe charakteryzowały się większą zawartością Ni, która wynosiła $2,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Na podstawie zaprezentowanych danych dotyczących koncentracji pierwiastków w igłach obserwuje się pewną prawidłowość zarówno w drzewostanach sosnowych jak i jodłowych: $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Cd}$ (Tab.22).

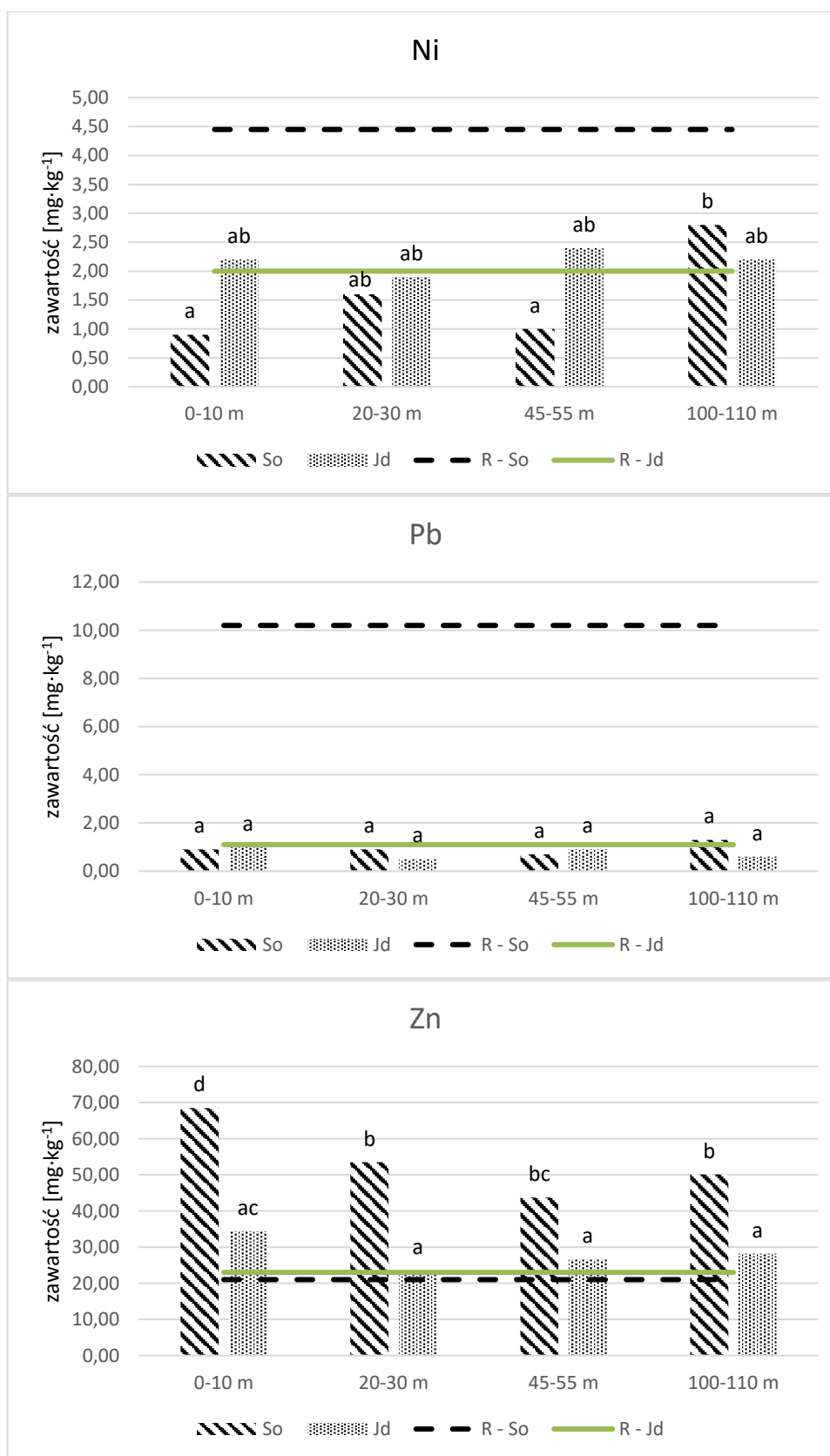
Czas oddziaływania ruchu kołowego miał wpływ na wielkość koncentracji badanych pierwiastków śladowych w igłach (Tab. 17).

Uzyskane koncentracje Cd, Cr, Cu i Zn w igłach sosnowych oraz Ni i Zn w igłach jodłowych wskazywały na wyraźne przekroczenia w stosunku do danych referencyjnych. Stwierdzono, że koncentracje Zn były przekroczone we wszystkich badanych strefach zarówno w drzewostanach sosnowych jak i jodłowych. Koncentracje Cd w igłach sosnowych były wyższe od wartości referencyjnych w strefie 0-10m 20-30m i 100-110m. Zawartość Cu w igłach sosnowych charakteryzowała się wartościami wyższymi od danych referencyjnych w całej strefie do 110 m. Podobnie było także w przypadku Cr, z wyjątkiem w strefie 45-55m. Wykazano także wyższe wartości Ni w igłach jodłowych w strefie 0-10 m, 45-55 m i 100-110 m od drogi (Ryc. 22, Ryc. 23).

Pomimo stwierdzonych przekroczeń koncentracji pierwiastków śladowych w stosunku do danych referencyjnych w igłach jodłowych i sosnowych nie stwierdzono przestrzennej zmienności w zależności od odległości od drogi. Wyjątek stwierdzono tylko w przypadku zawartości Zn w igłach sosnowych, gdzie w strefie do 10 m stwierdzono najwyższe koncentracje tego pierwiastka (Ryc. 22, Ryc. 23).



Rycina. 22. Koncentracje Cd, Cr i Cu w igłach sosnowych (So) i jodłowych (Jd) w badanych strefach z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R-So i R-Jd) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w korze pomiędzy badanymi drzewostanami) (Sawidis *i in.* 2011a; Pająk *i in.* 2015; Świercz *i in.* 2022)



Rycina. 23. Koncentracje Ni, Pb i Zn w igłach sosnowych (So) i jodłowych (Jd) w badanych strefach z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R-So i R-Jd) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w korze pomiędzy badanymi drzewostanami) (Migaszewski i in. 2005; Pająk *in. in.* 2015; Gamrat i Ligocka 2018)

Tabela. 18. Koncentracja wybranych pierwiastków śladowych w igłach sosny zwyczajnej w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Sosna zwyczajna							
	Obecność brzegu lasu		Położenie powierzchni względem poziomu drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE n=16	TAK n=8	równy	ponad n=8	poniżej n=16	53+57 n=16	66	88 n=8
Cd	0,17±0,11 ^a	0,12±0,08 ^a	bd ¹	0,09±0,06 ^a	0,18±0,1 ^a	0,11±0,07 ^a	bd	0,24±0,08 ^b
Cr	0,31±0,14 ^a	0,59±0,36 ^b	bd	0,3±0,15 ^a	0,46±0,3 ^a	0,44±0,26 ^a	bd	0,33±0,14 ^a
Cu	4,41±0,56 ^a	8,78±9,58 ^a	bd	4,13±0,19 ^a	6,74±6,89 ^a	6,46±4,88 ^a	bd	4,7±0,67 ^a
Ni	1,33±0,53 ^a	1,33±0,9 ^a	bd	1,6±0,56 ^a	1,21±0,68 ^a	1,46±0,73 ^a	bd	1,09±0,39 ^a
Pb	0,72±0,26 ^a	1,42±1,28 ^b	bd	0,58±0,29 ^a	1,14±0,92 ^a	1±0,78 ^a	bd	0,87±0,13 ^a
Zn	51,79±14,84 ^a	58,31±15,32 ^a	bd	41,48±9,71 ^a	60,2±13,28 ^b	49,89±12,51 ^a	bd	62,1±11,61 ^a

Objaśnienia: ^{a,b} – małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami; ¹ – oznacza brak danych, w danej strefie nie pobierano próbek do analiz, (średnie ± odchylenie standardowe;)

Tabela. 19. Koncentracja wybranych pierwiastków śladowych w igłach jodły pospolitej w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Jodła pospolita							
	Obecność brzegu lasu		Położenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	n=8		n=8			n=16		
	NIE	TAK	równy	ponad	poniżej	65	93+94	113
Cd	0,1±0,07 ^a	0,12±0,1 ^a	bd ¹	0,11±0,08	bd	bd	0,11±0,08	bd
Cr	0,24±0,14 ^a	0,22±0,15 ^a	bd	0,23±0,14	bd	bd	0,23±0,14	bd
Cu	3,23±0,67 ^a	3,06±0,37 ^a	bd	3,14±0,53	bd	bd	3,14±0,53	bd
Ni	2,43±0,79 ^a	1,91±0,33 ^a	bd	2,17±0,64	bd	bd	2,17±0,64	bd
Pb	0,95±0,35 ^a	0,53±0,15 ^a	bd	0,74±0,34	bd	bd	0,74±0,34	bd
Zn	29,54±5,66 ^a	26,82±6,05 ^a	bd	28,18±5,83	bd	bd	28,18±5,83	bd

Objaśnienia: ^{a,b} – małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami, (średnie ± odchylenie standardowe;)

Wykazano także pewne prawidłowości w koncentracji pierwiastków śladowych w igłach w zależności od przyjętych charakterystyk drzewostanowych i mikrotopografii. Stwierdzono, że igły sosnowe kumulowały więcej Cr i Pb na powierzchniach, gdzie występował brzeg lasu, a ich zawartości wynosiły $0,59 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla Cr oraz $1,42 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla Pb. Natomiast w przypadku igieł jodłowych nie stwierdzono takich zależności. Położenie powierzchni względem poziomu drogi miało wpływ na koncentrację Zn w igłach sosnowych, gdzie największe wartości ($60,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) stwierdzono na powierzchniach położonych poniżej poziomu drogi. Kryterium wieku miało wpływ jedynie na wielkość koncentracji Cd ($0,24 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) w igłach sosnowych, gdzie największe wartości stwierdzono w starszych drzewostanach (Tab. 18; Tab. 19).

Stwierdzono, że występowanie brzegu lasu miało duży wpływ na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych w korze sosnowej i mniejszy w korze jodłowej. Największe koncentracje Cr, Cu, Ni i Zn stwierdzono w korze sosnowej na powierzchniach z wykształconym brzegiem lasu, a koncentracje wynosiły odpowiednio: $1,77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $5,62 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $0,97 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i $23,47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Podobne zależności stwierdzono dla koncentracji Ni ($0,78 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i Zn ($34,87 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) w korze jodłowej. Wyjątek stanowiła zawartość Cd w korze sosnowej gdzie największe wartości były w drzewostanach pozbawionych brzegu lasu (Tab.20, Tab. 21).

Mikrotopografii powierzchni względem poziomu osi drogi wpływało na wielkość koncentracji pierwiastków w korze sosnowej jak i korze jodłowej. Największe koncentracje Cd, Cr, Cu, Ni, Pb i Zn w korze sosnowej stwierdzono na powierzchniach położonych poniżej poziomu osi drogi. Największe koncentracje Cu w korze jodłowej stwierdzono na powierzchniach poniżej poziomu drogi, a w przypadku Cd największe wartości były na powierzchniach powyżej poziomu drogi. Stwierdzono, że kora pobrana ze starszych drzewostanów sosnowych wykazywała najwyższe koncentracje Cd, Cu i Pb. Największe koncentracje Cd i Ni w korze jodłowej stwierdzono w przypadku starszych drzewostanów jodłowych. Koncentracje Cd oraz Zn największe wartości miały w drzewostanach młodszych (Tab.20; Tab.21).

Tabela. 20. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w korze sosny zwyczajnej w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Sosna zwyczajna							
	Obecność ściany lasu		Położenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE n=59	TAK n=19	równy n=19	ponad n=20	poniżej n=39	53+57 n=20	66 n=19	88 n=38
Cd	0,81±0,54 ^a	0,55±0,17 ^b	0,46±0,11 ^a	0,52±0,17 ^a	1,05±0,57 ^b	0,58±0,23 ^a	0,46±0,11 ^a	1,44±0,48 ^b
Cr	1,1±0,6 ^a	1,77±0,71 ^b	0,64±0,38 ^a	1,08±0,49 ^b	1,67±0,62 ^c	1,43±0,6 ^a	0,64±0,38 ^b	1,56±0,52 ^a
Cu	5,1±1 ^a	5,62±0,89 ^b	4,83±0,68 ^a	4,46±0,66 ^a	5,82±0,9 ^b	5,04±0,78 ^a	4,83±0,68 ^a	6±0,89 ^b
Ni	0,64±0,21 ^a	0,97±0,32 ^b	0,54±0,11 ^a	0,54±0,14 ^a	0,91±0,26 ^b	0,76±0,23 ^a	0,54±0,11 ^b	0,84±0,19 ^a
Pb	7,73±3,82	9,48±3,41	6,02±2,61 ^a	5,45±1,63 ^a	10,59±3,49 ^b	7,47±2,52 ^a	6,02±2,61 ^a	11,63±3,31 ^b
Zn	19,96±4,62 ^a	23,47±4,41 ^b	17,3±3,71 ^a	19,57±4,68 ^a	23,16±4,04 ^b	21,52±4,54 ^a	17,3±3,71 ^b	22,87±3,74 ^a

Objaśnienia: ^{a,b,c} – małymi literami (a,b,c) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami, (średnie ± odchylenie standardowe)

Tabela. 21. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w korze jodły pospolitej w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Jodła pospolita							
	Obecność ściany lasu		Położenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE n=20	TAK n=60	równy	ponad n=60	poniżej n=39	65 n=19	93+94 n=40	113 n=20
Cd	1,5±0,35 ^a	1,16±0,5 ^a	bd ¹	1,39±0,46 ^a	0,81±0,27 ^b	0,81±0,27 ^a	1,58±0,35 ^b	1,02±0,43 ^a
Cr	0,78±0,43 ^a	0,78±0,69 ^a	bd	0,84±0,7 ^a	0,59±0,32 ^a	0,59±0,32 ^a	0,55±0,4 ^a	1,41±0,75 ^a
Cu	6,64±2,55 ^a	6,48±1,36 ^a	bd	6,37±1,77 ^a	6,98±1,48 ^b	6,98±1,48 ^a	6,57±2,11 ^b	5,96±0,43 ^b
Ni	0,66±0,26 ^a	0,78±0,33 ^b	bd	0,76±0,34 ^a	0,72±0,27 ^a	0,72±0,27 ^a	0,62±0,23 ^a	1,04±0,34 ^b
Pb	4,22±1,88 ^a	5,9±4,72 ^a	bd	5,95±4,72 ^a	4,08±1,69 ^a	4,08±1,69 ^a	5,55±3,93 ^a	6,74±5,02 ^a
Zn	30,89±6,11 ^a	34,87±10,41 ^b	bd	33,31±10,19 ^a	35,58±7,75 ^a	35,58±7,75 ^a	36,17±8,23 ^a	27,59±8,23 ^b

Objaśnienia: ^{a,b} – małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami; ¹ – oznacza brak danych, w danej strefie nie pobierano próbek do analiz, (średnie ± odchylenie standardowe)

Tabela. 22. Koncentracja wybranych pierwiastków śladowych w korze i igłach jodły pospolitej i sosny zwyczajnej (średnie ± odchylenie standardowe)

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Kora		Igły (1 rocznik)	
	Jodła pospolita (<i>Abies alba</i>) n=79	Sosna zwyczajna (<i>Pinus sylvestris</i>) n=78	Jodła pospolita (<i>Abies alba</i>) n=16	Sosna zwyczajna (<i>Pinus sylvestris</i>) n=24
	Cd	1.3 ± 0.51 ^a	0.8 ± 0.49 ^b	0.1 ± 0.08
Cr	0.8 ± 0.6 ^a	1.3 ± 0.62 ^b	0.2 ± 0.13 ^a	0.4 ± 0.27 ^b
Cu	6.5 ± 1.48 ^a	5.2 ± 0.96 ^b	3.1 ± 0.53 ^a	5.9 ± 5.7 ^b
Ni	0.8 ± 0.29	0.7 ± 0.24	2.2 ± 0.64 ^a	1.6 ± 1.47 ^b
Pb	5.4 ± 3.94 ^a	8.5 ± 4.08 ^b	0.7 ± 0.34	1.0 ± 0.81
Zn	34.3 ± 10.34 ^a	20.9 ± 4.69 ^b	28.2 ± 5.83 ^a	54.0 ± 15.0 ^b

Objaśnienia: ^{a,b} – małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami

Stwierdzono, że miejsce poboru próbek kory i igieł omawianych gatunków drzew nie miało wpływu na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych (Tab. 23, Tab. 24).

Tabela. 23. Koncentracja pierwiastków śladowych w korze jodły pospolitej i sosny zwyczajnej w zależności od ekspozycji względem położenia drogi w strefie 0-10m od drogi

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Gatunek			
	Jodła pospolita n=79		Sosna zwyczajna n=78	
	Strona poboru próbek kory			
	D	L	D	L
Cd	1.24 ± 0.68 ^a	1.19 ± 0.36 ^a	0.77 ± 0.41 ^a	0.74 ± 0.34 ^a
Cr	1.34 ± 0.61 ^a	1.24 ± 0.78 ^a	1.66 ± 0.77 ^a	1.46 ± 0.46 ^a
Cu	7.02 ± 1.46 ^a	7.26 ± 1.77 ^a	5.62 ± 0.88 ^a	5.39 ± 0.60 ^a
Ni	0.89 ± 0.36 ^a	0.87 ± 0.37 ^a	0.82 ± 0.36 ^a	0.77 ± 0.15 ^a
Pb	5.60 ± 2.54 ^a	6.95 ± 5.91 ^a	7.94 ± 3.49 ^a	8.63 ± 2.95 ^a
Zn	37.77 ± 12.61 ^a	34.50 ± 10.35 ^a	22.07 ± 5.67 ^a	21.37 ± 3.71 ^a

Objaśnienia: D, L- oznaczenie strony poboru próbek kory, D- pobór od strony drogi, L- pobór próbek kory od strony wnętrza drzewostanu, ^{a,b} – małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami, (średnie ± odchylenie standardowe)

Tabela. 24. Koncentracja pierwiastków śladowych w igłach jodły pospolitej i sosny zwyczajnej w zależności od ekspozycji względem położenia drogi

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Gatunek			
	Jodła pospolita n=16		Sosna zwyczajna n=24	
	Strona poboru próbek igieł			
	D	L	D	L
Cd	0.21 ± 0.11 ^a	0.15 ± 0.13 ^a	0.205 ± 0.16 ^a	0.16 ± 0.11 ^a
Cr	0.33 ± 0.10 ^a	0.32 ± 0.09 ^a	0.38 ± 0.11 ^a	0.57 ± 0.12 ^a
Cu	3.20 ± 0.09 ^a	3.16 ± 0.49 ^a	4.49 ± 0.75 ^a	4.95 ± 0.96 ^a
Ni	1.59 ± 0.08 ^a	2.72 ± 1.27 ^a	0.93 ± 0.06 ^a	0.89 ± 0.19 ^a
Pb	0.95 ± 0.44 ^a	1.01 ± 0.46 ^a	0.80 ± 0.19 ^a	0.99 ± 0.51 ^a
Zn	33.17 ± 9.96 ^a	35.57 ± 1.47 ^a	73.73 ± 22.18 ^a	63.29 ± 6.45 ^a

Objaśnienia: D, L- oznaczenie strony poboru próbek kory, D- pobór od strony drogi, L- pobór próbek kory od strony wnętrza drzewostanu, a,b – małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami, (średnie ± odchylenie standardowe)

3.3. Zależności pomiędzy akumulacją pierwiastków śladowych w układzie gleba – roślina

Wpływ właściwości gleb na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych w mchach:

Wykazano zmienność pomiędzy koncentracją Cd w mchach zebranych w runie drzewostanów sosnowych a zawartością frakcji pyłu w glebach (wyjaśniają 21% zmienności Cd w mchach ($R^2_{adj}=0,21$)) (równanie 1):

$$Cd_{mchy-so} = -0,002 \times pył + 0,32 \quad (1)$$

Koncentracje Cr w mchach były związane z wartością stosunku C/N w warstwie 0-3 cm oraz wartością pH KCl w warstwie gleb 3-10 cm (wyjaśniają 23 % zmienności Cr w mchach ($R^2_{adj}=0,23$)) (równanie 2):

$$Cr_{mchy-jd} = 15,39 \times pH\ KCl_{3-10cm} + 0,98 \times C/N_{0-3cm} - 64,46 \quad (2)$$

Koncentracje Zn w mchach były związane z wartością PEW w warstwie 3-10 cm i wartością pH KCl w warstwie gleb 3-10 cm (wyjaśniają 26 % zmienności Zn w mchach ($R^2_{adj}=0,26$)) (równanie 3):

$$Zn_{mchy-Jd} = 0,22 \times PEW_{3-10cm} + 51,84 \times pH KCl_{3-10cm} - 126,3 \quad (3)$$

Uzyskane wyniki wskazują na brak zależności istotnych z badanymi cechami mogącymi mieć wpływ na koncentracje w mchach w uzyskanych równaniach regresji. Wynika to z tego, iż mchy nie mają systemów korzeniowych i nie posiadają zdolności do pobierania pierwiastków śladowych z gleb.

Wpływ właściwości gleb na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych w liściach borówki:

Koncentracje Cd w liściach borówki były związane z wartością stosunku C/N w warstwie 0-3 cm i zawartością Cd w warstwie 3-10 cm. Jednakże wymienione charakterystyki wyjaśniają niewiele bo 23 % zmienności Cd w liściach borówki ($R^2_{adj}=0,23$):

$$Cd_{borówka-So} = -0,003 \times C/N_{0-3cm} - 0,09 \times Cd_{3-10cm} + 0,13 \quad (4)$$

Koncentracje Cr w liściach borówki związane były z wartością pH w H₂O w warstwie 0-3 cm i zawartości Cr w warstwie 3-10 cm. Wymienione charakterystyki wyjaśniają 16 % zmienności Cd w liściach borówki ($R^2_{adj}=0,16$):

$$Cr_{borówka-Jd} = 0,67 \times pH H_2O_{0-3cm} + 0,03 \times Cr_{3-10cm} - 2,29 \quad (5)$$

Koncentracje Pb w liściach borówki były związane z zawartością Pb w warstwie 3-10 cm oraz ił. Wymienione charakterystyki wyjaśniają 21 % zmienności Pb w liściach borówek ($R^2_{adj}=0,21$):

$$Pb_{borówka-Jd} = 0,16 \times Pb_{3-10cm} - 0,01 \times ił + 1,63 \quad (6)$$

Wpływ analizowanych charakterystyk i położenia powierzchni na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych w badanych komponentach roślinnych:

Koncentracje Cr w mchach związane były ze zmianą odległości od drogi. Podany parametr wyjaśniał 42 % zmienności Cr w mchach ($R^2_{adj}=0,42$):

$$Cr_{mchy} = -0,02 \times \text{odległość od drogi} + 4,76 \quad (7)$$

Koncentracje Pb w mchach powiązane były z wiekiem drzewostanu oraz wpływem odległości od badanej drogi. Wymienione charakterystyki wyjaśniają 44 % zmienności Pb w mchach ($R^2_{adj}=0,44$):

$$Pb_{mchy} = 0,004 \times \text{odległość od drogi} + 0,0006 \times \text{czas depozycji zanieczyszczeń} + 0,02 \quad (8)$$

Koncentracje Cd w liściach borówki powiązane były z odległością od drogi i czasem depozycji zanieczyszczeń. Wymienione charakterystyki wyjaśniają 20 % zmienności Cd w liściach borówki ($R^2_{adj}=0,20$):

$$Cd_{borówka} = 0,004 \times \text{odległość od drogi} + 0,0006 \times \text{czas depozycji} + 0,02 \quad (9)$$

Koncentracje Cu w liściach borówki powiązane były z wiekiem drzewostanów, położeniem powierzchni względem drogi oraz czasem depozycji. Wymienione charakterystyki wyjaśniają 27 % zmienności Pb w liściach borówki ($R^2_{adj}=0,27$):

$$Cu_{borówka} = -0,31 \times \text{wiek drzewostanu} - 2,46 \times \text{położenie powierzchni} - 0,09 \times \text{czas depozycji zanieczyszczeń} + 17,57 \quad (10)$$

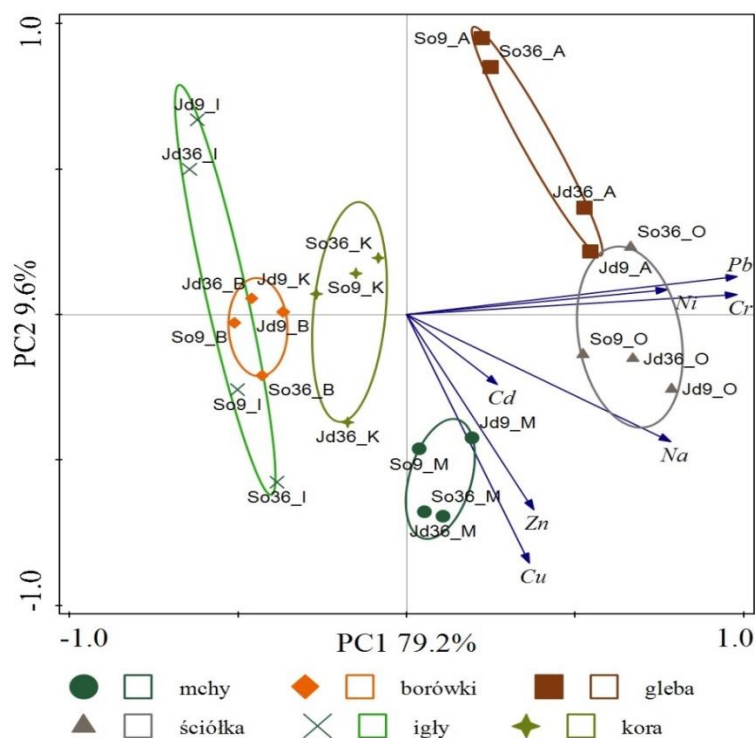
Koncentracje Ni w liściach borówki związane były z wiekiem drzewostanu, położeniem powierzchni względem drogi oraz czasem depozycji. Wymienione charakterystyki wyjaśniają 31 % zmienności Ni w liściach borówki ($R^2_{adj}=0,44$):

$$Ni_{borówka} = -0,14 \times \text{wiek drzewostanu} - 2,46 \times \text{położenie powierzchni} - 0,64 \times \text{czas depozycji zanieczyszczeń} + 17,57 \quad (11)$$

Koncentracje Pb w liściach borówki związane były z czasem depozycji. Podany parametr wyjaśniał 21 % zmienności Pb w liściach borówki ($R^2_{adj}=0,21$):

$$Pb_{mchy} = 0,01 \times \text{czas depozycji} + 0,48 \quad (12)$$

Przeprowadzona analiza PCA dotycząca koncentracji wybranych pierwiastków śladowych oraz sodu w badanych komponentach wykazała, że pomiędzy analizowanymi zmiennymi tj.: gatunek, czas depozycji zanieczyszczeń nie stwierdzono wyraźnych różnic. Natomiast w przypadku rodzaju badanego komponentu wykazano, iż zachodziły wyraźne różnice w wielkości koncentracji pierwiastków śladowych. Stwierdzono, że koncentracje pierwiastków w igłach badanych drzew i liściach borówek były zbliżone. Spośród badanych komponentów roślinnych najwięcej metali akumulowały mchy. Największe koncentracje stwierdzono w warstwie 0-3 cm i warstwie 3-10 cm gleby (Ryc.24).



Rycina. 24. Analiza PCA obrazująca powiązanie koncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu z uwzględnieniem gatunku, czasu depozycji zanieczyszczeń oraz badanego komponentu (Objaśnienia: So- sosna, 9 lub 36 oznacza czas depozycji zanieczyszczeń, I- igły badanych drzew, K- kora, M- mchy, B- liście borówki, O- warstwa 0-3 cm gleb, A- warstwa 3-10 cm gleb)

3.4. Wpływ właściwości gleb na koncentracje pierwiastków śladowych w badanych komponentach

W przypadku Cr w borówce, zachodziły ujemne korelacje z Cu i Ni w warstwie 0-3 cm i Ni w warstwie 3-10 cm. Pomiedzy koncentracją pierwiastków śladowych w liściach borówki czernicy a ich zawartością w glebach stwierdzono istotne dodatnie korelacje pomiedzy Cu z Cr w warstwie 3-10 cm, pomiedzy Ni w borówkach a Ni (w warstwie 0-3 cm) oraz Cd, Cr, Cu, Ni, i Pb w warstwie 3-10 cm gleby. W pozostałych przypadkach stwierdzono istotne ujemne korelacje pomiedzy Cd w borówce, a Cr w warstwie 3-10 cm, Cr w borówce a Cu i Ni w warstwie 0-3 cm oraz Cd, Cr, Cu i Ni w warstwie 3-10 cm. Podobne zależności wystąpiły

także w przypadku koncentracji Pb i Zn w borówce a Cu w warstwie 0-3 cm oraz Cr i Cu w warstwie 3-10 cm gleby (Tab.25).

W przypadku koncentracji wybranych pierwiastków śladowych w igłach sosny stwierdzono niewielkie korelacje z ich koncentracją w glebie.

Wykazano istotne dodatnie korelacje pomiędzy: Cr - Zn w warstwie 3-10 cm, Cu - Cr, Ni w warstwie 0-3 cm oraz Cd i Ni w warstwie 3-10 cm, Pb - Cd w warstwie 3-10 cm. Ujemne istotne korelacje stwierdzono pomiędzy Cd - Cr w warstwie 3-10 cm oraz Ni - Pb w warstwie 0-3 cm (Tab.25).

Tabela. 25. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy koncentracją wybranych pierwiastków śladowych w badanych komponentach a koncentracją wybranych pierwiastków śladowych w glebach w warstwie 0-3 cm i warstwie 3-10 cm na powierzchniach z drzewostanem sosnowym

	Warstwa 0-3 cm						Warstwa 3-10 cm					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Borówka												
Cd	0,08	-0,07	-0,14	-0,11	0,03	0	-0,17	-0,33*	-0,17	0,01	-0,15	0,07
Cr	-0,12	-0,08	0,52***	0,43***	-0,1	-0,13	0,27*	0,49***	-0,4**	0,34**	-0,03	0,07
Cu	-0,09	0,14	0,07	0,14	-0,08	-0,07	0,04	0,39**	0,18	0,24	0,2	-0,05
Ni	0,09	0,12	0,24	0,26*	-0,16	0,11	0,26*	0,32*	0,36**	0,34**	0,28*	0,08
Pb	-0,21	0,23	-0,36**	-0,25	-0,01	-0,2	-0,11	-0,39**	-0,27*	-0,09	0,13	0,25
Zn	-0,19	0,23	0,46***	-0,24	0,09	-0,04	-0,08	-0,41**	-0,28*	-0,11	0,2	0,33**
Igły												
Cd	0,18	0,33	0,15	0,31	0,06	0,23	0,36	-0,53**	-0,04	0,17	0,04	0,37
Cr	-0,1	0,35	-0,22	0,31	-0,21	-0,1	0,37	-0,29	0,07	0,22	0,24	0,41*
Cu	0,16	0,45*	0,07	0,45*	-0,21	0,12	0,46*	-0,35	-0,03	0,43*	0,19	0,31
Ni	0,06	-0,06	0,21	0,01	0,43*	0,17	0,19	0,18	-0,32	0,37	-0,16	-0,2
Pb	0,06	0,39	-0,07	0,37	-0,14	0,05	0,42*	-0,33	-0,02	0,33	0,24	0,4
Zn	0,05	0,06	-0,06	0,02	0,13	0,23	0,08	-0,37	0,04	-0,13	0	0,36

Objaśnienia: – wyróżnione współczynniki korelacji badanymi cechami w analizowanych komponentach a koncentracją pierwiastków są istotne z *p = 0,05, ** p = 0,01, *** p = 0,001

Tabela. 26. Współczynniki korelacji pomiędzy koncentracją wybranych pierwiastków śladowych w badanych komponentach a koncentracją wybranych pierwiastków śladowych w glebach w warstwie 0-3 cm i warstwie 3-10 cm na powierzchniach z drzewostanem jodłowym

	Warstwa 0-3 cm						Warstwa 3-10 cm					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Borówka												
Cd	0,32*	0,49**	0,03	0,37*	0,25	0,22	0,34*	0,27	0,47*	0,31*	0,47*	0,32*
Cr	-0,01	0,07	0,19	0,24	0	-0,06	-0,32*	-0,02	-0,17	-0,03	-0,03	0,06
Cu	0,06	0,39*	0,07	0,35*	0,26	0,2	0,07	-0,02	0,29	0,22	0,29	0,19
Ni	-0,01	0,09	0,24	0,41**	0,14	0,04	0,45*	-0,28	-0,09	-0,15	-0,2	-0,11
Pb	0,05	0,57**	0,28	0,46**	0,35*	0,09	-0,04	0,1	0,15	0,21	0,34*	0,24
Zn	0,06	0,27	0,07	0,16	0,15	0,18	0,1	-0,11	0,28	0,24	0,25	0,23
Igły												
Cd	0,08	0,48	0,25	0,12	0,39	0,57*	0,44	0,26	-0,02	-0,03	0,27	0,07
Cr	0,3	0,46	0,29	0,27	0,31	0,51*	-0,13	0,22	-0,28	-0,39	-0,08	-0,22
Cu	0,22	-0,09	0,08	0,47	-0,21	0,3	0,18	-0,5*	0,35	0,41	0,18	0,33
Ni	0,55*	0,38	0,05	0,53*	0,52*	0,4	-0,28	-0,09	-0,09	0,03	-0,02	-0,08
Pb	0,44	0,7**	0,66*	0,76**	0,73*	0,63*	-0,15	-0,01	0,02	0	0,21	0,09
Zn	-0,08	0,46	0,55*	0,3	0,25	0,29	0,09	-0,22	0,01	0,15	0,23	0,07
Objaśnienia: – wyróżnione współczynniki korelacji badanymi cechami w analizowanych komponentach a koncentracją pierwiastków są istotne z *p = 0,05, ** p = 0,01, *** p = 0,001												

Pod drzewostanami jodłowymi w dużo mniejszej niż pod sosną ilości przypadków stwierdzono istotność korelacji pomiędzy koncentracjami pierwiastków w badanych komponentach, a ich zawartością w glebie. W igłach jodły w ogóle nie stwierdzono korelacji pomiędzy koncentracją w nich pierwiastków śladowych, a ich zawartością w warstwie 3-10 cm. Świadczy to o antropogenicznym pochodzeniu zanieczyszczeń (Tab. 26).

W liściach borówki czernicy pomiędzy koncentracją metali, a ich zawartością w stwierdzono istotne dodatnie korelacje: pomiędzy Cd, a wszystkimi pierwiastkami w glebach (z wyjątkiem Cu, Pb i Zn w warstwie 0-3 cm oraz Cr w warstwie 3-10 cm), pomiędzy koncentracją Cu w borówce, a Cr, Ni (w warstwie 0-3 cm), Ni w liściach borówki a Ni

w warstwie 0-3 cm, Pb w liściach borówki a Cr, Ni i Pb (w warstwie 0-3 cm) i Pb w warstwie 3-10 cm. Ujemne istotne korelacje wykazano pomiędzy koncentracją Cr i Ni w liściach borówki a Cd (w warstwie 3-10 cm) (Tab. 26).

Także w igłach jodły stwierdzono istotne dodatnie korelacje pomiędzy koncentracją pierwiastków śladowych a zawartością pierwiastków w glebie w przypadku: Cd i Cr w igłach i Zn (w warstwie 0-3 cm), Ni w igłach i Cd, Ni, Pb (w warstwie 0-3 cm), Pb w igłach i Cr, Cu, Ni, Pb, Zn (w warstwie 0-3 cm) oraz Zn w igłach i Cu (w warstwie 0-3 cm) (Tab. 26).

Analizując podstawowe właściwości gleb w poziomach organicznych w drzewostanach sosnowych stwierdzono, że niejednokrotnie korelowały one istotnie z koncentracjami pierwiastków śladowych. Stwierdzono, że pH w KCl istotnie dodatnio korelowało z zawartością Cr i ujemnie z Cu i Ni (w warstwie 0-3 cm). Wykazano także istotnie dodatnie korelacje w przypadku C, N i S z zawartościami Cd, Cu, Ni, Zn oraz ujemną korelację C z zawartością Cr. Stwierdzono także dodatnie korelacje Hh, K, Mg, Na, T i PEW z zawartościami Cd, Cu, Ni i Zn. Koncentracja Pb w glebie (w warstwie 0-3 cm) korelowała dodatnio z zawartością Ca, Mg, $S_{Kappena}$ i T (Tab. 26).

3.5. Zawartość sodu (Na) w komponentach ekosystemów, jako konsekwencja stosowania soli do utrzymania jezdni w okresie zimowym

W przeprowadzonej analizie wykazano, iż zachodziły istotne różnice pomiędzy średnimi koncentracjami sodu w mchach, liściach borówek, korze i warstwie 0-3 cm gleb w zależności od czasu depozycji.

W drzewostanach jodłowych największe koncentracje sodu wystąpiły w mchach i korze (odpowiednio $177,63 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i $117,47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) będących pod długim okresem wpływu badanej drogi. W warstwie 0-3 cm gleby istotnie większą koncentrację sodu odnotowano na powierzchniach będących pod krótszym wpływem depozycji - $228,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Spośród analizowanych komponentów najniższe koncentracje stwierdzono w próbkach igieł jodłowych oraz liściach borówki czarnej, a największe zawartości sodu stwierdzono w warstwie 3-10 cm gleby (Tab. 27).

W tkankach mchów i liściach borówek stwierdzono, że największe koncentracje Na były na powierzchniach będących pod długim wpływem depozycji pochodzących z ruchu drogowego i wynosiła odpowiednio: $190,03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i $87,47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. W przypadku pozostałych badanych komponentów nie stwierdzono istotnych różnic w koncentracji Na w zależności od czasu depozycji pierwiastka. W badanych poziomach gleby pod drzewostanami sosnowymi

koncentracje Na okazały się niższe, niż w porównywalnych poziomach pod jedlinami objętymi podobnym czasem depozycji (Tab. 27-31).

Tabela. 27. Koncentracje sodu w zależności od okresu depozycji zanieczyszczeń w badanych komponentach

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	drzewostan			
	pod jodłą		pod sosną	
	Czas depozycji [lat]			
	36 (n=15)	9 (n=27)	36 (n=15)	9 (n=45)
Na – M*	177,63 ± 81,61 ^a	144 ± 42,37 ^b	190,03 ± 43,39 ^a	131,45 ± 31,57 ^b
Na - B*	59,71 ± 28,55 ^a	72,47 ± 14,63 ^a	87,47 ± 29,80 ^a	65,43 ± 29,88 ^b
Na - K*	117,47 ± 159,8 ^a	52,53 ± 57,49 ^b	78,42 ± 61,86 ^a	96,11 ± 90,60 ^a
Na - I*	16,04 ± 13,99 ^a	9,9 ± 8,51 ^a	73,75 ± 53,87 ^a	53,28 ± 67,20 ^a
Na - A*	220,39 ± 148,44 ^a	297,57 ± 203,49 ^a	72,86 ± 15,29 ^a	86,66 ± 37,54 ^a
Na - O*	184,56 ± 65,95 ^a	228,3 ± 104,57 ^b	126,49 ± 44,91 ^a	151,66 ± 90,53 ^a

Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami * - oznaczenie komponentów: M- mchy, B- liście borówki czarnej, K- kora, I-igły, A- warstwa 3-10 cm gleby, O- warstwa 0-3 cm gleby

Rozpatrując odległość od drogi, stwierdzono, że istotnie większe koncentracje Na w drzewostanach jodłowych wystąpiły w strefie 0-10 m od drogi w mchach, korze i w warstwie 0-3 cm gleb. Wynosiły one odpowiednio: 230,07 mg·kg⁻¹, 216,9 mg·kg⁻¹, 285,25 mg·kg⁻¹. Najwyższe koncentracje Na we wszystkich strefach stwierdzono w warstwie 3-10 cm gleby, gdzie wahały się one od 224,04 do 318,03 mg·kg⁻¹ (Tab. 28).

W przypadku strefowego rozmieszczenia Na w drzewostanach sosnowych stwierdzono, że największe koncentracje tego pierwiastka również wystąpiły w strefie 0-10 m od drogi. Istotnie większe zawartości napotkano w korze, igłach oraz w warstwach 0-3 cm i 3-10 cm. Największa koncentracja wystąpiła w warstwie 0-3 cm w strefie 0-10 m – 221,72 mg·kg⁻¹ (Tab. 28).

W przypadku analizy wybranych cech drzewostanów oraz ich lokalizacji, stwierdzono istotnie wyższe koncentracje Na pod drzewostanami jodłowymi w mchach, występujących w drzewostanach z wykształconym brzegiem lasu. Natomiast w warstwie 0-3 cm gleby i 3-10 cm gleby w drzewostanach jodłowych występowały istotnie większe koncentracje Na na powierzchniach, gdzie nie występował brzeg lasu. Było to odpowiednio: 284,24 mg·kg⁻¹ i 458,78 mg·kg⁻¹ (Tab. 29; Tab. 30). W przypadku analizy położenia powierzchni względem poziomu drogi S7, stwierdzono, że istotnie większe koncentracje Na wystąpiły w warstwie 0-3

cm i 3-10 cm na powierzchniach znajdujących się powyżej poziomu drogi; Koncentracje wynosiły odpowiednio: 314,36 mg·kg⁻¹ i 222,44 mg·kg⁻¹ (Tab. 29; Tab. 30). Z kolei większa koncentracja Na w mchach i korze (ale bez istotnych statystycznie różnic) wystąpiła na powierzchniach położonych w jedlinach poniżej poziomu drogi.

W drzewostanach sosnowych obecność ściany lasu, podobnie jak w jodłowych, wiązała się z istotnie większą koncentracją Na w mchach, wynoszącą 190,03 mg·kg⁻¹ (dla sosnowych) i 172,19 mg·kg⁻¹ (dla jodłowych). Koncentracje Na w warstwie 0-3 cm i 3-10 cm gleb pod drzewostanami jodłowymi były wyższe na powierzchniach bez wykształconego brzegu lasu. Stwierdzono, że koncentracje Na w mchach i liściach borówki pobranych w runie drzewostanów sosnowych były najwyższe na powierzchniach położonych poniżej poziomu osi drogi. Najwyższe zawartości Na w warstwach 0-3 cm i 3-10 cm gleb pobranych pod drzewostanami sosnowymi stwierdzono na powierzchniach położonych równo z poziomem osi drogi (Tab. 29; Tab. 30).

Analiza wpływu wieku drzewostanu na koncentracje sodu w badanych komponentach wykazała brak jednoznacznych prawidłowości. Ogólnie najwyższe zawartości Na poza warstwami glebowymi wystąpiły w mchach, zarówno pod drzewostanami jodłowymi, jak i sosnowymi. W glebie w większości przypadków większe zawartości Na występowały w warstwie 0-3 cm (Tab. 29; Tab. 30).

Tabela. 28. Koncentracja sodu w badanych komponentach w wyróżnionych strefach odległościowych od drogi

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	drzewostan							
	Jodła pospolita				Sosna zwyczajna			
	Odległość od drogi [m]							
	0-10	20-30	45-55	100-110	0-10	20-30	45-55	100-110
Na – M*	230,07±63,54 ^a	170,9±42,77 ^b	124,9±52,7 ^c	115,5±37,92 ^c	163,4±46,31	145,76±41,26	141,92±43,76	135,6±39,56
Na -B	72±20,49	72,96±22,18	57,77±18,98	bd ¹	73,37±37,54	72,75±29,95	66,7±25,98	bd
Na - K	216,9±182,32 ^a	59,16±55,55 ^b	32,84±18,91 ^b	26,54±16,52 ^b	188,74±107,35 ^a	83,82±49,7 ^b	54,46±12,97 ^b	35,48±16,08 ^b
Na - I	22,89±11,97	13,18±12,32	7,4±5,1	8,41±12,45	130,45±92,36 ^a	47,66±26,47 ^b	34,92±20,95 ^b	27,38±14,7 ^b
Na - A	318,03±205,05	264,58±162,17	224,04±166,76	229,29±185,53	96,82±41,36 ^a	77,24±15,73 ^{ab}	91,55±35,47 ^{ab}	67,23±31,15 ^b
Na - O	285,25±118,34 ^a	189,41±63,65 ^b	195,62±65,68 ^b	155,43±36,18 ^b	221,72±126,94 ^a	108,09±22,38 ^b	107,43±20,68 ^b	144,23±42,51 ^b

Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami

* - oznaczenie komponentów: M- mszaki, B- liście borówki czernicy, K- kora, I-igły, A-poziom próchniczno-mineralny gleby, O- poziom organiczny gleby; ¹ – oznacza brak danych, w danej strefie nie pobierano próbek do analiz

Tabela. 29. Koncentracje sodu w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Obecność brzegu lasu		Polożenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE	TAK	równy	ponad	poniżej	53+57	66	88
Na – M*	131,45±31,57 ^a	190,03±43,39 ^b	104,38±27,21 ^a	135,73±13,49 ^b	172,34±39,93 ^c	164,31±42,49 ^a	104,38±27,21 ^b	154,65±27,05 ^a
Na -B	65,43±29,88	87,47±29,8	28,11±9,64 ^a	72,52±6,62 ^b	91,56±22,71 ^c	80±22,53 ^a	28,11±9,64 ^b	95,65±12,03 ^c
Na - K	96,11±90,61	78,42±61,86	87,89±97,89	115,6±117,36	81,5±51,2	97,49±95,15	87,89±97,89	84,42±40
Na - I	53,28±67,2	73,75±53,88	0±0	69,13±93,86	55,59±42,93	71,44±73,97	0±0	37,42±17,08
Na - A	86,66±37,54	72,86±15,29	113,11±38,01 ^a	93,07±29,48 ^a	63,33±16,69 ^b	82,97±25,33 ^a	113,11±38,01 ^b	53,79±12,11 ^c
Na - O	151,66±90,53	126,49±44,91	195,99±136,06 ^a	132,79±40,99 ^b	126,35±44,94 ^b	129,64±42,56 ^a	195,99±136,06 ^b	126,22±46,14 ^a

Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami; * - oznaczenie komponentów: M- mszaki, B- liście borówki czernicy, K- kora, I-igły, A-poziom próchniczno-mineralny gleby, O- poziom organiczny gleby

Tabela. 30. Koncentracje sodu w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Pierwiastek [mg·kg ⁻¹]	Obecność brzegu lasu		Położenie powierzchni względem drogi			Wiek drzewostanu		
	NIE	TAK	równy	ponad	poniżej	65	93+94	113
Na - M	129,53±34,53 ^a	172,19±72,37 ^b	bd ¹	155,03±55,64	179,29±92,63	179,29±92,63	152,75±60,1	160,08±45,33
Na -B	65,13±8,97	69,46±25,75	bd	67,91±21,27	bd	bd	62,42±20,97 ^a	81,65±15,43 ^b
Na - K	38,39±25,9	100,25±138,51	bd	56,95±55,07	171,85±212,54	171,85±212,54 ^a	52,09±41,75 ^b	66,67±75,45 ^a
Na - I	9,9±8,51	16,04±13,99	bd	12,97±11,63	bd	bd	12,97±11,63	bd
Na - A	458,78±169,85 ^a	192,39±128,93 ^b	bd	314,36±176,19 _a	92,85±36,83 ^b	92,85±36,83 ^a	403,36±147,96 ^b	136,37±37,89 ^a
Na - O	284,24±117,01 ^a	180,49±60,05 ^b	bd	222,44±95,8 ^a	158,39±40,62 ^b	158,39±40,62 ^a	247,48±104,4 ^b	172,36±46,53 ^a

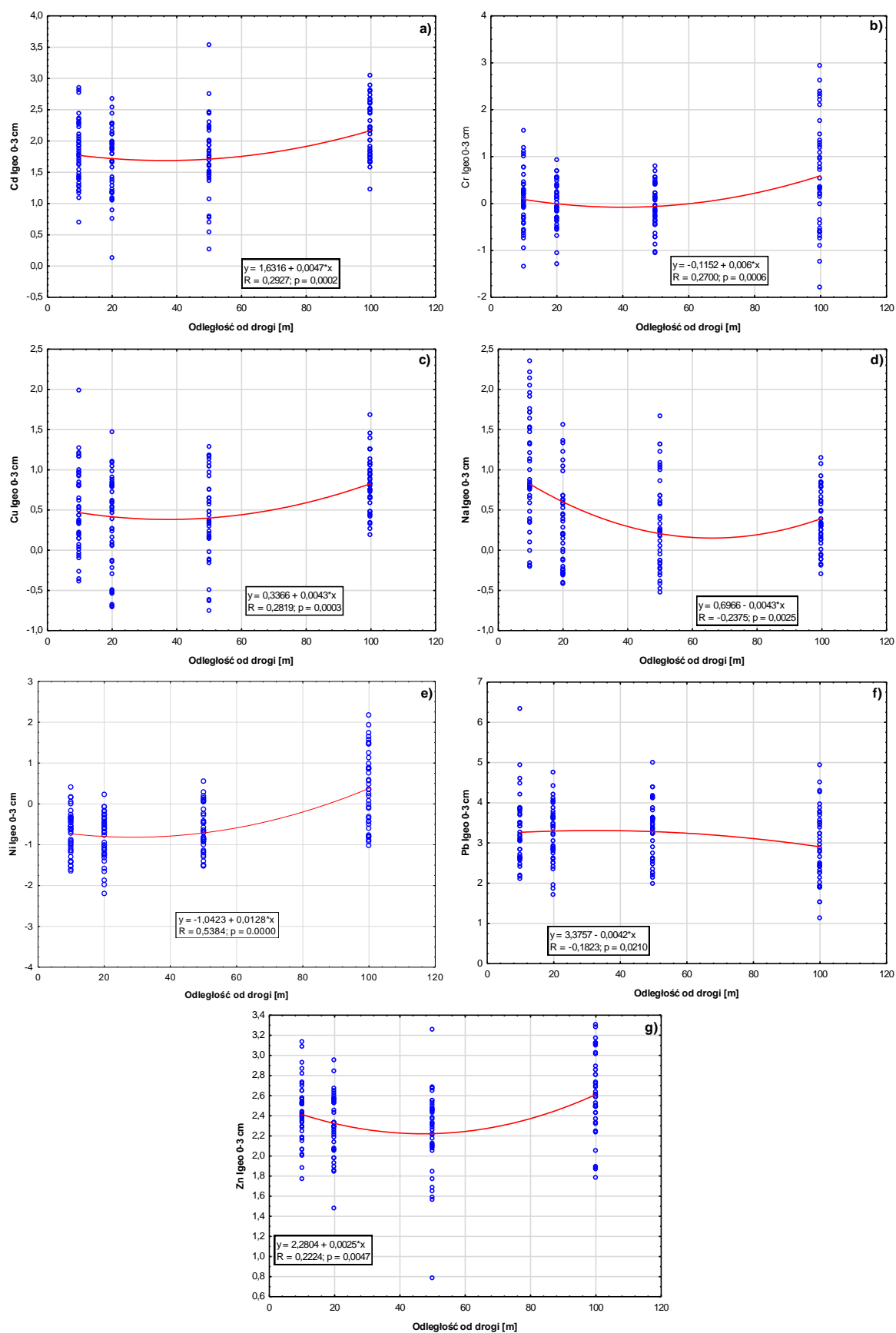
Objaśnienia: ^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy badanymi parametrami; * - oznaczenie komponentów: M- mszaki, B- liście borówki czernicy, K- kora, I- igły, A-poziom próchniczno-mineralny gleby, O- poziom organiczny gleby; ¹ – oznacza brak danych, w danej strefie nie pobierano próbek do analiz

3.6. Współczynniki geoakumulacji (Igeo) wybranych pierwiastków śladowych oraz sodu w glebach pod badanymi drzewostanami

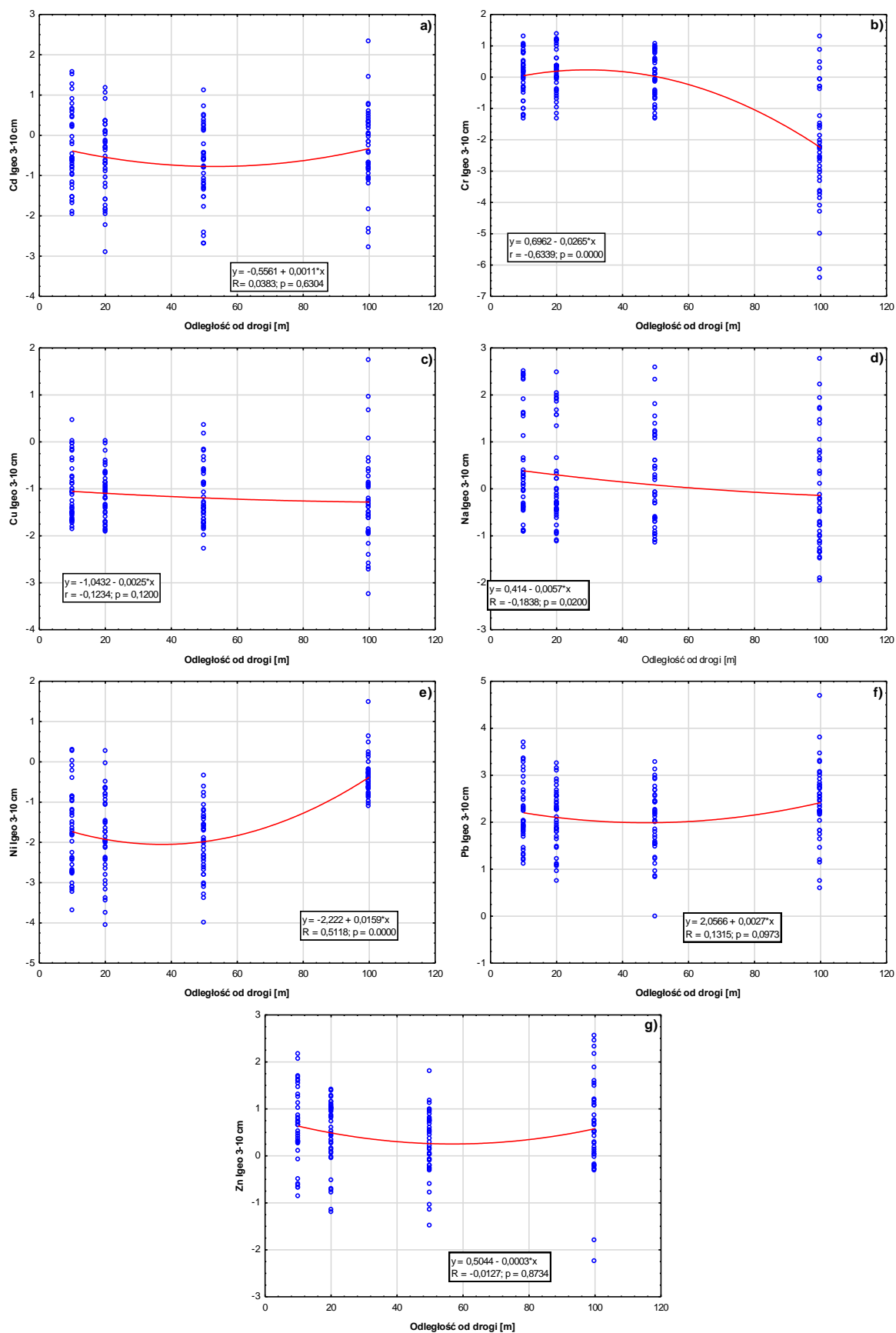
Analiza współczynnika geoakumulacji pierwiastków wykazała, że koncentracje kadmu w wierzchnich warstwach gleb (0-3 cm) mieściły się w przedziale od umiarkowanie zanieczyszczonych do silnie zanieczyszczonych. Wyższe wartości wskaźnika Igeo stwierdzono w strefie 100-110 m od drogi. W przypadku chromu najwyższe wartości wskaźnika były w strefie 100-110 m od drogi i w maksymalnych przedziałach wskazywały na silne zanieczyszczenie. Wartości wskaźnika Igeo dla Cu zawierały się w przedziale od gleb niezanieczyszczonych do umiarkowanie zanieczyszczonych. W przypadku Na w strefie 0-10 m od drogi widoczny jest wpływ zasolenia dróg w okresie zimowym i wartości mieszczą się w przedziale od niezanieczyszczonych do silnie zanieczyszczonych gleb w przypadku wartości maksymalnych z wyraźnym spadkiem wartości wskaźnika w odległości 45-55 m od drogi. Wartość współczynnika Igeo dla Pb wskazuje na wyraźny wpływ badanej drogi z uwzględnieniem historycznych zanieczyszczeń, a uzyskane wartości mieszczą się w przedziale silnego zanieczyszczenia, natomiast w przypadku maksymalnych przedziałów podane wartości wskazują na bardzo silne zanieczyszczenie gleb. Wartości wskaźnika dla cynku mieszczą się w przedziale od umiarkowanie zanieczyszczonego do silnie zanieczyszczonego. W strefach 0-10m, 20-30m i 45-55m widoczny jest spadek wartości tego wskaźnika wraz z odległością od drogi (Ryc.25).

Analiza współczynnika geoakumulacji dla ołowiu w warstwach 3-10 cm gleb wykazała podwyższone wartości, które mieściły się w przedziale od umiarkowanie zanieczyszczonych do silnie zanieczyszczonych. W przypadku Na i Zn stwierdzono, że badane gleby zawierały się w przedziale od niezanieczyszczonych do umiarkowanie zanieczyszczonych, a w przypadku maksymalnych wartości zawierały się w przedziale gleb od umiarkowanego do silnego zanieczyszczenia gleb. Wartości wskaźnika Igeo dla Cr wskazują na przedział gleb niezanieczyszczonych do umiarkowanie zanieczyszczonych. W przypadku wartości wskaźnika Igeo dla Cr i Ni nie stwierdzono żadnego zagrożenia(Ryc.26).

Uzyskane wartości wskaźnika Igeo dla warstwy 0-3 cm gleb wskazują na antropogeniczne pochodzenie zanieczyszczeń, co związane jest z istniejącą drogą ekspresową S7.



Rycina.25. Analiza współczynnika geoakumulacji Igeo w warstwie 0-3 cm gleb dla: a) Cd, b) Cr, c) Cu, d) Na, e) Ni, f) Pb, g) Zn

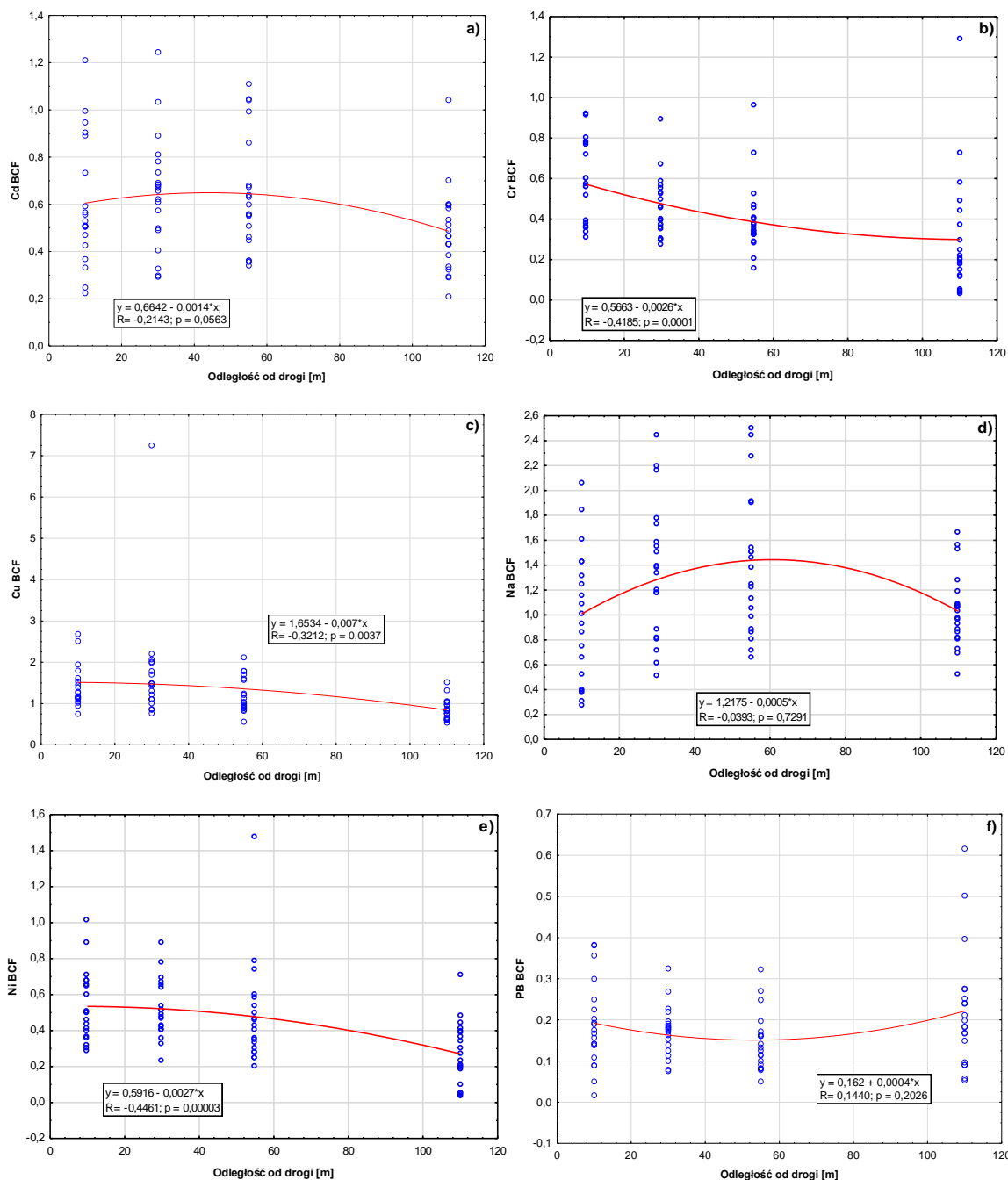


Rycina.26. Analiza współczynnika geoakumulacji Igeo w warstwie 3-10 cm dla a) Cd, b) Cr, c) Cu, d) Na, e) Ni, f) Pb, g) Zn

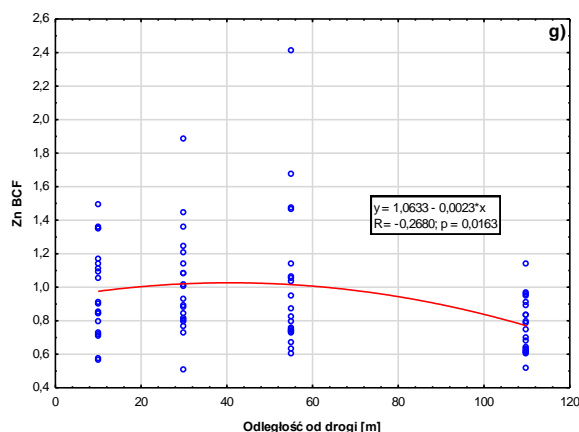
3.7. Współczynniki biokoncentracji (BCF) w badanych komponentach ekosystemów

Analiza współczynnika biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych w mszakach występujących w runie drzewostanów sosnowych wykazała niewielkie wartości wskaźnika $BCF < 1$ w przypadku Cd, Cr, Ni oraz Zn, który znajdował się na granicy $BCF = 1$ w odniesieniu do warstwy 0-3 cm. Uzyskane wartości wskazują, iż pierwiastki nie były pobierane z poziomu organicznego gleby. W przypadku analizy mchów należy uwzględnić budowę anatomiczną i brak systemu korzeniowego, który mógłby pobierać pierwiastki do części wyższych rośliny. W przypadku Cu i Na wartość wskaźnika była < 1 .

Stwierdzono, że wartości współczynniki BCF dla Cd, Cr, Cu, Ni i Zn zmniejszają się wraz z odległością od drogi. W przypadku Pb widać spadek wartości współczynnika w strefach do 55 m od drogi i lekki wzrost w strefie 100-110 m. Natomiast w przypadku Na widać wyraźny wzrost wartości BCF od skraju drogi do strefy 55 m od drogi i spadek w strefie kontrolnej 100-110 m. Uzyskane wyniki wskazują na pochodzenie zanieczyszczeń z suchej depozycji drogowej (Ryc. 27).

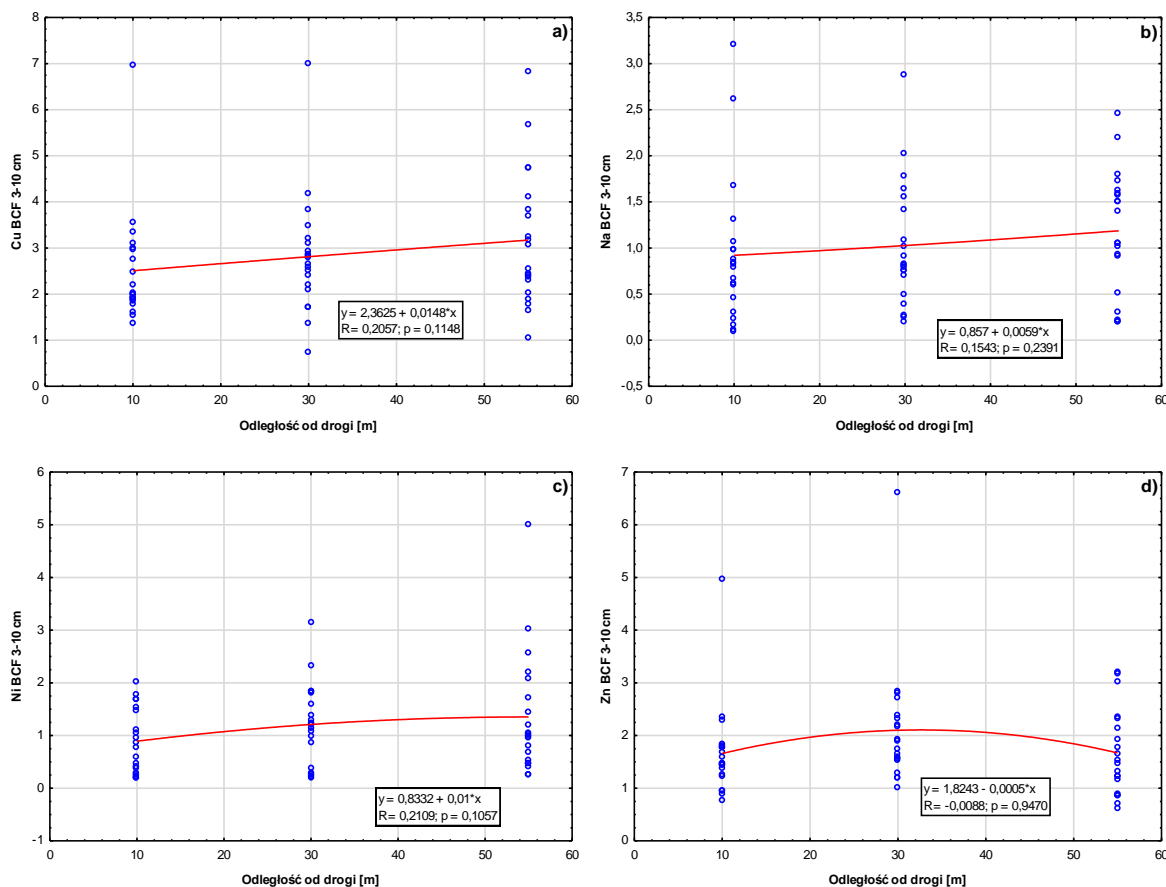


Rycina.27. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w mszakach występujących w runie drzewostanów sosnowych wyliczony dla warstwy 0-3 cm: a) Cd, b) Cr, c) Cu, d) Na, e) Ni, f) Pb, g) Zn



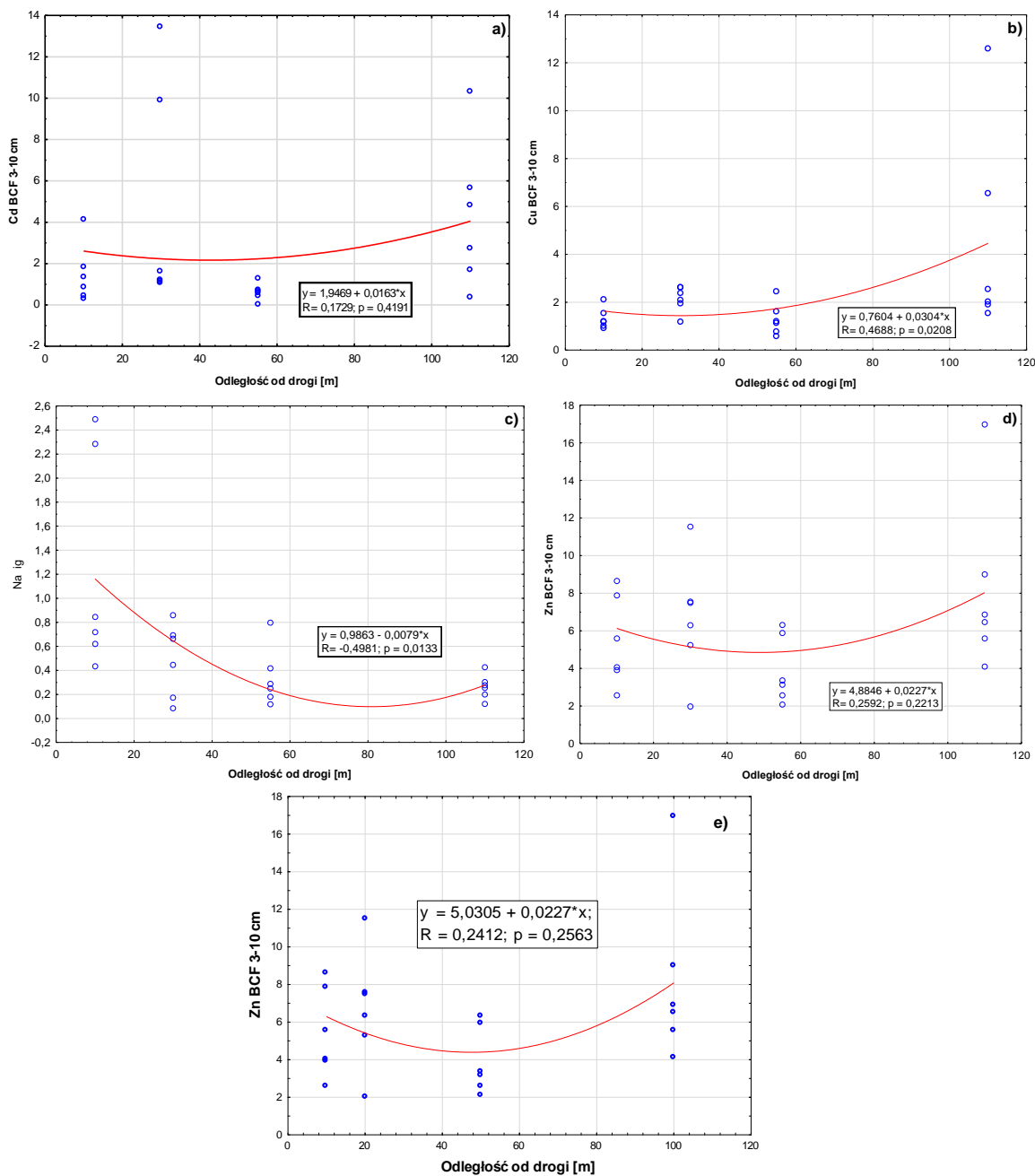
cd. Rycina.27. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w mszakach występujących w runie drzewostanów sosnowych wyliczony dla warstwy 0-3 cm: a) Cd, b) Cr, c) Cu, d) Na, e) Ni, f) Pb, g) Zn

W przypadku analizy współczynnika biokoncentracji analizowanych pierwiastków śladowych w liściach borówki czarnej, występującej w runie drzewostanów sosnowych stwierdzono $BCF < 1$ za wyjątkiem Cu, Na, Ni i Zn. Największe wartości dla współczynnika BCF stwierdzono w przypadku Cu. Wartość BCF zwiększała się wraz z odległością od drogi dla Cu, Na i Ni (Ryc. 28).



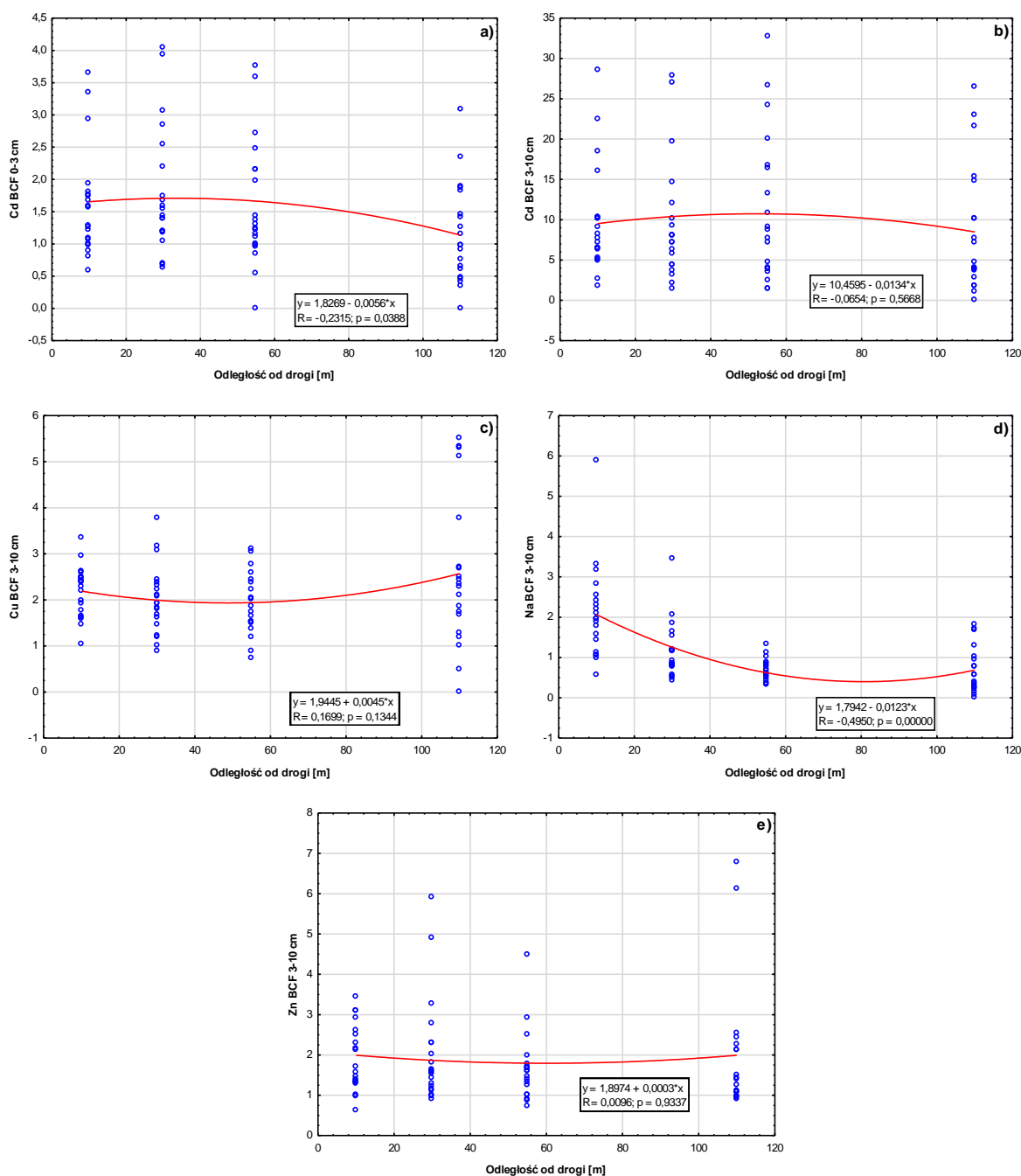
Rycina.28. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych w liściach borówki czarnej występującej w runie drzewostanów sosnowych wyliczony dla warstwy 3-10 cm: a) Cu, b) Na, c) Ni, d) Zn

Wartość współczynnika BCF w igłach sosnowych wynosiła powyżej 1 w przypadku Cd, Cu i Zn w warstwie 3-10 cm gleb we wszystkich badanych strefach oraz w strefie 0-10 m od drogi dla Na w warstwie 3-10 cm gleb oraz Zn w warstwie 0-3 cm gleb. Najwyższe wartości BCF stwierdzono dla Zn w warstwie 3-10 cm i zawierały się w przedziale od 2 do ponad 8 (maksymalna wartość BCF wynosiła powyżej 15). Wartości współczynnika BCF zmniejszały się wraz z odległością w strefie 0-55 m dla Cd, Na i Zn w warstwie 3-10 cm gleby i Zn w warstwie 0-3 cm (Ryc. 29).



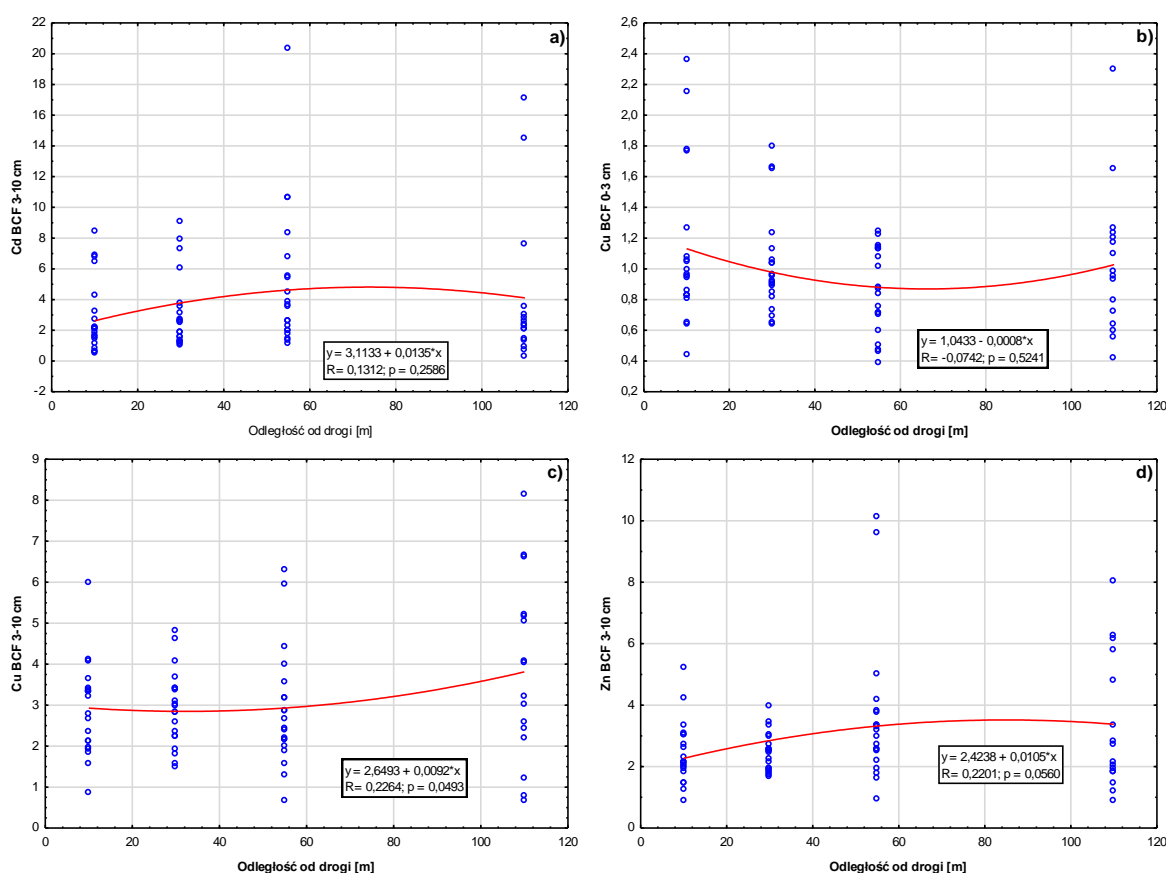
Rycina.29. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w igłach sosny zwyczajnej wyliczony dla warstwy 0-3 cm: d) Zn i warstwy 3-10 cm: a) Cd, b) Cu, c) Na, e) Zn

W przypadku analizy wskaźnika BCF w korze sosny zwyczajnej wykazano, iż analizowany współczynnik $BCF > 1$ stwierdzono w przypadku Cd w warstwie 0-3 cm oraz Cd, Cu, Na i Zn w warstwie 3-10 cm. Współczynnik $BCF > 1$ stwierdzono we wszystkich strefach w przypadku Cd (warstwa 0-3 cm) oraz Cd, Cu i Zn (warstwa 3-10 cm). W przypadku wartości BCF dla Cd (warstwa 0-3 cm) i Na (warstwa 3-10 cm) wartości zmniejszają się wraz z odległością od drogi a w przypadku pozostałych nie stwierdzono podobnej tendencji. Największe wartości BCF stwierdzono dla Cd w warstwie 3-10 cm i zawierały się w przedziale wartości średnich od 8 do 11, a maksymalne wynosiły nawet ponad 30 (Ryc. 30).



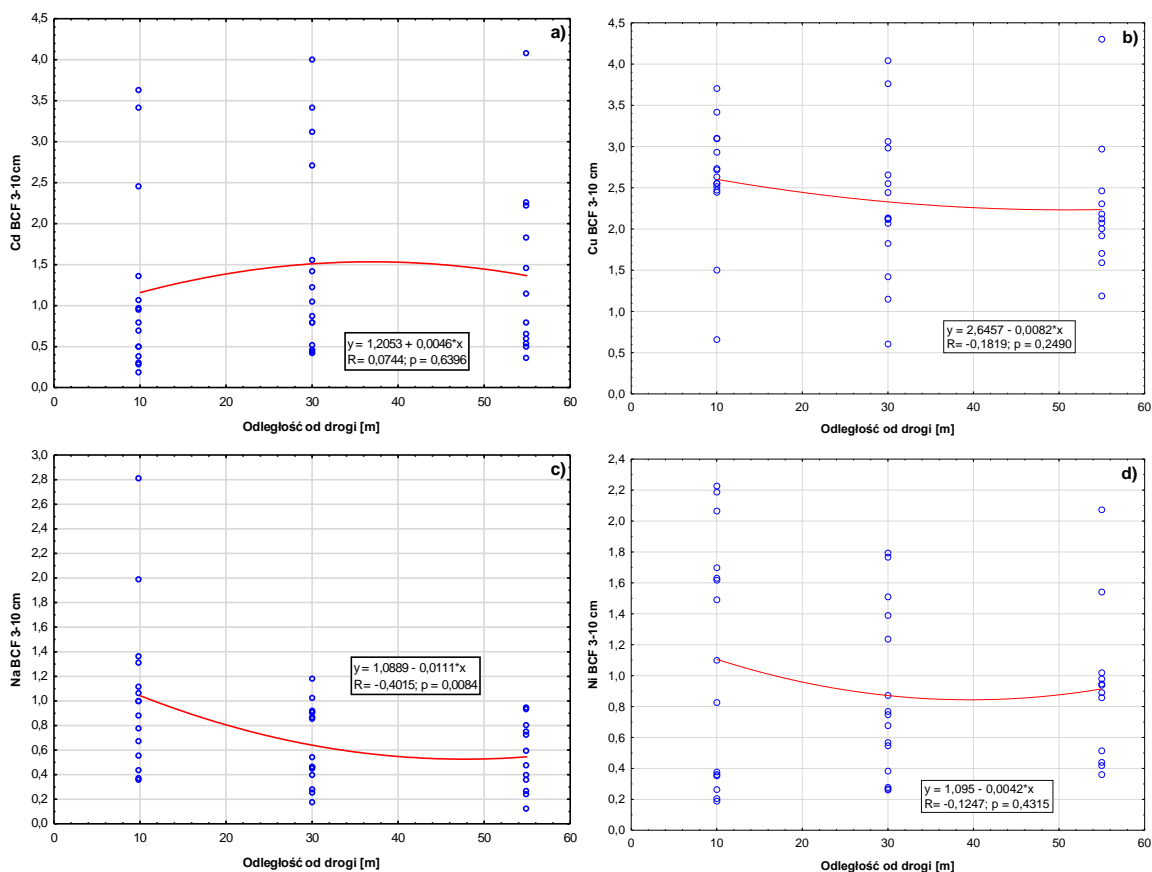
Rycina.30. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w korze sosny zwyczajnej wyliczony dla warstwy 0-3 cm: a) Cd i warstwy 3-10 cm: b) Cd, c) Cu, d) Na, e) Zn

Analiza współczynnika biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych w mszakach występujących w runie drzewostanów jodłowych wykazała wartości wskaźnika $BCF > 1$ w przypadku Cd, Cu i Zn w warstwie 3-10 cm we wszystkich badanych strefach oraz w przypadku Cu w strefie 0-10 m i 20-30 m w warstwie 0-3 cm gleby. Wartości BCF dla Cd i Zn w warstwie 3-10 cm rosły wraz z odległością w strefach 0-10 m, 20-30 m i 45-55 m. W przypadku wskaźnika BCF dla Cu w warstwie 0-3 cm widać odwrotną tendencję, gdyż wartości BCF zmniejszały się wraz ze wzrostem odległości w strefach 0-10 m, 20-30 m i 45-55 m. Największe wartości BCF stwierdzono dla Cd (warstwa 3-10 cm), które zawierały się w przedziale od 2,5 do 5, a najmniejsze w przypadku Cu (warstwa 0-3 cm). Uzyskane wyniki wskazują na atmosferyczne pochodzenie zanieczyszczeń (Ryc. 31).



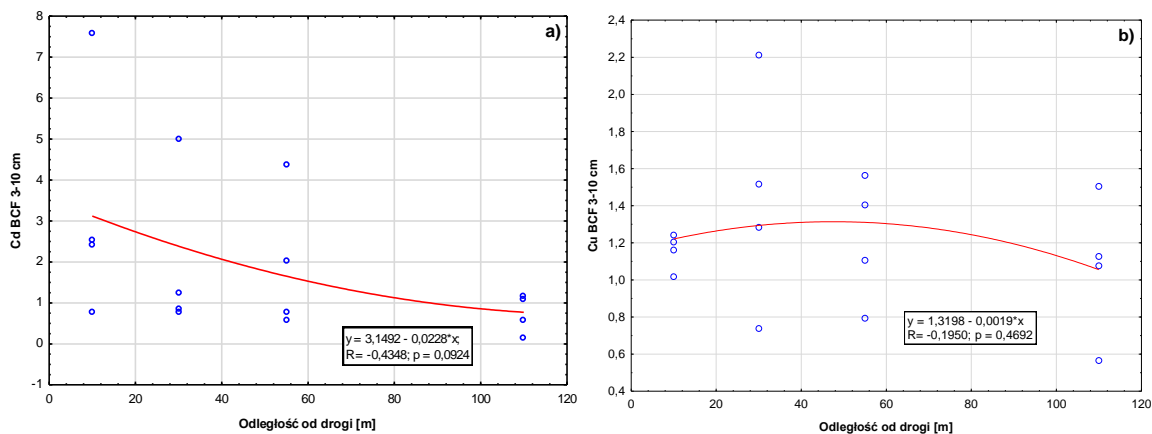
Rycina.31. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych w mszakach występujących w runie drzewostanów jodłowych dla warstwy 0-3 cm: b) Cu i warstwy 3-10 cm: a) Cd, c) Cu, d) Zn

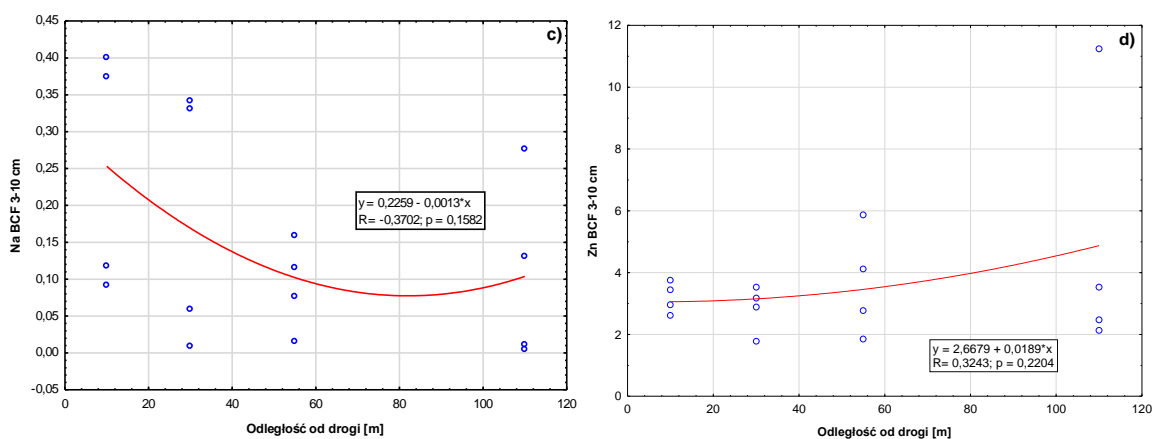
W przypadku analizy współczynnika biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w liściach borówki czarnej występującej w runie drzewostanów jodłowych stwierdzono, iż BCF przyjmował wartości < 1 w przypadku Cd i Cu w warstwie 3-10 cm w całej badanej strefie oraz w przypadku Na i Ni w strefie 0-10 m od drogi. Stwierdzono, że wartości BCF zmniejszają się wraz z odległością od drogi w przypadku Cu, Na i Ni. Największe wartości wskaźnika stwierdzono dla Cu, które wynosiły średnio od 2,2 do 2,6 (Ryc. 32).



Rycina.32. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w liściach borówki czernicy występującej w runie drzewostanów jodłowych wyliczony dla warstwy 3-10 cm: a) Cd, b) Cu, c) Na, d) Ni

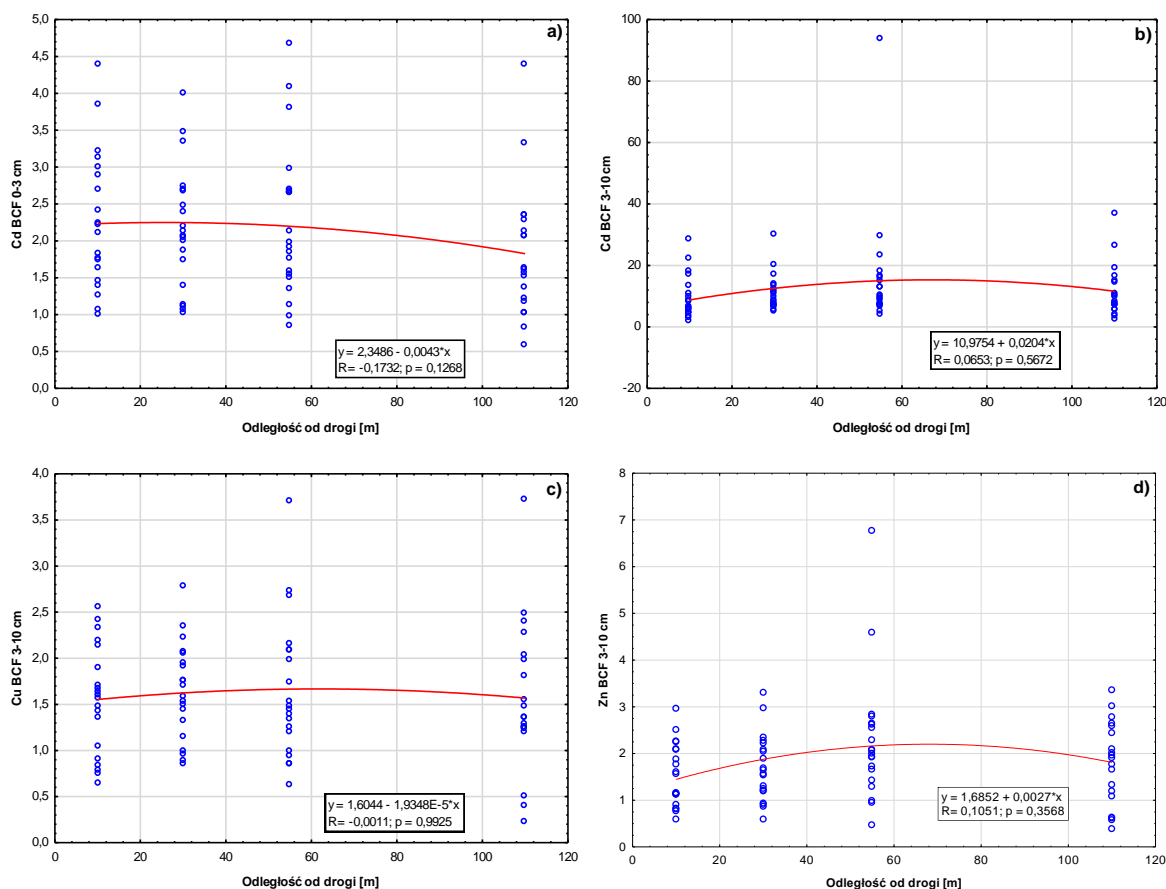
Analiza współczynnika biokoncentracji w igłach jodłowych wykazała, iż wartość BCF była powyżej 1 w przypadku Cd, Cu i Zn we wszystkich strefach w warstwie 3-10 cm. Kadm i sód najwyższe wartości BCF uzyskały w strefie 0-10 m od drogi, a wraz z ze wzrostem odległości od drogi wartości zmniejszały się. Cynk najwyższe wartości BCF wykazał w strefie 100-110 m od drogi. Jednocześnie wartości tego wskaźnika były najwyższe spośród badanej grupy pierwiastków (Ryc.33-38).





Rycina.33. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w igłach jodły pospolitej wyliczony dla warstwy 3-10 cm: a) Cd, b) Cu, c) Na, d) Zn

W przypadku analizy wskaźnika BCF w korze jodły pospolitej wykazano, iż analizowany współczynnik $BCF > 1$ dotyczył Cd w warstwie 0-3 cm i 3-10 cm oraz Cu i Zn w warstwie 3-10 cm w całej badanej strefie. Wartości wskaźnika BCF dla podanych pierwiastków nie zmieniały się wraz ze zmianą odległości od drogi. Najwyższe wartości BCF stwierdzono w przypadku Cd w warstwie 3-10 cm, a wartości mieściły się w przedziale od 2 do 38 w strefie 100-110 m (Ryc. 39).



Rycina.34. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych w korze jodły pospolitej wyliczony dla warstwy 0-3 cm: a) Cd i warstwy 3-10 cm: b) Cd, c) Cu, d) Zn

4. Dyskusja

Zagadnienia związane z mobilnością pierwiastków śladowych w ekosystemach leśnych, przyległych do dróg szybkiego ruchu, są niezwykle ważne z punktu widzenia licznych zagrożeń środowiskowych, związanych z nadmierną akumulacją metali ciężkich, zdolnością do migracji i akumulacji w roślinach i zwierzętach oraz ryzyka przenoszenia się tych pierwiastków na wyższe poziomy troficzne (Adeniyi i Owoade 2010; Nordbergi *in.* 2015; Jeong *i in.* 2020). Jak podaje Zereini *i in.* (2005) i Werkenthin *i in.* (2014) ruch drogowy stanowi główny udział w emisji niskich zanieczyszczeń. Stąd też w związku z coraz szybszą rozbudową szlaków komunikacyjnych i coraz większą ilością pojazdów kołowych, należy obejmować monitoringiem obszary będące pod wpływem ciągłych zanieczyszczeń (Watmough *i in.* 2014). Duże natężenie ruchu powoduje podwyższone stężenia metali ciężkich w spływach z dróg i przesiekach wodnych, docierających do gleb, co znalazło odzwierciedlenie w licznych publikacjach (Kabata-Pendias i Pendias 2001; Wang *i in.* 2013; Kupka *i in.* 2021). Badania zanieczyszczeń w glebach przydrożnych są nadal przedmiotem dużego zainteresowania, ze względu na szybki rozwój systemów komunikacyjnych i rosnące natężenie ruchu na całym świecie. Gleby są bardzo narażone na nadmierne koncentracje metali ciężkich, co negatywnie wpływa na inne elementy ekosystemu.

W wielu pracach podejmuje się powyższe zagadnienia i zazwyczaj w większości przypadków oceniana jest koncentracja metali ciężkich w roślinach wskaźnikowych. Badaniami obejmowane są koncentracje metali ciężkich: w mchach (Aboal *i in.* 2010; Harmens *i in.* 2010; Sh Barkan i Lyanguzova 2018; Ávila-Pérez *i in.* 2019; Bidwell *i in.* 2019), w borówce czarnej (Honkavaara *i in.* 2007; Pająk i Jasik 2012; Taulavuori *i in.* 2013), w igłach drzew (Viskari i Kärenlampi 2000; Staszewski *i in.* 2012). Analizie poddawane są też wzajemne związki pomiędzy poszczególnymi komponentami (Čeburnis i Steinnes 2000; Migaszewski *i in.* 2005; Samecka-Cymerman *i in.* 2006; Sawidis *i in.* 2011; Parzych 2014; Bargagli 2016; Xu *i in.* 2018). Brakuje jednak prac, obejmujących szersze spektrum powiązanych pomiędzy wszystkimi wymienionymi komponentami.

W niniejszej rozprawie badano grupę pierwiastków ściśle związaną z oddziaływaniem ruchu drogowego i emisją zanieczyszczeń, wynikającą z eksploatacji aut i ich części oraz infrastruktury drogowej (Lindgren 1996; Schauer *i in.* 2006; Thorpe i Harrison 2008; Grd *i in.* 2012). Jak wskazuje wiele prac, pierwiastki takie jak: Cd, Cr, Cu, Ni, Na, Pb, Zn są ściśle związane z ruchem drogowym (Harmens *i in.* 2012).

W niniejszej rozprawie doktorskiej dokonano oceny stanu zanieczyszczenia środowiska leśnego, będącego pod presją ruchu kołowego w sąsiedztwie drogi ekspresowej S7. Praca stanowi wkład w zakresie biomonitoringu i oddziaływania dróg szybkiego ruchu na ekosystemy leśne, ale także oceny stanu zagrożenia związanego z wysokimi koncentracjami pierwiastków śladowych i ich negatywnym wpływem na organizmy żywe.

Powszechnie uważa się, że najsilniejsze akumulacje metali śladowych występują w glebach (Marchi i in. 2011). Glebowa materia organiczna posiada dużą zdolność do wiązania metali ciężkich, pochodzących z różnych źródeł antropogenicznych, w tym m. in. z ruchu drogowego (Parzych 2014; Gu i in. 2016). Dlatego w niniejszej pracy doktorskiej przeprowadzono ocenę stopnia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi, wg wytycznych IUNG (Instytut Upraw Nawożenia i Gleboznawstwa). Skala IUNG stosowana jest dla gruntów rolniczych, jednak ze względu na aspekt związany z możliwą konsumpcją płodów runa leśnego, tj.: borówek, ziół i grzybów rosnących nieopodal szlaków komunikacyjnych, wykorzystano ją także w ocenie stanu zanieczyszczenia gleb w badanych ekosystemach leśnych.

Stwierdzono, że 5 z 80 próbek pobranych z wierzchnich poziomów glebowych wykazało podwyższoną zawartość Pb, natomiast jedna próbka pod drzewostanami sosnowymi wykazywała średnie zanieczyszczenie. W przypadku Cd tylko dwie próbki wykazały podwyższone koncentracje. Zawartość Zn, Cu i Ni wg skali IUNG była zbliżona do wartości naturalnych (Tab. 57).

Próbki gleb pod drzewostanami jodłowymi charakteryzowały się większym zanieczyszczeniem Pb i Cd w stosunku do gleb pod drzewostanami sosnowymi. Podwyższone zawartości Pb stwierdzono w 48 próbkach, słabe zanieczyszczenie zaś w 7 próbkach. Ponadto słabe zanieczyszczenie Cd stwierdzono w 13 próbkach gleby, średnie zanieczyszczenie w 63 oraz bardzo silne zanieczyszczenie w 4 próbkach gleb z drzewostanów jodłowych. W przypadku Zn tylko jedna próbka wykazywała wartości podwyższone. Koncentracje Cu i Ni były w zakresie wartości naturalnych (Tab. 58). Próbki gleb pobranych pod drzewostanami jodłowymi charakteryzowały się większą zawartością frakcji spławialnych w składzie granulometrycznym, a to mogło wpływać na większe możliwości sorpcyjne i akumulację pierwiastków śladowych. Czynnikiem wpływającym na zdolności kumulacji pierwiastków śladowych w glebach jest pojemność sorpcyjna gleb. Parametr ten powiązany jest ściśle z udziałem frakcji ilastych oraz zawartością materii organicznej (Karczewska 2002; Alloway 2013).

Dokonano także oceny zanieczyszczenia gleb wg *Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi*. Przeprowadzona analiza wykazała przekroczenie koncentracji Cd w glebach pod

drzewostanami jodłowymi w 4 próbkach (wg dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko dla grupy III). W przypadku pozostałych próbek glebowych nie stwierdzono przekroczeń.

Podsumowując ocenę stanu zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi wg klasyfikacji IUNG oraz *Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi* można, więc stwierdzić, że zawartości pierwiastków śladowych, tj.: Zn, Cu i Ni zawierały się w dopuszczalnych przedziałach koncentracji, za wyjątkiem koncentracji Cd i Pb, które to pierwiastki stanowią poważne zagrożenie dla organizmów żywych (Küpper i Iresen 2016; Krutul *i in.* 2017; Węgiel *i in.* 2018).

Przeprowadzone analizy, dotyczące koncentracji pierwiastków śladowych w glebach, wskazały na wyraźne przekroczenia w wierzchnich warstwach gleb w odniesieniu do gleb nieobjętych antropopresją (dane zawarte w Atlasie Gleb Leśnych Polski (Brożek *i in.* 2019) (Brożek i Zwydak 2003). Przeanalizowano także liczne materiały źródłowe, na podstawie których stwierdzono, iż otrzymane wyniki wskazują na istniejące zanieczyszczenie badanego obszaru (Świercz 2003; Samecka-Cymerman *i in.* 2006; Mróz i Demczuk 2010; Parzych 2014; Kosiorek *i in.* 2016; Brożek *i in.* 2019).

Wykazano, że czas depozycji wpływał na wielkość koncentracji w badanych warstwach gleb. Rozbudowa drogi ekspresowej S7 przyczyniła się do wzrostu koncentracji Cd i Cu w warstwie organicznej 0-3 cm pod drzewostanami sosnowymi oraz Cu, Ni, Pb i Zn w tej samej warstwie pod drzewostanami jodłowymi. Ponadto stwierdzono, że większe zanieczyszczenie związane było z naruszeniem brzegu lasu, w związku z koniecznością wycięcia szerokiego pasu drzewostanu pod nową drogę. W warunkach takich zanieczyszczenia mogły swobodniej wnikać do wnętrza drzewostanów. W rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń ważną rolę odgrywa kierunek panujących wiatrów, korytarze powietrzne, powstające w wyniku budowy dróg, jak i turbulencje powietrzne powstające na skutek ruchu kołowego (Pagotto *i in.* 2001; Krajewska i Niesiołowska 2008; Dmochowski i Dmochowska 2011; Suryawanshi *i in.* 2016; Świsłowski *i in.* 2017).

Przeprowadzone analizy koncentracji pierwiastków śladowych charakteryzowały się pewnym zróżnicowaniem przestrzennym, związanym z strefami odległościowymi od drogi. Z przeprowadzonych analiz wynika, że koncentracje Cr, Cu, Ni i Zn w poziomie organicznym gleby w drzewostanach jodłowych oraz Cd, Cr, Cu, Ni i Zn w drzewostanach sosnowych wykazały największe koncentracje w strefie do 110 m od badanej drogi. W badaniach dotyczących zanieczyszczenia powietrza w Świętokrzyskim Parku Narodowym wykazano, że duży wpływ na podwyższone koncentracje pierwiastków śladowych w igłach jodły miał nie tylko ruch drogowy, ale także emisje niskie z gospodarstw domowych, co może w jakimś

stopniu wyjaśniać otrzymane wyniki (Kozłowski i Strzyż 2021). W większości przypadków opisanych w literaturze, wielkości koncentracji metali śladowych zmniejszają się wraz ze wzrostem odległości od drogi (Werkenthin i in 2014). W wielu pracach wykazano, iż największe zagrożenie związane z nadmierną koncentracją metali występuje w strefie do 10 m od źródła zanieczyszczeń (Bernhardt-Römermann *i in.* 2006; Bignal *i in.* 2007). W wielu innych badaniach, gdzie także analizowano wpływ dróg na sąsiadujące ekosystemy leśne, stwierdzano wyraźny wykładniczy spadek koncentracji metali śladowych tj.: Pb, Cd, Cu, Zn, Ni (Zehetner i in. 2009; Yan *i in.* 2013). W niniejszej pracy najwyższe koncentracje Ni w zależności od odległości od drogi stwierdzono w strefie 100-110 m od drogi, co jest nie do końca zgodne z dotychczasowymi wynikami, gdzie zazwyczaj najwyższe koncentracje były stwierdzane w strefie do 10 m od drogi (Zehetner i in. 2009). Zatem otrzymane wyniki wskazują na inne możliwe źródła zanieczyszczeń tj.: działalność rolniczą, przemysłową i przede wszystkim immisje niskie z domostw. Koncentracje Zn i Pb w warstwie 0-3 cm były podwyższone w całej badanej strefie 0-110 m od drogi, zarówno pod drzewostanami jodłowymi, jak i sosnowymi. Viard *i in.* (2004) wykazuje, że strefa oddziaływania Pb w pobliżu autostrady A31 we Francji sięgała aż 320 m od drogi, a dla Zn do 160 m, dlatego też być może przyjęte strefy nie pozwoliły wykazać tendencji zmniejszania się koncentracji wraz ze wzrostem odległości od drogi. Dodatkowo, zarówno Zn jak i Pb mogą być łatwo transportowane przez masy powietrza na znaczne odległości, co potwierdzają wyniki otrzymane przez (Steinnes i Friedli 2006; Wessolek *i in.* 2011).

Chrom jest pierwiastkiem silnie związanym z ruchem drogowym, gdyż pochodzi np. ze ścierania klocków hamulcowych i opon (Zehetner i in. 2009; Zhang *i in.* 2016). W niniejszej rozprawie wykazano podwyższone wartości Cr w strefie kontrolnej 100-110 m od drogi w warstwie 0-3 cm. Natomiast w warstwie 3-10 cm stwierdzono podwyższone koncentracje w strefach do 55 m od drogi oraz wyraźny spadek w strefie kontrolnej pod drzewostanami sosnowymi i pod drzewostanami jodłowymi. Stwierdzone koncentracje Cr w obu wspomnianych warstwach glebowych były porównywalne. Wysoka zawartość Cr w warstwie 3-10 powiązana była z frakcją iłu i pyłu oraz pH KCl. Z kolei koncentracje Cd były podwyższone w całej strefie, z czego najwyższe zawartości stwierdzono w odległości 100-110 m od drogi. Świadczy to, jak wspomniano o wpływie innych źródeł zanieczyszczeń niż tylko ruch kołowy, co należy uwzględnić także w ocenie zanieczyszczenia Cd, który należy do bardzo mobilnych pierwiastków w środowisku (Reimann *i in.* 2007; Yan *i in.* 2013).

Bernhardt-Römermann *i in.* (2006) w swoich badaniach wykazali wpływ autostrady na rośliny runa, występujące w drzewostanach iglastych w strefie do 230 m od drogi. Ponadto mniejsze koncentracje badanych pierwiastków mogą być związane z wysokim

współczynnikiem infiltracji w tej strefie, na co zwraca uwagę Kocher i in. (2005). Infiltracja powoduje rozcieńczenie metali w roztworze glebowym i wmycie tych pierwiastków do głębszych poziomów gleb. W niniejszej pracy wykazano podwyższone wartości pH w strefie przyległej do drogi. Podobnie stwierdził (Werkenthin i in. 2014). Podwyższone pH może powodować obniżenie rozpuszczalności i mobilności metali (Bäckström i in. 2004) i niską koncentrację pierwiastków śladowych w tym Cd w strefie do 10 m od drogi (Ryc.8). Wyniki obliczonego wskaźnika geoakumulacji (Igeo) potwierdzają antropogeniczne pochodzenie pierwiastków śladowych. Świadczą o tym wartości wskaźnika powyżej 1,0 informujące o antropogenicznym pochodzeniu zanieczyszczeń, co stwierdzono przypadku Cd, Cr, Pb i Zn w warstwie 0-3 cm, pobranej pod drzewostanami sosnowymi oraz Cd, Cu, Pb i Zn w warstwie 0-3 cm, pobranej pod drzewostanami jodłowymi (Mazurek i in. 2017; Gyamfi i in. 2019; Malunguja i in. 2021). Z kolei podwyższone koncentracje Na w strefie 0-10 m od drogi, co mogły mieć wpływ na zmniejszone koncentracje pierwiastków śladowych. Badania przeprowadzone przez (Bäckström i in. 2004) wykazały strefę oddziaływania soli, stosowanej zimą do odladzania dróg w strefie do 10 m od drogi. W niniejszej pracy stwierdzono, że strefa oddziaływania jest większa i wynosi 25 m od drogi. W pracy (Zehetner i in. 2009) wykazano, iż wykorzystywany w okresie zimowym NaCl może wpływać na mobilność metali ciężkich w pobliżu drogi i na poziom koncentracji tych pierwiastków. Wzrost pH w warstwach 0-3 cm i 3-10 cm gleb wpływał na alkalizację gleby, co widoczne jest w przypadku wartości pH w strefie do 10 m od drogi (Ryc. 24). (Amrhein i Strong 1990; Amrhein i in. 1993) oraz (Amrhein i in. 1993) wykazali w badaniach laboratoryjnych wpływ NaCl na uwalnianie metali (Cr, Pb, Ni i Cu), związanych z materią organiczną i koloidami. Autorzy wykazali także, że uwalnianie metali było większe, gdy ilość Na była podwyższona. Powyższe badania mogą wyjaśniać niskie koncentracje Cd, Cr, Cu, Ni i Zn w strefach przyległych do drogi. Ponadto (Bauske i Goetz 1993) stwierdzili, że wymiana jonowa w zestawieniu z powstawaniem kompleksów chlorkowych wpływała na mobilizację Cd i Zn. Natomiast badania (Lofgren 2001) potwierdzają, że koncentracje Zn i Cd w wodach powierzchniowych w pobliżu drogi były większe w strefie, gdzie wykorzystywano NaCl, a to wskazuje na przemieszczenie się metali w głąb profilu i może wyjaśniać niższe koncentracje w glebach w badanych strefach. Stwierdzone różnice w koncentracji pierwiastków śladowych (za wyjątkiem Cr) w badanych warstwach świadczą o tym, że większość zanieczyszczeń pochodzi z depozycji atmosferycznej, ponieważ największe zawartości pierwiastków stwierdzono w warstwie 0-3 cm (Uhlig i Junttila 2001).

Mchy, jako gatunki bioindykacyjne wykorzystywane są do monitoringu poziomu zanieczyszczeń, w tym także pochodzących z ruchu kołowego i związanych z depozycją mokrą

i suchą. Analizując powszechność występowania mchów w Europie, stwierdzono, że stanowią one 7,2% całkowitej liczby poznanych gatunków, stąd też powszechnie wykorzystuje się mchy w badaniach biomonitoringowych (Tyler, 1970; Berg i Steinnes, 1997). Rośliny te mają szereg różnych cech, które wpływają na możliwość ich wykorzystywania w licznych badaniach środowiskowych. W tym m. in. posiadają one szeroki zasięg występowania, brak kutykuli i epidermy umożliwia swobodne przenikanie jonów metali (Tyler 1970; Klich i Szarek 2001; Wolterbeek *i in.* 2003; Leblond *i in.* 2004; Harmens *i in.* 2010).

Analiza dostępnej literatury pozwoliła stwierdzić, iż otrzymane koncentracje pierwiastków śladowych w mchach wskazują także na zanieczyszczenie ekosystemów leśnych, przez oddziaływanie ruchu kołowego oraz innych emisji towarzyszących. Stwierdzono to w przypadku wszystkich analizowanych pierwiastków śladowych. Porównanie z licznymi pracami wskazuje na zanieczyszczenie ekosystemów leśnych, co potwierdzają liczne publikacje tj.: (Klich i Szarek 2001; Kozanecka *i in.* 2002; Harmens *i in.* 2010; Rajfur *i in.* 2010; Harmens *i in.* 2013, 2015; Jerz *i in.* 2015; Świetlik *i in.* 2016; Świsłowski *i in.* 2017; Kłos *i in.* 2018).

Przeprowadzone analizy wykazały, że mchy nie ujawniły zmian koncentracji omawianych pierwiastków śladowych, w zależności od czasu odsłonięcia na depozycje zanieczyszczeń, związane z czasem rozpoczęcia budowy dróg i odsłonięciem wnętrza drzewostanów, zarówno w przypadku mchów pobranych w runie drzewostanów sosnowych, jak i jodłowych. Wyjątek stanowiły koncentracje Ni w mchach zebranych w runie drzewostanów jodłowych, gdzie wyższe koncentracje stwierdzono na powierzchniach będących pod krótszą depozycją (9lat). Na brak widocznych różnic wpłynąć mogły także depozycje o innym pochodzeniu, np. te pochodzące z emisji niskich z gospodarstw domowych (jakkolwiek nie było możliwości wyizolowania wpływu tego parametru). Jak podaje wielu autorów, mchy posiadają zdolność do długotrwałych koncentracji pierwiastków śladowych w swoich tkankach (Harmens *i in.* 2007, 2015; Frontasyeva *i in.* 2020). Ponadto organizmy te nie posiadają systemów korzeniowych, a jedynie chwytники, pełniące funkcję stabilizacyjną. Mchy są organizmami, które są zimozielone i stosunkowo długowieczne, co wpływa na zdolności akumulacji pierwiastków w dłuższych okresach czasu (Dołęgowska i Migaszewski 2014). Należy także pamiętać, że mchy charakteryzują się zmiennością akumulacji pierwiastków w zależności od pory roku, warunków pogodowych, pH czy temperatury (Couto *i in.* 2003; Aboal *i in.* 2010; González i Pokrovsky 2014). Powyższe zmienne i czynniki miały wpływ na to, że mchy nie wskazały różnic w koncentracji pierwiastków śladowych na obszarach związanych z rozbudową drogi ekspresowej S7, na odcinkach użytkowanych od 1984, jak i nowym odcinku, powstałym w 2011 roku.

Analiza koncentracji pierwiastków śladowych w mchach, w porównaniu z innymi elementami ekosystemów wykazała wyraźny wpływ ruchu drogowego na wielkość koncentracji w strefach znajdujących się w sąsiedztwie drogi S7. Wykazano, że Cr i Ni najwyższe koncentracje w mchach osiągały w strefie do 20 m od drogi, a w przypadku Cu, Pb i Zn w strefie do 10 m od drogi w runie drzewostanów jodłowych. Podobną zależność stwierdzono w przypadku mchów pobranych w runie drzewostanów sosnowych, gdzie największe koncentracje Cr, Cu, Ni, Pb i Zn wykazano w strefie do 10 m od drogi. Kadm natomiast wykazywał podobne koncentracje we wszystkich strefach. Analizę wpływu zanieczyszczeń z wykorzystaniem mchów wykazał (Salemaa *i in.* 2004), gdzie Ni i Cu najwyższe koncentracje wykazały w strefie bezpośredniego oddziaływania huty Hajravalta w Finlandii. Podobnie (Zechmeister *i in.* 2005) w swoich badaniach wykorzystał cztery gatunki mchów do oceny zanieczyszczenia środowiska na skutek ruchu kołowego. Stwierdził on, że pierwiastki tj.: Cr, Zn, Cu i Ni najwyższe koncentracje miały w strefach w pobliżu drogi i były ściśle powiązane z ruchem kołowym. Koncentracje Cd w mchach, podobnie jak w warstwie 0-3 cm gleb nie wykazywały przestrzennej zmienności koncentracji w wyznaczonych strefach odległości od drogi. Wynikać to mogło z wysokiej mobilności Cd w środowisku, o czym wspomniano już wcześniej. (Harmens *i in.* 2012) w swoich badaniach podali, że wielkość koncentracji Cd może być związana z wpływem soli drogowej, pochodzącej z okresu zimowego, a depozycja Cd i Pb w mchach jest powiązana z depozycją atmosferyczną. Istnieją badania, w których zawartości Cd w mchach mogą wskazywać na brak związku z zanieczyszczeniami z ruchu drogowego, a pochodzeniem z innych źródeł. Stąd być może wykazano brak korelacji z odległością od drogi (Harrison *i in.* 2003). (Zinicovscaia *i in.* 2018) wykorzystwała mchy do oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza w Kiszyniowie w Mołdawii, gdzie wykorzystano specjalne worki z mchem *Sphagnum girgensohnii* i wystawiono na ekspozycję. W wielu badaniach wykazano, że mchy służą do mapowania zanieczyszczeń i kierunku depozycji metali (Onianwa 2001; Zechmeister *i in.* 2005; Boquete *i in.* 2011; Harmens *i in.* 2012). Boquete *i in.* (2011) podaje, aby uzyskane wyniki traktować jako ilościowe lub półilościowe, a nie jako bezwzględne. Z tym stwierdzeniem należy się zgodzić, ponieważ w wielu publikacjach wykazano dużą zmienność koncentracji pierwiastków śladowych w zależności od okresu poboru próbek, od pH, wilgotności, warunków pogodowych, opadów kwaśnych deszczy, wpływy temperatury, czy morfologii mchów (Couto *i in.* 2003; Aboal *i in.* 2010; González i Pokrovsky 2014). Aboal *i in.* (2010) wskazali, że mchy nie są dobrym długotrwałym wskaźnikiem zanieczyszczenia środowiska, co tłumaczy złożonym procesem pobierania pierwiastków, procesami fizykochemicznymi, jak i biologicznymi, które są ściśle powiązane ze zmiennymi warunkami środowiskowymi. Sorbowane metale są silnie związane

w tkankach mchów, przez co są odporne na desorpcję w warunkach zewnętrznych (Onianwa 2001). Biomonitoring skażenia środowiska z wykorzystaniem mchów ma na celu wskazanie bieżącego stanu środowiska na skutek wpływu ruchu kołowego, czy też innych emisji, dlatego podane wcześniej uwagi nie dyskwalifikują mchów z grupy bioindykatorów. Powyższe wyniki wskazują, że mchy można traktować, jako najlepsze bioindykatory do oceny stanu zanieczyszczenia środowiska.

Otrzymane wyniki wskazują, iż ruch drogowy nie wpłynął znacząco na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych w liściach borówki czarnej, stąd stwierdzono, że komponent ten okazał się słabszym wskaźnikiem oceny stanu zanieczyszczenia środowiska w porównaniu z mchami.

Borówka czarna jest powszechnie wykorzystywana w badaniach biomonitoringowych na terenach poddawanych presjom antropogenicznym, na co wskazuje wiele publikacji naukowych (Curzydło 2004; Kiziora-Ciupa *i in.* 2013; Eeva *i in.* 2018) Parzych (2014). Borówka, jako jeden z niewielu gatunków, potrafi egzystować na terenach silnie skażonych przez pierwiastki śladowe (Uhlig i Junttila 2001; Zvereva i Kozlov 2005). Pobieranie i akumulowanie pierwiastków śladowych w roślinach i akumulacja w tkankach zależy od gatunków roślin, ponieważ istnieją różne strategie koncentracji pierwiastków śladowych w roślinach (Łaszewska *i in.* 2007). Jak wskazuje literatura (Parzych 2014), koncentracje pierwiastków śladowych w różnych organach borówki mogą być zróżnicowane. Cynk w borówce gromadzi się w większych ilościach w pędach niż w liściach, a miedź w większych ilościach w liściach niż w korzeniach.

Skład chemiczny liści borówki czarnej wykorzystano do oceny stanu zanieczyszczenia obszarów leśnych, znajdujących się pod presją ruchu kołowego w sąsiedztwie drogi ekspresowej S7.

Przeprowadzone analizy wykazały, że koncentracje omawianych pierwiastków śladowych zawierały się w przedziale wartości charakterystycznych dla obszarów nieskażonych, co potwierdza wiele publikacji naukowych (Gworek i Degórski 2000; Kabata-Pendias i Pendias 2001; Kozanecka 2002; Curzydło 2004; Białońska *i in.* 2007; Tahkokorpi *i in.* 2010; Mróz i Demczuk 2010; Kabata-Pendias 2011; Parzych 2014; Kiziora-Ciupa *i in.* 2016; Eeva *i in.* 2018).

Analiza składu chemicznego liści borówki czernicy wskazała wyraźne różnice w koncentracji pierwiastków w zależności od czasu depozycji. Wykazano, iż największe koncentracje Cr, Ni i Pb były w liściach borówki pobranych na powierzchniach, będących pod krótszą depozycją pod okapem drzewostanów jodłowych oraz Cd, Pb i Zn na powierzchniach pobranych w runie drzewostanów sosnowych, będących pod kilkudziesięcioletnim wpływem

drogi S7. (Tahkokorpi *i in.* 2010) wykazali, że Ni nie przenika do roślin poprzez system korzeniowy i że może to być związane ze strategią „wykluczania” tego pierwiastka. Otrzymane wyniki mogą świadczyć o antropogenicznym pochodzeniu Ni w liściach borówki. Rozbudowa drogi przyczyniła się do naruszenia brzegu lasu przez wycinanie dużych pasów drzewostanów, co ułatwiło migrację zanieczyszczeń do wnętrza drzewostanu, a to z kolei wpłynęło na wzrost koncentracji omawianych pierwiastków w liściach borówki pod drzewostanami jodłowymi. W przypadku próbek liści borówki zebranych pod drzewostanami sosnowymi, stwierdzono odwrotne zależności niż pod drzewostanami jodłowymi. Wykazano, że obecność brzegu lasu wpływała na wzrost koncentracji omawianych pierwiastków. Stwierdzono także, że położenie powierzchni miało wpływ na większe zawartości Pb i Zn. Metale ciężkie mogą oddziaływać w różny sposób na ekosystemy leśne, a to jest uzależnione od wielu czynników, które omówiono w przeglądzie literatury. Część pierwiastków jest obojętna dla ekosystemu leśnego, niektóre mogą wpływać stymulująco przez nawożenie, a inne toksycznie. Jednak wyniki te potwierdzają, że naturalne przeszkody w postaci zwartego brzegu lasu mogą wpływać na poziomy zanieczyszczenia ekosystemów leśnych. Stąd też, cenna uwaga dla inżynierów drogowych, aby projektując nowe szlaki komunikacyjne przeanalizowali w współpracy z leśnikami zabezpieczenie i odtworzenia naturalnych barier chroniących drzewostany przed nadmierną penetracją zanieczyszczeń. Zdolności roślin do zatrzymywania zanieczyszczeń zostały potwierdzone w wielu badaniach. (Popek *i in.* 2017) wykazał, że drzewa i krzewy bardzo skutecznie wyłapują zanieczyszczenia generowane przez ruch uliczny. Podobnie wyniki potwierdzono także w innych pracach (Freer-Smith *i in.* 2005; Tomašević *i in.* 2005; Chakre 2006; Nowak *i in.* 2006; Peachey *i in.* 2009). Poznanie mechanizmu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w przypadku borówek jest bardzo ważne, ze względu na cykl biogeochemiczny pierwiastków. W środowiskach zanieczyszczonych metalami śladowymi borówka stanowi łącznik pomiędzy pulą pierwiastków zakumulowanych w glebie, a konsumentami pierwotnymi i wyższymi poziomami troficznymi. Dobrym przykładem takiej zależności są gąsienice *Lepidoptera*, które żerują na liściach borówki, a w dalszym ciągu łańcucha troficznego gąsienice są pokarmem różnych gatunków ptaków, poprzez które metale przemieszczają się na wyższe poziomy łańcucha troficznego (Parzych 2014).

W wielu publikacjach wykazano, że kora drzew gromadzi zanieczyszczenia atmosferyczne i może być dobrym bioindykatorem w monitorowaniu zanieczyszczeń środowiska (Onianwa 2001; Schelle *i in.* 2008), dlatego wykorzystano ją w niniejszej rozprawie do celów bioindykacyjnych. (Miiwana *i in.* 2006) w swoich badaniach wykazała, że kora może być skutecznym akumulatorem Cr, Cu i Pb i lepiej odzwierciedla zanieczyszczenia w długim okresie czasu. Kora sosny jest dobrym bioindykatorem ze względu na strukturę i szorstkość

(Patrick i Farmer, 2007; Allahabadi *i in.* 2017) oraz zdolność do długookresowego zatrzymywania zanieczyszczeń (Pacheco *i in.* 2002).

Wyniki dotyczące koncentracji pierwiastków śladowych w korze omawianych gatunków zależały od czasu emisji zanieczyszczeń pochodzących z ruchu kołowego. Widać wyraźnie, że obszary z nowo wybudowaną drogą w 2013 roku charakteryzowały się większymi koncentracjami Cr i Ni w korze jodłowej oraz Cd w korze sosnowej. Jak wspomniano zjawisko to może wynikać z rozluźnienia brzegu lasu i zmiany warunków, co widoczne jest wyraźnie w przypadku zawartości Cd w korze sosnowej, gdzie brak brzegu lasu przyczynił się do wyższych koncentracji tego pierwiastka. Powyższe, wyniki wskazują na wyraźny wpływ drogi. Zarówno Cd, Cr jak i Ni są pierwiastkami, które związane są z ruchem drogowym i eksploatacją różnych części samochodowych, co dokładnie wyjaśniono w przeglądzie literatury (Lindgren 1996; Hjortenkrans *i in.* 2006; Saeedi *i in.* 2009; Khan *i in.* 2011; Alsbou i Al-Khashman, 2018; Charron *i in.* 2018). Przeprowadzone analizy wykazały, że hipoteza dotycząca wpływu czasu depozycji na wielkość koncentracji pierwiastków śladowych w badanych komponentach została spełniona, co zostało wykazane w niniejszej rozprawie.

Wykonano także strefową analizę rozmieszczenia pierwiastków śladowych w korze drzew, która wykazała wyraźnie wyższe wartości Cr (0-10 m od drogi) i Cu (0-10 m od drogi) w przypadku kory jodły oraz Cr i Ni (w strefie 20-30 m od drogi), otrzymane wyniki wskazują na wyraźny wpływ zanieczyszczeń pochodzących z ruchu drogowego (Zechmeister *i in.* 2005). W przypadku pozostałych pierwiastków stwierdzono stosunkowo równomierny rozkład koncentracji w badanych strefach. Podobnie, jak już to omówiono wcześniej, niektóre pierwiastki mogą przemieszczać się na większe odległości, przez co wyznaczona strefa nie wykazała przestrzennej zmienności. Należy pamiętać o wpływie wiatru oraz wpływie korytarzy powietrznych na przemieszczanie się pyłów drogowych do ekosystemów leśnych. W niniejszej rozprawie zbadano koncentracje pierwiastków na korze po stronie nawietrznej i zawietrznej, aby ustalić dominujący kierunek depozycji. Zazwyczaj największe koncentracje metali stwierdzano na korze od strony nawietrznej (Pańczyk *i in.* 2018), co wydaje się logiczne i wynikało z dominującego kierunku panujących wiatrów (Marko-Worłowska *i in.* 2011; Sawidis *i in.* 2012). Natomiast otrzymane wyniki nie były istotne i jednoznaczne. Może to świadczyć o tym, że istnieją inne czynniki wpływające na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń oraz o obecności innych źródeł depozycji. Przeprowadzone badania wykazały także, że kora jodłowa posiada lepsze zdolności do akumulacji Cd, Cu i Zn niż kora sosnowa. Z kolei kora sosnowa charakteryzowała się lepszymi zdolnościami akumulacji Cr i Pb.

Przeprowadzone analizy wykazały, iż koncentracje Cd, Cr, Cu, Pb i Zn w korze jodłowej były istotnie większe. Różne zdolności do zatrzymywania metali śladowych w korze

różnych gatunków wynikają przede wszystkim z różnic fizjologicznych i morfologicznych, co przekłada się na pojemność wodną i ewapotranspirację, ostatecznie wpływając na odmienne koncentracje pierwiastków, pomimo podobnych warunków siedliskowych (Sawidis *i in.* 2011; Pańczyk *i in.* 2018).

Kora różnych gatunków charakteryzuje się zmienną teksturą oraz powierzchnią i szorstkością, np.: kora brzozy akumulowała więcej metali niż stosunkowo gładka kora buka zwyczajnego (Pańczyk *i in.* 2018). Istnieją badania, w których kora jodłowa wykorzystywana jest jako sorbent Cd (II) z roztworów wodnych, co potwierdza duże zdolności sorpcyjne (Tofan *i in.* 2016, 2017). Uzyskane wyniki jak najbardziej potwierdzają zróżnicowane zdolności koncentracji pierwiastków śladowych w korze badanych gatunków drzew.

Igły sosny zwyczajnej są dość często wykorzystywane do oceny biomonitoringowej stanu skażenia środowiska różnymi zanieczyszczeniami. Ponadto igły pokryte są woskowym nalotem, dzięki czemu posiadają zdolność do zatrzymywania zanieczyszczeń gazowych i cząstek stałych (Holoubek *i in.* 2000; Serbula *i in.* 2013).

Zawartości Cd i Pb w igłach sosny na badanych powierzchniach zbliżone były do wartości występujących na obszarach nieskażonych (Pająk *i in.* 2015). W innej pracy (Kiziora-Ciupa *i in.* 2016) przedstawiono wyniki dotyczące zawartości Cd i Pb w igłach sosny na terenie Rezerwatu Przyrody „Pazurek” w Nadleśnictwie Olkusz oraz Użytku Ekologicznego „Płone bagna” w Nadleśnictwie Katowice, gdzie zawartości omawianych pierwiastków były także bardzo zbliżone. W niniejszej pracy koncentracje Zn w igłach sosny mieściły się także w przedziale wartości dla obszarów nieskażonych (Migaszewski *i in.* 2005; Pająk *i in.* 2015). W innych pracach Kiziora-Ciupa *i in.* (2016) i Kosiorek *i in.* (2016) stwierdzono, że zawartości Zn były wyraźnie niższe od uzyskanych w niniejszej pracy, co może świadczyć o antropogenicznym pochodzeniu Zn. Zawartości Cr w igłach sosny były także zbliżone do zawartości stwierdzonych w rejonach Olsztyna, będących pod presją ruchu kołowego (Kosiorek *i in.* 2016). Podobnie w przypadku zawartości Cu i Ni w igłach sosny stwierdzono wyraźnie wyższe zawartości niż na obszarach pozbawionych presji antropogenicznej (Migaszewski *i in.* 2005; Sawidis *i in.* 2011; Kosiorek *i in.* 2016).

Uzyskane wyniki potwierdzają, że ruch kołowy wpływał na podwyższone koncentracje Zn, Cr, Cu i Ni. Jednak koncentracje w igłach sosnowych były wyraźnie niższe niż w mchach. Podobne wnioski uzyskali w swoich badaniach (Čeburnis i Steinnes, 2000). (Aboal *i in.* 2004) stwierdzili, że rośliny wyższe wykazują słabsze właściwości biomonitoringowe w ocenie zanieczyszczenia środowiska w zestawieniu z mchami. Stąd też można stwierdzić, że koncentracje pierwiastków śladowych w mchach są lepszymi wskaźnikami stanu

zanieczyszczenia środowiska, a igły okazują się słabszym wskaźnikiem zanieczyszczenia ekosystemów leśnych emisjami pochodzącymi z drogi ekspresowej.

Analiza strefowego rozmieszczenia pierwiastków śladowych na podstawie składu chemicznego liści borówki czernicy jak i igieł sosny i jodły nie wykazały wyraźnych zależności ze zmianą odległości od drogi. Liście borówki, podobnie jak igły drzew okazały się słabym bioindykatorem stanu zanieczyszczenia środowiska na skutek ruchu kołowego.

Mało jest prac, w których podjęto by ocenę koncentracji pierwiastków śladowych w igłach jodły (Świercz i in. 2022). Rośliny posiadają zdolność do aktywnego pobierania pierwiastków śladowych z roztworu glebowego za pomocą systemów korzeniowych (Siwek, 2008). Jodła pospolita charakteryzuje się głębokim systemem korzeniowym, przez co zakłada się, że nie pobiera pierwiastków śladowych zakumulowanych w wierzchnich warstwach gleb, wykazujących największe zdolność do ich akumulacji i jednocześnie ulegających wpływom antropopresji (Kabata-Pendias 2004). W pracy (Kozłowski i Strzyż 2021) przedstawiono wyniki badań dotyczących koncentracji Cr, Cd, Cu, Ni, Pb i Zn w dwuletnich igłach jodły pospolitej na terenie Świętokrzyskiego Parku Narodowego, który podlega oddziaływaniu zanieczyszczeń z ruchu drogowego oraz emisji zanieczyszczeń niskich z gospodarstw domowych. W niniejszej pracy doktorskiej stwierdzono, że koncentracje Cd, Cu, Pb i Zn były zbliżone do wartości uzyskanych w cytowanej pracy (Kozłowski i Strzyż 2021). Natomiast w przypadku chromu koncentracje były niższe niż w ŚPN, a w przypadku niklu wyższe. W innej pracy (Szymura 2009) przeanalizowano zawartość Cd, Ni, Pb i Zn w igłach jodły pospolitej z obszaru Wzgórz Trzebnickich (południowo-zachodnia Polska) z dwóch rezerwatów „Jodłowiec” i „Gola”. Koncentracje Cd, Pb i Zn w igłach zebranych na powierzchniach rezerwatów były wyraźnie niższe niż uzyskane w niniejszej pracy, natomiast zawartości Ni były zbliżone. Różnice w zawartości Cd, Pb i Zn na terenie wspomnianych rezerwatów, w porównaniu z danymi zgromadzonymi w niniejszej pracy, związane są z innym położeniem geograficznym. Mianowicie południowa część kraju zaliczana jest do rejonów silnie zanieczyszczonych przez przemysł, w przeciwieństwie do mniej zanieczyszczonego województwa świętokrzyskiego, gdzie znajdowały się powierzchnie badawcze.

Podsumowując, podwyższone zawartości Pb w badanych komponentach mogą mieć prawdopodobny związek także z historycznymi zanieczyszczeniami, gdy benzyna (etylina) zawierała duże ilości tego pierwiastka, a jej spalanie powodowało duże zanieczyszczenie, szczególnie w pobliżu dróg (Huber i in. 2016). Potwierdziły to wyższe koncentracje Pb w drzewostanach starszych w przypadku analiz gleby w warstwie 0-3 cm oraz w próbkach mchów i kory.

Jak wykazano w niniejszej rozprawie zachodzące różnice w koncentracji metali w zależności od czasu depozycji wynikały także ze stanu brzegu lasu, który na powierzchniach o krótszym czasie depozycji nie występował i nie stanowił naturalnej bariery, utrudniającej przemieszczanie się zanieczyszczeń do wnętrza lasu.

5. Podsumowanie i wnioski

1. Koncentracje pierwiastków śladowych w glebach drzewostanów przyległych do drogi ekspresowej S7 oraz wyliczony wskaźnik geoakumulacji I_{geo} wskazywały na zanieczyszczenie i negatywne oddziaływanie ruchu kołowego, choć można by zakładać, że efekt oddziaływania ruchu kołowego może być znacznie silniejszy. Wyraźne przekroczenia koncentracji w wierzchnich warstwach gleb, w stosunku do obszarów nieobjętych wpływem antropopresji, dotyczyły Zn, Pb, Cu i Cd (gleby pod drzewostanami sosnowymi i jodłowymi) oraz Cr (gleby pod drzewostanami jodłowymi). Szczególne zagrożenie włączeniem do łańcucha troficznego, według liczb granicznych, opracowanych przez IUNG dla terenów rolnych i Rozporządzenie Ministra Środowiska (Dz.U. 2016 poz. 1397) z dnia 1 września 2016 r. dotyczyło Cd i Pb.
2. Najlepsze zdolności bioindykacyjne, spośród wszystkich przebadanych elementów ekosystemów, wykazywały mchy. Szczególnie wyraźnie w tkankach mchów podwyższone w stosunku do terenów nieobjętych antropopresją i zależne od odległości od emitera (drogi) były koncentracje Pb, Zn, Cr, Cu i Ni. W pozostałych badanych komponentach, tj. w korze drzew, narażonej na bezpośrednie oddziaływanie depozycji zanieczyszczeń z transportu kołowego, stwierdzono także znaczną koncentrację Pb, Cu i Ni oraz Cd. Natomiast w igłach sosny, ujawniających już długotrwałe oddziaływanie i pobieranie oraz akumulację w tkankach, stwierdzono podwyższone koncentracje Cu i Ni. Borówka okazała się mniej przydatnym bioindykatorem, ponieważ stwierdzane koncentracje były zbliżone do danych z terenów nieobjętych antropopresją.
3. Stwierdzono, że skład gatunkowy drzewostanów miał znaczenie dla wielkości akumulacji pierwiastków śladowych, gdyż w większości przekroczenia koncentracji tych pierwiastków w badanych komponentach ekosystemów dotyczyły drzewostanów jodłowych. Może to mieć związek z budową i silniejszym zwarcim drzewostanów jodłowych, intensywniej absorbujących zanieczyszczenia, a szczególnie z uziarnieniem

- gleb wykazujących wyższy udział części spławialnych w stosunku do gleb drzewostanów sosnowych, co ma związek z większymi zdolnościami sorpcyjnymi i pochłanianiem pierwiastków.
4. Stwierdzono, że na ograniczenie przemieszczania się i akumulację zanieczyszczeń w głębi drzewostanów miał także wpływ wykształcony brzeg drzewostanu, tj. strefa przejściowa zbudowana z warstw krzewów i wykształconym okrajkiem. W przypadku braku wykształconego brzegu drzewostanu, podwyższone koncentracje pierwiastków śladowych dotyczyły szczególnie wierzchnich warstw gleb, ale także mchów i liści borówek.
 5. Stwierdzono, że czas depozycji zanieczyszczeń, tj. czas upływający od momentu wykonania inwestycji i przecięcia drzewostanów oraz użytkowania drogi, miał odwrotnie proporcjonalny wpływ na wielkość akumulowanych zanieczyszczeń metalami śladowymi. Najwyższe koncentracje zanieczyszczeń pierwiastkami śladowymi stwierdzano na powierzchniach młodszych, tj. 9 lat od wykonanej inwestycji, w porównaniu z powierzchniami narażonymi na oddziaływanie ruchu kołowego od 36 lat. Oznaczać to może, że po pierwsze akumulacja zanieczyszczeń w młodszych drzewostanach związana jest szczególnie z przerwaniem zwarcia i brakiem wykształconego brzegu drzewostanu, na co wskazywano w poprzednim wniosku. Po drugie, utrzymywanie się zanieczyszczeń metalami śladowymi w badanych ekosystemach leśnych może nie być długotrwałe i z czasem po wykształceniu się brzegu drzewostanu przemieszczanie się tych zanieczyszczeń w głąb drzewostanu jest ograniczane. Ma to bardzo duże znaczenie praktyczne w planowaniu tego typu inwestycji i konieczności jak najszybszego odtwarzania strefy brzegowej drzewostanów, po przerwaniu ciągłości ekosystemów leśnych.
 6. Analiza wpływu strefowości w przemieszczaniu się zanieczyszczeń w głąb drzewostanów i bezpośredniego oddziaływania drogi ekspresowej ujawniła się szczególnie w przypadku sodu, związanego ze stosowaniem soli (NaCl) do odładzania nawierzchni jezdni. O ile, w przypadku metali śladowych ta strefowość nie była tak wyraźna i stwierdzano np. wyższe koncentracje niektórych pierwiastków (Cr, Cu, Ni, Pb i Zn) nawet w strefach powyżej 100 m (czyli z założenia metodycznego w strefach nieobjętych bezpośrednim wpływem drogi), co mogło mieć związek także z emisjami towarzyszącymi (np. emisje niskie z gospodarstw domowych, ogólnie długotrwałe emisje przemysłowe oddziałujące na lasy), o tyle w przypadku sodu najwyższe koncentracje w wierzchnich warstwach gleb, mchach i korze drzew stwierdzano w strefach bezpośrednio przylegających do dróg, tj. do 10 m. Sód mógł mieć także

wpływ na geochemię pierwiastków śladowych, tj. miedź, chrom, ołów czy nikiel. Stąd dzięki temu mechanizmowi wskazywane we wniosku pierwszym przekroczenia koncentracji nie były tak wyraźne szczególnie w strefie najbardziej przyległej do drogi.

6. Spis literatury

Abbruzzese Grazia, Beritognolo Isacco, Muleo Rosario, Piazzai Moica, Sabatti Maurizio, Scarascia Mugnozza Giuseppe, Kuzminsky Elena., 2009. Leaf morphological plasticity i stomatal conductance in three *Populus alba* L. genotypes subjected to salt stress. *Environmental i Experimental Botany*, Nr 66(3), 381–388. doi: 10.1016/j.envexpbot.2009.04.008.

Aboal, J. R., Fernández, J. A., Boquete, T., Carballeira, A., 2010. Is it possible to estimate atmospheric deposition of heavy metals by analysis of terrestrial mosses? *The Science of the total environment*, Nr 408(24), 6291–6297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.09.013>

Adamiec, E., Jarosz-Krzemińska, E., Wieszała, R., 2016. Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban i motorway road dusts. *Environmental Monitoring i Assessment*, Nr 188(6), 1–11. doi: 10.1007/s10661-016-5377-1.

Adeniyi, A. A., Owoade, O. J., 2010. Total petroleum hydrocarbons i trace heavy metals in roadside soils along the Lagos–Badagry expressway, Nigeria. *Environmental Monitoring i Assessment*, Nr 167(1), 625–630. doi: 10.1007/s10661-009-1078-3.

Adhikari, G., Bhattacharyya, K. G., 2015. Ecotoxicological risk assessment of trace metals in humid subtropical soil. *Ecotoxicology*, Nr 24, 1858–1868. doi: 10.1007/s10646-015-1522-9.

Adimalla, N., 2020. Heavy metals pollution assessment i its associated human health risk evaluation of urban soils from Indian cities: a review. *Environmental Geochemistry i Health*, Nr 42(1), 173–190. doi: 10.1007/s10653-019-00324-4.

Adimalla Narsimha, Qian Hui, Nian M.J., Hursthouse A. S., 2020. Potentially toxic elements (PTEs) pollution in surface soils in a typical urban region of south India: An application of health risk assessment i distribution pattern. *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 203, 111055. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111055.

Adriano, D., 2005. *Trace Elements in Terrestrial Environments*. New York: Springer. doi: <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>.

Aguilar, R., Hormazabal, C., Gaete, H., Neaman, A., 2011. Spatial distribution of copper, organic matter i pH in agricultural soils affected by mining activities, 125–145. doi: 10.4067/S0718-95162011000300010.

Ahmad, I., Akhtar, M. J., Mehmood, S., Akhter, K., Tahir, M., Saeed, M. F., Hussain, M. B., Hussain, S., 2018. Combined application of compost i *Bacillus* sp. CIK-512 ameliorated the lead toxicity in radish by regulating the homeostasis of antioxidants i lead', *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 148, 805–812. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.054>.

Allahabadi, A., Ehrampoush, M., Miri, M., Ebrahimi A. H., Yousefzadeh, S., Ghaffari, H., Ahmadi, E., Talebi, P., Fahabadi, Z., Babai, F., Nikonahad, A., Sharafi, K., Hosseini-Biegharaei, A., 2017. A comparative study on capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil i ambient air', *Chemosphere*, 172, 459–467. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.045>.

Alford, É. R., Pilon-Smits, E. A. H., Paschke, M. W. 2010. Metallophytes—a view from the rhizosphere. *Plant i Soil*, 337(1), 33–50. doi: 10.1007/s11104-010-0482-3.

Alloway, B. J., 2013. Sources of Heavy Metals i Metalloids in Soils', in Alloway, B. J. (ed.) Heavy Metals in Soils: Trace Metals i Metalloids in Soils i their Bioavailability. Dordrecht: Springer Netherlis, 11–50. doi: 10.1007/978-94-007-4470-7_2.

Als bou, E. M., Al-Khashman, O., 2018. Heavy metal concentrations in roadside soil i street dust from Petra region, Jordan, Environmental Monitoring i Assessment, 190(48), 7–13. doi: 10.1007/s10661-017-6409-1.

Amrhein, C., Mosher, P. A., Strong, J. E., 1993. Colloid-Assisted Transport of Trace Metals in Roadside Soils Receiving Deicing Salts, Soil Science Society of America Journal, 57(5), 1212–1217. doi: 10.2136/sssaj1993.03615995005700050009x.

Amrhein, C., Strong, J. E., 1990. The Effect of Deicing Salts on Trace Metal Mobility in Roadside Soils, Journal of Environmental Quality, 19(4), 765–772. doi: 10.2134/jeq1990.00472425001900040022x.

Ira, S. S., Datta, R., Sarkar, D., Saminathan, S. K., Mullens, C. P., Bach, S. B., 2009. Analysis of phytochelatin complexes in the lead tolerant vetiver grass [*Vetiveria zizanioides* (L.)] using liquid chromatography i mass spectrometry', Environmental Pollution, 157(7), 2173–2183. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.014>.

Appenroth, K. J., 2010. Definition of “Heavy Metals” i Their Role in Biological Systems BT - Soil Heavy Metals', in. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 19–29. doi: 10.1007/978-3-642-02436-8_2.

Ashraf, S., Ali, Q., Zahir, Z. A., Ashraf, S., Asghar, H. N., 2019. Ecotoxicology i Environmental Safety Phytoremediation : Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils, Ecotoxicology i Environmental Safety, 174(November 2018), 714–727. doi: 10.1016/j.ecoenv.2019.02.068.

ATSDR. 2012. Agency for Toxic Substance i Disease Registry, U.S. toxicological profile for cadmium. Atlanta, Georgia, USA.

Ávila-Pérez, P., Ortiz-Oliveros, H. B., Zarazúa-Ortega, G., Tejeda-Vega, S., Villalva, A., Sánchez-Muñoz, R., 2019. Determining of risk areas due to exposure to heavy metals in the Toluca Valley using epiphytic mosses as a biomonitor', Journal of Environmental Management, 241, pp. 138–148. doi: 10.1016/J.JENVMAN.2019.04.018.

Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L., Lind, B., 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment', Water Research, 38(3), 720–732. doi: 10.1016/j.watres.2003.11.006.

Bae, J., Benoit, D. L., Watson, A. K., 2016. Effect of heavy metals on seed germination i seedling growth of common ragweed i roadside ground cover legumes', Environmental Pollution, 213, 112–118. doi: 10.1016/j.envpol.2015.11.041.

Baig, M.A., Qamar, S., Ali, A.A., Ahmad, J., Qureshi, M.I., 2020. Heavy Metal Toxicity i Tolerance in Crop Plants BT - Contaminants in Agriculture: Sources, Impacts i Management', in Naeem, M., Ansari, A. A., Gill, S. S. (eds). Cham: Springer International Publishing, pp. 201–216. doi: 10.1007/978-3-030-41552-5_9.

Bakirdere, S., Yaman, M., 2008. Determination of lead, cadmium i copper in roadside soil i plants in Elazig, Turkey, Environmental Monitoring i Assessment, 401–410. doi: 10.1007/s10661-007-9695-1.

Baldantoni, D., De Nicola, F., Alfani, A., 2014. Air biomonitoring of heavy metals i polycyclic aromatic hydrocarbons near a cement plant', Atmospheric Pollution Research, 5(2), 262–269. doi: <https://doi.org/10.5094/APR.2014.032>.

Ballach, H.-J., Wittig, R., Wulff, S., 2002. Twenty-five years of biomonitoring lead in the Frankfurt/Main area, Environmental Science i Pollution Research, 9(2), 136–142. doi: 10.1007/BF02987461.

Bamborough, L., Cummings, S. P., 2009. The impact of zinc i lead concentrations i seasonal variation on bacterial i actinobacterial community structure in a metallophytic grassli soil', Folia Microbiologica, 54(4), 327. doi: 10.1007/s12223-009-0042-5.

- Bargagli, R., 2016. Moss i lichen biomonitoring of atmospheric mercury: A review, *Science of The Total Environment*, 572, 216–231. doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2016.07.202.
- Bauske, B., Goetz, D., 1993. Effects of Deicing-Salts on Heavy Metal', *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 21(1), 38–42. Available at: http://doi.wiley.com/10.1002/ahch.19930210106%0Ahttp://apps.webofknowledge.com/full_record.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&qid=1&SID=N1p8SvlyY7KRhw9OsrIj&page=1&doc=10.
- Beckett, K. Paul., Freer-Smith, P. H., Taylor, G., 2000a. Particulate pollution capture by urban trees: Effect of species i windspeed', *Global Change Biology*, 6(8), 995–1003. doi: 10.1046/j.1365-2486.2000.00376.x.
- Beckett, K Paul., Freer-Smith, P. H., Taylor, G., 2000b. The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites, *Arboricultural Journal*, 24(2–3), 209–230. doi: 10.1080/03071375.2000.9747273.
- Bell, S., Ashenden, T. W., 1997. Spatial i temporal variation in nitrogen dioxide pollution adjacent to rural roads, *Water, Air, i Soil Pollution*, 95, 87–98.
- Benavides, M. P., Gallego, S. M., Tomaro, M. L., 2005. Cadmium toxicity in plants, 21–34. doi: 10.1590/S1677-04202005000100003.
- Berg, T., Hjellbrekke, A., Rühling, A., Steinnes, E., 2003. Maps of the absolute deposition of heavy metals for the Nordic countries based on moss surveys, 155-158 <http://dx.doi.org/10.1051/jp4:20030266>, 107.
- Berg, T., Steinnes, E., 1997. Use of mosses (*Hylocomium splendens* i *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: From relative to absolute deposition values, *Environmental Pollution*, 98(1), 61–71. doi: 10.1016/S0269-7491(97)00103-6.
- Berlizov, A. N., Blum, O. B., Filby, R. H., Malyuk, I. A., Tryshyn, V. V., 2007. Testing applicability of black poplar (*Populus nigra* L.) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban i industrial regions', *Science of The Total Environment*, 372(2), 693–706. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.029>.
- Bernardino, C. A. R., Mahler, C. F., Santelli, R. E., Freire, A. S., Braz, B. F., Novo, L. A. B., 2019. Metal accumulation in roadside soils of Rio de Janeiro, Brazil: impact of traffic volume, road age, i urbanization level', *Environmental Monitoring i Assessment*, 191(3). doi: 10.1007/s10661-019-7265-y.
- Bernhardt-Römermann, M., Kirchner, M., Kudernatsch, T., Jakobi, G., Fischer, A., 2006. Changed vegetation composition in coniferous forests near to motorways in Southern Germany: The effects of traffic-born pollution', *Environmental Pollution*, 143(3), 572–581. doi: 10.1016/j.envpol.2005.10.046.
- Beyer, W. N., Sample, B. E., 2017. An evaluation of inorganic toxicity reference values for use in assessing hazards to American robins (*Turdus migratorius*), *Integrated Environmental Assessment i Management*, 13(2), 352–359. doi: <https://doi.org/10.1002/ieam.1792>.
- Bhaduri, A. M., Fulekar, M. H., 2012. Antioxidant enzyme responses of plants to heavy metal stress, *Reviews in Environmental Science i Bio/Technology*, 11(1), 55–69. doi: 10.1007/s11157-011-9251-x.
- Bhatia, A., Singh, S., Kumar, A., 2015. Heavy Metal Contamination of Soil, Irrigation Water i Vegetables in Peri-Urban Agricultural Areas i Markets of Delhi, *Water Environment Research*, 87(11), 2027–2034. doi: <https://doi.org/10.2175/106143015X14362865226833>.
- Białońska, D., Zobel, A.M., Kuraś, M., Tykarska, T., Sawiska-Kapusta, K., 2007. Phenolic compounds i cell structure in bilberry leaves affected by emissions from a Zn-Pb smelter, *Water, Air, i Soil Pollution*, 181(1–4), 123–133. doi: 10.1007/s11270-006-9284-x.
- Bidwell, A. L., Callahan, S. T., Tobin, P. C., Nelson, B. K., DeLuca, T. H., 2019. Quantifying the elemental composition of mosses in western Washington USA, *Science of the Total Environment*, 693, 133404. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.210.

- Bignal, K., Ashmore, M., Headley, A., Stewart, K., Weigert, K., 2007. Ecological impacts of air pollution from road transport on local vegetation. *Applied Geochemistry*, 22, 1265-1271. doi: 10.1016/j.apgeochem.2007.03.017.
- Birbaum, K., Brogioli, R., Schellenberg, M., Martinoia, E., Stark, W. J., Günther, D., Limbach, L. K., 2010. No evidence for cerium dioxide nanoparticle translocation in maize plants, *Environmental Science i Technology*, 44(22), 8718–8723. doi: 10.1021/es101685f.
- Birke, M., Rauch, U. i Hofmann, F., 2018. Tree bark as a bioindicator of air pollution in the city of Stassfurt, Saxony-Anhalt, Germany, *Journal of Geochemical Exploration*, 187, 97–117. doi: 10.1016/j.gexplo.2017.09.007.
- Bolen, W. P., 2019. Salt US Geological Survey, U.S.Geol.Surv.Miner.Yearb. 42.1-42.15.
- Boquete, M.T., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A., 2011. Analysis of temporal variability in the concentrations of some elements in the terrestrial moss *Pseudoscleropodium purum*, *Environmental i Experimental Botany*, 72(2), 210–216. doi: 10.1016/j.envexpbot.2011.03.002.
- Boquete, M. T., Fernández, J. A., Carballeira, A., Aboal, J. R., 2015. Relationship between trace metal concentrations in the terrestrial moss *Pseudoscleropodium purum* i in bulk deposition, *Environmental Pollution*, 201, pp. 1–9. doi: 10.1016/j.envpol.2015.02.028.
- Boquete, M. T., Aboal, J. R., Carballeira, A., Fernández, J. A., 2017. Do mosses exist outside of Europe? A biomonitoring reflection', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., pp. 567–570. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.196.
- Borah, P., Singh P., Rangan, L., Karak,T., Mitra, S., 2018. Mobility, bioavailability i ecological risk assessment of cadmium i chromium in soils contaminated by paper mill wastes', *Groundwater for Sustainable Development*, 6, 189–199. doi: 10.1016/j.gsd.2018.01.002.
- Brien, N.A., Namdeo, A., Bell, M., Goodman, P., 2014. A congestion sensitive approach to modelling road networks for air quality management, *Int. J. Environment i Pollution*, 54(2–4), 213–221.
- Bringmark, L., Lundin, L., Augustaitis, A., Beudert, B., Helga, 4., Dieffenbach-Fries, Dirnböck, T., Grabner, M., Hutchins, M., Pavel, 5., Kram, Lyulko, I.V., Ruoho-Airola, T., Váňa, M., 2013. Trace Metal Budgets for Forested Catchments in Europe—Pb, Cd, Hg, Cu i Zn', *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(4), 1502. doi: 10.1007/s11270-013-1502-8.
- Broadley, M. R., White, P. J., Hammond, J. P., Zelko, I., Lux, A., 2007. Zinc in plants', *New Phytologist*, 173(4), pp. 677–702. doi: 10.1111/j.1469-8137.2007.01996.x.
- Brown, P. H., 2007. Nickel, *Hibook of Plant Nutrition*, 395–406.
- Brożek, S., 2019. *Atlas Siedlisk Leśnych Polski*. Kraków: Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie.
- Brożek, S., Zwydak, M., 2003. *Atlas Gleb Leśnych Polski*. Warszawa: Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.
- Bruchwald, A. Dmyterko, E., 2016. Stopień uszkodzenia drzewostanów jodłowych Gór Świętokrzyskich', *Sylwan*, 160(04).
- Brun L. A., Maillet, J., Hinsinger, P., Pépin, M., 2001. Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils, *Environmental Pollution*, 111(2), 293–302. doi: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00067-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00067-1).
- Bubeck, R. C., Diment, W. H., Deck, B. L., Baldwin, A. L., Lipton, S. D.. 1971. Runoff of Deicing Salt: Effect on Irondequoit Bay, Rochester, New York', *Science*, 172(3988), 1128–1132. doi: 10.1126/science.172.3988.1128.
- Butovsky, R. O., 2011. Heavy metals in carabids (*Coleoptera*, *Carabidae*), *ZooKeys*, 100(SPEC. ISSUE), 215–222. doi: 10.3897/zookeys.100.1529.
- Cabała, J., 2009. *Metale ciężkie w środowisku glebowym olkuskiego rejonu eksploatacji rud Zn-Pb*. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego. Available at: ISBN 978-83-226-1915-5.

Cansaran-Duman, D., Atakol, O., Aras, S., 2011. Assessment of air pollution genotoxicity by RAPD in *Evernia prunastri* L. Ach. from around iron-steel factory in Karabük, Turkey, *Journal of Environmental Sciences*, 23(7), 1171–1178. doi: 10.1016/S1001-0742(10)60505-0.

Cape, J. N., Tang, Y. S., van Dijk, N., Love, L., Sutton, M. A., Palmer, S. C.. 2004. Concentrations of ammonia i nitrogen dioxide at roadside verges, i their contribution to nitrogen deposition, *Environmental Pollution*, 132(3), 469–478. doi: 10.1016/j.envpol.2004.05.009.

Carrier, P., Baryla, A., Havaux, M., 2003. Cadmium distribution i microlocalization in oilseed rape (*Brassica napus*) after long-term growth on cadmium-contaminated soil, *Planta*, 216(6), 939–950. doi: 10.1007/s00425-002-0947-6.

Caricchia, A. M., Chiavarini, S., Pezza, M., 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples (Italy), *Atmospheric Environment*, 33(23), 3731–3738. doi: 10.1016/S1352-2310(99)00199-5.

Čeburnis, D., Steignes, E., 2000. Conifer needles as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: comparison with mosses i precipitation, role of the canopy, *Atmospheric Environment*, 34(25), 4265–4271. doi: 10.1016/S1352-2310(00)00213-2.

Cekstere, G., Nikodemus, O., Osvalde, A., 2008. Toxic impact of the de-icing material to street greenery in Riga, Latvia, *Urban Forestry i Urban Greening*, 7(3), 207–217. doi: 10.1016/j.ufug.2008.02.004.

Cekstere, G., Osvalde, A., 2013. A study of chemical characteristics of soil in relation to street trees status in Riga (Latvia), *Urban Forestry i Urban Greening*, 12(1), 69–78. doi: 10.1016/j.ufug.2012.09.004.

Cempel, M., Nikel, G., 2006. Nickel: A Review of Its Sources i Environmental Toxicology', *Polish Journal of Environmental Studies*, 15, 375–382.

Chakre, O. J., 2006. Choice of Eco-friendly Trees in Urban Environment to Mitigate Airborne Particulate Pollution', *Journal of Human Ecology*, 20(2), 135–138. doi: 10.1080/09709274.2006.11905917.

Chamel, A., Pineri, M., Escoubes, M., 1991. Quantitative determination of water sorption by plant cuticles, *Plant, Cell & Environment*, 14(1), 87–95. doi: 10.1111/j.1365-3040.1991.tb01374.x.

Charron, A., Polo-Rehn, L., Besombes, J.-L., Golly, B., Buisson, C., Chanut, H., Marchi, N., Guillaud, G., Jaffrezo, J.-L.. 2018. Identification i quantification of particulate tracers of exhaust i non-exhaust vehicle emissions', *Atmospheric Chemistry i Physics*, 19(7), 5187–5207. doi: 10.5194/acp-19-5187-2019.

Chen, Y. P., Liu, Q., Liu, Y. J., Jia, F. A., He, X. H.. 2014. Responses of soil microbial activity to cadmium pollution i elevated CO₂, *Scientific Reports*, 4(1), 4287. doi: 10.1038/srep04287.

Chiarantini, L., Rimondi, V., Benvenuti, M., Beutel, M. W., Costagliola, P., Gonnelli, C., Lattanzi, P., Paolieri, M.. 2016. Black pine (*Pinus nigra*) barks as biomonitors of airborne mercury pollution, *Science of the Total Environment*, 569–570, 105–113. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.029.

Clemens, S., 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure i mechanisms of tolerance in plants', *Biochimie*, 1707–1719. doi: 10.1016/j.biochi.2006.07.003.

Couto, J.A., Fernández, J.Á., Aboal, J.R., Carballeira, A., 2003. Annual variability in heavy-metal bioconcentration in moss: sampling protocol optimization, *Atmospheric Environment*, 37(25), 3517–3527. doi: 10.1016/S1352-2310(03)00447-3.

Cunningham, M.A., Snyder, E.B., Yonkin, D., Ross, M., Elsen, T., 2008. Accumulation of deicing salts in soils in an urban environment, *Urban Ecosystems*, 11(1), 17–31. doi: 10.1007/s11252-007-0031-x.

Curzydło, J., 2004. Wpływ motoryzacji na środowisko : przeciwdziałanie negatywnym skutkom , Państwo i Społeczeństwo : półrocznik Krakowskiej Wyższej Szkoły im. Irzeja Frycza Modrzewskiego, 4 NV–2, 285–302.

Dahlgren, J., Oksanen, L., Sjödin, M., Olofsson, J.. 2007. Interactions between gray-sided voles (*Clethrionomys rufocanus*) i bilberry (*Vaccinium myrtillus*), their main winter food plant, *Oecologia*, 152(3), 525–532. doi: 10.1007/s00442-007-0664-8.

DalCorso, G., Manara, A., Furini, A., 2013. An overview of heavy metal challenge in plants: from roots to shoots, *Metallomics*, 5(9), 1117–1132. doi: 10.1039/C3MT00038A.

Devi, U., Taki, K., Shukla, T., Sarma, K. P., Hoque, R. R., Kumar, M.. 2019. Microzonation, ecological risk i attributes of metals in highway road dust traversing through the Kaziranga National Park, Northeast India: implication for confining metal pollution in the national forest, *Environmental Geochemistry i Health*, 41(3), 1387–1403. doi: 10.1007/s10653-018-0219-4.

Dierkes, C., Geiger, W. F., 1999. Pollution retention capabilities of roadside soils', *Water Science i Technology*, 39(2), 201–208. doi: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00024-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00024-4).

Dmochowski, D., Dmochowska, A., 2011. Ocena zagrożeń związanych z emisją metali ciężkich z tras komunikacyjnych w aspekcie bezpieczeństwa ekologicznego na terenach o wysokim stopniu zurbanizowania', *Zeszyty Naukowe SGSP / Szkoła Główna Służby Pożarniczej*, (41), 95–106.

Dmuchowski, W., Gozdowski, D., Baczewska-Dąbrowska, A. H., Dąbrowski, P., Gworek, B., Suwara, I.. 2018. Evaluation of the impact of reducing national emissions of SO₂ i metals in Poli on background pollution using a bioindication method, *PLOS ONE*, 13(2), 1–17. doi: 10.1371/journal.pone.0192711.

Dökmeci, A. H., Yildiz, T., Ongen, A., Sivri, N.. 2014. Heavy metal concentration in deepwater rose shrimp species (*Parapenaeus longirostris*, Lucas, 1846) collected from the Marmara Sea Coast in Tekirdağ, *Environmental Monitoring i Assessment*, 186(4), 2449–2454. doi: 10.1007/s10661-013-3551-2.

Dołęgowska, S., Migaszewski, Z. M., 2014. Terrestrial mosses as trace element bioindicators: A review, *Moss: Classification, Development i Growth i Functional Role in Ecosystems*.

Dołhańczuk-Śródka, A., Ziembik, Z., Kříž, J., Hyšplerova, L., Waclawek, M., 2015. Pb-210 Isotope as a Pollutant Emission Indicator / Izotop Pb-210 Jako Znacznik Emisji Zanieczyszczeń, *Ecological Chemistry i Engineering S*, 22(1), 73–81. doi: <https://doi.org/10.1515/eces-2015-0004>.

Duda-Chodak, A. Błaszczuk, U., 2008. The impact of nickel on human health', *Journal of Elementology*, 13, 685–693.

Duffus, J. H., 2002. Heavy metals - A meaningless term? (IUPAC technical report), *Pure i Applied Chemistry*, 74(5), 793–807. doi: 10.1351/pac200274050793.

Dutta, N., Dutta, S., Bhupenchira, I., Karmakar, R. M., Das, K. N., Singh, L. K., Bordoloi, A., Sarmah, T.. 2021. Assessment of heavy metal status i identification of source in soils under intensive vegetable growing areas of Brahmaputra valley, North East India, *Environmental Monitoring i Assessment*, 193(6). doi: 10.1007/s10661-021-09168-x.

Eeva, T., Holmström, H., Espín, S., Sánchez-Virosta, P., Klemola, T., 2018. Leaves, berries i herbivorous larvae of bilberry *Vaccinium myrtillus* as sources of metals in food chains at a Cu-Ni smelter site, *Chemosphere*, 210, 859–866. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.07.099.

Eeva, T., Ryömä, M., Riihimäki, J. 2005. Pollution-related changes in diets of two insectivorous passerines', *Oecologia*, 145(4), 629–639. doi: 10.1007/s00442-005-0145-x.

Eichert, T., Kurtz, A., Steiner, U., Goldbach, H. E.. 2008. Size exclusion limits i lateral heterogeneity of the stomatal foliar uptake pathway for aqueous solutes i water-suspended nanoparticles, *Physiologia Plantarum*, 134(1), 151–160. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2008.01135.x>.

Equiza, M.A., Calvo-Polanco, M., Cirelli, D., Señorans, J., Wartenbe, M., Saunders, C., Zwiazek, J., 2017. Long-term impact of road salt (NaCl) on soil i urban trees in Edmonton, Canada, *Urban Forestry i Urban Greening*, 21, 16–28. doi: 10.1016/j.ufug.2016.11.003.

- Ernst, W. 2006. Evolution of metal tolerance in higher plants', *Forest Snow i Liscap Research*, 80, 251–274.
- Ettler, V., 2016. Soil contamination near non-ferrous metal smelters: A review', *Applied Geochemistry*, 64, 56–74. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.09.020>.
- Fan, T., Weisberg, P.J., Nowak, R.S., 2014. Spatio-temporal analysis of remotely-sensed forest mortality associated with road deicing salts. *Sci. Total Environ.* 472, 929–938.
- Fay, L., Shi, X., 2012. Environmental impacts of chemicals for snow i ice control: State of the knowledge, *Water, Air, i Soil Pollution*, 223(5), 2751–2770. doi: 10.1007/s11270-011-1064-6.
- Fernández, J. A., Boquete, M. T., Carballeira, A., Aboal, J. R., 2015. A critical review of protocols for moss biomonitoring of atmospheric deposition: Sampling i sample preparation, *Science of the Total Environment*. Elsevier, 132–150. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.050.
- Fernández, V., Eichert, T., 2009. Uptake of Hydrophilic Solutes Through Plant Leaves: Current State of Knowledge i Perspectives of Foliar Fertilization', *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28, 36–68. doi: 10.1080/07352680902743069.
- Finli Governmentwnt., 2007. Government Decree on the Assessment of Soil Contamination i Remediation Needs.
- Fodor, F., 2002. Physiological Responses of Vascular Plants to Heavy Metals BT - Physiology i Biochemistry of Metal Toxicity i Tolerance in Plants, in Prasad, M. N. V i Strzałka, K. (eds). Dordrecht: Springer Netherlis, 149–177. doi: 10.1007/978-94-017-2660-3_6.
- Folkesson, L., Bækken, T., Brenčić, M., Dawson, A., François, D., Kuřimská, P., Leitão, T., Licbinsky, R., Vojtěšek, M., 2009. Sources i Fate of Water Contaminants in Roads BT - Water in Road Structures: Movement, Drainage i Effects, in Dawson, A. (ed.). Dordrecht: Springer Netherlis, 107–146. doi: 10.1007/978-1-4020-8562-8_6.
- Forman, R. T. T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States', *Conservation Biology*, 31–35. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99299.x.
- Förstner, U. 1995. Li contamination by metals: Global scope i magnitude of problem', 1–33.
- Freer-Smith, P. H., Beckett, K. P., Taylor, G. 2005. Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* × *trichocarpa* "Beaupré", *Pinus nigra* i × *Cupressocyparis leylii* for coarse, fine i ultra-fine particles in the urban environment', *Environmental Pollution*, 133(1), 157–167. doi: 10.1016/j.envpol.2004.03.031.
- Frontasyeva, M., Harmens, H., Uzhinskiy, A., 2020. Mosses as biomonitors of air pollution : 2015 / 2016 survey on heavy metals , nitrogen i POPs in Europe i beyond Report of the ICP Vegetation . United Kingdom: 2020.
- Fujiwara, F., Gómez, D., Dawidowski, L., Perelman, P., Faggi, A., 2011. Metals associated with airborne particulate matter in road dust i tree bark collected in a megacity (Buenos Aires, Argentina), *Ecological Indicators*, 11(2), 240–247. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.04.007>.
- Gałaszka, A., Migaszewski, Z. M., Podlaski, R., Dołęgowska, S., Michalik, A.. 2011. The influence of chloride deicers on mineral nutrition i the health status of roadside trees in the city of Kielce, Poli, *Environmental Monitoring i Assessment*, 176(1), 451–464. doi: 10.1007/s10661-010-1596-z.
- Gamrat, R., Ligocka, K., 2018. Stężenia wybranych metali ciężkich w igłach sosny zwyczajnej z wybranych obszarów Polski', *Inżynieria Ekologiczna*, 19(1), 61–65.
- Ghio, A. J., Devlin, R. B., 2001. Inflammatory Lung Injury after Bronchial Instillation of Air Pollution Particles, *American Journal of Respiratory i Critical Care Medicine*, 164(4), 704–708. doi: 10.1164/ajrccm.164.4.2011089.
- Ghori, N. H. G. T., Imadi, M. Q. H. S. R. i Altay, A. G. V., 2019. Heavy metal stress i responses in plants, *International Journal of Environmental Science i Technology*, 16(3), 1807–1828. doi: 10.1007/s13762-019-02215-8.

Ghosh, M., Singh, S., 2005. A Review on Phytoremediation of Heavy Metals i Utilization of Its By-products', *Applied Ecology i Environmental Research*, 3. doi: 10.15666/aeer/0301_001018.

Godwin, K. S., Hafner, S. D., Buff, M. F., 2003. Long-term trends in sodium i chloride in the Mohawk River, New York: the effect of fifty years of road-salt application', *Environmental Pollution*, 124(2), 273–281. doi: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00481-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00481-5).

Golwer, A., 1991. Belastung von Böden und Grundwasser durch Verkehrswege, *Forum Städte-Hygiene*, 42(5), 266–275.

González, A. G., Pokrovsky, O. S., 2014. Metal adsorption on mosses: Toward a universal adsorption model', *Journal of Colloid i Interface Science*, 415, 169–178. doi: 10.1016/J.JCIS.2013.10.028.

Gope, M., Masto, R. E., George, J., Balachiran, S., 2018. Tracing source, distribution i health risk of potentially harmful elements (PHEs) in street dust of Durgapur, India, *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 154, 280–293. doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.02.042.

Goth, A., Michelsen, A., Rousk, K., 2019. Railroad derived nitrogen i heavy metal pollution does not affect nitrogen fixation associated with mosses i lichens at a tundra site in Northern Sweden, *Environmental Pollution*, 247, 857–865. doi: 10.1016/j.envpol.2019.01.101.

Gowd, S. S., Reddy, M. R., Govil, P. K., 2010. Assessment of heavy metal contamination in soils at Jajmau (Kanpur) i Unnao industrial areas of the Ganga Plain , Uttar Pradesh , India', 174, 113–121. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.09.024.

Goyal, D., Yadav, A., Prasad, M., Singh, T., Shrivastav, P., Ali, Dr. A., Dantu, P., Mishra, S., 2020. Effect of Heavy Metals on Plant Growth: An Overview BT - Contaminants in Agriculture: Sources, Impacts i Management, in Naeem, M., Ansari, A. A., i Gill, S. S. (eds). Cham: Springer International Publishing, 79–101. doi: 10.1007/978-3-030-41552-5_4.

Grđ, D., Dobša, J., Vesna, M., Tompic, T., 2012. Analysis of Heavy Metals Concentration in Wastewater along Highways in Croatia, in *Journal of Computing i Information Technology*, pp. 337–342. doi: 10.2498/iti.2012.0462.

Gremion, F. i Chatzinotas, A., 2003. Comparative 16S rDNA i 16S rRNA sequence analysis indicates that Actinobacteria might be a dominant part of the metabolically active bacteria in heavy metal- contaminated bulk i rhizosphere soil', *Environmental Microbiology*, 5(10), 896–907. doi: 10.1046/j.1462-2920.2003.00484.x.

Greszta, J., Gruszka, A., Kowalkowska, M., 2002. Wpływ imisji na ekosystem. Wydawnictwo Śląsk.

Green, S.M., Machin, R., Cresser, M.S., 2008. Effect of long-term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. *Environ. Pollut.* 152,20–31.

Gruca-Królikowska, S., Waclawek, W., 2006. Metale w Środowisku', *Metrologia 2006, R. 11, NR 1-2*, 11(1–2).

Gusev, A., 2009. Modelling of heavy metals and persistent organic pollutants: New develop- ments. EMEP/MSC-E Technical Report 1/2009', *Meteorological Synthesizing Centre e East, Moscow, Russian Federation*. <http://www.msceast.org>.

Grzebisz, W., Cieśla, L., Komisarek, J., Potarzycki, J., 2002. Geochemical Assessment of Heavy Metals Pollution of Urban Soils, *Polish Journal of Environmental Studies*, 11(5), 493–499.

Gu, Y.-G., Gao, Y.-P., Lin, Q. 2016. Contamination, bioaccessibility i human health risk of heavy metals in exposed-lawn soils from 28 urban parks in southern China's largest city, Guangzhou', *Applied Geochemistry*, 67, 52–58. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.02.004>.

Guarda, P. M., Pontes, A. M. S., Domiciano, R. S., Gualberto, L. D. S., Mendes, D. B., Guarda, E. A., da Silva, J. E. C.. 2020. Assessment of Ecological Risk i Environmental Behavior of Pesticides in Environmental Compartments of the Formoso River in Tocantins,

- Brazil, *Archives of Environmental Contamination i Toxicology*, 79(4), 524–536. doi: 10.1007/s00244-020-00770-7.
- Gunawardana, Ch., Goonetilleke, A., Egodawatta, P., Dawes, L., Kokot, S., 2012a. Role of Solids in Heavy Metals Buildup on Urban Road Surfaces, *Journal of Environmental Engineering*, 138(4), 490–498. doi: 10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000487.
- Gunawardana, C., Goonetilleke, A., Egodawatta, P., Dawes, L., Kokot, S., 2012b. Source characterisation of road dust based on chemical i mineralogical composition, *Chemosphere*, 87(2), 163–170. doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2011.12.012.
- Gupta, D. K., Huang, H. G., Corpas, F. J., 2013. Lead tolerance in plants: strategies for phytoremediation', *Environmental Science i Pollution Research*, 20(4), 2150–2161. doi: 10.1007/s11356-013-1485-4.
- Gupta, N., Yadav, K. K., Kumar, V., Kumar, S., Chadd, R. P., Kumar, A., 2019. Trace elements in soil-vegetables interface: Translocation, bioaccumulation, toxicity i amelioration - A review, *Science of the Total Environment*, 651, 2927–2942. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.047.
- Gusev, A., Rozovskaya, O., Shatalov, V., Sokovykh, V., Travnikov, O., 2009. Modelling of heavy metals i persistent organic pollutants: New developments. EMEP/MS-CHEM Technical Report 1/2009, Meteorological Synthesizing Centre e East, Moscow, Russian Federation.
- Gutiérrez, M., Molero, R., Gaju, M., van der Steen, J., Porrini, C., Ruiz, J. A., 2015. Assessment of heavy metal pollution in Córdoba (Spain) by biomonitoring foraging honeybee, *Environmental Monitoring i Assessment*, 187(10), 651. doi: 10.1007/s10661-015-4877-8.
- Gworek, B., Degórski, M., 2000. Borówka oraz igły sosny (*Pinus silvestris*) wskaźnikami zanieczyszczeń środowiska metalami ciężkimi w wybranych siedliskach, *Roczniki Gleboznawcze*, 1/2(1), 79–86.
- Gyamfi, E., Appiah-Adjei, E. K. and Adjei, K. A., 2019. Potential heavy metal pollution of soil and water resources from artisanal mining in Kokoteasua, Ghana', *Groundwater for Sustainable Development*, 8, 450–456. doi: 10.1016/J.GSD.2019.01.007.
- Halleraker, J.H., Reimann, C., Caritat, P.D., Finne, T.E., Kashulina, G.M., Niskaavaara, H., Bogatyrev, I.O., 1998. Reliability of moss (*Hylocomium splendens* i *Pleurozium schreberi*) as a bioindicator of atmospheric chemistry in the Barents region: Interspecies i field duplicate variability, *Science of The Total Environment*, 218(2), 123–139. doi: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00205-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00205-8).
- Harju, L., Saarela, K.-E., Rajter, J., Lill, J.-O., Lindroos, A., Heselius, S.-J., 2002. Environmental monitoring of trace elements in bark of Scots pine by thick-target PIXE, *Nuclear Instruments i Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials i Atoms*, 189(1), 163–167. doi: [https://doi.org/10.1016/S0168-583X\(01\)01031-X](https://doi.org/10.1016/S0168-583X(01)01031-X).
- Harmens, H., Norris, D., Koerber, G., Buse, A., Steinnes, E., Rühling, Å., 2007. Temporal trends in the concentration of arsenic, chromium, copper, iron, nickel, vanadium i zinc in mosses across Europe between 1990 i 2000, *Atmospheric Environment*, 41(31), 6673–6687. doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.03.062.
- Harmens, H. *et al.* (2010) 'Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe', *Environmental Pollution*, 158(10), pp. 3144–3156. doi: 10.1016/j.envpol.2010.06.039.
- Harmens, H., Norris, D., Cooper, D.M., Hall, J.R., 2008. Spatial trends in nitrogen concentrations in mosses across Europe in 2005/2006, ICP Vegetation, Defra contract AQ0810.
- Harmens, H., Norris, D., Koerber, G., Buse, A., Steinnes, E., Rühling, Å., 2008. Temporal trends (1990-2000) in the concentration of cadmium , lead i mercury in mosses across Europe, *Environmental Pollution*, 151, 368–376. doi: 10.1016/j.envpol.2007.06.043.
- Harmens, H., Norris, D. A., Steinnes, E., Kubin, E., Piispanen, J., Alber, R., Aleksiyenak, Y., Blum, O., Coşkun, M., Dam, M., De Temmerman, L., Fernández, J. A., Frolova, M., Frontasyeva, M., González-Miqueo, L., Grodzińska, K., Jeran, Z., Korzekwa, S.,

Krmar, M., Kvietskus, K., Zechmeister, H. G.. 2010. Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns i temporal trends in Europe, *Environmental Pollution*, 158(10), 3144–3156. doi: 10.1016/j.envpol.2010.06.039.

Harmens, H., Ilyin, I., Mills, G., Aboal, J. R., Alber, R., Blum, O., Coşkun, M., De Temmerman, L., Fernández, J. Á., Figueira, R., Frontasyeva, M., Godzik, B., Goltsova, N., Jeran, Z., Korzekwa, S., Kubin, E., Kvietskus, K., Leblond, S., Liiv, S., Magnússon, S. H., Zechmeister, H. G., 2012. Country-specific correlations across Europe between modelled atmospheric cadmium i lead deposition i concentrations in mosses, *Environmental Pollution*, 166, 1–9. doi: 10.1016/j.envpol.2012.02.013.

Harmens, H., Foan, L., Simon, V., Mills, G.. 2013. Terrestrial mosses as biomonitors of atmospheric POPs pollution: A review, *Environmental Pollution*, 245–254. doi: 10.1016/j.envpol.2012.10.005.

Harmens, H., Norris, D. A., Sharps, K., Mills, G., Alber, R., Aleksiyenak, Y., Blum, O., Cucu-Man, S. M., Dam, M., De Temmerman, L., Ene, A., Fernández, J. A., Martinez-Abajgar, J., Frontasyeva, M., Godzik, B., Jeran, Z., Lazo, P., Leblond, S., Liiv, S., Magnússon, S. H., Zechmeister, H. G., 2015. Heavy metal i nitrogen concentrations in mosses are declining across Europe whilst some “hotspots” remain in 2010’, *Environmental Pollution*, 200(August 2014), 93–104. doi: 10.1016/j.envpol.2015.01.036.

Harmens, H., Norris, D., Mills, G. 2013. Heavy metals i nitrogen in mosses: spatial patterns in 2010/2011 i long-term temporal trends in Europe.’, ICP Vegetation Programme Coordination Centre, Centre for Ecology i Hydrology, Bangor, UK, 63.

Harrison, R., Tilling, R., Romero, M., Harrad, S., Jarvis, K., 2003. A study of trace metals i polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment, *Atmospheric Environment*, 37(17), 2391–2402. doi: 10.1016/S1352-2310(03)00122-5.

Hassan, S., Ahmad, Z., 2015. Quantitative analysis of Lead (Pb) in Soil i Grass Grown along Road side with Low, Medium i High Traffic Intensity, *International Research Journal of Biological Sciences*, 4(4), 12–21.

Hassan, S., Ahmad, Z., 2015. Quantitative analysis of Lead (Pb) in Soil and Grass Grown along Road side with Low, Medium and High Traffic Intensity’, *International Research Journal of Biological Sciences*, 4(4), 12–21.

Heintzman, R.L., Titus, J.E., Zhu, W., 2015. Effects of roadside deposition on growth and pollutant accumulation by willow (*Salix miyabeana*). *Water Air Soil Pollut.* 226:11. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-014-2270-9>

Hjortenkrans, D., Bergback, B., Haggerud, A., 2006. New metal emission patterns in road traffic environments’, *Environmental Monitoring i Assessment*, 117, 85–98. doi: DOI: 10.1007/s10661-006-7706-2.

Hjortenkrans, D. S. T., Bergbäck, B. G., Häggerud, A. V., 2008. ‘Transversal immission patterns i leachability of heavy metals in road side soils, *Journal of Environmental Monitoring*, 10(6), 739–746. doi: 10.1039/b804634d.

Hladun, K. R., Parker, D. R., Trumble, J. T., 2015. Cadmium , Copper , i Lead Accumulation i Bioconcentration in the Vegetative i Reproductive Organs of *Raphanus sativus* : Implications for Plant Performance i Pollination, 386–395. doi: 10.1007/s10886-015-0569-7.

Honkavaara, J., Siitari, H., Saloranta, V., Viitala, J.. 2007. Avian seed ingestion changes germination patterns of bilberry, *Vaccinium myrtillus*, *Annales Botanici Fennici*, 44(1), 8–17. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-34247164609&partnerID=40&md5=d5c2ac470ddbaf96757182faa281beb>.

Holoubek, I., Korínek, P., Seda, Z., Schneiderová, E., Holoubková, I., Pacl, A., Tríska, J., Cudlín, P., Cáslavský, J. 2000. The use of mosses and pine needles to detect persistent organic pollutants at local and regional scales’, *Environmental Pollution*, 109(2), pp. 283–292. doi: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00260-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00260-2).

- Honour, S., Bell, J., Ashenden, T., Cape, J., Power, S., 2009. Responses of herbaceous plants to urban air pollution: Effects on growth, phenology i leaf surface characteristics, *Environmental Pollution*, 157(4), 1279–1286. doi: 10.1016/j.envpol.2008.11.049.
- Islam, E., Liu, D., Li, T., Yang, X., Jin, X., Mahmood, Q., Tian, S., Li, J.. 2008. Effect of Pb toxicity on leaf growth, physiology i ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*, *Journal of Hazardous Materials*, 154(1), 914–926. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.10.121>.
- Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., 2005. From icy roads to salty streams, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(41), 14487–14488. doi: 10.1073/pnas.0507389102.
- Jacobson, A. R., Dousset, S., Guichard, N., Baveye, P., Ireux, F.. 2005. Diuron mobility through vineyard soils contaminated with copper, *Environmental Pollution*, 138(2), 250–259. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.004>.
- Jankaite, A., Baltrenas, P., Kazlauskienė, A., 2008. Heavy metal concentrations in roadside soils of Lithuania's highways, *Geologija*, 50(4), 237–245.
- Jebara, S., Fatnassi, I., Abdelkrim, S., Saadani, O., Chiboub, M., Abid, G., Moez, J., 2017. Potentialities i Limit of Legume-Plant Growth Promoting Bacteria Symbioses Use in Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils, *International Journal of Plant Biology & Research*.
- Jeong, H., Choi, J. Y., Lee, J., Lim, J., & Ra, K., 2020. Heavy metal pollution by road-deposited sediments i its contribution to total suspended solids in rainfall runoff from intensive industrial areas, *Environmental Pollution*, 265, 115028. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115028.
- Jerz, D., Rajfur, M., Kłos, A., 2015. Biomonitoring wybranych obszarów leśnych', *Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej*, 5, 164–175.
- Jin, Y., Wu, S., Zeng, Z., Fu, Z.. 2017. Effects of environmental pollutants on gut microbiota', *Environmental Pollution*, 222, 1–9. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.045>.
- Jonathan, B. Y., Maina, H. M., 2009. Accumulation of some heavy metals in *Clarias anguillaris* i *heterotisniloticus* from lake geriyoyola, *J. Nature Sci.*, 1(6), 1–7.
- Kabata-Pendias A., 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb; metale ciężkie, siarka i WWA., *Biblioteka Monitoringu Środowiska*. Warszawa : Państw. Inspekcja Ochrony Środowiska.
- Kabata-Pendias A., 2011. Trace Elements in Soils i Plants. 4th edition. By A. Kabata-Pendias. Boca Raton, FL, USA: CRC Press/Taylor & Francis Group (2010), pp. 548, US\$159.95. ISBN 9781420093681., CRC Press. 2011/07/29, (4), p. 548. doi: DOI: 10.1017/S0014479711000743.
- Kabata-Pendias A., P. H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN.
- Kabata-Pendias, A. i Pendias, H., 2001. Trace elements in soils i plants . 3rd ed. Boca Raton, Fla. ; CRC Press.
- Kiziora-Ciupa, M., Ciepał, R., Nadgórska-Socha, A., Barczyk, G., 2013. A comparative study of heavy metal accumulation i antioxidant responses in *Vaccinium myrtillus* L. leaves in polluted i non-polluted areas, *Environmental Science i Pollution Research*, 20(7), 4920–4932. doi: 10.1007/s11356-012-1461-4.
- Kiziora-Ciupa, M., Ciepał, R., Nadgórska-Socha, A., Barczyk, G., 2016. Accumulation of heavy metals i antioxidant responses in *Pinus sylvestris* L. needles in polluted i non-polluted sites, *Ecotoxicology*, 25, 970–981. doi: 10.1007/s10646-016-1654-6.
- Kansanen, P. H., Venetvaara, J., 1991. Comparison of biological collectors of airborne heavy metals near ferrochrome i steel works, *Water, Air, i Soil Pollution*, 60(3), 337–359. doi: 10.1007/BF00282631.
- Karczewska, A., 2002. Metale ciężkie w glebach zanieczyszczonych emisjami hut miedzi - formy i rozpuszczalność', *Wydawnictwo Akademii Rolniczej we Wrocławiu*, 184, 159.

- Kaur, M., Kumar, A., Mehra, R., Kaur, I., 2020. Quantitative assessment of exposure of heavy metals in groundwater i soil on human health in Reasi district, Jammu i Kashmir, *Environmental Geochemistry i Health*, 42(1), 77–94. doi: 10.1007/s10653-019-00294-7.
- Kayhanian, M., Fruchtmann, B. D., Gulliver, J. S., Montanaro, C., Ranieri, E., Wuertz, S., 2012. Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis i universal implications, *Water Research*, 46(20), 6609–6624. doi: 10.1016/j.watres.2012.07.026.
- Khalid, N., Hussain, M., Young, H. S., Boyce, B., Aqeel, M., Noman, A., 2018. Effects of road proximity on heavy metal concentrations in soils i common roadside plants in Southern California, *Environmental Science i Pollution Research*, 25, 35257–35265. doi: 10.1007/s11356-018-3218-1.
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N., Murtaza, B., Bibi, I., Dumat, C., 2017. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils, *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 247–268. doi: 10.1016/J.GEXPLO.2016.11.021.
- Khan, A., Khan, S., Khan, M. A., Qamar, Z., Waqas, M. 2015. The uptake i bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, i associated health risk: a review, *Environmental Science i Pollution Research*, 22(18), 13772–13799. doi: 10.1007/s11356-015-4881-0.
- Khan, M. N., Wasim, A. A., Sarwar, A., Rasheed, M. F., 2011. Assessment of heavy metal toxicants in the roadside soil along the N-5, National Highway, Pakistan, *Environ Monit Assess*, 182, 587–595. doi: 10.1007/s10661-011-1899-8.
- Khanam, R., Kumar, A., Nayak, A. K., Shahid, M., Tripathi, R., Vijayakumar, S., Bhaduri, D., Kumar, U., Mohanty, S., Panneerselvam, P., Chatterjee, D., Satapathy, B. S., Pathak, H., 2020. Metal(loid)s (As, Hg, Se, Pb i Cd) in paddy soil: Bioavailability i potential risk to human health, *Science of The Total Environment*, 699, 134330. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134330>.
- Kim, H. S., Seo, B. H., Kuppasamy, S., Lee, Y. B., Lee, J. H., Yang, J. E., Owens, G., Kim, K. R., 2018. A DOC coagulant, gypsum treatment can simultaneously reduce As, Cd i Pb uptake by medicinal plants grown in contaminated soil, *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 148, 615–619. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.067>.
- Kinnersley, R. P., Scott, L. K., 2001. Aerial contamination of fruit through wet deposition i particulate dry deposition, *Journal of Environmental Radioactivity*, 52(2–3), 191–213. doi: 10.1016/S0265-931X(00)00033-3.
- Klich, M., Szarek, G., 2001. Ocena skażenia środowiska regionu śląsko-krakowskiego oraz bielsko-bialskiego metalami ciężkimi przy użyciu mchu (*Pleurozium schreberi*) jako biowskaźnika, 49(1), 86–90.
- Kłos, A., Ziembik, Z., Rajfur, M., Dołhańczuk-Śródka, A., Bochenek, Z., Bjerke, J. W., Tømmervik, H., Zagajewski, B., Ziółkowski, D., Jerz, D., Zielińska, M., Krems, P., Godyń, P., Marciniak, M., Świsłowski, P., 2018. Using moss i lichens in biomonitoring of heavy-metal contamination of forest areas in southern i north-eastern Poli, *Science of the Total Environment*, 627, 438–449. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.211.
- Kluge, B., Wessolek, G., 2012. Heavy metal pattern i solute concentration in soils along the oldest highway of the world – the AVUS Autobahn, *Environmental Monitoring i Assessment*, 184(11), 6469–6481. doi: 10.1007/s10661-011-2433-8.
- Kocher, B., Wessolek, G., Stoffregen, H., 2005. Water i heavy metal transport in roadside soils, *Pedosphere*, 15(6), 746–753. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-28844500761&partnerID=40&md5=e9674d5b5e78b61e0101fc8a47c04fd5>.
- Komárek, M., Čadková, E., Chrastný, V., Bordas, F., Bollinger, J. C., 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental i toxicological aspects, *Environment International*, 36(1), 138–151. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.005>.

Kosiorok, M., Modrzewska, B. i Wyszowski, M., 2016. Levels of selected trace elements in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), silver birch (*Betula pendula* L.), i Norway maple (*Acer platanoides* L.) in an urbanized environment, *Environmental Monitoring i Assessment*, 188(10). doi: 10.1007/s10661-016-5600-0.

Kousehlar, M., Widom, E., 2019. Sources of metals in atmospheric particulate matter in Tehran, Iran: Tree bark biomonitoring, *Applied Geochemistry*, 104, 71–82. doi: 10.1016/j.apgeochem.2019.03.018.

Kozanecka, T., Chojnicki, J., Kwasowski, W., 2002. Content of Heavy Metals in Plant from Pollution-Free Regions, *Polish Journal of Environmental Studies*, 11(4), 395–399.

Kozlov, M. V., Haukioja, E., Bakhtiarov, A. V., Stroganov, D. N., Zimina, S. N., 2000. Root versus canopy uptake of heavy metals by birch in an industrially polluted area: Contrasting behaviour of nickel i copper, *Environmental Pollution*, 107(3), 413–420. doi: 10.1016/S0269-7491(99)00159-1.

Kozłowski, R., Józwiak, M., Józwiak, M.A., Rabajczyk, A., 2011. Chemism of atmospheric precipitation as a consequence of air pollution: The case of Poli's holy cross mountains, *Polish Journal of Environmental Studies*, 20(4), 919–924.

Kozłowski, R., 2013. Funkcjonowanie wybranych geosystemów Polski w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie gór niskich i pogórza', *Lif Analisy*, 23, 1–150. Available at: http://geoinfo.amu.edu.pl/sgp/LA/LA23/LA23_001-150.pdf.

Kozłowski, R., Strzyż, M., 2021. Heavy Metals Accumulation in Silver Fir Needles in Swietokrzyski National Park, *Chemistry-Didactics-Ecology-Metrology*, 26(1–2), 65–72. doi: 10.2478/cdem-2021-0005.

Kraj, W., Pietrzykowski, M., Warczyk, A., 2021. Chapter 12 - The antioxidant defense system i bioremediation', in Hasanuzzaman, M. i Prasad, M. N. V. B. T.-H. of B. (eds). Academic Press, 205–220. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819382-2.00012-0>.

Krajewska, E., Niesiołowska, K., 2008. Pyły uliczne jako źródło zanieczyszczenia wielkomiejskiego ekosystemu glebowego metalami ciężkimi, *Ekotoksykologia w Ochronie Środowiska*, 197–202.

Krämer, U., Talke, I. N., Hanikenne, M., 2007. Transition metal transport, *FEBS Letters*, 581(12), 2263–2272. doi: <https://doi.org/10.1016/j.febslet.2007.04.010>.

Krutul, D., Zielenkiewicz, T., Radomski, A., Zawadzki, J., Antczak, A., Drożdżek, M., Makowski, T., 2017. Metals accumulation in scots pine (*pinus sylvestris* l.) Wood i bark affected with environmental pollution, *Wood research*, 62, 353–364.

Krzaklewski, W., Barszcz, J., Małek, S., Koziol, K., Pietrzykowski, M., 2004. Contamination of forest soils in the vicinity of the sedimentation pond after zinc i lead ore flotation (in the region of Olkusz, Southern Poli), *Water, Air, i Soil Pollution*, 159(1), 151–164. doi: 10.1023/B:WATE.0000049173.18935.71.

Kubiak, M. 2013. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) – ich występowanie w środowisku i w żywności', *Probl Hig Epidemiol*, 94(1), 31–36.

Kumar Dubey, A., Kumar, N., Ranjan, R., Gautam, A., Pie, V., Sanyal, I., Mallick, S., 2018. Application of glycine reduces arsenic accumulation i toxicity in *Oryza sativa* L. by reducing the expression of silicon transporter genes', *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 148, 410–417. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.047>.

Kumar, P. B., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I., 1995. Phytoextraction: The Use of Plants To Remove Heavy Metals from Soils, *Environmental Science & Technology*, 29(5), 1232–1238. doi: 10.1021/es00005a014.

Kumar, V., Sharma, A., Kaur, P., Singh Sidhu, G. P., Bali, A. S., Bhardwaj, R., Thukral, A. K., Cerda, A., 2019. Pollution assessment of heavy metals in soils of India i ecological risk assessment: A state-of-the-art, *Chemosphere*, 216, 449–462. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.066>.

Kupka, D., Kania, M., Pietrzykowski, M., Łukasik, A., Gruba, P., 2021. Multiple Factors Influence the Accumulation of Heavy Metals (Cu, Pb, Ni, Zn) in Forest Soils in the

Vicinity of Roadways, Water, Air, & Soil Pollution, 232(5), 194. doi: 10.1007/s11270-021-05147-7.

Küpper, H., Iresen, E., 2016. Mechanisms of metal toxicity in plants', *Metallomics*, 8(3), 269–285. doi: 10.1039/c5mt00244c.

Kurczyńska, E.U., Dmuchowski, W., Włoch, W., Bytnerowicz, A., 1997. The Influence of Air Pollutants on Needles i Stems of Scots Pine (*Pinus Sylvestris* L.) Trees, *Environmental Pollution*, 98(3), 325–334. doi: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00141-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00141-3).

Laden, F., Neas, L. M., Dockery, D. W., Schwartz, J. 2000. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities, *Environmental Health Perspectives*, 108(10), 941–947. doi: 10.1289/ehp.00108941.

Laffray, X., Rose, C., Garrec, J.-P., 2010. Biomonitoring of traffic-related nitrogen oxides in the Maurienne valley (Savoie, France), using purple moor grass growth parameters i leaf 15N/14N ratio, *Environmental Pollution*, 158(5), 1652–1660. doi: 10.1016/J.ENVPOL.2009.12.005.

Lagerwerff, J. V., Specht, A. W., 1970. Contamination of roadside soil i vegetation with cadmium, nickel, lead, i zinc, *Environmental Science & Technology*, 4(7), 583–586. doi: 10.1021/es60042a001.

Laxen, D. P. H., Harrison, R. M., 1977. The highway as a source of water pollution: An appraisal with the heavy metal lead', *Water Research*, 11(1), 1–11. doi: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(77\)90175-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(77)90175-0).

Leblond, S., Gombert, S., Colin, J.-L., Losno, R., Trautenberg, C., 2004. Biological i Temporal Variations of Trace Element Concentrations in the Moss Species *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr, *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49(1), 95–110. doi: 10.1007/s10874-004-1217-8.

Legret, M., Pagotto, C. 2006. Heavy Metal Deposition i Soil Pollution Along Two Major Rural Highways, *Environmental Technology*, 27(3), 247–254. doi: 10.1080/09593332708618641.

Lindgren, Å., 1996. Asphalt wear i pollution transport, *Science of the Total Environment*, 189–190, 281–286. doi: 10.1016/0048-9697(96)05220-5.

Liu, E., Wang, X., Liu, H., Liang, M., Zhu, Y., Li, Z., 2019. Chemical speciation, pollution i ecological risk of toxic metals in readily washed off road dust in a megacity (Nanjing), China', *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 173, 381–392. doi: 10.1016/j.ecoenv.2019.02.019.

Lofgren, S., 2001. The chemical effects of deicing salt on soil i stream water of five catchments in southeast Sweden', *Water, Air, & Soil Pollution*, 130, 863–868.

López-Luna, J., González-Chávez, M. C., Esparza-García, F. J., Rodríguez-Vázquez, R. 2009. Toxicity assessment of soil amended with tannery sludge, trivalent chromium i hexavalent chromium, using wheat, oat i sorghum plants, *Journal of Hazardous Materials*, 163(2), 829–834. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.034>.

Łaszewska, A., Kowol, J., Wiechuła, D., Kwapuliński, J. 2007. Kumulacja metali w wybranych gatunkach roślin leczniczych z terenu Beskidu Śląskiego i Beskidu Żywieckiego', *Problemy Ekologii*, 11(6), 285–291.

Malunguja, G., Thakur, B., Devi, A., 2021. Heavy Metal Contamination in Forest Reserved Soils Crossed by Roads , its Ecological Risks , and their Effects on Tree Biomass Stocking Potential', *Preprint at*, (July), 1–22. doi: 10.21203/rs.3.rs-762158/v1.

Mazurek, R., Kowalska, J., Gąsiorek, M., Zadrożny, P., Józefowska, A., Zaleski, T., Kępka, W., Tymczuk, M., Orłowska, K. 2017. Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution', *Chemosphere*, 168, 839–850. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.126.

Marchi, C., Allenbach, M., Lallier-Vergès, E., 2011. Relationships between heavy metals distribution i organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New

Caledonia)', *Geoderma*, 160(3), 444–456. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.10.015>.

Markert, B., 2007. Definitions i principles for bioindikation i biomonitoring of trace metals in the environment', *Journal of Trace Elements in Medicine i Biology*, 21(SUPPL. 1), 77–82. doi: 10.1016/j.jtemb.2007.09.015.

Marko-Worłowska, M., Chrzan, A., Łaciak, T., 2011. Scots pine bark, topsoil i pedofauna as indicators of transport pollutions in terrestrial ecosystems, *Journal of Environmental Science i Health, Part A*, 46(2), 138–148. doi: 10.1080/10934529.2010.500896.

Mazur, N., 2015. Wpływ soli do odladzania dróg na środowisko przyrodnicze', *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, T. 18, nr(4), 449–458.

McGrath, S. P., Chaudri, A. M., Giller, K. E., 1995. Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms i plants', *Journal of Industrial Microbiology*, 14(2), 94–104. doi: doi:10.1007/bf01569890.

Meuser, H., 2010. Causes of Soil Contamination in the Urban Environment BT - Contaminated Urban Soils, in Meuser, H. (ed.). Dordrecht: Springer Netherlis, 29–94. doi: 10.1007/978-90-481-9328-8_3.

Miiwana, K. L., Resane, T., Panichev, N., Ngobeni, P., 2006. The application of tree bark as bio-indicator for the assessment of Cr(VI) in air pollution, *Journal of Hazardous Materials*, 137(2), 1241–1245. doi: 10.1016/j.jhazmat.2006.04.015.

Migaszewski, Z., Gałuszka, A., Paślawski, P., 2005. The use of the barbell cluster ANOVA design for the assessment of environmental pollution: a case study, *Wigierski National Park, NE Poli, Environmental Pollution*, 133(2), 213–223. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.06.007>.

Minister of the Environment., 2016. Regulation of the Minister of the Environment of September 1, 2016 on the method of assessing pollution of the earth's surface', *Journal of Laws of the Republic of Poli*, 1–86. Available at: <http://prawo.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20160001395/O/D20161395.pdf>.

Minnikova, T., Denisova, T.V., Mizhieva, S., Kolesnikov, S., Minkina, T., Chaplugin, V., Burachevskaya, M., Sushkova, S., Bauer, T., 2017. Assessing the effect of heavy metals from the Novochoerkassk power station emissions on the biological activity of soils in the adjacent areas, *Journal of Geochemical Exploration*, 174, 70–78. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.06.007>.

Molina-Villalba, I., Lacasaña, M., Rodríguez-Barranco, M., Hernández, A. F., Gonzalez-Alzaga, B., Aguilar-Garduño, C., Gil, F., 2015. Biomonitoring of arsenic, cadmium, lead, manganese i mercury in urine i hair of children living near mining i industrial areas, *Chemosphere*, 124(1), 83–91. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.11.016.

Monks, P., Granier, C., Siro, F., Stohl, A., Williams, M., Akimoto, H., Amann, M., Baklanov, A., Baltensperger, U., Bey, I., Blake, N., Blake, R., Carslaw, K., Cooper, O.R., Dentener, F., Fowler, D., Fragkou, E., Frost, G., Generoso, S., Glasow, R., 2009. Atmospheric composition change – global i regional air quality, *Atmospheric Environment*, 43(33), 5268–5350. doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.08.021>.

Moosavi, M., Zarasvii, A., 2009. Geochemistry of Urban Soils in the Masjed-i-Soleiman (MIS) City, Khuzestan Province, Iran: Environmental Marks', *Research Journal of Environmental Sciences*, 3, 392–399. doi: 10.1201/9781420033564-12.

Moreira, T. C., de Oliveira, R. C., Amato, L. F., Kang, C. M., Saldiva, P. H., Saiki, M., 2016. Intra-urban biomonitoring: Source apportionment using tree barks to identify air pollution sources, *Environment International*, 91, 271–275. doi: 10.1016/J.ENVINT.2016.03.005.

Mróz, L., Demczuk, M., 2010. Contents of phenolics i chemical elements in bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) leaves from copper smelter area (SW Poli), *Polish Journal of Ecology*, 58(3), 475–486.

- Müller, G., 1969. Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River, *Geojournal*, 2(3), 108–118.
- Münch, D., 1993. Concentration profiles of arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, zinc, vanadium i polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in forest soil beside an urban road, *Science of the Total Environment*, The, 138(1–3), 47–55. doi: 10.1016/0048-9697(93)90404-T.
- Munck., I. A. et al. 2010. Long-term impact of de-icing salts on tree health in the Lake Tahoe Basin: Environmental influences i interactions with insects i diseases', *Forest Ecology i Management*, 260(7), 1218–1229. doi: 10.1016/J.FORECO.2010.07.015.
- Munck, I., Bennett, Ch., Corella, K., Nowak, R., 2010. Long-term impact of de-icing salts on tree health in the Lake Tahoe Basin: Environmental influences i interactions with insects i diseases', *Forest Ecology i Management*, 260(7), 1218–1229. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.015>.
- Munns, R., Tester, M., 2008. Mechanisms of Salinity Tolerance', *Annual Review of Plant Biology*, (59), 651–81. doi: 10.1146/annurev.arplant.59.032607.092911.
- Munzuroglu, O., Geckil, H., 2002. Effects of Metals on Seed Germination, Root Elongation, i Coleoptile i Hypocotyl Growth in *Triticum aestivum* i *Cucumis sativus*', *Archives of Environmental Contamination i Toxicology*, 43(2), 203–213. doi: 10.1007/s00244-002-1116-4.
- Nadgórska-Socha, A., Kiziora-Ciupa, M., Ciepał, R., Barczyk, G., 2016. Robinia pseudoacacia i Melirium album in trace elements biomonitoring i air pollution tolerance index study, *International Journal of Environmental Science i Technology*, 13(7), 1741–1752. doi: 10.1007/s13762-016-1010-7.
- Nair, R., Varghese, S., Nair, B., Maekawa, T., Yoshida, Y., Kumar, S., 2010. Nanoparticulate material delivery to plants, *Plant Science*, 179(3), 154–163. doi: 10.1016/j.plantsci.2010.04.012.
- Napa, U., Ostonen, I., Kabral, N., Kriiska, K., Frey, J., 2017. Biogenic i contaminant heavy metal pollution in Estonian coniferous forests, *Regional Environmental Change*, 17(7), 2111–2120. doi: 10.1007/s10113-017-1206-5.
- Ng, Ch. Ch., Law, S., Nasrulhaq B, A., Rahman, M., Bin Abas, Mhd. R., 2016. Phyto-assessment of soil heavy metal accumulation in tropical grasses, *Journal of Animal i Plant Sciences*, 5, 686–696.
- Ng, C. C., Boyce, N. A., Rahman, M. M., 2016. Effects of Different Soil Amendments on Mixed Heavy Metals Contamination in Vetiver Grass', 97(5), 695–701. doi: 10.1007/s00128-016-1921-5.
- Ngaba, M. J. Y., Mgelwa, S. A., 2020. Ecological risk assessment of heavy metal contamination of six forest soils in China, *International Journal of Innovation i Applied Studies*, 30(1), 1–10. Available at: <http://www.ijias.issr-journals.org/>.
- Nicholson, F. A., Smith, S. R., Alloway, B. J., Carlton-Smith, C., Chambers, B. J., 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in Engli i Wales, *Science of The Total Environment*, 311(1), 205–219. doi: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00139-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00139-6).
- Nilsson, M.-C., Wardle, D. A., 2005. Understory vegetation as a forest ecosystem driver: Evidence from the northern Swedish boreal forest, *Frontiers in Ecology i the Environment*, 3(8), 421–428. doi: 10.1890/1540-9295(2005)003[0421:UVAAFE]2.0.CO;2.
- Nordberg, G., Fowler, B. A., Nordberg, M., 2015. *Hibook on the toxicology of metals*. Fourth. Edited by G. F. Nordberg, Bruce A Fowler, i M. B. T.-H. on the T. of M. (Fourth E. Nordberg. London: Academic Press. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.09002-8>.
- Novo, L., Onishi, V., Bernardino, C., Silva, E., 2017. Metal Bioaccumulation by Plants in Roadside Soils: Perspectives for Bioindication i Phytoremediation BT - Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants: Volume 1: Biological Approaches', in Anjum, N. A., Gill, S. S.,

- i Tuteja, N. (eds). Cham: Springer International Publishing, 215–230. doi: 10.1007/978-3-319-55426-6_10.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C., 2006. Air pollution removal by urban trees i shrubs in the United States, *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3), 115–123. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>.
- Onianwa, P. C., 2001. Monitoring atmospheric metal pollution: A review of the use of mosses as indicators, *Environmental Monitoring i Assessment*, 71(1), 13–50. doi: 10.1023/A:1011660727479.
- Pacheco, A. M., Barros, L. I., Freitas, M. C., Reis, M. A., Hipólito, C., Oliveira, O. R., 2002. An evaluation of olive-tree bark for the biological monitoring of airborne trace-elements at ground level, *Environmental Pollution*, 120(1), 79–86. doi: 10.1016/S0269-7491(02)00130-6.
- Pagotto, C., Rémy, N., Legret, M., Le Cloirec, P., 2001. Heavy Metal Pollution of Road Dust i Roadside Soil near a Major Rural Highway, *Environmental Technology*, 22(3), 307–319. doi: 10.1080/09593332208618280.
- Paiva, L., Oliveira, J., Azevedo, R., Ribeiro, D., da Silva, M., Vitória, A., 2009. Ecophysiological responses of water hyacinth exposed to Cr^{3+} i Cr^{6+} , *Environmental i Experimental Botany*, 65(2), 403–409. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2008.11.012>.
- Pająk, M., Jasik, M., 2012. Zawartość cynku, kadmu i ołowiu w owocach borówki czarnej (*Vaccinium myrtillus* L.) rosnącej w lasach Nadleśnictwa Świerklaniec, *Sylwan*, 156(3)(January 2012), 233–240.
- Pająk, M., Michał, G., Cygan, A., Wanic, T., 2015. Concentrations of Cd, Pb i Zn in the top layer of soil i needles of scots pine (*Pinus sylvestris* L.): A case study of two extremely different conditions of the forest environment in Poli, *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(1), 71–76. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84928136606&partnerID=40&md5=7ffb4e8501f53f9377582bf681c5792a>.
- Pająk, M., Pietrzykowski, M., 2021. Bioindication of Heavy Metals Contamination by Mushrooms i Mosses in Highly Industrialized Environment BT - *Biotechnology for Sustainable Environment*, in Joshi, S. J., Deshmukh, A., i Sarma, H. (eds). Singapore: Springer Singapore, 271–288. doi: 10.1007/978-981-16-1955-7_11.
- Palmer, C. M., Guerinot, M. L., 2009. Facing the challenges of Cu, Fe i Zn homeostasis in plants, *Nature Chemical Biology*, 5(5), 333–340. doi: 10.1038/nchembio.166.
- Palmgren, M. G., 2001. Plant plasma membrane H⁺-ATPases: Powerhouses for Nutrient Uptake, *Annual Review of Plant Physiology i Plant Molecular Biology*, 52(1), 817–845. doi: 10.1146/annurev.arplant.52.1.817.
- Panagos, P., Ballabio, C., Lugato, E., Jones, A., Borrelli, P., Scarpa, S., Orgiazzi, A., Montanarella, L., 2018. Potential Sources of Anthropogenic Copper Inputs to European Agricultural Soils, *Sustainability*, 10, 2380. doi: 10.3390/su10072380.
- Pańczyk, M., Świsłowski, P., Rajfur, M., 2018. Ocena jednorodności zanieczyszczenia kory drzew liściastych metalami ciężkimi, *Proceedings of ECOpole*, 12(2), 10–13. doi: 10.2429/proc.2018.12(2)054.
- Pia, S. K., Choudhury, S., 2005. Chromium stress in plants, *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17(1), 95–102. doi: 10.1590/s1677-04202005000100008.
- Piey, S., Gupta, K., Mukherjee, A. K., 2007. Impact of cadmium i lead on *Catharanthus roseus* - A phytoremediation study, *Journal of Environmental Biology*, 28(3), 655–662.
- Parzych, A., 2014. The heavy metal content of soil i shoots of *Vaccinium myrtillus* L. in the Słowiński National Park, *Forest Research Papers*, 75(3), 217–224. doi: 10.2478/frp-2014-0020.
- Patrick, G. J., Farmer, J. G., 2007. A lead isotopic assessment of tree bark as a biomonitor of contemporary atmospheric lead, *Science of The Total Environment*, 388(1), 343–356. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.07.047>.

Pauwels M, Vekemans X, Godé C, Frérot H, Castric V, Saumitou-Laprade P., 2012. Nuclear i chloroplast DNA phylogeography reveals vicariance among European populations of the model species for the study of metal tolerance, *Arabidopsis halleri* (Brassicaceae), *The New phytologist*, 193, 916–928. doi: 10.1111/j.1469-8137.2011.04003.x.

Peachey C.J, Sinnott D, Wilkinson M, Morgan G.W, Freer-Smith P.H, Hutchings T.R., 2009. Deposition i solubility of airborne metals to four plant species grown at varying distances from two heavily trafficked roads in London, *Environmental Pollution*, 157(8–9), 2291–2299. doi: 10.1016/j.envpol.2009.03.032.

Pekey, H., Karakaş, D., Ayberk, S., Tolun, L., Bakoğlu, M., 2004. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of İzmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey, *Marine Pollution Bulletin*, 48(9), 946–953. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.11.023>.

Peralta, J. R., Gardea-Torresdey, J. L., Tiemann, K. J., Gomez, E., Arteaga, S., Rascon, E., Parsons, J. G., 2001. Uptake i Effects of Five Heavy Metals on Seed Germination i Plant Growth in Alfalfa (*Medicago sativa* L.), *Bulletin of Environmental Contamination i Toxicology*, 66(6), 727–734. doi: 10.1007/s001280069.

Pérez, G., López-Mesas, M., Valiente, M., 2008. Assessment of heavy metals remobilization by fractionation: Comparison of leaching tests applied to roadside sediments', *Environmental Science i Technology*, 42(7), 2309–2315. doi: 10.1021/es0712975.

Pietrzykowski, M., Woś, B., Pająk, M., 2017. Assessment of tree vitality, biomass i morphology of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) root systems growing on reclaimed lifill waste after zinc i lead flotation, *Forest Research Papers*, 78(4), 323–331. doi: 10.1515/frp-2017-0036.

Pietrzykowski, M., Socha, J., van Doorn, N. S., 2014. Linking heavy metal bioavailability (Cd, Cu, Zn i Pb) in Scots pine needles to soil properties in reclaimed mine areas', *Science of the Total Environment*, 470–471, 501–510. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.008.

Pimm, S. L., Raven, P., 2000. Extinction by numbers, *Nature*, 403(6772), 843–845. doi: 10.1038/35002708.

Popek, R., Łukowski, A., Bates, C., Oleksyn, J., 2017. Accumulation of particulate matter, heavy metals, i polycyclic aromatic hydrocarbons on the leaves of *Tilia cordata* Mill. in five Polish cities with different levels of air pollution', *International Journal of Phytoremediation*, 19(12), 1134–1141. doi: 10.1080/15226514.2017.1328394.

Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., Pinelli, E., 2011. Lead Uptake, Toxicity, i Detoxification in Plants, in Whitacre, D. M. (ed.) *Reviews of Environmental Contamination i Toxicology* Volume 213. New York, NY: Springer New York, 113–136. doi: 10.1007/978-1-4419-9860-6_4.

Pourrut, B., Shahid, M., Douay, F., Dumat, C., Pinelli, E., 2013. Molecular Mechanisms Involved in Lead Uptake, Toxicity i Detoxification in Higher Plants, in Gupta, D. K., Corpas, F. J., i Palma, J. M. (eds) *Heavy Metal Stress in Plants*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 121–147. doi: 10.1007/978-3-642-38469-1_7.

Pöykiö, R., Hietala, J., Nurmesniemi, H., 2010. Scots pine needles as bioindicators in determining the aerial distribution pattern of sulphur emissions around industrial plants, *World Academy of Science, Engineering i Technology*, 68, 116–119. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-78751623411&partnerID=40&md5=4db8cce48673f6019900e27712779dc4>.

Printz, B., Lutts, S., Hausman, J. F., Sergeant, K., 2016. Copper trafficking in plants i its implication on cell wall dynamics. doi: 10.3389/fpls.2016.00601.

Prosser, R. S., Rochfort, Q., McInnis, R., Exall, K., Gillis, P. L., 2017. Assessing the toxicity i risk of salt-impacted winter road runoff to the early life stages of freshwater mussels

in the Canadian province of Ontario, *Environmental Pollution*, 230, 589–597. doi: 10.1016/j.envpol.2017.07.001.

Protano, C., Zinnà, L., Giampaoli, S., Romano Spica, V., Chiavarini, S., Vitali, M., 2014. Heavy Metal Pollution i Potential Ecological Risks in Rivers: A Case Study from Southern Italy, 92, 75–80. doi: 10.1007/s00128-013-1150-0.

Punamiya, P., Datta, R., Sarkar, D., Barber, S., Patel, M., Das, P., 2010. Symbiotic role of *Glomus mosseae* in phytoextraction of lead in vetiver grass [*Chrysopogon zizanioides* (L.)], *Journal of Hazardous Materials*, 177(1), 465–474. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.056>.

Qayyum, M. F., Rehman, M. Z. U., Ali, S., Rizwan, M., Naeem, A., Maqsood, M. A., Khalid, H., Rinklebe, J., Ok, Y. S., 2017. Residual effects of monoammonium phosphate, gypsum i elemental sulfur on cadmium phytoavailability i translocation from soil to wheat in an effluent irrigated field, *Chemosphere*, 174, 515–523. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.006>.

Rahman, M. Sabreen, S., Alam, S., Kawai, S., 2005. Effects of Nickel on Growth and Composition of Metal Micronutrients in Barley Plants Grown in Nutrient Solution', *Journal of Plant Nutrition*, 28(3), 393–404. doi: 10.1081/PLN-200049149.

Rai, P. K., 2016. Biodiversity of roadside plants i their response to air pollution in an Indo-Burma hotspot region: Implications for urban ecosystem restoration', *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 9(1), 47–55. doi: 10.1016/j.japb.2015.10.011.

Rai, P. K., 2016. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring, *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 129, 120–136. doi: 10.1016/j.ecoenv.2016.03.012.

Rai, P. K., Chutia, B. M., Patil, S. K. 2014a. Monitoring of spatial variations of particulate matter (PM) pollution through bio-magnetic aspects of roadside plant leaves in an Indo-Burma hot spot region, *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(4), 761–770. doi: 10.1016/J.UFUG.2014.05.010.

Rai, P. K., Chutia, B. M., Patil, S. K., 2014b. Monitoring of spatial variations of particulate matter (PM) pollution through bio-magnetic aspects of roadside plant leaves in an Indo-Burma hot spot region, *Urban Forestry i Urban Greening*, 13(4), 761–770. doi: 10.1016/j.ufug.2014.05.010.

Rai, R., Agrawal, M., Agrawal, S. B., 2016. Impact of Heavy Metals on Physiological Processes of Plants: With Special Reference to Photosynthetic System BT - Plant Responses to Xenobiotics', in Singh, A., Prasad, S. M., i Singh, R. P. (eds). Singapore: Springer Singapore, 127–140. doi: 10.1007/978-981-10-2860-1_6.

Rajfur, M., Kłos, A., Gawlik, D., Hyšplerova, L., Waclawek, M., 2010. Akumulacja metali ciężkich w mchach *Pleurozium schreberi* eksponowanych w pobliżu toru wyścigów samochodowych w Kamieniu Śląskim', *Proceedings of ECOpole*, 4(2), 477–482.

Ramakrishna, D. M., Viraraghavan, T., 2005. Environmental Impact of Chemical Deicers – A Review', *Water, Air, i Soil Pollution*, 166(1), 49–63. doi: 10.1007/s11270-005-8265-9.

Rascio, N., Navari-Izzo, F., 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: How i why do they do it? I what makes them so interesting?, *Plant Science*, 180(2), 169–181. doi: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>.

Rautio, P., Huttunen, S., 2003. Total vs. internal element concentrations in Scots pine needles along a sulphur i metal pollution gradient, *Environmental Pollution*, 122(2), 273–289. doi: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00289-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00289-0).

Rehman, M. Z. U., Khalid, H., Akmal, F., Ali, S., Rizwan, M., Qayyum, M. F., Iqbal, M., Khalid, M. U., Azhar, M., 2017. Effect of limestone, lignite i biochar applied alone i combined on cadmium uptake in wheat i rice under rotation in an effluent irrigated field, *Environmental Pollution*, 227, 560–568. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.003>.

Remon, E., Bouchardon, J. L., Le Guédard, M., Bessoule, J. J., Conord, C., Faure, O.

2013. Are plants useful as accumulation indicators of metal bioavailability?’, *Environmental Pollution*, 175, 1–7. doi: 10.1016/j.envpol.2012.12.015.
- Reimann, C., Niskavaara, H., Kashulina, G., Filzmoser, P., Boyd, R., Volden, T., Tomilina, O., Bogatyrev, I., 2001. Critical remarks on the use of terrestrial moss (*Hylocomium splendens* i *Pleurozium schreberi*) for monitoring of airborne pollution, *Environmental Pollution*, 113(1), 41–57. doi: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00156-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00156-1).
- Reimann, C., Arnoldussen, A., Finne, T.E., Koller, F., Nordgulen, Ø., & Englmaier, P. 2007. Element contents in mountain birch leaves, bark i wood under different anthropogenic i geogenic conditions, *Applied Geochemistry*, 22(7), 1549–1566. doi: 10.1016/j.apgeochem.2007.03.048.
- Rizwan, M., Meunier, J. D., Miche, H., Keller, C., 2012. Effect of silicon on reducing cadmium toxicity in durum wheat (*Triticum turgidum* L. cv. Claudio W.) grown in a soil with aged contamination, *Journal of Hazardous Materials*, 209–210, 326–334. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.01.033>.
- Rizwan, M., Ali, S., Abbas, T., Zia-Ur-Rehman, M., Hannan, F., Keller, C., Al-Wabel, M. I., Ok, Y. S., 2016. Cadmium minimization in wheat: A critical review, *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 130, 43–53. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.04.001>.
- Rizwan, M., Ali, S., Zia Ur Rehman, M., Rinklebe, J., Tsang, D. C. W., Bashir, A., Maqbool, A., Tack, F. M. G., Ok, Y. S., 2018. Science of the Total Environment Cadmium phytoremediation potential of Brassica crop species: A review, *Science of the Total Environment*, 631–632, 1175–1191. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.104.
- Rodriguez, E., Santos, C., Azevedo, R., Moutinho-Pereira, J., Correia, C., Dias, M. C., 2012. Chromium (VI) induces toxicity at different photosynthetic levels in pea, *Plant Physiology i Biochemistry*, 53, 94–100. doi: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2012.01.013>.
- Rossini Oliva S, Mingorance MD. Assessment of airborne heavy metal pollution by aboveground plant parts. *Chemosphere* 2006;62:177–82.
- Roth-Nebelsick, A., 2007. Computer-based studies of diffusion through stomata of different architecture’, *Annals of Botany*, 100(1), 23–32. doi: 10.1093/aob/mcm075.
- Roth, U., Clemens, S., 2006. Proteome changes in *Arabidopsis thaliana* roots upon exposure to Cd²⁺, 57(15), 4003–4013. doi: 10.1093/jxb/erl170.
- Rucio, M. I., Petit-Domínguez, M. D., Fidalgo-Hijano, C., García-Giménez, R., 2011. Biomonitoring of chemical elements in an urban environment using arboreal i bush plant species, *Environmental Science i Pollution Research*, 18(1), 51–63. doi: 10.1007/s11356-010-0350-y.
- Rühling, Å. and Tyler, G., 1968. An Ecological Approach to the Lead Problem. *Botaniska Notiser*, 121, 321–342.
- Saarela, K. E., Harju, L., Rajier, J., Lill, J. O., Heselius, S. J., Lindroos, A., Mattsson, K., 2005. Elemental analyses of pine bark i wood in an environmental study, *Science of the Total Environment*, 343(1–3), 231–241. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.09.043.
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., Gawronski, S. W., 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces, *Science of the Total Environment*, 427–428, 347–354. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.03.084.
- Saeedi, M., Hosseinzadeh, M., Jamshidi, A., Pajooheshfar, S. P., 2009. Assessment of heavy metals contamination i leaching characteristics in highway side soils, Iran, *Environmental Monitoring i Assessment*. Edited by H. Meuser, 151(11), 231–241. doi: 10.1007/s10661-008-0264-z.
- Salemaa, M., Derome, J., Helmisaari, H. S., Nieminen, T., Vanha-Majamaa, I., 2004. Element accumulation in boreal bryophytes, lichens i vascular plants exposed to heavy metal i sulfur deposition in Finli, *Science of the Total Environment*, 324(1–3), 141–160. doi: 10.1016/j.scitotenv.2003.10.025.

Salemaa, M., Vanha-Majamaa, I., Derome, J., 2001. Understorey vegetation along a heavy-metal pollution gradient in SW Finli, *Environmental Pollution*, 112(3), 339–350. doi: 10.1016/S0269-7491(00)00150-0.

Samecka-Cymerman., A., Kosior., G., Kempers., A. J., 2006. Comparison of the moss *Pleurozium schreberi* with needles i bark of *Pinus sylvestris* as biomonitors of pollution by industry in Stalowa Wola (southeast Poli), *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 65(1), 108–117. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.05.009>.

Santorufu, L., Van Gestel, C. A., Rocco, A., Maisto, G., 2012. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality, *Environmental Pollution*, 161, 57–63. doi: 10.1016/j.envpol.2011.09.042.

Sarma, S., Chia, S., Bhuyan, M. 2017. Impact of dust accumulation on three roadside plants i their adaptive responses at National Highway 37, Assam, India, *Tropical Plant Research*, 4(1), 161–167. doi: 10.22271/tpr.2017.v4.i1.023.

Sawidis, T., Breuste, J., Mitrovic, M., Pavlovic, P., Tsigaridas, K., 2011. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities, *Environmental Pollution*, 159(12), 3560–3570. doi: 10.1016/j.envpol.2011.08.008.

Sawidis, T., Krystallidis, P., Veros, D., Chettri, M., 2012. A study of air pollution with heavy metals in Athens city i Attica basin using evergreen trees as biological indicators, *Biological Trace Element Research*, 148(3), 396–408. doi: 10.1007/s12011-012-9378-9.

Schauer, J. J., Lough, G. C., Shafer, M. M., Christensen, W. F., Arndt, M. F., DeMinter, J. T., Park, J. S., 2006. Characterization of metals emitted from motor vehicles, Research report (Health Effects Institute), (133), 1–88. Available at: <http://europemc.org/abstract/MED/16669575>.

Schelle, E., Rawlins, B. G., Lark, R. M., Webster, R., Staton, I., McLeod, C. W., 2008. Mapping aerial metal deposition in metropolitan areas from tree bark: A case study in Sheffield, Engli, *Environmental Pollution*, 155(1), 164–173. doi: 10.1016/j.envpol.2007.10.036.

Schreck, E., Foucault, Y., Sarret, G., Sobanska, S., Cécillon, L., Castrec-Rouelle, M., Uzu, G., Dumat, C., 2012. Metal i metalloïd foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: Mechanisms involved for lead', *Science of The Total Environment*, 427–428, 253–262. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.051>.

Schreck, E., Laplanche, C., Le Guédard, M., Bessoule, J. J., Austruy, A., Xiong, T., Foucault, Y., Dumat, C., 2013. Influence of fine process particles enriched with metals i metalloïds on *Lactuca sativa* L. leaf fatty acid composition following air i/or soil-plant field exposure, *Environmental Pollution*, 179, 242–249. doi: 10.1016/j.envpol.2013.04.024.

Schreck, E., Dappe, V., Sarret, G., Sobanska, S., Nowak, D., Nowak, J., Stefaniak, E. A., Magnin, V., Ranieri, V., Dumat, C., 2014. Foliar or root exposures to smelter particles: Consequences for lead compartmentalization i speciation in plant leaves, *Science of the Total Environment*, 476–477, 667–676. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.089.

Schröder, W., Pesch, R., 2010. Long-term monitoring of the metal accumulation in forests measured by use of the moss technique', *European Journal of Forest Research*, 123(3), 475–488. doi: 10.1007/s10342-009-0298-y.

Schulz, H., Popp, P., Huhn, G., Stärk, H. J., Schüürmann, G., 1999. Biomonitoring of airborne inorganic i organic pollutants by means of pine tree barks. I. Temporal i spatial variations, *Science of The Total Environment*, 232(1), 49–58. doi: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00109-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00109-6).

Serbula, S. M., Miljkovic, D. D.j, Kovacevic, R. M., Ilic, A. A., 2012. Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts i topsoil, *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 76(1), 209–214. doi: 10.1016/j.ecoenv.2011.10.009.

Serbula, S., 2013. Assessment of Airborne Heavy Metal Pollution Using *Pinus* spp. i *Tilia* spp.. *Aerosol i Air Quality Research*. 13. 10.4209/aaqr.2012.06.0153.

Seregin, I. V., Ivanov, V. B., 2001. Seregin i Ivanov 2001 Physiological Aspects of Cadmium i Lead Toxic Effects, *Russian Journal of Plant Physiology*, 48(4), 523–544.

Serengil, Y., Augustaitis, A., Bytnerowicz, A., Grulke, N., Kozovitz, A.R., Matyssek, R., Müller-Starck, G., Schaub, M., Wieser, G., Aydın, A., 2011. Adaptation of forest ecosystems to air pollution i climate change: a global assessment on research priorities, *iForest - Biogeosciences i Forestry*, 4(2), 44–48. doi: 10.3832/ifor0566-004.

Sert, E. B., Turkmen, M., Cetin, M., 2019. Heavy metal accumulation in rosemary leaves i stems exposed to traffic-related pollution near Adana-İskenderun Highway (Hatay, Turkey), *Environmental Monitoring i Assessment*, 191(9). doi: 10.1007/s10661-019-7714-7.

Setra., 2011. L'impactdesfondants routiers sur l'environnement. Etat des connaissances et piste d'action. Note d'information.

Sh Barkan, V., Lyanguzova, I. V., 2018. Concentration of Heavy Metals in Dominant Moss Species as an Indicator of Aerial Technogenic Load 1, *Russian Journal of Ecology*, 49(2), 119–126. doi: 10.1134/S1067413618020030.

Shahid, M., Pinelli, E., Pourrut, B., Silvestre, J., Dumat, C., 2011. Lead-induced genotoxicity to *Vicia faba* L. roots in relation with metal cell uptake i initial speciation, *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 74(1), 78–84. doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.08.037.

Shahid, M., Dumat, C., Aslam, M., Pinelli, E., 2012. Assessment of lead speciation by organic ligis using speciation models, *Chemical Speciation i Bioavailability*, 24. doi: 10.3184/095422912X13495331697627.

Shahid, M., Dumat, C., Silvestre, J., Pinelli, E., 2012. Effect of fulvic acids on lead-induced oxidative stress to metal sensitive *Vicia faba* L. plant, *Biology i Fertility of Soils*, 48(6), 689–697. doi: 10.1007/s00374-012-0662-9.

Shahid, M., Arshad, M., Kaemmerer, M., Pinelli, E., Probst, A., Baque, D., Pradere, P., Dumat, C., 2012. Long-Term Field Metal Extraction by *Pelargonium*: Phytoextraction Efficiency in Relation to Plant Maturity, *International Journal of Phytoremediation*, 14(5), 493–505. doi: 10.1080/15226514.2011.604689.

Shahid, M., Austruy, A., Echevarria, G., Arshad, M., Sanallah, M., Aslam, M., Nadeem, M., Jatoi, W., Dumat, C., 2014. EDTA-Enhanced Phytoremediation of Heavy Metals: A Review, *Soil i Sediment Contamination: An International Journal*, 23(4), 389–416. doi: 10.1080/15320383.2014.831029.

Shahid, M., Dumat, C., Pourrut, B., Abbas, G., Shahid, N., Pinelli, E., 2015. Role of metal speciation in lead-induced oxidative stress to *Vicia faba* roots, *Russian Journal of Plant Physiology*, 62(4), 448–454. doi: 10.1134/S1021443715040159.

Shahid, M., Pinelli, E., Pourrut, B., Silvestre, J., Dumat, C. 2011. Lead-induced genotoxicity to *Vicia faba* L. roots in relation with metal cell uptake i initial speciation, *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 74(1), 78–84. doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.08.037.

Shahid, M., Arshad, M., Kaemmerer, M., Pinelli, E., Probst, A., Baque, D., Pradere, P., Dumat, C. 2012 Long-Term Field Metal Extraction by *Pelargonium*: Phytoextraction Efficiency in Relation to Plant Maturity, *International Journal of Phytoremediation*, 14(5), 493–505. doi: 10.1080/15226514.2011.604689.

Shahid, M., Pinelli, E., Dumat, C. 2012. Review of Pb availability i toxicity to plants in relation with metal speciation; role of synthetic i natural organic ligis, *Journal of Hazardous Materials*, 219–220, 1–12. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.01.060>.

Shahzad, B., Tanveer, M., Rehman, A., Cheema, S.A., Fahad, S., Rehman, S., Sharma, A., Nickel. 2018. Nickel; whether toxic or essential for plants i environment - A review, *Plant Physiology i Biochemistry*, 132, 641–651. doi: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2018.10.014>.

Sharma, N. B. S. 2017. Physico-Chemical Analysis of Soil Status of Various Degraded Sites in an around Dimoria Tribal Belt of Assam, India, *International Journal of Science i Research (IJSR)*, 6(6), 849–852. Available at: <https://www.ijsr.net/archive/v6i6/6061704.pdf%0Awww.ijsr.net>.

Sharma, S., Nagpal, A. K., Kaur, I. 2018 Heavy metal contamination in soil, food crops i associated health risks for residents of Ropar wetli, Punjab, India i its environs, *Food Chemistry*, 255, 15–22. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.02.037>.

Shaw, B. P., Sahu, S. K., Mishra, R. K. 2004. Heavy Metal Induced Oxidative Damage in Terrestrial Plants BT - Heavy Metal Stress in Plants: From Biomolecules to Ecosystems, in Prasad, M. N. V (ed.). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 84–126. doi: 10.1007/978-3-662-07743-6_4.

Shi, C., Ding, H., Zan, Q., Li, R. 2019. Spatial variation i ecological risk assessment of heavy metals in mangrove sediments across China, *Marine Pollution Bulletin*, 143, 115–124. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.043>.

Singh, B.K., Quince, C., Macdonald, C.A., Khachane, A., Thomas, N., Al-Soud, W.A., Sørensen, S.J., He, Z., White, D., Sinclair, A., Crooks, B., Zhou, J., Campbell, C.D. 2014. Loss of microbial diversity in soils is coincident with reductions in some specialized functions', *Environmental Microbiology*, 16(8), 2408–2420. doi: <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12353>.

Singh, H., Yadav, M., Kumar, N., Kumar, A., Kumar, M. 2020. Assessing adaptation i mitigation potential of roadside trees under the influence of vehicular emissions: A case study of *Grevillea robusta* i *Mangifera indica* planted in an urban city of India', *PLoS ONE*, 15(1), 1–20. doi: 10.1371/journal.pone.0227380.

Singh, M., Kumar, J., Singh, S., Singh, V.P., Prasad, S.M. 2015. Roles of osmoprotectants in improving salinity i drought tolerance in plants: a review, *Reviews in Environmental Science i Bio/Technology*, 14(3), 407–426. doi: 10.1007/s11157-015-9372-8

Singh, S., Zacharias, M., Kalpana, S., Mishra, S. 2012. Heavy metals accumulation i distribution pattern in different vegetable crops, *Journal of Environmental Chemistry i Ecotoxicology*, 4(4), 75–81. doi: 10.5897/jece11.076.

Siwek, M. 2008. Rośliny w skażonym metalami ciężkimi środowisku przemysłowym . Część I . Pobieranie , transport i toksyczność metali ciężkich (śladowych)', 52, 7–22.

Skeffington, R. A., Shewry, P. R., Peterson, P. J. 1976. Chromium uptake i transport in barley seedlings (*Hordeum vulgare* L.), *Planta*, 132(3), 209–214. doi: 10.1007/BF00399719.

Smiri, M., Chaoui, A., El Ferjani, E. 2009. Respiratory metabolism in the embryonic axis of germinating pea seed exposed to cadmium, *Journal of Plant Physiology*, 166(3), 259–269. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2008.05.006>.

Solgi, E., Keramaty, M., Solgi, M. 2020. Biomonitoring of airborne Cu, Pb, i Zn in an urban area employing a broad leaved i a conifer tree species, *Journal of Geochemical Exploration*, 208, 106400. doi: 10.1016/j.gexplo.2019.106400.

Solgi, E., Keramaty, M., Solgi, M. 2020. Biomonitoring of airborne Cu, Pb, i Zn in an urban area employing a broad leaved i a conifer tree species', *Journal of Geochemical Exploration*, 208, 106400. doi: 10.1016/J.GEXPLO.2019.106400.

Starck, Z. 2000. Rola składników mineralnych w roślinie. Edited by J. Kopcewicz i S. Lewak. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.

Staszewski, T., Łukasik, W., Kubiesa, P. 2012 Contamination of Polish national parks with heavy metals, *Environmental Monitoring i Assessment*, 184(7), 4597–4608. doi: 10.1007/s10661-011-2288-z.

Ștefănuț, S., Öllerer, K., C. Ion, M., I. Florescu, L., Constantin, M., Banciu, C., Onete, M., Manu, M., Vicol, I., M. Moldoveanu, M., Maican, S., Cobzaru, I., G. Nicoară, R., D. Mogîldea, E., M. Purice, D. D. Nicolae, C., D. Catană, R., Teodosiu, G., A. Dumitrache, Cristina., M. Maria, Gabriel., Moroșanu, AM., C. Paica, I., Bîrsan, CC., Tamas, G., Vladimirescu, M., Manole, A. 2021. Country-scale complementary passive i active biomonitoring of airborne trace elements for environmental risk assessment, *Ecological Indicators*, 126, 107357. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107357>.

Steinnes, E., Friedli, A. 2006. Metal contamination of natural surface soils from long-range atmospheric transport: Existing i missing knowledge, *Environmental Reviews - ENVIRON REV*, 14, 169–186. doi: 10.1139/A06-002.

Sundaramoorthy, P., Chidambaram, A., Ganesh, K.S., Unnikannan, P., Baskaran, L. 2010. Chromium stress in paddy: (i) Nutrient status of paddy under chromium stress; (ii) Phytoremediation of chromium by aquatic i terrestrial weeds, *Comptes Rendus Biologies*, 333(8), 597–607. doi: <https://doi.org/10.1016/j.crv.2010.03.002>.

Suryawanshi, P.V., Rajaram, B.S., Bhanarkar, A.D., Chalapati Rao, C.V. 2016. Determining heavy metal contamination of road dust in Delhi, India, *Atmosfera*, 29(3), 221–234. doi: [10.20937/ATM.2016.29.03.04](https://doi.org/10.20937/ATM.2016.29.03.04).

Sut-Lohmann, M., Jonczak, J., Parzych, A., Šimanský, V., Polláková, N., Raab, T. 2020. Accumulation of airborne potentially toxic elements in *Pinus sylvestris* L. bark collected in three Central European medium-sized cities, *Ecotoxicology i Environmental Safety*, 200, 110758. doi: [10.1016/J.ECOENV.2020.110758](https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2020.110758).

Świercz, A. 2003. Zawartość pierwiastków metalicznych w glebach brunatnych oraz biowskaźnikach roślinnych na wybranych stanowiskach w Świetokrzyskim Parku Narodowym, *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, (492), 399–409.

Świercz, A., Świątek, B., Pietrzykowski, M. 2022. Changes in the Concentrations of Trace Elements i Supply of Nutrients to Silver Fir (*Abies alba* Mill.) Needles as a Bioindicator of Industrial Pressure over the Past 30 Years in Świętokrzyski National Park (Southern Poli), *Forests*, 13(5). doi: [10.3390/f13050718](https://doi.org/10.3390/f13050718).

Świetlik, R., Trojanowska, M., Molik, A. 2016. Występowanie metali ciężkich (Cu, Ni, Pb i Zn) w mchach na terenie Kozińskiego Parku Krajobrazowego i Tatrzańskiego Parku Narodowego, *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 18(1), 71–81.

Świsłowski, P., Marciniak, M., Rajfur, M. 2017. Wpływ warunków prowadzenia eksperymentu na wyniki badań biomonitoringowych z zastosowaniem mchów, 11(1), 313–323. doi: [10.2429/proc.2017.11\(1\)033](https://doi.org/10.2429/proc.2017.11(1)033).

Szymura, T. H. 2009. Concentration of elements in silver fir (*Abies alba* Mill.) needles as a function of needles' age, *Trees*, 23(2), 211–217. doi: [10.1007/s00468-008-0268-x](https://doi.org/10.1007/s00468-008-0268-x).

Szyszlak-Bargłowicz, J., Słowik, T., Zajac, G., Piekarski W., 2013. Metale ciężkie w rowach odwadniających ciągów komunikacyjnych', *Rocznik Ochrona Środowiska*, Tom 15, cz.

Tahkokorpi, M., Korteniemi, A., Taulavuori, Erja., Roitto, Marja., Laine, K., Huttunen, S., Taulavuori, K. 2010. Trace amounts of nickel in belowground rhizomes of *Vaccinium myrtillus* L. decrease anthocyanin concentrations in aerial shoots without water stress, *Environmental i Experimental Botany*, 69(3), 338–342. doi: [10.1016/J.ENVEXPBOT.2010.05.004](https://doi.org/10.1016/J.ENVEXPBOT.2010.05.004).

Tainio, M., Kukkonen, J., Nahorski, Z. 2010. Impact of airborne particulate matter on human health: An assessment framework to estimate exposure i adverse health effects in Poli, *ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL PROTECTION*, 36, 95–115.

Taulavuori, K., Laine, K., Taulavuori, E. 2013. Experimental studies on *Vaccinium myrtillus* i *Vaccinium vitis-idaea* in relation to air pollution i global change at northern high latitudes: A review, *Environmental i Experimental Botany*, 87, 191–196. doi: [10.1016/J.ENVEXPBOT.2012.10.002](https://doi.org/10.1016/J.ENVEXPBOT.2012.10.002).

Thorpe, A., Harrison, R. M. 2008. Sources i properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review, *Science of the Total Environment*, 400(1–3), 270–282. doi: [10.1016/j.scitotenv.2008.06.007](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007).

Thöni, L., Yurukova, L., Bergamini, A., Ilyin, I., Matthaei, D., 2011. Temporal trends and spatial patterns of heavy metal concentrations in mosses in Bulgaria and Switzerland : 1990 e 2005', *Atmospheric Environment*, 45(11), 1899–1912. doi: [10.1016/j.atmosenv.2011.01.039](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.01.039).

Tkacz, B., Moody, B., Villa Castillo, J. 2007. Forest Health Status in North America, *TheScientificWorldJOURNAL*. Edited by A. Bytnerowicz, 7, 753401. doi: [10.1100/tsw.2007.85](https://doi.org/10.1100/tsw.2007.85).

- Tofan, L., Paduraru, C., Amalinei, R.L., Bunia, I., Miron, A. 2016. Valorization of Romanian silver fir tree bark (*Abies alba* Mill.) wastes as low-cost sorbent of Cu(II) ions from polluted waters, *Water Science i Technology*, 74(10), 2314–2324. doi: 10.2166/wst.2016.415.
- Tofan, L., Paduraru, C., Bunia, I., Mihailescu Amalinei, R.L., Miron A. 2017. Removal of cadmium (II) from aqueous effluents by sorption on Romanian silver fir tree bark (*Abies alba* Mill.) wastes, *Global Nest Journal*, 19(1), 107–114. doi: 10.30955/gnj.001957.
- Tomasević, M., Vukmirović, Z., Rajsić, S., Tasić, M., Stevanović, B. 2005. Characterization of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area, *Chemosphere*, 61(6), 753–760. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.03.077.
- Trombulak, S. C., Frissell, C. A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial i aquatic communities, *Conservation Biology*, 14(1), 18–30. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.
- Trujillo-González, J.M., Mahecha-Pulido, J.D., Torres-Mora, M.A., Brevik, E.C., Keesstra, S.D., Jiménez-Ballesta, R., 2017. Impact of Potentially Contaminated River Water on Agricultural Irrigated Soils in an Equatorial Climate, *Agriculture*, 7(7). doi: 10.3390/agriculture7070052.
- Truscott, A.M., Palmer, S.C., McGowan, G.M., Cape, J.N., Smart, S., 2005. Vegetation composition of roadside verges in Scotli: The effects of nitrogen deposition, disturbance i management, *Environmental Pollution*, 136(1), 109–118. doi: 10.1016/j.envpol.2004.12.009.
- Turer, D., Maynard, J. B., Sansalone, J.J., 2001. Heavy metal contamination in soils of urban highways: Comparison between runoff i soil concentrations at Cincinnati, Ohio, *Water, Air, i Soil Pollution*, 132(3–4), 293–314. doi: 10.1023/A:1013290130089.
- Tyler, G., 1970. Moss Analysis — A Method for Surveying Heavy Metal Deposition’, in: Englund, H. M. i Berry, W. T. (eds.). Academic Press, New York.: Proc. Sec. Int. Clean Air Congress.
- Uhlig, C., Junntila, O., 2001. Airborne heavy metal pollution i its effects on foliar elemental composition of *Empetrum hermaphroditum* i *Vaccinium myrtillus* in Sør-Varanger, northern Norway, *Environmental Pollution*, 114(3), 461–469. doi: 10.1016/S0269-7491(00)00225-6.
- UNEP 1989 Environmental data report :, 1989/90 /’, pp. vii, 547 p. : Available at: <http://digitallibrary.un.org/record/106431>.
- Uzu G., Sobanska S., Sarret G., Muñoz M., Dumat C., 2010. Foliar Lead Uptake by Lettuce Exposed to Atmospheric Fallouts’, *Environmental Science & Technology*, 44(3), 1036–1042. doi: 10.1021/es902190u.
- Varela, Z., Fernández, J.A., Real, C., Carballeira, A., Aboal, J.R., 2015. Influence of the physicochemical characteristics of pollutants on their uptake in moss, *Atmospheric Environment*, 102, 130–135. doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.11.061.
- Vassilev, A., Pérez-Sanz, A., Semane, B., Carleer, R., Vangronsveld, Jaco, 2005. Cadmium Accumulation i Tolerance of Two *Salix* Genotypes Hydroponically Grown in Presence of Cadmium, *Journal of Plant Nutrition*, 28(12), 2159–2177. doi: 10.1080/01904160500320806.
- Vassilev, A., Koleva, L., Berova, M., Stoeva, Nevena, 2007. Development of a plant test system for evaluation of the toxicity of metal contaminated soils. I. Sensitivity of plant species to heavy metal stress, *Journal of Central European Agriculture (jcea@agr.hr)*; Vol.8 No.2, 8.
- Viard B., Pihan F., Promeyrat S., Pihan J.C., 2004. Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae i li snails, *Chemosphere*, 55(10), 1349–1359. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.01.003>.
- Viskari, E., Kärenlampi, L., 2000. Roadside scots pine as an indicator of deicing salt use – a comparative study from two consecutive winters. Deicing salt has been used for decades to melt snow i ice from the road i improve traffic safety in winter time . For almost as long the harmful’, *Water, Air, i Soil Pollution*, 122, 405–419.

- Viskari, E.L., Rekilä, R., Roy, S., Lehto, O., Ruuskanen, J., Kärenlampi, L., 1997. Airborne pollutants along a roadside: Assessment using snow analyses i moss bags, *Environmental Pollution*, 97(1–2), 153–160. doi: 10.1016/S0269-7491(97)00061-4.
- de Vries, W., Lofts, S., Tipping, E., Meili, M., Groenenberg, J.E., Schütze, G., 2007. Impact of Soil Properties on Critical Concentrations of Cadmium, Lead, Copper, Zinc, i Mercury in Soil i Soil Solution in View of Ecotoxicological Effects BT - Reviews of Environmental Contamination i Toxicology, in. New York, NY: Springer New York, 47–89. doi: 10.1007/978-0-387-69163-3_3.
- Wang, G., Yan, X., Zhang, F., Zeng, C., Gao, D., 2013. Traffic-related trace element accumulation in roadside soils i wild grasses in the Qinghai-Tibet Plateau, China, *International Journal of Environmental Research i Public Health*, 11(1), 456–472. doi: 10.3390/ijerph110100456.
- Warczyk, A., Wanic, T., Antonkiewicz, J., Pietrzykowski, M., 2020. Concentration of trace elements in forest soil affected by former timber depot, *Environmental Monitoring i Assessment*, 192. doi: 10.1007/s10661-020-08479-9.
- Warren, R., Birch, P., 1987. Heavy metal levels in atmospheric particulates, roadside dust i soil along a major urban highway, *Science of The Total Environment*, 59, 253–256. doi: [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(87\)90446-3](https://doi.org/10.1016/0048-9697(87)90446-3).
- Watmough, Shaun A., McDonough, A. M., Raney, S. M., 2014. Characterizing the influence of highways on springtime NO₂ i NH₃ concentrations in regional forest monitoring plots, *Environmental Pollution*, 190, 150–158. doi: 10.1016/j.envpol.2014.03.023.
- Wawer, M., Magiera, T., Jabłońska, M., Kowalska, J., Rachwał, M., 2015. Traffic-Related Pollutants in Roadside Soils of Different Countries in Europe i Asia, *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(7), 216. doi: 10.1007/s11270-015-2483-6.
- Węgiel, A., Bieliniś, E., Polowy, K., 2018. Heavy metals accumulation in Scots pine stis of different densities growing on not contaminated forest area (northwestern Poli), *Austrian Journal of Forest Science*, 3, 259–281.
- Wei, B., Yang, L., 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts i agricultural soils from China, *Microchemical Journal*, 94(2), pp. 99–107. doi: 10.1016/J.MICROC.2009.09.014.
- Werkenthin, M., Kluge, B., Wessolek, G., 2014. Metals in European roadside soils i soil solution - A review', *Environmental Pollution*. Elsevier, 98–110. doi: 10.1016/j.envpol.2014.02.025.
- Wessolek, Kluge, G., Toli, B., Nehls, A., Klingelmann, T., Rim, E., M., Yong, Trinks, B., Steffen., 2011. Urban Soils in the Vadose Zone, in Endlicher, W. (ed.) *Perspectives in Urban Ecology: Ecosystems i Interactions between Humans i Nature in the Metropolis of Berlin*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 89–133. doi: 10.1007/978-3-642-17731-6_4.
- WHO., 2004. Health aspects of air pollution. Results from the WHO projects „Systematic review of health aspects of air pollution in Europe”. Bonn (Germany).
- Wolterbeek, H.T., Garty, J., Reis, M.A., Freitas, M.C., Chapter, 2003. Biomonitoring in use: lichens i metal air pollution, (1866), 377–419.
- Woś, A. 1999. *Klimat Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Wróbel, Łm, Dołhańczuk-Śródka, A., Kłos, A., Ziembik, Z., 2015. The activity concentration of post-Chernobyl 137Cs in the area of the Opole Anomaly (southern Poli), *Environmental Monitoring i Assessment*, 187(1). doi: 10.1007/s10661-014-4084-z.
- Wrochna, M., Gawrońska, H., Borkowska, B., Gawroński, S., 2007. Wpływ zasolenia na akumulację biomasy i fluorescencję chlorofilu u roślin trzech odmian szarłatku ozdobnego, *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu*, 41, 241–245.
- Wróbel, Ł., Dołhańczuk-Śródka, A., Kłos, A., Ziembik, Z., 2015. The activity concentration of post-Chernobyl 137Cs in the area of the Opole Anomaly (southern Poland). *Environ. Monit. Assess.* 187:4084. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4084-z>.

- Xu, Y., Xiao, H., Guan, H., Long, C., 2018. Monitoring atmospheric nitrogen pollution in Guiyang (SW China) by contrasting use of *Cinnamomum Camphora* leaves, branch bark i bark as biomonitors', *Environmental Pollution*, 233, 1037–1048. doi: 10.1016/j.envpol.2017.10.005.
- Yadav, S. K. 2010. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione i phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants, *South African Journal of Botany*. Elsevier, 167–179. doi: 10.1016/j.sajb.2009.10.007.
- Yan, X., Gao, D., Zhang, F., Zeng, C., Xiang, W., Zhang, M., 2013. Relationships between heavy metal concentrations in roadside topsoil i distance to road edge based on field observations in the Qinghai-Tibet Plateau, China, *International Journal of Environmental Research i Public Health*, 10(3), 762–775. doi: 10.3390/ijerph10030762.
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., Ma, LQ., 2006. Accumulation of Pb, Cu, i Zn in native plants growing on a contaminated Florida site, *Science of The Total Environment*, 368(2), 456–464. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>.
- Yruela, I. 2005. Copper in plants, *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17(1), 145–156. doi: 10.1590/s1677-04202005000100012.
- Yu, L., Mai, B., Meng, X., Bi, X., Sheng, G., Fu, J., Peng, P., 2006. Particle-bound polychlorinated dibenzo-p-dioxins i dibenzofurans in the atmosphere of Guangzhou, China, *Atmospheric Environment*, 40(1), 96–108. doi: 10.1016/j.atmosenv.2005.09.038.
- Zarcinas, BA., Pongsakul, P., McLaughlin, MJ., Cozens, G., 2004. Heavy metals in soils i crops in Southeast Asia, *Environmental Geochemistry i Health*, 26(3), 343–357. doi: 10.1007/s10653-005-4669-0.
- Zayed, A. M., Terry, N., 2003. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation, *Plant i Soil*, 249(1), 139–156. doi: 10.1023/A:1022504826342.
- Yurukova, T. L., Bergamini, L., Ilyin, A., Matthaei, Daniela, I. 2011. Temporal trends i spatial patterns of heavy metal concentrations in mosses in Bulgaria i Switzerli : 1990 e 2005, *Atmospheric Environment*, 45(11), 1899–1912. doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.01.039.
- Zechmeister, H.G., Hohenwallner, D., Riss, A., Hanus-Illnar, A. , 2005. Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses, *Environmental Pollution*, 138(2), 238–249. doi: 10.1016/j.envpol.2005.04.005.
- Zechmeister, H. G., Grodzińska, K., Szarek-Łukaszewska, G., 2003. Chapter 10 Bryophytes, Trace Metals i other Contaminants in the Environment, 6(C), 329–375. doi: 10.1016/S0927-5215(03)80140-6.
- Zehetner, F., Rosenfellner, U., Mentler, A., Gerzabek, Martin H., 2009. Distribution of road salt residues, heavy metals i polycyclic aromatic hydrocarbons across a highway-forest interface, *Water, Air, i Soil Pollution*, 198(1–4), 125–132. doi: 10.1007/s11270-008-9831-8.
- Zereini, F., Alt, F., Messerschmidt, J., Wiseman, C., Feldmann, I., von Bohlen, A., Müller, J., Liebl, K., Püttmann, W., 2005. Concentration i Distribution of Heavy Metals in Urban Airborne Particulate Matter in Frankfurt am Main, Germany, *Environmental Science & Technology*, 39(9), 2983–2989. doi: 10.1021/es040040t.
- Zhang, H., Wang, Z., Zhang, Y., Ding, M., Li, L., 2015. Identification of traffic-related metals i the effects of different environments on their enrichment in roadside soils along the Qinghai-Tibet highway, *Science of the Total Environment*, 521–522, 160–172. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.03.054.
- Zhang, H., Zhang, Y., Wang, Z., Ding, M., Jiang, Y., Xie, Z., 2016. Traffic-related metal (loid) status i uptake by dominant plants growing naturally in roadside soils in the Tibetan plateau, China, *Science of The Total Environment*, 573, 915–923. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.128>.
- Zhuang, P., Zou, H., Shu, W., 2009. Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: Field study, *Journal of Environmental Sciences*, 21(6), 849–853. doi: 10.1016/S1001-0742(08)62351-7.

Zielony, R., Kliczkowska, A., 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.

Zinicovscaia, I., Urošević, M.A., Vergel, K., Vieru, E., Frontasyeva, M.V., Povar, I., Duca, G., 2018. Active Moss Biomonitoring of Trace Elements Air Pollution in Chisinau, Republic of Moldova, *Ecological Chemistry i Engineering S*, 25(3), 361–372. doi: 10.1515/eces-2018-0024.

Zinkute, R., Brannvall, E., Taraškevičius, R., 2007. Variation of trace element accumulation in topsoil near the Vilnius-Kaunas highway, *Geologija*, 58, 1–9.

Zitka, O., Krystofova, O., Hynek, D., Sobrova, P., Kaiser, J., Sochor, J., Zehnalek, J., Babula, P., Ferrol, N., Kizek, R., Adam, V., 2013. Metal Transporters in Plants, in Gupta, D. K., Corpas, F. J., i Palma, J. M. (eds) *Heavy Metal Stress in Plants*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 19–41. doi: 10.1007/978-3-642-38469-1_2.

Zvereva, E. L., Kozlov, M. V. 2005. Growth and reproduction of dwarf shrubs, *Vaccinium myrtillus* and *V. vitis-idaea*, in a severely polluted area', *Basic and Applied Ecology*, 6(3), 261–274. doi: 10.1016/J.BAAE.2004.11.003.

7. Spis tabel i rycin zamieszczonych w tekście

7.1. Spis tabel

Tabela. 1. Zestawienie powierzchni badawczych

Tabela. 2. Charakterystyka wybranych właściwości warstwy 0-3 cm i warstwy 3-10 cm gleb pod drzewostanami jodłowymi i sosnowymi

Tabela. 3. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w poziomie organicznym gleby w zależności od czasu depozycji zanieczyszczeń w drzewostanie jodłowym (Jd) i drzewostanie sosnowym (So)

Tabela. 4. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w poziomie mineralnym gleby w zależności od czasu depozycji zanieczyszczeń w drzewostanie jodłowym (Jd) i drzewostanie sosnowym (So)

Tabela. 5. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w warstwie 0-3 cm gleby w drzewostanach sosnowych w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 6. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w warstwie 0-3 cm gleby w drzewostanach jodłowych w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 7. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w warstwie 3-10 cm gleby w drzewostanach sosnowych w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 8. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w poziomie mineralnym gleby w drzewostanach jodłowych w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 9. Koncentracja pierwiastków śladowych i wybranych mikroelementów w mchach w drzewostanach jodłowych i sosnowych w zależności od czasu depozycji zanieczyszczeń

Tabela. 10. Koncentracja pierwiastków śladowych w liściach borówki czernicy w drzewostanach jodłowych i sosnowych w zależności od czasu depozycji zanieczyszczeń

Tabela. 11. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w mchach w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 12. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w mchach w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 13. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w liściach borówki czernicy w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 14. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w liściach borówki czernicy w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 15. Koncentracja pierwiastków śladowych i wybranych mikroelementów w liściach borówki czernicy oraz tkankach mchów w drzewostanach jodłowych i sosnowych

Tabela. 16. Koncentracja pierwiastków śladowych w korze jodły pospolitej i sosny zwyczajnej w zależności od czasu depozycji na zanieczyszczenia

Tabela. 17. Koncentracja pierwiastków śladowych w igłach jodły pospolitej i sosny zwyczajnej w zależności od czasu emisji zanieczyszczeń

Tabela. 18. Koncentracja wybranych pierwiastków śladowych w igłach sosny zwyczajnej w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 19. Koncentracja wybranych pierwiastków śladowych w igłach jodły pospolitej w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 20. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w korze sosny zwyczajnej w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 21. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w korze jodły pospolitej w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

Tabela. 22. Koncentracja wybranych pierwiastków śladowych w korze i igłach jodły pospolitej i sosny zwyczajnej (średnie \pm odchylenie standardowe)

Tabela. 23. Koncentracja pierwiastków śladowych w korze jodły pospolitej i sosny zwyczajnej w zależności od ekspozycji względem położenia drogi w strefie 0-10m od drogi

Tabela. 24. Koncentracja pierwiastków śladowych w igłach jodły pospolitej i sosny zwyczajnej w zależności od ekspozycji względem położenia drogi

Tabela. 25. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy koncentracją wybranych pierwiastków śladowych w badanych komponentach a koncentracją wybranych pierwiastków śladowych w glebach w warstwie 0-3 cm i warstwie 3-10 cm na powierzchniach z drzewostanem sosnowym

Tabela. 26. Współczynniki korelacji pomiędzy koncentracją wybranych pierwiastków śladowych w badanych komponentach a koncentracją wybranych pierwiastków śladowych w glebach w warstwie 0-3 cm i warstwie 3-10 cm na powierzchniach z drzewostanem jodłowym

Tabela. 27. Koncentracje sodu w zależności od okresu depozycji zanieczyszczeń w badanych komponentach

Tabela. 28. Koncentracja sodu w badanych komponentach w wyróżnionych strefach odległościowych od drogi

Tabela. 29. Koncentracje sodu w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii

- Tabela. 30. Koncentracje sodu w zależności od wieku drzewostanów, istnienia wykształconego brzegu drzewostanu i mikrotopografii
- Tabela. 31. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych, azotu, węgla, siarki oraz sodu w mchach na powierzchniach badawczych
- Tabela. 32. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych, azotu, węgla, siarki oraz sodu w liściach borówki czarnej
- Tabela. 33. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych, azotu, węgla, siarki oraz sodu w 1-rocznych igłach sosny zwyczajnej i jodły pospolitej
- Tabela. 34. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych, azotu, węgla, siarki oraz sodu w korze sosny zwyczajnej i jodły pospolitej pobieranej od strony drogi
- Tabela. 35. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych, azotu, węgla, siarki oraz sodu w korze sosny zwyczajnej i jodły pospolitej pobieranej od strony lasu
- Tabela. 36. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w warstwie 0-3 cm i 3-10 cm gleb
- Tabela. 37. Wartości pH i wybrane właściwości chemiczne próbek glebowych z warstwy 0-3 cm
- Tabela. 38. Zbiorcze zestawienie wybranych właściwości w warstwie 0-3 cm gleb
- Tabela. 39. Zbiorcze zestawienie wybranych właściwości w warstwie 0-3 cm gleb
- Tabela. 40. Wartości pH i wybrane właściwości chemiczne próbek warstwy 3-10 cm
- Tabela. 41. Zbiorcze zestawienie wybranych właściwości gleb w warstwie 3-10 cm
- Tabela. 42. Zbiorcze zestawienie wybranych właściwości gleb w warstwie 3-10 cm
- Tabela. 43. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb w drzewostanach sosnowych wg klasyfikacji IUNG
- Tabela. 44. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb w drzewostanach jodłowych wg klasyfikacji IUNG
- Tabela. 45. Wybrane właściwości warstwy 0-3 cm i warstwy 3-10 cm gleb znajdujących się pod wpływem emisji z ruchu kołowego (wartości uśrednione dla warstwy)
- Tabela. 46. Wybrane właściwości warstwy 0-3 cm i 3-10 cm gleb znajdujących się pod wpływem ruchu kołowego z uwzględnieniem czasu depozycji zanieczyszczeń pod badanymi drzewostanami (średnia \pm odchylenie standardowe)
- Tabela. 47. Wybrane właściwości warstwy 0-3 cm gleb znajdujących się pod wpływem ruchu kołowego z uwzględnieniem stref odległościowych od drogi pod badanymi drzewostanami (średnia \pm odchylenie standardowe)

Tabela. 48. Wybrane właściwości warstwy 3-10 cm gleb znajdujących się pod wpływem ruchu kołowego z uwzględnieniem stref odległościowych od drogi pod badanymi drzewostanami (średnia \pm odchylenie standardowe)

7.2. Spis rycin

Rycina. 1. Lokalizacja powierzchni badawczych

Rycina. 2. Schemat poboru próbek na powierzchniach badawczych

Rycina. 3. Zależność pomiędzy pH, a koncentracją metali śladowych a) Cd, b) Cu, c) Zn w warstwach 0-3 cm gleb pod drzewostanami sosnowymi

Rycina. 4. Zależność pomiędzy pH a koncentracją a) Cd, b) Cu, c) Ni i d) Pb w warstwach 0-3 cm gleby pod drzewostanem jodłowym

Rycina. 5. Zależność pomiędzy pH a koncentracją a) Ni i b) Zn w warstwach 3-10 cm gleb pod drzewostanami sosnowymi

Rycina. 6. Zależność pomiędzy pH a koncentracją Zn w warstwach 3-10 cm gleby w drzewostanach jodłowych

Rycina. 7. Wartość pH w zależności od odległości od drogi a) w warstwie 0-3 cm i b) warstwie 3-10 cm gleby

Rycina. 8. Koncentracje Cd i Cr w wierzchnich warstwach gleb (0-3 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak, 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

Rycina. 9. Koncentracje Cu i Ni w wierzchnich warstwach gleb (0-3 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

Rycina. 10. Koncentracje Pb i Zn w wierzchnich warstwach gleb (0-3 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

Rycina. 11. Koncentracje Cd i Cr w warstwach gleb (3-10 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji

referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak, 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

Rycina.12. Koncentracje Cu i Ni w warstwach gleb (3-10 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak, 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

Rycina.13. Koncentracje Pb i Zn w wierzchnich warstwach gleb (3-10 cm) w zależności od odległości od drogi pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) tj. podanych dla obszarów nie objętych wpływem antropopresji (Brożek i Zwydak 2003). Różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w danej warstwie gleb pomiędzy badanymi strefami

Rycina. 14. Koncentracje Cd, Cr i Cu w mchach w badanych strefach pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w mchach pomiędzy badanymi drzewostanami) (Harmens i in. 2013; Kłos *i in.* 2018)

Rycina. 15. Koncentracje Ni, Pb i Zn w mchach w badanych strefach pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w mchach pomiędzy badanymi drzewostanami) (Kłos *i in.* 2018)

Rycina. 16. Koncentracje Cd i Cr w liściach borówki czarnej w badanych strefach pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w liściach borówki pomiędzy badanymi drzewostanami) (Kozanecka i in. 2002; Mróz i Demczuk, 2010)

Rycina. 17. Koncentracje Cu i Ni w liściach borówki czarnej w badanych strefach pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w liściach borówki pomiędzy badanymi drzewostanami) (Mróz i Demczuk 2010)

Rycina. 18. Koncentracje Pb i Zn w liściach borówki czarnej w badanych strefach pod drzewostanami sosnowymi (So) i jodłowymi (Jd) z uwzględnieniem koncentracji

referencyjnych (R) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w liściach borówki pomiędzy badanymi drzewostanami) (Kozanecka i in. 2002; Mróz i Demczuk 2010)

Rycina. 19. Koncentracje Cd i Cr w korze sosnowej (So) i jodłowej (Jd) w badanych strefach z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R-So) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a, b i c przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w korze pomiędzy badanymi drzewostanami) (Schulz *i in.* 1999)

Rycina. 20. Koncentracje Cu i Ni w korze sosnowej (So) i jodłowej (Jd) w badanych strefach z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R-So) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w korze pomiędzy badanymi drzewostanami) (Kosiorek i in. 2016)

Rycina. 21. Koncentracje Pb i Zn w korze sosnowej (So) i jodłowej (Jd) w badanych strefach z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R-So) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w korze pomiędzy badanymi drzewostanami) (Schulz *i in.* 1999; Migaszewski i in. 2005)

Rycina. 22. Koncentracje Cd, Cr i Cu w igłach sosnowych (So) i jodłowych (Jd) w badanych strefach z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R-So i R-Jd) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w korze pomiędzy badanymi drzewostanami) (Sawidis *i in.* 2011a; Pająk *i in.* 2015; Świercz i in. 2022)

Rycina. 23. Koncentracje Ni, Pb i Zn w igłach sosnowych (So) i jodłowych (Jd) w badanych strefach z uwzględnieniem koncentracji referencyjnych (R-So i R-Jd) na obszarach pozbawionych presji ruchu drogowego (różne litery a i b przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie w korze pomiędzy badanymi drzewostanami) (Migaszewski i in. 2005; Pająk *i in.* 2015; Gamrat i Ligocka 2018)

Rycina. 24. Analiza PCA obrazująca powiązanie koncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu z uwzględnieniem gatunku, czasu depozycji zanieczyszczeń oraz badanego komponentu (Objaśnienia: So- sosna, 9 lub 36 oznacza czas depozycji zanieczyszczeń, I- igły badanych drzew, K- kora, M- mchy, B- liście borówki, O- warstwa 0-3 cm gleb, A- warstwa 3-10 cm gleb)

Rycina.25. Analiza współczynnika geoakumulacji I_{geo} w warstwie 0-3 cm gleb dla: a) Cd, b) Cr, d) Cu, e) Na, g) Pb, i) Pb, i) Zn i w warstwie 3-10 cm dla c) Cr, f) Na, h) Pb, j) Zn w drzewostanach sosnowych

Rycina.26. Analiza współczynnika geoakumulacji Igeo w warstwie 0-3 cm dla a) Cd, b) Cr, d) Cu, e) Na, g) Pb, i) Zn i warstwie 3-10 cm dla c) Cr, f) Na, h) Pb, j) Zn w drzewostanach jodłowych

Rycina.27. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w mszakach występujących w runie drzewostanów sosnowych wyliczony dla warstwy 0-3 cm: a) Cd, b) Cr, c) Cu, d) Na, e) Ni, f) Pb, g) Zn

Rycina.28. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych w liściach borówki czernicy występującej w runie drzewostanów sosnowych wyliczony dla warstwy 3-10 cm: a) Cu, b) Na, c) Ni, d) Zn

Rycina.29. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w igłach sosny zwyczajnej wyliczony dla warstwy 0-3 cm: d) Zn i warstwy 3-10 cm: a) Cd, b) Cu, c) Na, e) Zn

Rycina.30. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w korze sosny zwyczajnej wyliczony dla warstwy 0-3 cm: a) Cd i warstwy 3-10 cm: b) Cd, c) Cu, d) Na, e) Zn

Rycina.31. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych w mszakach występujących w runie drzewostanów jodłowych dla warstwy 0-3 cm: b) Cu i warstwy 3-10 cm: a) Cd, c) Cu, d) Zn

Rycina.32. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w liściach borówki czernicy występującej w runie drzewostanów jodłowych wyliczony dla warstwy 3-10 cm: a) Cd, b) Cu, c) Na, d) Ni

Rycina.33. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych i sodu w igłach jodły pospolitej wyliczony dla warstwy 3-10 cm: a) Cd, b) Cu, c) Na, d) Zn

Rycina.34. Współczynnik biokoncentracji wybranych pierwiastków śladowych w korze jodły pospolitej wyliczony dla warstwy 0-3 cm: a) Cd i warstwy 3-10 cm: b) Cd, c) Cu, d) Zn

8. Tabele wyników surowych

Tabela. 31. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych, azotu, węgla, siarki oraz sodu w mchach na powierzchniach badawczych

Gatunek	Nr. Pow.	Odległość od drogi	N	C	S	Cd	Cr	Cu	Na	Ni	Pb	Zn
		m	%			mg·kg ⁻¹						
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Jd	1	0-10	1,6	44,6	0,1	0,3	24,1	12,4	186,0	9,9	10,4	66,4
			1,6	44,7	0,1	0,4	9,9	12,7	206,8	4,5	12,6	58,3
			1,4	45,4	0,1	0,2	6,7	10,8	199,5	3,2	7,1	47,3
			1,8	44,3	0,2	0,4	11,3	15,8	229,7	4,5	12,7	69,5
			1,5	45,1	0,1	0,4	10,1	12,5	153,9	4,8	10,5	63,1
		20-30	1,6	44,7	0,1	0,3	37,2	10,3	143,5	16,4	9,5	46,8
			1,4	45,1	0,1	0,3	4,3	9,9	220,1	3,1	6,8	46,4
			1,9	44,5	0,1	0,3	3,9	11,9	214,8	2,9	7,0	53,4
			1,6	45,5	0,1	0,3	6,3	10,7	213,6	3,5	8,1	51,6
			1,7	44,7	0,1	0,3	11,1	11,7	151,2	4,6	9,0	51,7
		45-55	1,7	45,2	0,1	0,3	7,2	9,7	105,5	4,2	12,9	53,5
			1,6	45,3	0,1	0,4	6,7	11,4	125,0	4,1	8,3	50,0
			1,7	45,8	0,1	0,4	6,3	10,8	125,4	4,0	10,3	50,3
		100-110	1,5	46,8	0,1	0,3	2,6	7,2	135,2	2,1	5,1	41,5
			1,5	46,2	0,1	0,2	2,5	7,5	155,9	1,7	4,9	39,0
			1,3	46,8	0,1	0,3	2,6	6,4	118,2	2,4	4,7	36,7
1,4	46,6		0,1	0,2	2,2	7,1	113,6	1,8	4,1	31,1		
So	2	0-10	1,8	44,4	0,1	0,1	4,0	13,6	124,7	1,8	4,4	50,8
			1,7	44,7	0,1	0,2	6,8	19,4	158,8	2,8	9,1	71,1
			1,5	45,3	0,1	0,3	4,1	14,2	121,4	2,0	6,3	62,2
			1,2	45,2	0,1	0,2	4,6	10,9	136,5	2,1	5,5	49,8
			1,3	44,3	0,1	0,1	4,6	15,9	160,3	2,0	5,9	55,3
		20-30	1,8	44,6	0,1	0,2	4,0	12,3	108,4	2,0	7,8	44,9
			2,1	45,1	0,2	0,1	2,8	10,4	120,7	1,4	5,8	44,3
			1,7	45,2	0,1	0,2	3,5	12,0	103,1	1,8	6,0	48,1
			1,7	45,1	0,1	0,2	3,1	11,7	72,0	1,7	5,5	43,5
			1,7	45,2	0,1	0,3	3,4	11,2	79,3	1,9	6,0	47,7
		45-55	1,5	44,2	0,1	0,3	1,8	9,3	117,5	1,4	5,1	46,5
			1,7	44,9	0,1	0,2	1,8	9,6	86,4	1,2	3,6	39,2
			1,8	45,1	0,1	0,2	1,6	9,6	105,8	1,2	4,0	36,8
			1,8	45,1	0,1	0,3	3,3	10,8	76,5	1,9	7,0	58,8
			1,8	45,0	0,2	0,3	2,3	9,6	97,6	1,6	5,6	47,3
		100-110	1,2	47,7	0,1	0,4	1,3	7,1	69,0	1,3	4,6	43,8
1,2	47,9		0,1	0,3	1,2	6,6	84,7	1,3	3,6	48,5		
1,8	46,3		0,1	0,3	2,0	10,9	107,0	3,3	7,6	49,8		
1,5	47,2		0,1	0,2	1,8	7,6	74,0	2,3	3,1	42,5		
1,8	47,1		0,1	0,2	1,3	8,5	84,4	1,8	4,0	45,1		
So	3	0-10	1,6	46,5	0,1	0,3	5,4	9,4	124,8	2,1	6,0	56,5
			1,6	45,3	0,1	0,3	5,3	10,5	139,3	1,8	8,3	61,9
			1,5	45,6	0,1	0,3	5,9	10,7	143,9	2,2	9,9	63,0
			1,6	45,4	0,1	0,3	5,2	9,9	128,8	1,8	8,5	63,2
		20-30	1,5	45,6	0,1	0,2	3,4	8,6	150,4	1,4	4,9	46,2
			1,5	45,0	0,1	0,2	3,7	9,1	150,0	1,6	5,5	49,1
			1,4	45,5	0,1	0,2	2,9	8,2	122,3	1,3	5,1	45,6
			1,3	46,5	0,1	0,3	2,8	9,0	121,0	1,4	5,0	55,8
		45-55	1,4	45,2	0,1	0,2	4,0	8,9	147,2	1,6	5,8	51,2
			1,4	45,5	0,1	0,4	4,8	9,5	114,6	2,3	8,8	53,7
				44,7	0,2	0,3	5,0	11,6	125,0	2,0	8,4	52,7
			1,7	45,0	0,1	0,3	3,2	9,8	157,5	1,3	5,6	47,6
			1,5	45,1	0,1	0,3	3,0	8,8	159,6	1,4	5,1	42,0
		100-110	1,4	47,1	0,1	0,3	4,3	8,5	126,6	2,9	7,4	51,4
			1,4	47,7	0,1	0,2	2,2	9,0	138,1	2,3	7,9	43,1
			1,6	47,8	0,1	0,3	2,3	9,0	141,2	1,5	5,7	48,0
1,6	47,9		0,1	0,2	2,4	9,4	127,7	1,8	4,8	51,2		
1,4	47,6		0,1	0,3	3,4	8,6	125,2	2,3	6,7	43,5		

cd. Tab. 31

1	2	3	4,0	5,0	6,0	7,0	8	9	10	11	12	13
Jd	4	0-10	1,6	44,4	0,1	0,4	5,8	30,0	230,8	3,1	12,4	77,3
			1,9	43,6	0,2	0,5	5,5	13,1	214,3	2,9	12,2	81,6
			2,1	42,9	0,2	0,7	10,2	20,5	255,5	4,7	19,5	119,0
			1,9	43,5	0,1	0,5	8,8	14,5	292,7	3,6	12,7	75,1
			1,7	43,1	0,1	0,5	8,8	14,6	293,7	3,6	16,3	75,4
		20-30	2,0	44,3	0,2	0,7	8,0	13,5	215,4	3,7	12,5	97,9
			1,6	44,9	0,2	0,4	3,5	12,2	208,3	1,8	8,3	54,0
			1,5	44,8	0,2	0,2	2,5	9,0	234,5	1,6	4,2	42,3
			1,8	44,3	0,1	0,3	3,5	9,7	241,3	2,2	6,1	45,0
			1,8	44,5	0,2	0,4	3,5	11,7	175,4	2,4	5,5	51,1
		45-55	1,7	44,6	0,2	0,3	4,3	12,2	120,9	2,4	6,3	49,1
			1,7	45,2	0,2	0,2	2,4	10,8	105,9	1,5	4,3	46,8
			1,5	45,4	0,2	0,4	2,9	10,6	180,1	2,2	7,6	51,5
			1,4	44,8	0,2	0,3	5,0	10,2	115,1	2,7	7,4	47,7
			1,7	45,1	0,1	0,4	3,4	10,5	102,7	2,3	9,8	52,8
		100-110	1,6	46,8	0,2	0,3	2,7	10,0	68,1	1,8	6,8	48,9
			1,7	46,5	0,2	0,4	2,5	10,8	74,1	1,6	5,1	46,8
			1,9	45,6	0,2	1,4	1,4	9,4	158,0	1,3	2,9	51,4
			1,8	46,0	0,2	0,7	1,3	11,2	144,4	0,8	1,8	40,9
			1,5	47,0	0,1	0,2	3,2	9,3	88,3	1,7	4,3	44,7
Jd	5	0-10	1,6	44,8	0,1	0,5	6,3	13,0	161,1	3,4	18,3	67,8
			1,6	45,2	0,1	0,5	5,0	11,3	126,0	3,3	13,3	61,8
			1,8	43,8	0,1	0,4	6,3	12,1	155,2	3,4	15,3	60,1
			1,8	45,4	0,2	0,3	3,9	12,7	215,5	2,2	7,4	50,6
			1,8	43,5	0,2	0,5	8,9	13,7	185,7	4,4	18,8	66,1
		20-30	1,7	43,1	0,2	0,4	10,7	12,8	152,8	5,4	14,3	60,6
			1,7	44,0	0,2	0,4	6,1	11,5	108,7	4,1	12,0	54,5
			2,3	43,5	0,2	0,5	7,1	16,1	120,9	5,4	19,4	75,7
			2,1	43,9	0,2	0,5	8,2	15,4	120,1	6,3	19,1	71,4
			1,9	45,2	0,2	0,3	3,7	12,0	172,9	2,5	6,9	50,9
		45-55	2,4	43,4	0,2	0,6	9,5	14,2	98,0	5,2	18,7	81,5
			1,9	44,0	0,2	0,5	5,5	11,1	122,3	3,5	13,4	60,9
			1,7	44,7	0,2	0,4	3,3	11,7	107,0	2,1	6,4	41,9
			1,8	44,5	0,2	0,3	3,4	10,8	120,6	2,0	6,9	46,2
			2,1	43,5	0,2	0,4	6,0	12,8	132,7	3,8	14,7	60,7
		100-110	1,6	45,2	0,2	0,4	5,1	10,6	84,5	2,6	7,6	41,8
			1,9	45,9	0,2	0,3	3,6	10,2	106,2	2,2	5,7	43,6
			1,8	45,6	0,2	0,3	8,4	10,9	84,5	4,2	8,5	44,0
			1,8	46,6	0,2	0,3	2,6	9,8	97,1	1,8	3,8	41,7
			1,7	46,1	0,2	0,3	4,0	10,3	118,6	2,3	4,2	38,9
So	6	0-10	1,5	44,2	0,2	0,3	5,9	13,9	179,8	2,6	17,7	64,5
			1,7	44,9	0,2	0,4	6,1	13,2	107,6	2,5	20,8	64,6
			1,7	44,8	0,2	0,4	4,0	12,5	130,7	1,9	15,4	59,5
			1,3	44,2	0,2	0,4	6,6	12,0	178,4	2,7	14,3	62,2
			1,6	44,8	0,2	0,4	5,0	14,4	156,9	2,3	14,9	58,1
		20-30	1,5	44,8	0,1	0,3	4,5	10,2	160,8	1,8	9,5	47,6
			1,6	44,7	0,1	0,3	4,5	9,6	169,0	1,9	9,3	46,5
			1,3	44,9	0,1	0,3	6,5	9,8	152,4	2,7	12,0	49,9
			1,6	44,1	0,1	0,3	5,2	10,1	145,4	2,1	12,8	54,4
			1,4	44,6	0,1	0,3	4,0	8,8	131,5	1,7	10,9	50,1
		45-55	1,4	44,4	0,1	0,3	4,4	8,9	121,0	1,8	11,8	50,3
			1,3	44,7	0,1	0,3	3,0	9,4	137,1	1,3	8,5	45,6
			1,7	44,2	0,1	0,3	2,8	9,9	138,0	1,2	6,3	44,5
			1,5	44,2	0,1	0,4	3,8	10,3	209,9	1,6	7,5	51,7
			1,2	44,5	0,1	0,3	4,2	8,6	130,3	1,7	8,5	48,9
		100-110	1,5	46,6	0,1	0,3	3,0	8,7	153,6	1,5	6,6	53,2
			1,3	47,4	0,1	0,3	3,1	8,6	140,2	1,5	8,0	59,1
			1,2	48,2	0,1	0,3	2,3	7,9	171,0	1,2	4,5	57,8
			1,3	48,4	0,1	0,4	2,5	7,2	170,4	1,3	5,3	61,5
			1,3	47,4	0,1	0,5	4,2	11,6	209,0	1,8	6,8	59,9

cd. Tab. 31

1	2	3	4,0	5,0	6,0	7,0	8	9	10	11	12	13
So	7	0-10	1,2	44,4	0,2	0,3	5,3	11,4	212,7	2,2	9,2	64,4
			1,1	44,9	0,1	0,2	4,0	10,3	161,9	1,8	9,1	61,1
			1,4	44,8	0,2	0,2	4,4	12,7	231,8	1,9	8,1	56,5
			1,5	44,0	0,2	0,3	6,4	15,1	291,8	2,5	11,7	63,9
			1,6	44,4	0,2	0,3	4,0	12,9	214,6	1,7	8,9	59,5
		20-30	1,1	44,6	0,2	0,3	3,5	10,6	203,9	1,7	7,9	57,2
			1,4	44,0	0,1	0,4	3,5	9,3	196,7	1,6	7,6	60,0
			1,3	44,8	0,2	0,2	3,0	9,1	161,9	1,4	7,1	54,1
			1,0	45,2	0,2	0,2	3,7	9,2	218,9	1,8	6,9	62,9
			1,4	44,6	0,2	0,2	3,6	10,6	201,8	1,7	7,1	54,5
		45-55	1,2	45,4	0,2	0,3	4,2	36,9	127,1	2,4	10,9	51,6
			1,2	45,0	0,2	0,2	3,0	10,1	181,6	1,3	5,4	38,5
			1,1	45,4	0,1	0,2	3,3	8,5	147,1	1,5	6,3	47,4
			0,9	44,2	0,1	0,2	3,2	7,6	253,6	1,4	6,1	55,4
			1,0	44,9	0,2	0,2	3,1	10,2	205,2	1,5	6,3	53,4
		100-110	1,1	48,7	0,1	0,3	2,5	7,8	120,4	1,4	4,4	57,4
			1,3	47,8	0,2	0,3	3,6	8,4	163,2	1,7	5,5	52,5
			1,0	49,1	0,2	0,3	2,3	7,1	147,9	1,2	4,5	62,2
			1,1	48,7	0,2	0,3	2,0	6,7	147,3	1,1	3,7	56,5
			1,4	47,0	0,2	0,3	3,3	10,4	211,1	1,6	4,6	60,3
Jd	8	0-10	1,8	44,3	0,1	0,1	3,9	16,1	352,9	2,4	4,9	58,4
			1,7	42,8	0,2	0,2	13,7	20,0	302,2	6,0	10,4	78,3
			2,0	41,8	0,2	0,3	11,3	25,3	210,7	5,9	10,6	76,3
			2,2	44,1	0,2	0,3	7,8	19,4	301,8	3,9	9,1	73,2
			1,5	44,8	0,1	0,1	3,2	13,6	327,4	1,9	3,4	44,8
		20-30	2,0	45,8	0,2	0,2	3,9	14,9	123,7	2,4	5,9	58,2
			2,0	45,1	0,2	0,2	6,7	15,1	167,3	3,7	7,9	52,9
			1,7	45,9	0,2	0,2	3,3	15,0	114,5	1,8	6,1	47,0
			1,8	45,2	0,2	0,3	5,2	16,2	165,5	3,1	7,3	68,9
			2,1	46,9	0,2	0,2	3,5	16,8	153,5	2,5	6,5	62,3
		45-55	1,5	46,3	0,1	0,2	2,7	11,1	114,8	2,6	5,8	51,7
			2,0	46,8	0,2	0,2	3,6	12,8	60,0	2,4	7,3	48,8
			2,5	43,0	0,2	0,3	10,6	14,7	312,0	5,9	9,6	56,0
			2,0	45,6	0,2	0,2	3,9	15,6	76,1	2,8	7,9	53,0
			1,6	46,4	0,1	0,2	3,3	11,6	124,1	2,2	8,0	43,6
		100-110	1,4	45,7	0,2	0,3	2,6	12,7	85,4	1,7	10,6	49,5
			1,2	44,8	0,1	0,5	2,0	9,1	219,8	1,8	5,3	41,4
			1,1	45,0	0,1	0,4	3,6	14,0	164,8	2,0	4,4	38,1
			0,9	45,6	0,1	0,2	1,7	8,4	97,2	1,4	5,3	53,4
			1,3	44,5	0,1	0,2	1,7	11,6	112,4	1,1	4,1	48,8

Tabela. 32. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych, azotu, węgla, siarki oraz sodu w liściach borówki czarnej

Gatunek	Nr. Pow.	Odległość od drogi	N	C	S	Cd	Cr	Cu	Na	Ni	Pb	Zn
		m	%			mg·kg ⁻¹						
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Jd	1	0-10	1,6	47,9	0,1	0,1	1,1	7,2	108,0	2,7	1,4	17,3
			1,5	48,5	0,1	0,0	0,9	6,6	74,5	2,5	1,0	16,0
			1,7	48,4	0,1	0,0	1,4	7,0	65,5	3,2	1,0	13,5
			1,5	48,6	0,1	0,1	0,7	5,7	80,5	2,1	0,9	16,5
			1,7	48,2	0,1	0,1	0,6	7,1	110,6	2,6	0,9	14,7
		20-30	1,8	48,9	0,1	0,1	0,8	6,6	78,8	2,6	1,2	15,5
			1,7	48,2	0,2	0,1	1,3	7,1	94,1	3,1	1,1	17,8
			1,6	48,7	0,1	0,1	1,1	7,4	79,2	2,6	1,4	16,6
		45-55	1,7	48,3	0,1	0,1	1,2	6,8	69,1	2,5	1,0	14,6
			1,7	48,3	0,2	0,1	1,1	7,4	66,5	2,8	1,1	15,5
			1,7	47,9	0,1	0,1	2,1	8,2	85,4	4,0	1,1	16,0
			1,9	48,8	0,2	0,1	1,2	7,6	67,5	3,9	1,6	16,7
So	2	0-10	1,5	48,5	0,1	0,0	0,2	7,0	23,7	1,8	0,6	16,9
			1,5	48,2	0,1	0,0	0,1	7,7	34,8	3,5	0,6	16,6
			1,5	48,4	0,1	0,0	0,3	6,8	25,1	1,9	0,3	14,5
			1,3	49,0	0,1	0,0	0,3	6,7	20,6	1,3	0,5	15,2
			1,7	48,1	0,1	0,1	0,0	8,4	15,4	1,8	0,2	17,2
		20-30	1,8	47,8	0,1	0,1	0,2	9,0	35,4	2,5	0,1	16,4
			1,8	48,5	0,1	0,0	0,2	7,4	17,8	2,4	0,5	12,1
			1,7	48,3	0,1	0,0	0,2	8,7	25,3	1,8	0,5	15,3
			1,8	47,8	0,2	0,0	0,0	7,4	54,4	2,4	1,4	14,0
		45-55	1,6	47,8	0,1	0,1	0,0	6,4	22,9	1,8	0,3	12,4
			2,1	47,9	0,1	0,1	0,1	8,3	27,8	2,8	0,5	12,6
			1,8	47,8	0,1	0,1	0,1	7,8	37,1	2,0	0,4	15,6
			1,8	48,0	0,1	0,0	0,2	7,0	24,5	1,5	0,4	13,2
			1,8	47,8	0,1	0,0	0,2	6,8	24,8	2,1	0,2	13,0
			1,9	47,6	0,2	0,1	0,4	8,0	32,0	2,6	0,4	14,5
So	3	0-10	1,4	49,6	0,1	0,0	0,3	5,4	74,1	1,1	0,4	16,2
			1,4	49,7	0,1	0,0	0,3	5,0	74,5	1,2	0,4	14,5
			1,4	49,5	0,1	0,0	0,4	5,3	79,2	1,0	0,4	15,1
			1,4	49,4	0,1	0,0	0,5	4,6	67,1	0,9	0,4	11,4
			1,5	49,4	0,1	0,0	0,6	5,8	75,9	1,3	0,6	14,7
		20-30	1,5	48,7	0,1	0,0	0,7	7,0	66,7	1,2	0,8	20,6
			1,5	48,4	0,1	0,0	0,4	6,4	65,6	1,2	0,7	17,9
			1,7	49,2	0,1	0,0	0,5	6,8	66,4	1,2	0,6	19,2
			1,7	49,3	0,1	0,0	0,7	7,3	86,7	1,5	0,6	16,4
		45-55	1,6	48,7	0,1	0,0	0,8	6,8	74,0	1,2	0,7	16,5
			1,8	48,6	0,1	0,0	0,6	7,2	76,9	1,4	0,7	18,5
			1,8	48,9	0,1	0,0	0,9	7,1	76,5	1,4	0,8	16,1
			1,8	48,1	0,2	0,1	0,5	8,4	68,7	3,0	0,7	16,2
			1,7	47,9	0,1	0,1	0,4	6,7	60,5	1,5	0,6	15,8
			1,6	48,1	0,1	0,1	0,5	6,4	75,2	1,6	0,4	15,6

cd. Tab. 32

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Jd	4	0-10	1,7	49,2	0,2	0,2	0,9	7,0	55,5	1,7	1,2	17,2
			1,9	48,9	0,2	0,1	0,7	6,4	51,7	2,0	0,9	13,9
			1,7	48,7	0,1	0,1	0,8	5,8	51,1	1,8	0,8	12,9
			1,6	48,3	0,1	0,1	0,6	7,6	101,7	1,4	0,9	17,8
			1,5	48,7	0,1	0,2	0,8	6,0	69,6	1,1	0,9	14,3
		20-30	1,8	48,6	0,1	0,1	0,5	7,2	55,0	1,8	0,8	15,6
			1,8	49,0	0,1	0,0	0,9	5,9	47,2	2,0	0,7	14,4
			2,0	48,9	0,1	0,1	1,0	8,4	139,4	2,4	1,0	17,9
			1,7	48,5	0,1	0,1	0,9	6,7	66,9	1,6	0,8	15,5
			1,9	48,7	0,1	0,1	0,8	7,9	67,9	2,4	1,1	18,3
		45-55	1,6	49,0	0,2	0,0	0,6	5,3	29,2	1,2	0,8	14,7
			1,6	48,4	0,1	0,1	0,6	6,0	29,7	1,4	0,8	14,3
			1,8	48,3	0,2	0,1	0,9	6,5	48,7	2,2	1,0	18,1
			1,7	49,2	0,1	0,1	0,8	7,0	47,8	1,7	1,1	14,7
			1,7	49,4	0,2	0,1	0,7	7,3	34,3	1,4	1,2	13,7
Jd	5	0-10	1,7	47,9	0,1	0,2	1,2	12,3	76,1	3,0	2,6	21,1
			1,4	48,4	0,1	0,1	0,9	5,7	48,1	2,3	1,4	14,3
			1,6	48,2	0,1	0,1	1,1	6,4	68,3	2,6	1,4	17,6
			1,6	48,7	0,1	0,1	1,3	6,1	54,8	2,9	1,5	14,5
			1,6	48,8	0,1	0,1	1,2	9,2	64,0	3,0	1,6	18,2
		20-30	1,8	48,2	0,1	0,2	1,0	8,1	59,0	3,2	1,3	18,2
			1,7	49,4	0,1	0,1	1,2	6,3	62,7	2,3	1,0	14,4
			1,7	48,2	0,1	0,1	1,7	6,2	66,9	2,6	2,2	14,6
			1,8	47,9	0,1	0,1	1,0	7,3	69,1	3,2	1,6	12,9
			1,7	48,4	0,1	0,1	1,1	6,7	65,9	2,5	1,0	18,1
		45-55	1,8	48,4	0,1	0,1	0,8	8,0	58,9	3,3	1,2	15,5
			1,7	49,4	0,1	0,1	1,1	7,4	66,3	2,5	1,3	15,8
			1,8	48,5	0,1	0,1	1,0	7,2	62,6	3,3	1,1	14,8
			1,9	49,0	0,1	0,2	0,8	8,2	67,2	3,6	1,1	17,0
			1,9	47,6	0,2	0,1	1,4	8,5	87,1	4,0	1,7	17,3
So	6	0-10	1,3	47,2	0,2	0,1	0,5	4,8	84,0	1,7	0,7	16,0
			1,3	47,5	0,1	0,1	0,9	5,0	93,1	1,8	0,8	17,7
			1,3	48,5	0,1	0,1	0,6	4,3	89,1	0,9	0,6	20,8
			1,4	48,6	0,1	0,0	0,6	5,3	81,1	1,0	0,8	19,6
			1,4	48,9	0,1	0,0	0,5	5,2	78,7	1,1	0,8	18,9
		20-30	1,4	47,5	0,1	0,1	0,7	5,8	120,1	1,7	1,0	23,1
			1,3	48,5	0,1	0,0	0,6	5,1	92,3	1,1	0,9	17,6
			1,3	49,5	0,1	0,0	0,7	5,1	96,5	1,2	1,1	19,7
			1,4	48,9	0,1	0,0	0,6	5,8	88,6	1,8	0,9	16,5
			1,5	48,6	0,2	0,1	0,6	5,8	117,6	1,0	1,0	16,0
		45-55	1,4	48,7	0,2	0,0	0,5	6,7	97,8	1,3	0,9	15,4
			1,4	48,5	0,1	0,0	0,5	5,7	102,2	1,4	0,6	13,7
			1,3	48,4	0,1	0,1	0,6	5,6	107,2	1,2	0,8	19,7
			1,4	48,2	0,1	0,1	0,5	5,6	91,7	1,8	0,6	17,6
			1,2	49,5	0,1	0,1	0,6	4,5	94,9	0,9	0,9	17,2
So	7	0-10	1,5	48,2	0,2	0,1	0,9	6,8	77,0	2,1	1,2	25,3
			1,5	48,6	0,2	0,1	0,7	6,7	72,3	1,6	1,2	21,7
			1,5	49,0	0,2	0,1	0,4	5,9	133,7	0,9	0,7	21,1
			1,6	48,1	0,2	0,1	0,4	6,6	168,9	1,5	1,1	25,7
			1,6	48,6	0,2	0,0	0,6	7,6	99,1	1,5	0,9	17,3
		20-30	1,4	48,3	0,2	0,0	0,4	7,2	61,5	3,1	0,9	16,6
			1,3	48,4	0,2	0,0	0,5	6,5	84,7	1,4	0,7	22,5
			1,5	49,3	0,2	0,0	0,4	5,5	86,2	1,1	0,9	24,6
			1,5	49,1	0,2	0,0	0,4	5,9	85,6	2,2	0,8	18,0
			1,5	48,4	0,2	0,1	1,2	15,7	106,9	1,8	2,7	27,4
		45-55	1,6	49,0	0,2	0,1	0,4	7,8	64,2	2,1	0,9	16,7
			1,5	48,4	0,2	0,1	0,5	6,9	63,6	1,9	0,7	19,8
			1,4	48,9	0,2	0,1	0,5	5,3	64,0	1,0	0,8	19,8
			1,5	48,4	0,2	0,0	0,5	5,4	71,2	1,3	0,5	16,9
			1,3	49,3	0,2	0,1	0,6	7,9	73,4	2,4	1,2	19,1

Tabela. 33. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych, azotu, węgla, siarki oraz sodu w 1-roczych igłach sosny zwyczajnej i jodły pospolitej

Gatunek	Nr. Pow.	Odległość od drogi	Kierunek poboru igiel	N	C	S	Cd	Cr	Cu	Na	Ni	Pb	Zn
		m		%			mg·kg ⁻¹						
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
So	3	0-10	L	1,4	50,4	0,1	0,2	0,5	4,2	101,8	1,1	0,4	56,8
		0-10	D	1,4	50,7	0,1	0,1	0,4	4,0	290,8	1,0	0,6	48,1
		20-30	L	1,5	50,2	0,1	0,1	0,4	4,5	49,4	2,3	1,3	51,3
		20-30	D	1,5	50,2	0,2	0,2	0,0	4,1	20,6	2,3	0,4	39,6
		45-55	L	1,6	49,9	0,1	0,0	0,4	4,0	15,8	1,3	0,4	36,1
		45-55	D	1,6	49,6	0,1	0,0	0,2	4,0	23,1	1,4	0,5	28,6
		100-110	L	1,7	49,3	0,2	0,0	0,2	4,0	27,0	7,8	0,6	38,7
		100-110	D	1,5	50,2	0,1	0,1	0,2	4,3	24,6	1,8	0,4	32,6
Jd	4	0-10	L	1,3	49,3	0,1	0,3	0,3	3,3	33,5	1,7	0,6	26,1
		0-10	D	1,1	49,1	0,1	0,1	0,4	3,5	33,1	1,8	0,7	36,6
		20-30	D	1,2	49,5	0,1	0,3	0,2	3,4	25,9	1,8	0,3	24,7
		20-30	L	0,9	49,1	0,1	0,0	0,2	2,6	21,6	1,3	0,4	14,8
		45-55	D	0,9	49,7	0,1	0,1	0,2	3,2	6,7	2,1	0,7	28,9
		45-55	L	0,9	50,1	0,1	0,1	0,4	3,1	6,2	2,2	0,6	27,4
		100-110	D	1,0	49,9	0,1	0,1	0,0	3,0	1,1	2,1	0,4	29,3
		100-110	L	1,0	49,9	0,1	0,1	0,2	2,5	0,4	2,2	0,4	26,8
Jd	5	0-10	L	0,8	49,1	0,1	0,2	0,3	2,8	12,4	3,6	1,3	34,5
		0-10	D	0,9	49,0	0,1	0,1	0,4	3,1	12,6	1,5	1,3	40,2
		20-30	L	0,6	49,8	0,1	0,1	0,2	2,4	1,4	1,9	0,5	23,6
		20-30	D	0,9	50,4	0,1	0,1	0,1	3,1	3,9	2,7	0,8	31,1
		45-55	D	0,9	49,7	0,1	0,1	0,4	3,3	14,5	3,4	1,4	26,1
		45-55	L	0,8	49,5	0,1	0,1	0,2	2,7	2,3	1,7	0,7	24,1
		100-110	D	0,8	49,5	0,1	0,0	0,4	4,4	26,8	2,8	0,9	29,5
		100-110	L	0,8	49,1	0,1	0,0	0,1	4,0	5,3	1,9	0,6	27,2
So	6	0-10	L	0,9	49,6	0,1	0,4	0,5	4,2	47,3	0,9	0,9	87,1
		0-10	D	1,0	49,1	0,1	0,3	0,5	4,7	56,2	0,7	1,2	69,7
		20-30	L	1,2	49,1	0,1	0,3	0,4	5,9	15,5	1,2	0,8	49,7
		20-30	D	1,0	49,4	0,1	0,3	0,2	4,2	47,6	1,1	0,8	59,5
		45-55	D	1,2	49,9	0,1	0,1	0,5	4,5	52,7	0,9	0,9	56,5
		45-55	L	1,1	50,4	0,1	0,1	0,1	3,8	23,6	0,8	0,9	57,5
		100-110	D	1,3	48,9	0,1	0,3	0,2	5,3	42,6	2,0	0,8	61,4
		100-110	L	1,0	49,2	0,1	0,2	0,3	5,1	13,8	1,1	0,8	55,4
So	7	0-10	L	1,2	49,5	0,1	0,1	0,3	5,4	102,3	1,0	1,0	85,9
		0-10	D	1,1	49,8	0,1	0,0	0,7	6,0	184,3	0,8	1,4	63,3
		20-30	L	1,3	49,8	0,1	0,1	0,6	5,8	70,4	1,4	1,0	68,7
		20-30	D	1,1	49,5	0,1	0,1	0,6	5,0	82,5	1,5	1,2	52,2
		45-55	D	1,0	48,8	0,1	0,1	0,3	4,7	25,3	1,0	0,6	46,6
		45-55	L	0,9	48,6	0,1	0,1	0,5	5,0	68,9	0,8	0,9	37,1
		100-110	L	1,1	49,3	0,1	0,3	0,4	5,9	10,0	0,7	0,8	48,7
		100-110	D	1,1	49,1	0,1	0,2	1,4	32,5	46,3	3,4	4,5	63,8

Tabela. 34. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych, azotu, węgla, siarki oraz sodu w korze sosny zwyczajnej i jodły pospolitej pobieranej od strony drogi

Gatunek	Nr. Pow.	Odległość od drogi	N	C	S	Cd	Cr	Cu	Na	Ni	Pb	Zn
		m	%			mg·kg ⁻¹						
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Jd	1	0-10	0,9	51,6	0,1	0,7	2,3	6,1	50,4	1,3	5,8	34,6
			0,5	49,9	0,1	1,5	1,5	6,7	179,8	1,1	9,9	25,8
			0,5	50,7	0,0	1,1	0,9	5,4	101,5	0,8	7,9	18,7
			0,8	50,6	0,0	0,8	1,3	6,2	312,5	1,7	3,2	37,2
			0,6	50,7	0,0	1,1	2,4	6,6	164,5	1,5	5,0	26,0
		20-30	0,5	50,2	0,1	1,0	0,9	6,1	93,6	0,8	23,1	16,3
			0,7	52,5	0,1	0,7	1,0	5,7	18,9	1,1	2,8	25,8
			0,6	51,2	0,1	0,8	1,8	5,6	27,2	1,1	2,7	29,1
			0,7	51,7	0,1	0,8	1,3	6,2	12,3	0,9	4,0	29,4
			0,7	52,0	0,1	0,9	1,3	6,4	20,9	1,1	7,1	27,8
		45-55	0,5	51,5	0,1	0,7	0,8	6,0	14,4	0,8	3,2	22,5
			0,5	50,5	0,0	1,1	0,4	6,2	33,2	1,1	1,5	23,8
			0,6	50,7	0,0	0,7	0,9	6,5	23,1	0,9	1,9	18,6
			0,5	49,7	0,0	1,6	0,8	5,9	45,0	0,9	10,5	18,7
			0,5	49,2	0,0	2,7	0,9	5,2	52,7	0,8	6,6	25,9
		100-110	0,5	50,8	0,0	0,5	0,2	4,7	15,3	0,5	2,0	18,3
			0,5	50,3	0,0	0,8	0,3	7,8	29,3	0,7	4,4	26,4
			0,6	50,0	0,0	1,1	0,4	4,9	10,2	0,6	2,1	30,6
			0,4	49,3	0,1	1,4	0,9	6,0	82,3	1,0	9,0	53,5
			0,6	51,0	0,1	1,0	0,3	5,9	46,5	0,6	2,0	38,4
So	2	0-10	0,4	52,3	0,0	0,5	1,1	5,1	160,4	0,6	7,3	20,6
			0,3	52,4	0,0	0,5	0,8	4,5	385,5	0,5	4,3	11,5
			0,4	52,1	0,0	0,6	0,9	5,7	281,2	0,5	4,6	17,7
			0,3	51,7	0,0	0,5	1,4	5,8	136,3	0,8	6,3	20,1
			0,4	51,7	0,0	0,5	0,8	6,0	140,3	0,6	7,6	15,0
		20-30	0,4	52,3	0,0	0,4	0,3	4,7	50,2	0,4	4,2	16,0
			0,4	51,8	0,1	0,3	0,8	4,2	69,8	0,4	5,0	10,7
			0,4	51,9	0,1	0,4	0,8	4,2	42,5	0,5	7,6	14,3
			0,4	52,3	0,1	0,7	0,9	6,0	54,3	0,7	12,1	17,9
			0,3	52,4	0,1	0,4	0,7	4,7	73,8	0,5	7,5	13,8
		45-55	0,4	51,0	0,1	0,6	0,3	4,5	44,3	0,5	4,7	16,5
			0,4	51,8	0,1	0,6	1,2	5,7	40,9	0,8	11,3	23,1
			0,3	51,4	0,2	0,5	0,4	4,7	39,5	0,5	5,5	16,3
			0,4	51,3	0,2	0,4	0,5	5,0	45,8	0,5	8,3	16,4
			0,3	51,4	0,1	0,3	-0,1	4,1	39,3	0,4	2,6	22,2
		100-110	0,4	52,6	0,1	0,4	0,2	4,4	10,6	0,4	2,9	14,2
			0,4	51,3	0,1	0,5	0,5	4,0	21,6	0,6	4,4	17,5
			0,4	51,7	0,1	0,5	0,2	4,2	14,3	0,6	5,3	23,4
			0,4	51,9	0,0	0,4	0,5	4,3	19,4	0,5	3,2	21,3
			0,3	51,4	0,0	0,7	1,1	4,7	165,5	0,5	4,5	23,0
So	3	0-10	0,4	51,3	0,1	0,7	1,6	4,9	169,1	0,6	4,2	19,6
			0,3	52,0	0,0	0,4	0,9	5,1	236,8	0,5	4,6	17,9
			0,4	51,3	0,1	0,9	1,8	5,9	261,2	0,8	7,7	24,4
			0,4	51,7	0,1	0,6	1,4	5,2	529,1	0,6	6,1	22,2
			0,3	50,8	0,1	0,5	1,2	4,1	70,0	0,5	4,2	21,7
		20-30	0,3	51,7	0,1	0,4	1,9	5,3	87,0	0,8	8,0	19,4
			0,3	51,5	0,1	0,4	1,3	5,0	77,1	0,6	5,2	25,1
			0,3	51,4	0,1	0,6	1,5	4,9	106,4	0,8	7,6	29,1
			0,3	51,7	0,1	0,5	1,0	4,4	98,6	0,5	5,2	21,9
			0,3	51,7	0,1	0,6	0,8	4,0	62,7	0,4	5,1	19,6
		45-55	0,3	51,4	0,1	0,5	1,5	4,0	57,2	0,6	7,0	22,3
			0,3	51,4	0,1	0,7	0,9	4,2	73,7	0,4	5,6	19,5
			0,3	51,4	0,1	0,6	1,7	4,1	72,4	0,7	7,5	18,3
			0,3	51,9	0,1	0,6	0,8	4,4	71,4	0,4	4,3	19,6
			0,4	52,5	0,1	0,2	0,8	3,5	22,7	0,5	3,6	9,5
		100-110	0,4	52,2	0,0	0,2	0,3	3,5	33,5	0,3	1,8	10,1
			0,4	52,4	0,0	0,6	0,5	4,7	36,0	0,5	4,9	17,9
			0,4	51,4	0,0	0,4	0,5	3,9	39,7	0,5	7,2	15,6
			0,3	52,5	0,1	0,4	0,2	3,4	41,8	0,4	5,0	14,8

cd.Tab. 34

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Jd	4	0-10	0,6	50,2	0,1	3,0	1,9	7,2	120,5	1,1	6,6	40,9
			0,4	49,6	0,1	1,2	0,6	6,7	213,8	0,7	13,3	39,3
			0,6	50,5	0,1	1,7	0,8	6,8	96,2	0,7	5,0	52,7
			0,6	49,1	0,1	1,3	1,4	6,6	114,0	0,6	5,1	58,6
			0,6	49,7	0,1	1,1	0,8	8,0	148,5	0,9	4,8	49,2
		20-30	0,6	50,6	0,0	1,9	1,0	6,4	61,5	0,7	5,4	48,1
			0,6	51,3	0,1	1,5	1,4	6,9	46,1	0,8	8,3	37,3
			0,6	50,2	0,1	2,3	0,8	7,4	45,3	0,8	4,4	52,2
			0,5	50,4	0,1	2,0	1,0	6,4	41,8	0,7	5,6	36,4
			0,5	51,0	0,1	2,4	1,3	6,6	58,3	0,6	6,1	38,5
		45-55	0,6	50,8	0,0	1,8	0,0	6,5	29,2	1,1	3,2	50,1
			0,5	51,5	0,0	1,5	0,6	5,8	26,7	0,6	5,0	50,3
			0,5	50,7	0,0	1,5	0,3	6,0	45,4	0,5	3,3	32,0
			0,4	50,0	0,0	1,6	0,2	5,5	60,1	0,6	7,8	33,4
			0,4	50,8	0,0	1,7	0,0	5,4	73,1	0,6	7,0	27,8
		100-110	0,5	50,5	0,0	2,0	0,9	4,8	29,7	0,5	7,9	42,6
			0,5	50,4	0,0	1,9	0,3	4,8	26,8	0,4	6,4	47,8
			0,5	50,8	0,0	1,7	0,1	5,7	13,9	0,5	3,9	56,5
			0,5	50,7	0,0	1,6	0,0	7,5	41,5	0,9	22,5	44,2
			0,5	51,6	0,0	1,7	0,5	6,4	23,4	0,4	5,8	46,2
Jd	5	0-10	0,5	50,4	0,1	1,6	1,6	6,8	116,4	0,9	5,5	38,5
			0,4	49,4	0,0	1,1	0,5	5,2	46,1	0,4	2,9	32,7
			0,4	50,6	0,0	1,1	0,9	5,5	67,4	0,4	2,5	25,0
			0,4	50,2	0,0	0,8	0,6	5,4	76,4	0,6	4,3	20,6
			0,4	50,7	0,0	1,3	0,6	6,0	75,4	0,5	2,2	20,7
		20-30	0,7	51,1	0,0	1,5	0,2	6,8	34,1	0,9	2,9	38,1
			0,5	50,2	0,0	1,1	0,3	5,5	25,2	0,4	2,8	30,6
			0,6	50,3	0,1	1,6	0,9	6,2	33,2	0,7	4,8	28,6
			0,5	51,6	0,1	1,1	0,9	5,7	30,5	0,5	3,7	21,2
			0,5	50,6	0,1	1,3	0,6	6,9	29,0	0,6	2,1	32,8
		45-55	0,6	52,8	0,0	1,7	1,2	7,1	22,8	0,7	6,6	36,7
			0,5	49,5	0,0	1,8	0,5	4,8	17,2	0,5	2,9	33,1
			0,5	52,1	0,1	1,4	0,7	6,1	28,9	0,6	4,8	37,3
			0,5	51,0	0,1	1,2	0,4	7,1	34,1	0,6	2,0	23,3
			0,5	51,5	0,0	1,4	0,6	4,9	20,4	0,4	2,9	26,3
		100-110	0,6	52,8	0,0	1,8	0,8	7,4	24,6	0,8	6,2	38,3
			0,4	50,8	0,0	1,4	0,3	5,7	29,1	0,4	4,1	26,2
			0,6	51,7	0,0	1,5	0,4	6,4	21,2	0,5	4,3	32,2
			0,6	52,6	0,1	2,4	0,7	6,1	22,9	0,7	4,7	40,7
			0,6	52,0	0,1	1,3	0,5	5,3	12,9	0,6	7,9	20,9
So	6	0-10	0,4	51,4	0,0	1,4	2,3	6,7	126,9	1,0	15,3	24,4
			0,3	51,4	0,0	1,1	2,2	6,2	188,4	0,9	12,7	27,0
			0,3	51,7	0,1	0,6	0,9	3,7	124,3	0,5	5,5	13,4
			0,3	51,1	0,1	2,1	1,8	5,9	133,6	0,9	11,7	22,3
			0,3	51,2	0,1	0,9	1,6	5,6	140,3	0,8	7,9	18,8
		20-30	0,3	51,4	0,1	0,8	1,0	4,8	90,3	0,8	8,4	24,5
			0,4	50,9	0,1	1,4	2,4	7,2	70,6	1,1	16,7	29,4
			0,4	51,0	0,0	1,3	2,5	8,0	106,0	1,2	17,7	27,1
			0,4	50,4	0,0	2,4	1,9	6,3	87,1	1,1	10,7	26,1
			0,3	50,9	0,0	1,4	1,4	6,6	68,6	0,8	10,2	24,1
		45-55	0,4	51,5	0,0	2,2	1,5	6,3	76,1	0,8	12,1	21,6
			0,3	51,0	0,0	1,2	1,6	5,2	39,7	0,7	8,2	23,4
			0,3	51,8	0,0	1,7	1,4	5,6	54,5	0,7	10,0	24,6
			0,3	51,3	0,0	1,1	1,4	5,7	49,4	0,7	13,0	19,5
			0,3	51,6	0,0	1,3	0,6	5,5	59,2	0,6	7,3	17,7
		100-110	0,3	51,4	0,0	1,9	1,0	6,2	44,0	0,8	13,0	20,4
			0,4	51,5	0,0	1,1	1,9	6,8	51,6	1,0	16,9	25,4
			0,4	51,0	0,0	1,7	1,4	5,8	50,3	0,8	12,3	22,5
			0,4	51,5	0,1	1,6	1,4	5,9	74,2	0,8	11,5	20,4
			0,4	51,2	0,0	1,6	1,2	6,2	53,9	0,7	11,6	24,8

cd.Tab. 34

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
So	7	0-10	0,4	50,3	0,0	0,7	3,4	7,8	148,6	1,7	15,7	32,3
			0,3	50,9	0,0	0,5	1,6	5,1	85,3	0,9	6,9	24,6
			0,3	50,8	0,0	0,7	3,4	6,1	132,3	1,7	10,2	32,4
			0,3	50,6	0,0	0,4	2,2	6,2	85,9	1,1	8,1	29,3
			0,3	50,1	0,0	0,7	2,2	6,3	144,3	1,1	7,9	25,1
		20-30	0,3	52,0	0,0	0,5	2,0	5,8	67,3	1,0	10,5	20,1
			0,4	50,1	0,1	0,6	2,1	5,6	44,2	1,1	6,7	24,4
			0,3	51,2	0,0	0,5	1,9	5,3	70,7	0,9	11,3	21,0
			0,3	50,5	0,0	0,4	1,1	4,0	280,1	0,7	3,6	16,7
			0,4	50,9	0,0	0,4	1,8	5,6	62,1	1,0	10,8	20,5
		45-55	0,3	51,3	0,0	0,4	0,8	4,3	31,9	0,6	4,4	18,7
			0,3	51,5	0,0	0,4	1,0	4,8	44,8	0,7	7,5	20,3
			0,3	51,3	0,0	0,4	1,2	4,7	52,7	0,7	5,2	19,8
			0,4	52,1	0,1	0,5	1,5	6,6	59,5	0,9	11,5	25,9
			0,4	51,0	0,1	0,4	1,8	5,7	59,3	1,1	9,6	19,1
		100-110	0,3	50,5	0,0	0,4	1,1	5,5	39,2	0,8	13,9	23,3
			0,5	51,6	0,1	0,9	1,8	6,5	40,5	1,1	15,3	25,7
			0,4	51,3	0,0	0,8	1,5	5,2	16,1	0,8	9,4	24,9
			0,4	51,3	0,0	0,7	1,3	5,7	25,6	0,7	11,7	21,8
		Jd	8	0-10	0,6	49,9	0,1	1,4	1,9	9,9	617,7	0,9
0,5	50,5				0,0	0,8	2,1	7,6	597,2	0,9	6,1	36,2
0,8	49,5				0,1	1,1	1,9	10,0	311,9	1,4	5,4	59,1
0,7	49,5				0,0	1,3	1,6	9,3	476,6	0,8	4,8	39,4
0,7	50,6				0,1	0,9	1,3	8,6	451,4	0,8	5,6	53,9
20-30	0,6			51,8	0,0	0,9	1,2	7,5	68,3	0,6	6,2	27,9
	0,6			50,0	0,0	1,2	1,2	7,7	103,9	0,8	7,7	42,0
	0,6			51,5	0,0	1,0	1,0	7,2	91,4	0,7	3,9	57,4
	0,6			50,8	0,1	0,9	1,3	9,6	75,3	0,8	4,8	49,4
	0,7			51,0	0,1	0,8	1,4	9,0	266,3	0,9	7,3	45,3
45-55	0,5			51,4	0,0	0,8	0,7	7,1	70,1	0,7	2,6	32,9
	0,5			51,3	0,1	0,6	0,2	4,2	7,5	0,5	3,2	25,9
	0,6			51,3	0,0	0,5	0,6	5,7	15,4	0,7	3,7	27,6
	0,6			52,1	0,1	0,4	0,0	4,8	16,9	0,6	1,5	20,6
	0,5			51,1	0,1	0,7	0,5	5,7	20,8	0,6	4,2	25,5
100-110	0,6			52,7	0,0	0,7	0,1	5,5	16,8	0,7	2,7	28,6
	0,6			52,7	0,1	0,6	0,0	6,0	27,7	0,6	3,3	32,5
	0,5			50,6	0,0	0,4	0,1	6,0	17,2	1,4	1,8	30,5
	0,6			52,3	0,0	0,6	0,2	5,8	12,9	0,5	2,8	31,2

Tabela. 35. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych, azotu, węgla, siarki oraz sodu w korze sosny zwyczajnej i jodły pospolitej pobieranej od strony lasu

Gatunek	Nr. Pow.	Odległość od drogi	N	C	S	Cd	Cr	Cu	Na	Ni	Pb	Zn
		m	%			mg·kg ⁻¹						
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Jd	1	0-10	0,6	53,2	0,1	0,6	3,6	6,6	27,0	1,9	4,4	28,0
			0,5	49,5	0,0	1,6	2,4	6,4	136,7	1,3	12,3	28,8
			0,4	50,1	0,0	1,5	1,0	5,6	72,9	0,7	8,4	18,7
			0,7	52,1	0,1	0,7	1,6	6,4	188,3	1,5	2,6	29,1
			0,5	51,3	0,1	0,8	2,1	6,3	33,9	1,3	5,2	22,3
		20-30	0,5	50,4	0,1	0,9	1,0	5,7	28,9	0,9	18,4	16,9
			0,5	51,8	0,0	0,6	1,6	5,5	9,4	1,2	2,6	22,7
			0,6	50,6	0,0	0,8	1,0	5,5	11,8	0,8	3,3	27,1
			0,6	51,4	0,1	0,7	1,2	5,8	12,1	0,9	3,9	27,2
			0,5	51,8	0,1	0,6	0,9	6,1	21,8	1,0	3,2	21,4
		45-55	0,6	51,4	0,1	0,6	1,3	6,4	16,8	1,0	5,4	22,9
			0,5	51,0	0,0	1,1	0,8	5,9	16,7	0,9	2,7	26,0
			0,8	50,6	0,0	1,0	1,7	6,6	11,7	1,1	3,6	27,4
			0,5	50,0	0,0	1,6	2,2	6,0	33,7	1,4	14,7	24,7
			0,5	49,9	0,0	2,1	0,9	5,3	40,9	0,8	6,9	25,5
		100-110	0,5	50,2	0,1	1,4	2,0	6,5	38,6	1,1	16,1	29,2
			0,5	50,3	0,1	0,8	0,5	5,3	21,0	0,5	7,7	22,6
			0,5	50,6	0,0	1,2	0,8	5,9	53,7	0,6	1,7	41,9
			0,3	49,1	0,1	0,9	1,1	5,4	66,4	1,2	9,5	53,0
			0,6	50,5	0,1	0,9	0,7	6,0	48,9	0,6	2,3	36,7
So	2	0-10	0,4	51,8	0,0	0,6	1,5	4,8	69,6	0,8	7,1	16,4
			0,3	52,0	0,0	0,6	1,4	6,0	132,8	0,8	9,2	18,8
			0,4	51,6	0,1	0,5	2,0	5,5	125,9	1,0	9,1	22,3
			0,3	51,5	0,1	0,5	0,9	5,3	165,5	0,7	7,4	19,0
			0,4	52,1	0,0	0,5	1,1	5,4	62,7	0,7	7,1	17,5
		20-30	0,4	52,1	0,1	0,5	1,2	5,8	38,7	0,8	6,1	23,3
			0,4	51,9	0,1	0,4	1,0	5,2	47,4	0,7	7,5	19,0
			0,3	52,0	0,1	0,3	0,7	4,4	38,1	0,5	6,4	12,0
			0,5	51,8	0,1	0,6	1,4	6,6	50,6	0,8	16,8	16,9
			0,4	52,0	0,1	0,4	1,4	5,9	65,6	0,8	12,5	16,8
		45-55	0,4	51,0	0,1	0,5	0,7	4,1	18,1	0,6	4,6	13,8
			0,4	51,4	0,1	0,6	1,1	5,6	38,8	0,7	13,1	19,8
			0,3	51,6	0,1	0,5	0,3	4,3	29,8	0,4	3,5	16,0
			0,4	50,8	0,2	0,4	0,8	4,8	34,1	0,7	5,0	23,4
			0,4	51,6	0,2	0,4	0,9	5,1	48,5	0,7	8,4	17,6
		100-110	0,4	51,6	0,1	0,3	0,3	4,8	36,5	0,7	4,3	28,7
			0,4	51,5	0,1	0,5	0,3	4,2	15,6	0,6	3,4	14,1
			0,4	51,7	0,1	0,5	0,5	4,2	18,1	0,6	5,9	18,7
			0,4	52,2	0,0	0,3	0,2	4,2	23,6	0,5	3,5	17,4
			0,3	52,2	0,0	0,3	0,6	3,7	22,5	0,5	3,5	16,5
So	3	0-10	0,4	50,7	0,0	0,6	1,9	5,7	155,3	1,0	8,1	31,1
			0,3	51,4	0,0	0,6	1,5	5,5	130,1	0,7	5,6	22,4
			0,3	51,4	0,1	0,5	1,8	5,8	147,6	0,8	9,3	25,4
			0,4	50,9	0,1	0,9	2,0	6,0	170,1	0,8	12,7	26,4
			0,3	51,3	0,1	0,8	1,8	5,4	185,9	0,7	10,8	24,2
		20-30	0,3	50,9	0,1	0,6	1,3	4,5	64,9	0,6	5,4	23,1
			0,3	51,6	0,1	0,4	1,5	5,3	88,4	0,7	8,2	21,4
			0,3	51,3	0,1	0,7	1,5	6,4	97,0	0,7	7,8	34,8
			0,3	51,6	0,1	0,5	1,3	4,5	62,0	0,5	8,9	26,5
			0,3	51,4	0,1	0,6	2,4	4,8	80,9	1,0	8,0	22,0
		45-55	0,3	51,8	0,1	0,6	1,5	4,5	69,6	0,6	8,4	19,7
			0,3	51,8	0,1	0,4	1,2	4,8	60,8	0,5	7,1	27,3
			0,3	51,4	0,1	0,6	1,7	4,7	74,0	0,6	6,8	20,4
			0,3	51,8	0,1	0,6	1,5	4,9	67,5	0,6	7,7	23,6
			0,3	51,7	0,1	0,7	0,9	3,9	62,4	0,4	4,1	18,7
		100-110	0,3	52,5	0,0	0,2	0,4	3,8	36,7	0,3	1,3	8,1
			0,3	52,0	0,1	0,2	1,2	4,4	36,9	0,9	4,6	16,5
			0,4	52,4	0,1	0,6	0,9	4,5	35,7	0,7	6,2	16,4
			0,3	51,4	0,1	0,4	1,2	4,2	38,6	0,6	9,6	20,0
			0,4	52,3	0,0	0,4	0,8	3,6	38,5	0,5	7,3	15,7

cd.Tab. 35.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Jd	4	0-10	0,5	50,4	0,1	1,9	0,4	6,2	150,1	0,5	4,3	26,4
			0,5	49,0	0,1	1,5	1,1	7,4	180,0	0,9	29,9	47,9
			0,6	51,0	0,1	1,5	0,5	7,2	174,5	0,6	6,4	44,8
			0,6	50,9	0,1	1,4	0,9	6,8	148,6	0,7	5,9	49,7
			0,6	50,6	0,1	1,0	0,5	12,8	114,6	1,1	4,1	47,9
		20-30	0,5	50,7	0,0	1,8	0,5	5,7	106,0	0,8	6,3	59,8
			0,4	50,1	0,1	1,1	0,4	5,8	90,3	0,4	2,2	19,5
			0,5	51,0	0,1	1,9	0,0	5,9	48,5	0,6	3,4	48,4
			0,5	51,2	0,0	1,7	0,4	6,0	54,1	0,5	3,4	31,9
			0,5	50,9	0,1	2,1	0,3	7,9	58,5	0,6	7,3	39,0
		50	0,6	51,3	0,0	1,9	-0,1	6,3	50,5	0,7	2,9	42,7
			0,5	50,2	0,0	1,1	0,0	5,8	27,6	0,4	4,6	39,7
			0,5	50,4	0,0	1,7	0,4	5,8	39,5	0,5	3,0	35,9
			0,5	50,5	0,0	1,3	-0,1	5,9	89,5	0,5	11,7	29,0
			0,4	50,7	0,0	1,8	0,3	6,5	75,5	0,7	9,5	32,5
		100-110	0,5	50,1	0,0	2,0	1,1	4,7	21,2	0,4	5,6	42,2
			0,5	50,4	0,1	2,2	0,0	4,9	49,4	0,4	7,0	50,0
			0,5	51,1	0,1	1,9	0,0	6,7	17,1	0,4	4,1	59,6
			0,5	51,0	0,1	1,4	0,0	6,2	39,6	0,5	10,4	39,3
			0,5	52,1	0,1	1,9	0,0	5,8	32,1	0,3	5,7	43,0
Jd	5	0-10	0,5	49,5	0,0	1,7	1,7	6,6	46,3	0,8	5,5	37,7
			0,5	49,8	0,0	1,3	1,0	6,1	36,5	0,5	3,7	31,7
			0,5	50,9	0,0	1,2	1,6	6,3	60,0	0,8	6,6	27,7
			0,5	49,2	0,1	1,0	1,4	6,7	77,5	1,0	8,9	27,8
			0,4	50,5	0,0	1,2	0,4	5,4	35,0	0,5	2,4	20,9
		20-30	0,6	49,9	0,0	1,3	0,5	6,1	27,3	0,7	1,8	28,0
			0,6	49,4	0,0	1,4	0,7	6,4	31,4	0,5	3,6	36,2
			0,5	50,5	0,1	1,4	0,5	5,1	25,8	0,5	4,2	28,8
			0,5	51,3	0,0	1,6	0,5	6,1	29,1	0,5	3,0	25,4
			0,4	48,6	0,0	1,8	0,7	4,5	24,0	0,5	2,6	30,8
		50	0,6	52,9	0,1	1,8	0,8	7,3	21,5	0,6	7,2	40,0
			0,5	49,5	0,1	2,0	0,7	5,3	20,4	0,5	2,5	31,6
			0,5	51,5	0,0	1,3	0,2	16,9	25,2	1,6	4,5	38,6
			0,5	50,6	0,0	1,0	1,0	7,5	22,9	0,7	1,9	19,6
			0,5	51,0	0,1	1,6	1,2	5,4	18,3	0,5	5,0	33,7
		100-110	0,6	53,2	0,0	1,9	1,0	7,3	21,3	0,7	5,0	37,4
			0,4	50,7	0,0	1,2	0,3	5,0	25,8	0,4	2,3	20,0
			0,6	52,0	0,1	1,6	0,4	6,8	17,0	0,6	4,7	33,5
			0,5	52,6	0,1	2,2	0,4	6,0	20,6	0,8	5,1	35,4
			0,6	51,8	0,1	1,7	0,7	6,0	16,3	0,6	3,9	33,3
So	6	0-10	0,3	52,1	0,1	1,1	1,4	5,4	80,2	0,8	9,9	18,1
			0,3	51,2	0,0	1,0	2,4	5,7	87,1	0,9	12,3	22,2
			0,3	51,5	0,0	1,4	1,7	5,8	67,4	1,0	14,2	22,2
			0,3	51,1	0,1	1,6	1,8	5,6	78,5	0,8	12,3	23,9
			0,3	51,8	0,1	1,0	1,5	5,8	98,5	0,8	9,0	21,9
		20-30	0,3	51,6	0,1	0,9	1,7	5,2	49,1	0,8	9,2	20,2
			0,3	52,1	0,1	1,3	0,9	6,4	46,7	0,8	13,4	23,6
			0,3	51,2	0,0	1,7	1,8	6,6	73,4	0,9	12,1	29,6
			0,3	50,8	0,0	2,0	2,1	5,9	46,9	1,0	11,0	24,2
			0,3	51,2	0,0	1,6	1,8	6,4	73,7	0,8	9,0	24,2
		45-55	0,4	51,2	0,0	1,9	1,4	5,6	42,7	0,9	11,6	23,2
			0,3	51,0	0,0	1,8	1,4	5,6	56,2	0,7	9,0	21,7
			0,3	52,2	0,0	1,8	1,8	6,6	48,5	0,7	12,5	25,4
			0,3	51,7	0,1	1,1	1,4	5,6	47,0	0,7	13,0	20,9
			0,3	51,0	0,0	1,4	1,8	5,9	37,3	0,7	10,2	22,1
		100-110	0,4	50,8	0,0	2,2	2,0	7,4	31,0	1,1	24,7	22,6
			0,4	51,2	0,0	0,9	1,7	7,2	33,3	1,1	17,1	23,6
			0,4	50,7	0,0	2,0	2,1	6,3	32,6	1,1	15,2	28,5
			0,4	51,4	0,0	1,3	1,8	5,7	32,6	1,0	17,6	22,4
			0,4	51,5	0,1	1,7	2,1	7,4	36,6	1,1	18,8	31,5

cd.Tab. 35.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
So	7	0-10	0,3	51,2	0,0	1,0	1,1	4,5	176,8	0,6	4,8	17,1
			0,3	51,2	0,1	0,4	0,6	4,2	104,9	0,5	5,2	17,1
			0,3	51,7	0,0	0,4	0,9	4,5	182,5	0,6	4,3	19,0
			0,3	51,4	0,0	0,4	0,8	4,7	99,4	0,6	4,1	22,1
			0,4	52,0	0,0	0,5	1,4	6,6	187,7	0,8	10,3	20,4
		20-30	0,3	52,4	0,0	0,4	0,5	4,4	63,5	0,4	6,6	15,4
			0,3	51,3	0,0	0,5	0,5	4,7	55,0	0,5	4,5	16,8
			0,3	51,5	0,1	0,4	1,0	4,8	85,1	0,7	10,4	20,7
			0,3	50,3	0,0	0,5	0,8	3,8	114,2	0,5	2,5	16,0
			0,4	50,8	0,0	0,4	1,0	4,9	60,5	0,6	7,7	20,1
		45-55	0,3	51,7	0,0	0,5	0,5	4,0	54,8	0,5	4,2	18,1
			0,3	51,5	0,0	0,3	0,7	4,9	59,9	0,5	9,7	17,7
			0,3	51,8	0,0	0,6	0,8	5,2	68,5	0,5	5,3	20,8
			0,4	52,0	0,0	0,5	0,8	5,8	57,3	0,5	8,0	21,5
			0,3	51,2	0,0	0,3	1,4	5,1	105,7	0,8	7,6	14,7
		100-110	0,4	50,5	0,1	0,9	1,8	7,2	39,3	1,1	21,5	30,4
			0,4	52,0	0,1	0,6	1,4	5,4	72,0	0,8	11,4	18,4
			0,3	51,2	0,0	0,7	0,9	7,1	20,3	0,7	7,3	23,0
			0,4	51,2	0,1	0,6	2,8	4,7	23,2	1,4	8,3	18,7
			0,4	50,5	0,1	1,3	1,4	5,5	37,6	0,7	12,7	22,7
Jd	8	10	0,6	51,3	0,0	0,9	1,0	10,1	95,5	0,8	4,3	32,5
			0,7	49,2	0,1	0,8	0,9	8,6	108,9	0,6	5,9	37,3
			0,6	49,6	0,1	1,4	0,8	7,1	644,4	0,6	9,3	42,2
			0,6	52,3	0,1	1,0	1,0	7,2	350,5	0,6	4,6	34,1
			0,6	50,9	0,0	1,1	1,1	9,5	139,1	0,9	4,4	54,6
		20	0,5	51,0	0,1	1,1	0,7	6,8	76,6	0,6	4,4	28,2
			0,6	50,4	0,1	1,2	0,5	7,6	143,5	0,7	5,5	40,6
			0,6	50,8	0,0	0,8	0,6	7,6	68,2	0,7	3,3	49,5
			0,7	50,9	0,1	0,8	1,0	8,8	68,6	0,7	3,5	41,7
			0,7	51,2	0,0	0,8	0,8	8,2	133,0	0,7	5,2	40,7
		50	0,6	51,0	0,0	0,9	0,6	6,4	61,8	0,5	3,3	33,3
			0,5	51,1	0,1	0,9	0,4	5,0	14,8	0,5	3,2	32,4
			0,5	50,7	0,0	0,7	0,1	5,4	26,7	0,6	2,9	29,5
			0,6	51,6	0,1	0,5	0,3	6,0	23,1	0,6	2,6	25,2
			0,6	50,6	0,1	0,8	0,5	5,8	19,2	0,6	3,9	26,3
		100	0,6	52,1	0,1	0,7	0,3	5,9	15,1	0,7	3,4	34,7
			0,6	53,1	0,0	0,5	0,4	5,1	22,8	0,6	2,7	28,0
			0,7	52,9	0,1	0,8	0,5	6,9	22,0	1,2	5,5	38,0
			0,6	51,8	0,0	0,3	0,2	6,3	8,5	1,6	1,6	27,0
			0,6	50,9	0,0	0,4	0,1	5,3	9,9	0,4	2,1	35,8

Tabela. 36. Koncentracje wybranych pierwiastków śladowych w warstwie 0-3 cm i 3-10 cm gleb

Gatunek	Nr. Pow.	Odległość od drogi m	Warstwa 0-3 cm							Warstwa 3-10 cm						
			Cd	Cr	Cu	Na	Ni	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu	Na	Ni	Pb	Zn
			mg·kg ⁻¹													
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Jd	1	0-10	0,49	14,32	13,03	258,72	6,50	94,94	59,10	0,05	10,84	2,62	146,18	2,34	21,99	15,26
			0,46	14,86	16,58	281,47	6,34	90,59	65,33	0,05	12,58	2,64	126,33	2,75	24,39	16,43
			0,36	13,52	13,23	239,37	6,25	96,09	57,50	0,06	13,33	3,73	169,28	4,48	32,02	23,11
			0,44	12,38	10,67	192,12	5,61	72,84	55,88	0,05	12,10	2,84	119,48	2,58	26,95	17,85
			0,34	13,27	9,95	191,87	5,37	74,59	42,11	0,05	9,47	3,08	109,23	2,91	18,08	13,85
		20-30	0,40	11,58	9,68	178,07	5,65	87,29	53,58	0,03	10,80	3,48	137,83	3,96	23,85	27,84
			0,64	12,67	11,25	146,72	5,93	73,39	65,35	0,09	11,43	3,81	143,88	3,91	38,72	30,07
			0,69	10,13	15,90	159,92	5,81	82,84	67,38	0,05	10,95	2,87	129,78	2,92	24,15	17,18
			0,73	9,85	15,13	170,22	6,76	80,89	67,33	0,04	11,06	2,63	100,83	2,43	18,23	15,57
			0,65	13,86	12,69	135,77	6,30	95,51	66,20	0,07	13,97	4,04	176,48	5,82	32,28	29,74
		45-55	0,61	12,07	15,14	148,42	8,51	80,21	72,78	0,10	18,29	4,05	154,33	3,49	35,79	22,66
			0,71	12,62	14,40	139,47	6,74	77,16	61,63	0,06	16,36	2,97	149,38	2,71	23,59	16,67
			0,45	11,48	16,15	126,82	5,18	68,39	49,83	0,04	12,43	2,37	106,68	1,47	15,74	9,32
			0,60	14,78	16,64	132,62	9,93	117,74	56,35	0,21	16,20	9,47	168,43	6,39	29,69	39,83
		100-110	0,57	11,87	15,14	99,97	6,89	70,99	48,83	0,03	13,00	2,48	100,13	1,63	14,23	9,27
			0,50	7,49	13,73	139,55	7,68	34,68	61,43	0,07	2,30	1,94	79,74	5,56	30,81	15,23
			0,48	27,53	13,06	170,90	14,67	103,54	57,45	0,03	2,53	5,78	170,59	8,91	43,96	41,90
			0,53	25,78	23,59	198,15	23,02	149,42	91,55	0,03	2,24	1,97	65,49	4,36	17,92	10,15
			0,67	18,51	17,56	200,20	12,27	128,59	69,73	0,09	2,36	4,07	142,94	6,43	31,29	19,27
		So	2	0-10	0,67	24,88	15,60	136,90	13,73	125,87	68,68	0,14	0,80	11,80	230,39	12,73
0,51	11,21				14,36	320,53	6,13	86,00	71,50	0,10	14,30	3,49	141,78	2,27	31,49	13,95
0,46	8,81				10,77	419,88	4,32	40,55	60,90	0,28	15,69	4,33	116,78	2,07	47,03	18,72
0,55	11,16				11,27	308,33	5,56	70,60	73,60	0,08	15,17	2,30	110,33	0,94	16,08	8,14
0,39	12,77				14,47	491,63	6,51	60,85	86,35	0,09	10,59	3,50	241,53	3,20	36,59	20,07
20-30	0,59			8,22	10,38	518,73	4,95	54,75	65,15	0,05	14,12	3,39	132,33	1,71	25,00	10,72
	0,56			7,33	8,22	151,68	4,99	47,85	88,40	0,28	14,09	5,20	92,13	2,05	31,95	13,75
	0,48			10,37	12,14	150,98	6,04	73,37	55,95	0,04	13,71	2,59	88,88	1,29	14,28	6,91
	0,55			11,49	13,84	126,98	5,71	79,07	57,50	0,04	12,67	2,27	97,13	1,55	15,35	7,96
	0,54			7,89	10,60	142,58	4,76	54,65	57,23	0,09	12,30	3,55	109,33	2,04	20,59	11,05
45-55	0,39			8,60	14,63	129,13	3,73	47,24	51,60	0,19	13,30	4,67	90,63	2,10	26,77	12,45
	0,52			9,07	16,74	133,48	5,86	62,17	63,08	0,03	10,03	2,25	89,78	1,27	15,49	6,59
	0,53			5,34	10,27	120,83	4,27	39,71	47,97	0,02	9,85	2,04	71,73	0,78	12,90	5,16
	0,48			10,46	11,55	130,98	6,08	79,77	61,10	0,33	15,74	3,96	126,18	3,17	35,40	21,96
	0,41			8,30	11,23	115,48	4,48	43,74	55,20	0,25	11,85	6,61	131,03	3,00	49,55	18,30
100-110	0,57			6,99	9,27	99,03	4,61	48,69	62,48	0,05	10,27	2,61	154,48	2,63	19,13	9,49
	0,35			7,13	11,50	132,80	5,74	51,13	58,60	0,02	0,64	0,78	69,04	3,80	9,94	3,26
	0,60			8,10	9,93	99,00	4,80	36,69	53,65	0,09	1,84	2,53	120,94	5,29	29,61	9,92
	0,49			6,78	13,05	103,45	4,66	35,89	73,63	0,13	0,87	3,92	80,69	5,30	45,65	16,15
	0,47			8,46	12,33	102,65	6,38	58,14	54,20	0,11	1,68	2,47	101,59	5,17	27,11	9,17
So	3	0-10	0,84	10,73	15,66	121,75	8,58	68,74	73,40	0,09	0,13	1,89	95,89	5,17	30,14	9,96
			0,40	6,99	8,18	190,18	3,03	29,55	51,83	0,07	8,18	2,92	88,17	0,90	17,33	7,38
			0,52	7,35	7,22	187,53	3,08	42,89	45,96	0,10	8,65	2,05	86,22	0,64	14,27	6,30
			0,63	10,33	9,52	154,83	4,44	69,80	59,93	0,15	8,83	2,32	83,42	0,88	14,96	7,10
			0,56	5,60	9,47	246,03	2,83	28,30	55,60	0,04	10,30	2,58	108,17	0,95	16,54	7,09
		20-30	0,57	4,26	7,42	175,53	3,02	35,32	51,35	0,04	8,70	2,72	89,57	1,01	15,31	7,58
			0,16	7,47	4,60	94,88	1,78	23,99	26,02	0,08	14,18	2,83	82,53	1,50	39,30	13,99
			0,34	7,69	6,73	102,18	3,08	44,55	42,27	0,05	14,03	2,22	75,53	0,79	14,01	6,98
			0,34	5,23	6,00	90,53	2,22	25,65	41,01	0,04	10,31	2,03	65,03	0,60	12,86	5,11
			0,28	4,44	5,22	83,08	2,06	21,74	41,24	0,05	8,26	4,06	57,73	0,49	11,01	4,92
		45-55	0,34	8,51	6,66	129,23	3,39	40,17	65,78	0,02	12,49	1,97	82,13	0,76	13,67	6,65
			0,46	5,21	6,79	110,80	3,32	26,03	51,23	0,06	14,86	2,62	101,73	1,52	31,39	11,81
			0,82	8,32	10,98	126,15	5,47	67,89	64,58	0,06	10,29	2,29	94,18	1,16	19,15	7,58
			0,74	6,59	9,93	130,55	4,48	40,44	66,75	0,10	11,62	2,77	105,13	1,63	31,48	11,67
			0,51	5,90	8,27	146,55	3,64	29,87	58,98	0,05	11,67	2,71	137,43	2,18	18,96	10,70
			0,42	6,58	7,29	131,65	3,08	29,18	54,68	0,07	12,99	3,26	169,33	2,79	27,16	13,27

cd.Tab. 36.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
So	3	100-110	0,51	3,17	10,25	90,50	4,29	14,34	75,38	0,14	10,38	1,39	67,59	4,49	14,98	9,76
			0,47	6,47	11,57	107,20	4,61	26,43	61,45	0,15	1,09	2,96	90,34	5,14	40,17	9,40
			0,81	13,85	10,31	128,95	7,57	74,09	70,90	0,09	1,38	1,93	139,14	6,59	34,13	12,97
			0,57	4,60	14,14	117,80	5,39	28,80	68,43	0,21	1,79	7,81	97,34	6,14	31,09	13,81
			0,91	12,46	12,80	111,65	6,02	75,52	56,58	0,04	0,56	2,64	40,84	3,92	11,04	2,42
Jd	4	0-10	1,03	16,52	17,04	366,53	8,13	84,45	96,68	0,33	21,79	6,89	554,63	7,00	64,68	36,36
			0,74	18,42	12,79	276,48	6,79	95,47	71,33	0,21	21,32	3,99	340,08	4,50	41,04	18,78
			0,82	18,62	14,72	317,63	7,26	94,02	61,90	0,18	18,90	3,58	342,18	3,33	32,84	17,77
			1,05	11,67	14,02	377,18	3,32	75,45	67,15	0,43	19,03	10,25	604,63	8,25	67,29	33,11
			0,76	12,48	9,27	221,48	5,10	63,50	50,43	0,20	22,57	4,97	324,68	3,56	52,05	19,59
		20-30	0,72	15,15	13,16	178,93	6,46	121,17	81,68	0,34	22,57	7,54	404,58	7,97	49,96	20,55
			0,73	11,04	13,29	172,28	5,06	81,70	50,21	0,16	24,47	4,07	330,18	4,51	45,10	22,73
			0,58	12,01	10,37	165,38	5,35	83,47	55,98	0,19	19,80	4,79	353,43	5,10	40,82	15,84
			0,59	14,08	11,07	228,53	5,31	104,40	52,50	0,31	24,66	5,57	422,43	5,25	56,07	23,15
			0,87	14,49	15,75	220,08	6,79	109,60	66,63	0,19	21,73	4,58	281,33	4,23	47,79	18,83
		45-55	0,68	14,59	12,45	177,78	5,89	116,47	63,63	0,20	19,91	4,86	262,98	3,15	44,53	19,61
			0,83	17,47	11,54	238,03	5,99	113,32	62,30	0,22	21,03	4,61	249,68	3,58	50,62	19,15
			0,50	15,61	9,60	203,28	5,02	96,72	47,26	0,10	19,24	3,04	242,38	2,56	36,02	13,97
			0,43	14,52	8,19	177,83	4,62	77,27	40,85	0,13	21,37	3,91	234,68	3,26	39,50	17,38
			0,41	14,98	9,10	223,63	4,99	82,10	53,18	0,11	20,57	3,52	258,83	2,78	42,28	16,02
		100-110	0,92	5,89	11,72	106,10	4,41	34,72	64,20	0,18	8,83	3,81	362,09	6,95	49,57	16,42
			0,82	7,30	13,60	97,60	4,71	71,14	41,62	0,26	26,53	4,01	290,09	8,11	38,53	23,78
			0,75	23,27	17,65	191,25	9,68	203,22	42,10	0,75	4,55	14,25	422,94	9,64	169,40	32,01
			0,48	15,72	10,06	133,45	10,43	33,01	39,08	0,19	8,73	5,49	369,39	6,71	65,17	18,07
			1,24	7,08	12,92	141,10	6,03	31,58	64,00	0,17	0,34	3,11	307,54	6,13	55,07	34,68
Jd	5	0-10	0,72	31,73	16,60	461,13	10,82	202,37	80,15	0,24	19,64	7,51	594,63	9,81	84,97	34,18
			0,65	23,34	29,36	431,33	9,17	146,45	83,08	0,26	18,18	6,61	565,63	7,60	66,32	28,44
			1,08	21,70	17,78	347,48	9,10	158,10	75,73	0,18	18,78	7,29	610,13	9,94	42,11	27,39
			0,77	22,59	12,81	365,78	6,43	120,85	57,78	0,17	22,17	3,97	418,43	4,18	56,87	24,86
			0,72	24,66	14,18	570,13	8,41	95,02	67,63	0,22	26,57	7,22	629,13	6,14	79,65	35,15
		20-30	0,67	20,65	11,35	287,68	7,22	90,45	55,70	0,13	16,64	3,90	330,38	2,57	28,55	12,82
			0,96	16,19	20,50	242,28	9,56	178,47	72,30	0,15	25,40	5,45	627,63	9,79	36,33	24,44
			0,81	17,60	13,51	281,03	7,72	106,35	47,71	0,19	28,65	4,69	442,78	4,68	63,21	23,86
			0,52	15,95	12,83	327,93	7,13	114,82	55,60	0,16	24,48	6,46	456,73	4,68	42,24	23,32
			0,52	15,79	12,81	260,38	7,72	139,92	68,03	0,12	24,36	7,25	427,18	5,18	58,11	25,26
		45-55	1,73	18,84	17,95	278,93	11,99	211,00	108,70	0,17	21,65	5,90	325,48	3,87	35,23	18,96
			0,69	16,18	14,05	278,73	8,76	138,27	71,13	0,18	22,80	5,59	391,03	4,45	64,00	25,59
			1,01	12,22	11,58	226,53	8,98	113,37	72,55	0,19	18,93	6,49	665,63	4,81	57,62	22,44
			0,54	15,96	15,61	354,13	8,64	139,20	56,85	0,16	20,32	8,29	562,63	5,27	52,24	24,67
			0,70	14,36	16,49	260,18	7,41	80,52	57,15	0,11	15,75	4,91	291,73	2,49	42,50	12,64
		100-110	1,10	12,00	14,21	121,95	10,35	37,31	84,33	0,09	10,53	1,98	187,79	6,80	38,15	18,19
			0,60	13,60	14,62	137,45	11,32	78,32	42,24	0,41	13,17	24,74	755,49	22,58	92,48	66,92
			0,94	17,79	16,19	157,50	12,04	89,39	98,58	0,15	2,66	4,98	195,99	6,12	47,16	16,39
			0,55	30,15	15,28	156,00	19,36	85,09	63,80	0,15	0,16	3,10	521,49	7,09	35,78	12,13
			1,04	21,16	15,37	138,30	15,00	45,11	82,30	0,09	3,90	2,93	175,64	5,56	39,77	12,61
So	6	0-10	0,41	6,71	7,75	99,67	2,82	40,26	53,78	0,13	4,35	2,79	65,17	1,26	23,77	17,77
			0,38	7,28	6,16	97,02	2,67	40,21	45,79	0,11	4,76	2,48	59,22	1,21	24,55	15,74
			0,32	6,56	5,74	97,57	2,61	38,86	38,94	0,10	4,65	2,36	59,62	1,23	23,25	13,62
			0,59	8,67	8,63	129,37	3,68	54,48	65,48	0,08	5,41	2,27	61,02	1,24	21,44	14,29
			0,54	8,05	9,40	118,82	3,70	59,36	65,28	0,10	5,42	2,25	60,42	1,18	22,88	14,70
		20-30	0,56	9,65	8,90	109,97	4,22	69,94	69,00	0,10	6,20	2,28	58,57	1,17	23,07	15,17
			0,57	8,91	7,72	93,62	3,84	70,01	61,38	0,18	8,11	3,46	83,17	1,87	38,92	22,90
			0,47	8,80	7,91	111,97	3,98	61,16	57,30	0,09	4,30	2,13	51,32	0,98	21,15	11,83
			0,59	8,37	8,85	102,82	3,71	67,24	62,38	0,09	4,86	1,99	52,57	0,90	18,33	11,30
			0,37	6,69	6,32	90,92	2,71	45,86	44,92	0,07	5,51	2,15	58,87	1,05	22,90	12,01

cd.Tab. 36.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
So	6	45-55	0,59	9,81	8,16	89,87	4,42	80,89	66,65	0,07	4,51	2,06	56,82	1,00	18,49	10,81
			0,42	8,11	6,58	92,17	3,39	65,76	49,03	0,09	5,43	2,34	59,52	1,33	19,51	14,59
			0,48	7,91	8,73	94,57	3,70	63,71	65,53	0,09	5,84	2,14	52,67	1,17	23,01	15,38
			0,81	9,20	10,23	101,77	4,46	80,24	73,43	0,06	4,91	1,85	55,22	0,95	30,49	10,91
			0,51	9,55	9,43	96,17	4,30	79,79	62,68	0,08	4,41	2,25	52,72	0,98	19,69	12,58
		100-110	1,00	12,74	12,42	210,85	6,55	24,55	112,15	0,09	1,87	1,63	46,09	4,67	23,18	13,71
			0,85	57,09	12,21	184,35	27,29	31,47	97,65	0,07	0,74	1,23	40,09	4,80	20,49	11,17
			0,91	7,18	11,07	235,40	4,02	24,72	99,35	0,07	3,66	1,13	29,04	4,09	14,44	9,28
			0,86	47,10	11,69	166,15	22,55	46,49	92,60	0,16	1,51	2,83	44,04	5,20	36,31	19,00
			0,70	19,46	12,44	201,35	9,30	54,07	98,88	0,07	1,31	1,17	29,81	4,54	23,15	11,60
So	7	0-10	0,70	11,25	11,49	201,40	5,26	57,07	99,88	0,06	6,41	2,32	82,93	1,21	24,32	12,31
			0,35	10,58	5,61	142,05	3,58	46,69	47,45	0,09	6,34	2,58	85,28	1,50	26,92	18,65
			0,61	12,99	10,01	196,55	5,62	526,29	75,15	0,10	7,62	2,55	84,73	1,57	25,43	14,15
			0,50	9,24	7,58	143,25	4,02	46,89	67,80	0,08	4,79	2,10	80,73	1,38	25,15	13,89
			0,40	10,39	8,13	195,60	3,84	39,82	66,13	0,09	11,75	2,42	99,08	1,52	26,44	18,83
		20-30	0,31	10,16	4,54	93,70	3,26	37,30	47,38	0,12	7,84	3,21	87,83	2,12	31,81	20,28
			0,34	10,47	5,16	89,55	3,44	49,41	43,50	0,10	9,53	2,91	80,08	2,03	34,58	20,04
			0,38	9,70	5,11	92,20	3,55	39,37	54,48	0,12	6,75	2,78	78,03	1,85	24,16	22,83
			0,32	12,14	5,08	91,95	3,43	33,44	47,61	0,14	7,20	3,20	80,73	1,38	33,60	16,48
			0,25	10,09	4,58	84,00	2,59	35,20	31,85	0,10	7,59	2,42	72,63	1,56	35,12	14,52
		45-55	0,22	8,86	4,77	77,65	1,04	36,68	19,64	0,18	10,01	4,80	90,68	2,57	38,35	21,23
			0,39	9,74	6,75	101,55	3,55	37,90	48,55	0,10	7,27	2,57	72,43	1,87	26,45	16,43
			0,18	7,88	4,82	83,90	2,83	31,71	36,58	0,11	6,78	2,85	69,13	1,78	28,27	19,88
			0,24	8,52	4,37	80,15	2,85	31,19	34,34	0,11	7,51	2,76	72,23	2,08	26,21	19,41
			0,26	10,03	5,26	85,45	2,87	33,36	35,65	0,09	7,64	2,77	68,68	2,08	20,72	18,79
		100-110	0,45	83,69	9,23	139,45	36,80	18,82	64,53	0,18	2,35	2,05	51,19	6,72	31,29	24,89
			0,64	53,19	8,88	137,70	24,25	24,67	68,25	0,20	1,19	2,42	51,34	5,80	32,64	20,74
			0,69	66,77	9,84	193,75	31,10	18,97	75,65	0,22	2,99	2,81	55,59	6,68	43,38	25,92
			0,51	54,54	9,32	175,65	25,45	41,10	69,75	0,25	0,85	2,42	44,44	5,82	30,78	23,89
			0,54	50,46	8,38	124,35	22,58	25,19	65,63	0,19	3,48	3,18	49,59	6,26	45,67	33,20
Jd	8	0-10	0,36	14,48	16,85	203,97	5,93	56,09	58,83	0,13	12,61	4,10	177,32	2,40	30,96	20,68
			0,34	10,30	8,46	167,27	5,28	41,39	60,15	0,10	12,26	4,47	120,27	2,51	26,61	31,39
			0,24	10,74	7,03	145,82	4,13	36,53	47,55	0,23	13,88	6,43	134,42	3,47	59,41	36,70
			0,48	13,12	8,44	178,82	5,94	41,27	64,98	0,36	11,19	5,64	139,42	4,13	33,60	51,60
			0,42	11,97	6,88	110,57	4,22	30,16	61,18	0,45	13,38	5,86	134,52	4,40	37,82	47,41
		20-30	0,45	15,75	10,16	97,07	5,47	46,93	70,23	0,18	11,03	3,63	88,82	2,46	23,86	23,15
			0,35	17,63	10,72	126,77	5,42	80,81	47,89	0,16	13,84	3,73	111,22	2,82	25,87	27,42
			0,59	13,00	7,68	123,22	4,04	36,95	68,03	0,12	13,46	3,79	104,42	2,44	32,97	25,13
			0,48	12,63	12,93	168,07	6,73	62,14	71,58	0,14	16,51	4,31	129,37	2,86	31,66	22,22
			0,31	12,13	8,66	117,97	5,08	49,85	44,87	0,06	12,77	3,24	92,27	2,25	24,96	21,77
		45-55	0,42	10,60	9,34	171,72	5,21	61,96	49,18	0,17	8,01	4,04	73,12	1,56	29,78	11,59
			0,39	14,89	11,17	165,57	9,27	92,79	59,35	0,07	6,83	2,88	57,02	2,01	21,82	9,83
			0,31	11,90	8,50	107,72	4,09	54,16	33,62	0,02	5,59	1,54	50,62	0,52	6,53	4,09
			0,46	12,70	12,40	168,02	8,41	73,41	52,43	0,10	8,13	2,22	62,57	1,37	12,02	9,96
			0,26	11,64	8,34	233,07	4,46	61,91	38,95	0,02	6,91	2,11	73,52	0,82	11,77	5,56
		100-110	0,70	21,37	19,41	246,40	8,09	62,44	47,26	0,19	19,83	4,45	65,59	7,17	54,63	26,34
			0,52	37,03	14,19	169,35	17,81	97,37	79,43	0,11	15,03	4,76	83,04	11,31	63,79	56,95
			0,50	26,82	20,24	192,65	14,80	91,04	79,65	0,08	2,02	2,62	43,99	5,73	22,15	11,54
			1,05	13,91	17,56	127,40	14,89	48,04	102,58	0,08	3,66	3,76	59,59	5,93	44,07	16,42
			0,95	13,42	14,67	146,45	16,18	61,32	110,63	0,23	8,35	2,49	55,99	9,20	52,21	51,20

Tabela. 37. Wartości pH i wybrane właściwości chemiczne próbek glebowych z warstwy 0-3 cm

Gatunek	Nr. Pow.	Odległość od drogi	C	N	S	C/N	H ₂ O	KCl	Ca ²⁺	K ²⁺	Mg ²⁺	Na ²⁺	Sh	Y	T	V%	PEW	
			%						mg·100g ⁻¹ gleby					cmol(+)-kg ⁻¹ gleby				
			4	5	6				7	8	9	10	11	12	13			14
Jd	1	0-10	32,40	1,32	0,20	25,07	4,48	3,24	4,67	0,95	0,91	0,60	7,13	58,03	65,16	10,77	274,49	
			39,20	1,69	0,24	23,91	4,87	3,30	7,38	1,17	1,05	0,56	10,16	60,07	70,23	14,57	328,07	
			21,95	1,03	0,15	22,06	4,50	3,23	3,98	0,74	0,61	0,35	5,66	41,05	46,71	12,64	157,97	
			27,71	1,08	0,15	25,65	4,48	3,22	4,63	0,91	0,77	0,42	6,73	53,32	60,05	11,44	182,83	
			33,63	1,25	0,18	27,37	4,31	3,08	4,85	0,96	1,11	0,61	7,53	64,79	72,32	9,59	242,46	
		20-30	25,85	1,01	0,15	25,89	4,23	3,06	4,01	0,82	0,71	0,20	5,73	50,05	55,78	9,98	166,03	
			33,10	1,43	0,20	23,17	4,45	3,17	3,60	1,12	0,92	0,20	5,84	65,16	71,00	8,41	211,92	
			39,59	1,60	0,23	24,97	4,60	3,15	6,63	1,15	0,95	0,26	8,99	68,04	77,03	11,53	254,41	
			36,14	1,44	0,20	24,71	4,36	3,21	6,32	1,16	0,87	0,26	8,61	62,77	71,38	11,63	234,83	
			36,28	1,35	0,18	26,96	4,43	3,07	7,77	1,01	1,16	0,16	10,09	64,86	74,96	13,22	197,64	
		45-55	37,29	1,44	0,21	25,88	4,43	3,13	5,70	1,08	0,87	0,17	7,82	73,15	80,97	9,80	232,50	
			35,06	1,45	0,22	24,19	4,74	3,12	7,50	1,07	1,01	0,20	9,77	63,88	73,65	13,09	238,80	
			26,25	1,34	0,22	19,49	4,48	3,03	4,46	0,93	0,68	0,14	6,20	51,02	57,22	10,40	203,58	
			33,75	1,61	0,27	21,22	4,36	3,09	2,11	1,24	0,93	0,15	4,44	61,43	65,87	6,72	236,75	
			36,15	1,54	0,25	23,79	4,52	3,12	1,24	0,56	0,41	0,21	2,42	64,11	66,52	3,35	222,74	
		100-110	46,23	1,69	0,23	27,33	3,88	3,23	0,08	0,05	0,06	0,01	0,20	12,84	13,04	1,55	245,00	
			32,90	1,39	0,19	23,75	4,14	3,59	0,11	0,06	0,06	0,02	0,25	13,61	13,85	1,79	235,00	
			31,17	1,66	0,25	18,80	3,72	3,24	0,16	0,10	0,11	0,02	0,39	13,67	14,06	2,78	199,00	
			40,28	1,70	0,27	23,66	3,58	2,88	0,12	0,05	0,05	0,01	0,22	15,95	16,17	1,38	206,00	
			31,20	1,22	0,18	25,64	3,64	2,94	0,15	0,03	0,04	0,00	0,21	7,19	7,40	2,86	159,00	
So	2	0-10	44,24	1,40	0,19	31,76	4,44	3,05	8,24	1,36	1,41	0,86	11,87	76,21	88,08	14,09	299,07	
			44,08	1,24	0,18	35,60	4,21	2,98	8,42	1,46	1,11	0,85	11,84	75,82	87,66	13,67	272,20	
			46,43	1,35	0,20	34,30	4,07	2,87	8,61	1,45	1,26	0,92	12,24	85,78	98,02	12,47	266,17	
			42,03	1,35	0,20	31,20	4,16	3,09	4,80	1,06	0,89	0,99	7,74	79,57	87,32	8,67	247,60	
			40,24	1,27	0,20	32,17	4,01	2,79	4,89	0,96	1,03	1,46	8,34	83,54	91,88	9,19	288,07	
		20-30	46,67	1,58	0,21	30,28	4,28	3,03	7,64	1,41	1,07	0,33	10,45	73,92	84,37	12,49	245,03	
			46,34	1,45	0,20	32,10	4,14	2,84	8,33	1,32	1,16	0,40	11,21	73,39	84,60	13,42	219,77	
			44,28	1,26	0,17	36,08	4,19	2,86	3,89	1,09	0,78	0,29	6,04	80,73	86,77	7,07	203,13	
			48,16	1,40	0,18	34,45	4,29	2,98	5,91	1,23	0,74	0,28	8,16	72,06	80,22	9,75	222,77	
			40,46	1,27	0,18	32,20	4,04	2,88	5,94	1,20	0,93	0,24	8,31	72,56	80,86	10,15	216,68	
		45-55	47,89	1,49	0,20	32,16	4,08	2,73	5,19	1,21	0,95	0,18	7,54	79,44	86,98	8,71	215,06	
			50,07	1,54	0,20	32,59	4,20	2,80	6,67	1,10	0,96	0,21	8,94	84,13	93,07	9,65	243,55	
			48,63	1,64	0,22	29,70	4,35	3,05	11,70	1,56	1,26	0,17	14,70	73,38	88,08	16,75	233,09	
			50,39	1,47	0,19	34,38	4,01	2,73	8,16	1,30	1,06	0,18	10,70	79,30	90,01	11,85	229,70	
			51,52	1,46	0,20	35,41	4,16	2,77	6,97	1,04	1,08	0,11	9,19	82,04	91,23	10,17	219,20	

cd.Tab. 37.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
So	2	100-110	47,34	1,47	0,20	32,30	3,74	3,03	0,09	0,03	0,03	0,00	0,15	7,05	7,20	2,03	20-10
			47,75	1,49	0,21	32,00	3,57	2,77	0,09	0,06	0,05	0,01	0,22	17,28	17,50	1,24	183,00
			38,32	1,52	0,24	25,25	3,53	2,78	0,82	0,19	0,20	0,03	1,22	23,98	25,21	4,86	194,00
			46,90	1,44	0,21	32,50	3,77	3,06	0,13	0,06	0,05	0,01	0,25	20,96	21,21	1,18	20-10
			42,59	1,50	0,22	28,45	3,40	2,65	0,07	0,06	0,04	0,01	0,18	17,77	17,94	0,98	223,00
So	3	0-10	44,28	1,33	0,20	33,46	4,43	3,01	8,77	1,35	1,20	0,53	11,85	60,57	72,42	16,39	221,93
			37,36	1,04	0,15	36,58	4,32	2,92	5,32	1,20	0,84	0,46	7,82	57,27	65,09	12,10	190,76
			40,51	1,27	0,19	31,94	4,37	2,93	8,72	1,16	1,18	0,46	11,51	63,75	75,26	15,36	183,66
			43,47	1,15	0,17	37,74	4,50	2,99	7,49	1,10	1,00	0,56	10,15	58,38	68,53	14,32	191,61
			48,40	1,31	0,19	37,05	4,15	2,88	6,97	1,42	1,20	0,60	10,19	71,52	81,71	13,06	246,43
		20-30	33,42	0,95	0,14	34,78	4,33	2,91	3,87	0,90	0,61	0,17	5,54	59,35	64,88	8,95	157,36
			32,32	0,94	0,14	34,39	4,17	2,80	4,16	0,81	0,54	0,12	5,62	61,74	67,37	8,33	149,02
			40,60	1,17	0,17	34,69	4,33	2,93	7,94	1,10	1,00	0,15	10,19	59,38	69,57	14,40	172,15
			37,28	1,04	0,15	35,66	4,20	2,96	4,54	0,89	0,73	0,13	6,29	62,79	69,08	9,82	154,91
			42,09	1,25	0,18	33,93	4,01	2,84	5,50	1,13	0,82	0,24	7,69	67,12	74,81	10,04	184,71
		45-55	47,90	1,31	0,18	-	4,17	2,86	6,57	0,90	0,90	0,16	8,52	71,50	80,03	10,65	177,58
			47,78	1,50	0,22	31,95	4,45	2,97	5,58	0,65	0,66	0,09	6,98	63,49	70,46	9,90	214,00
			52,35	1,41	0,20	-	4,22	2,88	9,01	0,92	1,23	0,17	11,32	87,65	98,97	11,44	184,08
			51,68	1,39	0,20	-	4,32	2,97	6,09	1,63	0,83	0,25	8,80	65,30	74,10	11,88	301,00
			42,79	1,23	0,16	34,66	4,38	2,80	4,47	0,94	0,81	0,19	6,41	64,42	70,83	9,06	188,00
		100-110	47,34	1,47	0,20	32,30	3,74	3,03	0,08	0,08	0,05	0,01	0,21	9,74	9,95	0,08	20-10
			47,75	1,49	0,21	32,00	3,57	2,77	0,06	0,09	0,06	0,01	0,22	21,70	21,92	0,06	183,00
			38,32	1,52	0,24	25,25	3,53	2,78	0,05	0,06	0,06	0,01	0,18	18,41	18,59	0,05	194,00
			46,90	1,44	0,21	32,50	3,77	3,06	0,26	0,12	0,12	0,04	0,54	28,18	28,72	0,26	20-10
			42,59	1,50	0,22	28,45	3,40	2,65	0,04	0,03	0,03	0,01	0,11	6,60	6,71	0,04	223,00
Jd	4	0-10	30,09	1,42	0,10	21,14	4,29	3,49	13,23	0,91	1,53	0,52	16,19	46,31	62,50	23,20	174,66
			33,92	1,58	0,16	21,61	4,03	3,20	9,46	0,97	1,55	0,57	12,56	58,31	70,86	17,91	258,10
			34,92	1,57	0,17	22,13	4,13	3,29	6,19	0,76	1,15	0,43	8,53	57,41	65,94	12,44	138,69
			32,97	1,43	0,21	22,95	4,36	3,48	10,52	0,98	1,53	0,62	13,64	50,99	64,64	22,62	197,18
			38,54	1,60	0,16	23,80	4,25	3,18	12,33	1,38	1,78	0,58	16,07	52,91	68,98	23,10	210,04
		20-30	30,68	1,32	0,37	23,03	4,01	3,05	5,63	0,73	0,91	0,26	7,54	42,12	49,66	15,73	175,01
			35,02	1,62	0,41	21,63	3,97	3,08	3,64	0,88	0,88	0,39	5,79	57,46	63,25	9,11	199,41
			37,50	1,66	0,52	22,70	4,04	3,05	9,54	0,92	1,42	0,40	12,28	53,27	65,55	18,97	188,47
			38,12	1,58	0,47	24,29	3,83	2,99	4,71	0,84	0,72	0,30	6,57	58,82	65,39	9,72	161,77
			31,74	1,30	0,33	24,34	3,72	2,92	5,34	0,91	1,03	0,27	7,55	57,98	65,53	11,63	264,47
		45-55	37,69	1,64	0,49	23,00	3,82	2,80	5,48	0,97	0,94	0,21	7,61	58,71	66,32	11,47	186,84
			34,05	1,24	0,36	27,56	3,76	2,80	6,54	0,83	1,07	0,24	8,69	50,32	59,01	14,72	185,68
			14,51	0,69	0,22	21,05	4,07	3,18	3,40	0,43	0,51	0,09	4,43	28,54	32,96	13,43	142,95
			18,45	0,85	0,23	21,79	3,85	2,96	2,77	0,60	0,67	0,13	4,17	37,31	41,48	10,05	133,13

cd.Tab. 37.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Jd	4	100-110	46,02	1,86	0,24	24,80	3,89	3,28	0,15	0,05	0,05	0,01	0,26	12,07	12,33	2,14	217,00
			45,16	1,62	0,22	27,90	3,68	3,16	0,13	0,24	0,17	0,05	0,59	36,25	36,84	1,60	273,00
			39,43	1,76	0,31	22,34	3,71	3,27	0,76	0,07	0,15	0,01	0,99	16,46	17,44	5,65	183,00
			36,66	1,40	0,18	26,18	3,68	2,94	0,12	0,05	0,06	0,02	0,25	13,89	14,15	1,79	168,00
			44,25	1,45	0,19	30,51	3,85	3,02	0,21	0,04	0,09	0,01	0,36	16,96	17,32	2,07	176,00
Jd	5	0-10	30,86	1,41	0,18	21,89	4,23	3,33	8,52	0,86	1,46	0,68	11,51	63,29	74,81	16,01	168,64
			30,84	1,39	0,19	22,22	4,04	3,19	9,81	0,83	1,60	0,85	13,09	59,67	72,76	17,94	189,84
			41,19	1,76	0,24	23,43	3,94	3,05	5,41	0,95	1,18	0,92	8,47	86,55	95,02	9,22	207,56
			23,00	1,04	0,15	22,09	3,93	3,03	5,74	0,62	1,13	0,54	8,03	46,57	54,60	15,07	150,87
			29,55	1,28	0,17	23,04	4,09	3,17	7,43	0,89	1,43	1,05	10,79	59,60	70,39	15,08	201,83
		20-30	29,83	1,24	0,17	24,02	3,88	3,08	6,29	0,87	1,23	0,42	8,81	63,03	71,84	12,05	180,93
			33,20	1,42	0,20	23,12	3,88	3,11	5,08	0,93	1,11	0,42	7,53	66,94	74,47	11,24	173,15
			33,31	1,38	0,19	24,46	3,97	3,21	5,07	0,92	1,19	0,52	7,70	78,39	86,09	9,95	245,40
			33,10	1,52	0,20	22,15	3,83	3,10	5,31	0,86	1,27	0,40	7,85	68,47	76,31	10,46	179,35
			32,76	1,37	0,18	23,87	3,74	2,95	7,97	1,04	1,34	0,34	10,69	67,21	77,89	13,72	245,83
		45-55	42,69	1,94	0,25	21,98	4,27	3,37	10,46	1,36	1,77	0,33	13,92	80,50	94,42	14,90	239,75
			27,29	1,23	0,15	22,14	4,13	3,24	5,56	0,88	1,20	0,24	7,87	53,19	61,06	12,46	143,82
			30,47	1,26	0,16	23,69	4,01	3,16	5,68	0,82	1,26	0,25	8,02	59,94	67,96	10,82	181,45
			28,57	1,38	0,20	20,91	4,17	3,30	5,12	0,76	1,00	0,27	7,14	58,78	65,92	10,77	129,46
			19,36	0,88	0,12	21,90	4,52	3,55	6,10	0,64	1,08	0,22	8,04	34,89	42,93	18,22	129,04
		100-110	43,38	1,75	0,21	24,80	4,55	4,09	0,89	0,02	0,07	0,01	0,99	8,01	9,00	10,98	300,00
			41,65	1,86	0,25	22,36	3,67	3,12	0,88	0,02	0,07	0,00	0,97	5,76	6,73	14,47	206,00
			41,93	1,65	0,22	25,39	4,09	3,49	1,16	0,02	0,06	0,00	1,25	5,99	7,23	17,23	240,00
			33,62	1,42	0,19	23,73	4,08	3,59	1,54	0,03	0,12	0,00	1,69	6,55	8,24	20,53	229,00
			39,84	1,43	0,17	27,87	4,63	4,15	0,73	0,01	0,04	0,00	0,79	5,34	6,12	12,86	325,00
So	6	0-10	17,55	0,60	0,08	29,49	4,60	3,67	13,30	0,64	1,54	0,19	15,67	32,54	48,20	32,52	127,87
			16,46	0,55	0,08	28,75	4,84	3,86	12,54	0,77	1,39	0,21	14,90	27,01	41,91	36,71	101,46
			15,95	0,53	0,07	30,59	4,61	3,71	11,04	0,58	1,23	0,17	13,03	30,34	43,37	29,86	85,87
			24,25	0,80	0,11	30,56	4,77	3,76	17,43	1,03	1,80	0,32	20,58	35,76	56,35	37,78	144,67
			19,42	0,63	0,09	30,88	4,60	3,61	14,14	0,68	1,55	0,24	16,61	29,93	46,54	36,04	117,52
		20-30	21,55	0,71	0,10	29,92	4,46	3,59	14,05	0,68	1,42	0,14	16,30	37,21	53,51	30,09	107,50
			15,37	0,57	0,08	26,70	4,74	3,71	11,50	0,61	1,18	0,10	13,40	24,57	37,97	36,18	89,38
			22,02	0,75	0,11	29,38	4,32	3,38	13,31	0,74	1,33	0,17	15,55	35,25	50,80	30,44	119,61
			26,15	0,80	0,11	32,27	4,28	3,29	13,42	1,01	1,56	0,24	16,23	46,97	63,20	26,92	131,18
			12,20	0,42	0,06	28,91	4,44	3,56	8,38	0,58	0,88	0,15	9,99	22,68	32,67	29,82	110,70
		45-55	25,54	0,82	0,11	30,32	4,62	3,72	15,57	1,01	1,41	0,13	18,12	39,96	58,08	31,77	155,67
			18,18	0,56	0,09	32,19	4,28	3,29	10,27	0,48	0,94	0,11	11,80	32,78	44,58	25,42	93,91
			24,14	0,73	0,10	32,84	4,34	3,32	12,27	0,77	1,14	0,13	14,31	38,12	52,43	27,56	137,44
			23,74	0,75	0,11	31,60	4,42	3,42	13,66	0,65	1,31	0,12	15,74	46,69	62,43	25,18	138,15
			21,03	0,65	0,09	32,38	4,30	3,25	10,04	0,47	1,01	0,10	11,63	35,66	47,29	24,59	115,90

cd.Tab. 37.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
So	6	100-110	46,15	1,29	0,16	35,88	4,45	4,01	1,10	0,05	0,09	0,01	1,25	7,94	9,19	13,60	231,00
			40,07	1,22	0,16	32,81	4,47	3,91	2,21	0,06	0,17	0,02	2,46	10,57	13,04	18,91	214,00
			47,28	1,33	0,18	35,67	4,22	3,62	2,93	0,06	0,15	0,01	3,16	10,73	13,88	22,74	209,00
			27,81	0,95	0,13	29,37	4,25	3,65	3,43	0,08	0,25	0,01	3,78	11,39	15,17	24,92	178,00
			39,62	1,18	0,16	33,69	3,76	3,17	2,40	0,06	0,19	0,01	2,67	12,62	15,28	17,44	176,00
So	7	0-10	23,60	0,91	0,11	25,81	5,11	4,06	18,41	1,04	2,06	0,54	22,05	26,52	48,57	45,35	139,47
			12,30	0,53	0,06	23,21	5,41	4,15	12,07	0,60	1,46	0,37	14,51	18,83	33,34	43,51	104,19
			11,45	0,47	0,06	23,92	5,26	4,10	12,58	0,63	1,28	0,31	14,80	18,50	33,30	44,47	114,82
			12,95	0,53	0,06	24,43	5,25	4,22	10,10	0,41	1,05	0,33	11,88	15,15	27,03	44,97	81,16
			13,25	0,55	0,07	24,09	5,10	4,10	11,53	0,44	1,29	0,38	13,63	19,53	33,16	40,97	150,08
		20-30	7,28	0,31	0,04	23,94	5,18	4,14	8,12	0,57	0,87	0,14	9,70	11,33	21,03	46,16	67,24
			9,61	0,38	0,05	24,64	5,02	3,83	7,40	0,52	0,69	0,14	8,75	17,00	25,75	35,53	70,22
			11,86	0,46	0,06	25,44	5,25	4,11	10,04	0,81	1,14	0,14	12,13	14,01	26,14	45,64	99,45
			11,15	0,44	0,05	25,43	4,97	3,78	8,05	0,71	0,81	0,14	9,71	16,22	25,93	37,62	83,59
			0-10	0,40	0,05	25,16	4,89	3,76	7,63	0,75	0,95	0,14	9,48	17,98	27,46	34,49	75,83
		45-55	6,91	0,27	0,03	25,55	5,21	3,98	5,71	0,26	0,64	0,09	6,69	9,91	16,61	40,09	57,02
			11,73	0,45	0,06	25,93	4,78	3,80	8,42	0,41	0,88	0,15	9,87	17,32	27,19	36,30	96,18
			6,92	0,28	0,03	24,71	5,15	3,92	5,56	0,25	0,59	0,09	6,49	12,19	18,68	34,85	72,83
			10,73	0,44	0,05	23,94	5,05	4,01	8,40	0,27	0,85	0,15	9,67	13,80	23,46	43,13	77,89
			7,71	0,34	0,04	22,73	4,92	3,92	4,96	0,27	0,52	0,09	5,83	12,66	18,49	32,37	71,88
		100-110	22,84	0,65	0,09	35,29	4,53	3,98	0,10	0,07	0,09	0,04	0,28	22,28	22,57	1,26	236,00
			31,03	0,83	0,12	37,44	4,39	3,84	0,32	0,10	0,09	0,04	0,54	11,84	12,37	4,35	236,00
			32,40	1,04	0,14	31,22	4,69	4,06	0,18	0,06	0,06	0,01	0,31	12,12	12,42	2,49	200,00
			28,52	0,91	0,11	31,41	4,44	4,02	0,72	0,05	0,09	0,01	0,88	14,37	15,24	5,75	199,00
			26,78	0,90	0,11	29,73	4,35	3,70	0,38	0,03	0,05	0,00	0,46	7,76	8,22	5,64	200,00
Jd	8	0-10	19,63	0,99	0,01	19,71	5,06	4,25	11,50	0,68	1,24	0,57	13,98	22,55	36,53	41,06	83,00
			18,68	0,86	0,03	22,28	4,79	4,20	11,37	1,39	1,55	0,41	14,72	23,66	38,38	44,58	131,00
			23,11	1,00	0,02	22,53	4,77	4,05	12,82	1,00	1,89	0,63	16,34	28,92	45,26	37,29	100-110
			13,40	0,61	0,02	21,97	5,30	4,80	13,09	0,58	1,39	0,33	15,40	14,66	30,06	54,49	92,00
			11,04	0,51	0,02	21,76	5,60	5,11	12,16	0,64	1,47	0,25	14,53	8,38	22,91	62,04	81,00
		20-30	17,51	0,82	0,01	21,10	5,16	4,62	12,21	0,65	1,13	0,07	14,06	18,01	32,06	44,59	59,00
			14,44	0,68	0,01	21,06	4,45	3,81	6,69	0,49	0,90	0,09	8,17	22,34	30,51	31,29	44,00
			16,41	0,75	0,01	21,97	5,14	4,70	14,36	0,65	1,35	0,15	16,51	16,69	33,20	50,03	51,00
			27,90	1,26	0,01	22,05	4,66	4,05	15,03	0,89	1,22	0,27	17,42	29,62	47,04	36,31	63,00
			15,69	0,78	0,01	20,10	4,43	3,51	5,06	0,53	0,66	0,13	6,38	27,05	33,42	21,39	44,00
		45-55	28,20	1,14	0,01	24,43	3,96	2,96	5,99	0,99	0,95	0,33	8,25	46,88	55,13	15,44	57,00
			24,26	1,12	0,02	21,58	4,13	3,23	8,75	0,82	1,10	0,22	10,90	48,26	59,15	19,84	73,00
			22,20	1,02	0,02	21,76	4,07	2,97	2,44	0,72	0,71	0,11	3,98	32,42	36,40	11,37	74,00
			34,83	1,40	0,02	23,87	3,97	3,04	7,62	0,74	1,27	0,26	9,89	43,48	53,37	16,83	82,00
			20,43	0,89	0,02	22,91	3,67	2,85	3,43	0,48	0,61	0,46	4,99	44,14	49,13	10,87	77,00

cd.Tab. 37.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Jd	8	100-110	41,95	1,75	0,29	23,95	3,57	3,10	0,30	0,07	0,11	0,03	0,52	24,29	24,80	2,09	303,00
			32,10	1,50	0,20	21,42	4,16	3,56	0,05	0,05	0,04	0,03	0,17	14,17	14,34	1,22	234,00
			36,52	1,81	0,22	20,18	3,89	3,31	0,21	0,27	0,28	0,09	0,85	47,32	48,17	1,76	228,00
			39,41	1,85	0,22	21,25	4,46	4,00	0,11	0,10	0,09	0,02	0,32	22,83	23,16	1,40	291,00
			39,11	1,87	0,23	20,93	4,68	4,26	0,08	0,05	0,04	0,03	0,21	18,21	18,42	1,12	352,00

Tabela. 38. Zbiorcze zestawienie wybranych właściwości w warstwie 0-3 cm gleb

Warstwa 0-3 cm							
Parametr	Jednostka	n	Średnia	Minimum	Maksimum	Odchylenie stardowe	Współczynnik zmienności
1	2	3	4	5	6	7	8
pH H ₂ O		159	4,30	3,40	5,60	0,45	10,51
pH KCl		159	3,34	2,65	5,11	0,49	14,58
C	%	159	32,03	6,91	52,35	11,93	37,26
N		159	1,18	0,27	1,94	0,41	34,70
C/N		156	26,98	18,80	37,74	4,93	18,26
S	cmol(+)/kg gleby	159	12,09	2,42	33,56	6,01	49,71
Y		159	106,62	8,38	1148,25	132,53	124,30
T		159	118,71	16,61	1175,35	134,59	113,38
V%	%	159	17,50	1,20	62,04	12,94	73,95
Na	mg/100g gleby	159	0,30	0,06	1,46	0,22	72,96
K		159	1,00	0,25	2,40	0,38	37,48
Ca		159	9,56	1,24	28,93	5,50	57,52
Mg		159	1,23	0,41	2,86	0,46	37,45

Tabela. 39. Zbiorcze zestawienie wybranych właściwości w warstwie 0-3 cm gleb

Warstwa 0-3 cm								
Parametr	Jednostka	Gatunek	n	Średnia	Minimum	Maksimum	Odchylenie stardowe	Współczynnik zmienności
1	2	3	4	5	6	7	8	9
pH H ₂ O		Jd	79	4,21	3,57	5,60	0,42	10,09
pH KCl			79	3,35	2,80	5,11	0,49	14,47
C	%		79	31,63	11,04	46,23	8,46	26,73
N			79	1,35	0,51	1,94	0,33	24,57
C/N			79	23,27	18,80	30,51	2,17	9,31
S	cmol(+)/kg gleby		79	10,91	2,42	28,51	5,58	51,13
Y			79	120,30	8,38	1148,25	163,41	135,83
T			79	131,21	22,91	1175,35	165,93	126,46
V%	%		79	14,91	1,20	62,04	12,26	82,26
Na	mg/100g gleby		79	0,32	0,06	1,05	0,20	62,76
K			79	1,00	0,43	2,40	0,37	36,71
Ca			79	8,38	1,24	24,10	5,06	60,32
Mg			79	1,21	0,41	2,75	0,43	35,96
pH H ₂ O			So	80	4,38	3,40	5,41	0,46
pH KCl		80		3,33	2,65	4,22	0,49	14,78
C	%	80		32,41	6,91	52,35	14,62	45,12
N		80		1,01	0,27	1,64	0,41	40,61
C/N		77		30,78	22,73	37,74	3,96	12,87
S	cmol(+)/kg gleby	80		13,25	5,54	33,56	6,22	46,95
Y		80		93,11	9,91	380,25	91,61	98,39
T		80		106,36	16,61	390,94	93,45	87,86
V%	%	80		20,05	2,34	46,16	13,15	65,60
Na	mg/100g gleby	80		0,28	0,09	1,46	0,23	83,89
K		80		1,00	0,25	1,91	0,38	38,46
Ca		80		10,71	3,87	28,93	5,70	53,15
Mg		80		1,26	0,52	2,86	0,49	38,84

Tabela. 40. Wartości pH i wybrane właściwości chemiczne próbek warstwy 3-10 cm

Gatunek	Nr. Pow.	Odległość od drogi	C	N	S	C/N	pH H ₂ O	pH KCl	Ca ²⁺	K ²⁺	Mg ²⁺	Na ²⁺	S	Y	T	V%	PEW	Fracja granulometryczna		
			%				mg·100g ⁻¹ gleby				cmol(+)·kg ⁻¹ gleby			piasek	pył			il		
			4	5	6		7	8	9	10	11	12	13	14	15			16	17	18
Jd	1	0-10	3,46	0,12	0,02	28,78	4,22	3,19	0,43	0,12	0,13	0,10	0,78	11,22	12,00	5,88	90,41	41,87	50,93	7,20
			2,45	0,09	0,02	27,31	4,38	3,23	0,14	0,10	0,07	0,05	0,36	10,05	10,41	3,61	66,35	47,27	44,98	7,77
			2,34	0,10	0,02	25,47	4,15	3,15	0,20	0,09	0,05	0,08	0,43	11,93	12,36	3,67	78,80	36,35	53,68	9,98
			2,38	0,09	0,02	27,95	4,44	3,40	0,10	0,05	0,04	0,02	0,21	8,41	8,63	2,46	45,78	43,57	48,30	8,08
			2,70	0,11	0,02	25,79	4,11	3,21	0,15	0,10	0,07	0,04	0,35	10,15	10,50	3,41	86,77	49,90	43,78	6,32
		20-30	1,81	0,07	0,02	24,74	4,25	3,41	0,10	0,09	0,05	0,01	0,24	8,66	8,90	2,74	49,39	30,65	59,65	10,02
			2,51	0,11	0,02	24,71	4,32	3,46	0,14	0,06	0,05	0,00	0,26	9,25	9,52	2,89	57,37	41,73	50,30	7,92
			2,00	0,08	0,02	24,90	4,21	3,20	0,08	0,07	0,04	0,02	0,21	9,90	10,11	2,05	64,31	40,17	50,43	9,38
			1,70	0,06	0,01	28,02	4,19	3,37	0,11	0,06	0,04	0,01	0,22	8,05	8,27	2,68	66,54	49,10	42,32	8,55
			1,92	0,09	0,02	22,13	4,36	3,28	0,31	0,10	0,08	0,02	0,52	11,36	11,88	4,27	48,93	27,95	62,87	9,20
		45-55	3,41	0,12	0,02	27,72	4,38	3,36	0,19	0,11	0,08	0,02	0,39	12,41	12,80	3,05	65,39	48,40	45,00	6,63
			1,77	0,07	0,01	25,31	4,35	3,23	0,10	0,06	0,04	0,01	0,20	8,96	9,16	2,13	47,18	38,88	51,10	10,05
			1,38	0,05	0,01	27,02	4,28	3,12	0,07	0,06	0,03	0,01	0,17	6,39	6,56	2,66	51,68	60,15	34,08	5,80
			2,34	0,08	0,02	31,69	4,35	3,38	0,18	0,10	0,07	0,00	0,36	9,82	10,18	3,24	55,01	52,60	40,63	6,73
		100-110	1,34	0,05	0,01	25,00	4,30	3,33	0,09	0,04	0,04	0,00	0,17	6,51	6,67	2,58	54,22	48,93	44,35	6,68
			2,59	0,11	0,02	23,57	3,71	3,16	0,08	0,05	0,06	0,01	0,20	12,84	13,04	1,55	92,00	65,60	30,05	4,25
			1,80	0,10	0,02	17,14	4,30	3,54	0,11	0,06	0,06	0,02	0,25	13,61	13,85	1,79	62,00	52,85	38,85	8,30
			1,22	0,05	0,01	23,79	3,79	3,41	0,16	0,10	0,11	0,02	0,39	13,67	14,06	2,78	66,00	48,00	46,15	5,85
			2,72	0,11	0,02	25,52	3,65	3,13	0,12	0,05	0,05	0,01	0,22	15,95	16,17	1,38	85,00	53,60	39,20	7,20
					2,86	0,18	0,02	16,04	4,56	3,85	0,15	0,03	0,04	0,00	0,21	7,19	7,40	2,86	79,00	63,35
So	2	0-10	3,09	0,11	0,02	27,94	4,13	3,05	0,19	0,08	0,06	0,05	0,38	14,02	14,40	2,82	59,30	38,83	53,85	7,32
			7,99	0,18	0,03	41,51	3,92	2,97	2,27	0,33	0,28	0,08	2,96	26,14	29,10	6,80	93,75	62,73	32,92	4,38
			4,35	0,11	0,02	38,75	3,99	2,92	0,19	0,08	0,06	0,09	0,42	14,70	15,12	3,11	70,91	63,03	32,57	4,38
			2,84	0,11	0,02	30,31	4,14	3,11	0,20	0,11	0,07	0,08	0,45	11,80	12,25	3,41	67,57	49,08	44,80	6,12
			2,24	0,07	0,02	31,58	4,14	2,99	0,11	0,07	0,04	0,06	0,28	9,69	9,97	2,78	63,14	56,37	37,15	6,45
		20-30	5,54	0,13	0,02	38,20	4,04	2,96	0,06	0,08	0,04	0,03	0,20	16,49	16,69	1,39	55,99	64,85	30,45	4,68
			2,94	0,12	0,02	24,72	3,96	3,05	0,08	0,09	0,04	0,03	0,25	12,61	12,85	1,80	73,16	60,25	33,92	5,83
			2,72	0,09	0,02	31,42	4,02	3,10	0,07	0,06	0,03	0,01	0,16	12,00	12,17	1,29	57,10	54,73	38,77	6,52
			3,48	0,12	0,03	27,14	4,02	3,10	0,05	0,09	0,05	0,03	0,21	12,05	12,26	1,72	64,86	61,93	32,62	5,42
			4,59	0,14	0,03	32,67	3,95	2,96	0,06	0,09	0,04	0,02	0,20	13,89	14,09	1,37	65,58	61,37	33,50	5,05
		45-55	2,44	0,10	0,02	23,10	4,02	2,86	0,03	0,06	0,03	0,01	0,14	11,00	11,14	1,22	63,41	50,30	43,83	5,88
			6,97	0,26	0,05	28,51	3,83	2,88	0,07	0,10	0,05	0,02	0,25	18,75	19,00	1,50	83,16	57,70	37,45	4,83
			5,75	0,19	0,03	30,77	3,69	2,76	0,17	0,10	0,06	0,02	0,34	19,58	19,93	1,77	100,20	51,60	43,43	4,98
			2,08	0,08	0,02	25,13	3,88	2,95	0,04	0,06	0,03	0,01	0,14	9,67	9,80	1,48	66,49	50,65	43,78	5,55
			2,97	0,12	0,02	25,00	4,04	3,05	0,10	0,08	0,04	0,01	0,22	11,60	11,82	2,07	61,10	48,25	45,68	6,10

cd.Tab. 40.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
So	2	100-110	1,16	0,05	0,01	21,74	3,62	3,09	0,09	0,03	0,03	0,00	0,15	7,05	7,20	2,03	52,00	69,90	24,35	5,70
			3,85	0,14	0,02	28,00	3,45	2,98	0,09	0,06	0,05	0,01	0,22	17,28	17,50	1,24	106,00	64,15	30,10	5,75
			5,96	0,27	0,03	21,88	3,53	2,84	0,82	0,19	0,20	0,03	1,22	23,98	25,21	4,86	134,00	81,60	15,95	2,45
			3,91	0,15	0,02	26,91	3,45	3,01	0,13	0,06	0,05	0,01	0,25	20,96	21,21	1,18	115,00	65,95	29,10	4,95
			3,25	0,13	0,01	25,83	3,46	3,06	0,07	0,06	0,04	0,01	0,18	17,77	17,94	0,98	119,00	62,35	32,55	5,10
So	3	0-10	5,37	0,18	0,01	35,60	4,19	2,96	0,09	0,05	0,04	0,03	0,22	12,73	12,95	2,40	69,17	64,87	30,92	4,23
			5,81	0,16	0,03	35,20	4,18	2,96	0,09	0,16	0,07	0,04	0,35	16,20	16,55	2,69	58,12	60,60	34,72	4,65
			2,20	0,07	0,02	33,51	4,22	3,00	0,25	0,11	0,06	0,07	0,49	7,33	7,82	6,61	42,42	55,23	38,53	6,23
			1,96	0,07	0,01	26,80	4,01	3,01	0,16	0,07	0,04	0,02	0,30	8,47	8,77	3,44	62,64	55,90	38,30	5,80
			1,15	0,05	0,02	26,22	4,33	3,10	0,08	0,05	0,04	0,02	0,19	18,90	19,10	2,18	37,61	62,03	32,87	5,07
		20-30	3,77	0,09	0,02	26,87	2,73	2,00	0,02	0,04	0,02	0,01	0,09	8,58	8,67	0,73	48,00	42,95	21,00	2,68
			1,88	0,07	0,03	27,18	4,25	3,10	0,09	0,07	0,03	0,02	0,20	7,08	7,28	2,85	46,14	57,97	36,62	5,45
			2,09	0,08	0,02	28,00	4,39	3,36	0,17	0,07	0,03	0,01	0,28	7,07	7,35	3,56	37,52	62,43	32,02	5,53
			2,09	0,07	0,02	30,21	4,47	3,07	0,15	0,05	0,03	0,01	0,24	7,26	7,50	2,93	44,23	70,42	26,15	3,45
			2,08	0,07	0,02	29,13	4,32	3,07	0,19	0,07	0,04	0,02	0,31	6,67	6,99	3,89	48,51	63,73	31,60	4,68
		45-55	2,43	0,07	0,03	35,48	4,30	3,55	0,02	0,05	0,03	0,01	0,11	8,30	8,42	1,36	40,09	69,40	25,80	4,75
			6,21	0,17	0,07	35,79	3,99	2,95	0,11	0,07	0,03	0,02	0,24	14,85	15,09	1,56	68,71	68,20	27,10	4,70
			4,39	0,12	0,05	36,18	4,10	3,10	0,18	0,09	0,05	0,03	0,35	15,09	15,44	2,25	88,05	71,55	25,25	3,20
			6,77	0,22	0,11	30,41	4,20	3,00	0,09	0,10	0,05	0,02	0,26	7,66	7,92	3,33	64,20	52,20	40,95	6,85
		100-110	2,23	0,07	0,03	30,16	4,16	3,01	0,13	0,07	0,04	0,01	0,25	8,00	8,26	3,05	52,20	46,25	44,50	9,25
			2,08	0,08	0,02	25,32	3,50	2,95	0,08	0,08	0,05	0,01	0,21	9,74	9,95	2,12	81,00	65,80	28,50	5,75
			4,92	0,16	0,02	29,88	3,33	2,81	0,06	0,09	0,06	0,01	0,22	21,70	21,92	1,01	134,00	70,85	26,05	3,15
			3,16	0,14	0,02	22,63	3,47	3,05	0,05	0,06	0,06	0,01	0,18	18,41	18,59	0,98	97,00	37,10	53,10	9,75
			7,52	0,31	0,04	24,62	3,54	3,26	0,26	0,12	0,12	0,04	0,54	28,18	28,72	1,86	133,00	72,65	24,10	3,25
		Jd	4	0-10	1,29	0,05	0,01	24,45	3,50	3,07	0,04	0,03	0,03	0,01	0,11	6,60	6,71	1,67	65,00	80,30
6,27	0,28				0,09	24,42	3,85	3,10	1,19	0,17	0,26	0,20	1,82	22,70	24,52	6,95	135,19	41,35	53,08	5,53
4,74	0,19				0,06	25,80	3,86	3,13	0,89	0,10	0,22	0,19	1,40	19,14	20,53	6,68	179,23	28,60	64,92	6,53
3,71	0,17				0,05	22,61	3,94	3,28	0,46	0,11	0,16	0,09	0,82	16,23	17,05	4,85	114,52	33,23	60,42	6,30
8,21	0,34				0,06	24,34	3,95	3,24	1,18	0,21	0,30	0,22	1,90	25,89	27,79	8,20	125,81	41,87	50,53	7,65
20-30	4,46			0,18	0,06	24,32	3,97	3,19	0,67	0,08	0,16	0,14	1,04	16,52	17,56	5,96	157,73	26,73	67,07	6,17
	3,18			0,14	0,01	23,19	4,17	3,45	0,27	0,09	0,09	0,09	0,55	14,36	14,91	3,87	90,97	22,95	69,25	7,70
	5,05			0,23	0,03	22,21	4,02	3,33	0,39	0,14	0,15	0,10	0,78	20,57	21,35	3,58	98,85	32,87	60,53	6,60
	3,66			0,14	0,02	25,65	3,94	3,16	0,27	0,06	0,10	0,09	0,52	17,48	18,00	2,97	87,06	35,75	58,32	5,97
	5,56			0,25	0,02	23,29	3,86	3,17	0,39	0,18	0,12	0,13	0,83	21,26	22,08	3,65	129,74	25,17	66,60	8,25
45-55	3,89			0,15	0,02	25,38	3,79	3,00	0,43	0,10	0,12	0,09	0,73	15,13	15,86	4,56	115,79	29,10	64,40	6,50
	3,86			0,13	0,01	28,98	3,71	2,86	0,26	0,04	0,08	0,09	0,46	15,00	15,46	3,01	130,09	31,70	60,35	8,00
	3,20			0,10	0,01	30,61	3,65	2,70	0,44	0,04	0,12	0,09	0,70	12,81	13,51	5,19	125,65	40,80	53,50	5,70
	2,77			0,12	0,01	24,05	3,92	2,94	0,33	0,05	0,09	0,09	0,57	13,02	13,59	4,16	95,48	26,10	66,55	7,40
	2,58			0,11	0,01	23,14	3,88	2,97	0,15	0,05	0,08	0,08	0,37	10,42	10,79	3,43	86,20	17,15	74,45	8,40

cd.Tab. 40.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Jd	4	100-110	4,64	0,19	0,02	23,90	3,50	2,99	0,30	0,07	0,11	0,03	0,52	24,29	24,80	2,09	130,00	42,40	52,60	5,00
			2,07	0,07	0,02	27,64	3,60	3,45	0,05	0,05	0,04	0,03	0,17	14,17	14,34	1,22	128,00	24,10	66,40	9,60
			17,52	0,75	0,15	23,22	3,59	3,36	0,21	0,27	0,28	0,09	0,85	47,32	48,17	1,76	148,00	53,70	42,10	4,20
			4,59	0,18	0,02	25,63	3,57	3,22	0,11	0,10	0,09	0,02	0,32	22,83	23,16	1,40	100-110	17,25	71,50	11,30
			3,40	0,12	0,02	27,25	3,46	3,02	0,08	0,05	0,04	0,03	0,21	18,21	18,42	1,12	126,00	31,60	57,15	11,25
Jd	5	0-10	6,46	0,32	0,05	20,95	4,04	3,18	0,81	0,14	0,21	0,27	1,42	25,70	27,13	5,36	177,63	22,67	38,32	5,68
			5,95	0,23	0,04	25,82	3,90	3,09	0,46	0,19	0,21	0,35	1,22	22,79	24,01	5,39	137,57	25,48	66,90	7,67
			5,06	0,23	0,05	23,86	3,89	3,08	0,48	0,10	0,17	0,24	0,99	21,69	22,68	4,82	147,23	37,83	54,15	8,00
			4,34	0,19	0,04	23,57	3,94	3,11	0,45	0,13	0,16	0,32	1,06	17,33	18,39	6,12	124,13	31,77	61,92	6,32
			5,30	0,24	0,05	21,86	4,06	3,30	0,91	0,20	0,29	0,46	1,86	20,48	22,34	8,02	130,23	28,53	65,05	6,77
		20-30	3,46	0,14	0,03	25,02	3,93	3,19	0,50	0,12	0,18	0,14	0,94	15,12	16,06	6,68	110,62	35,25	57,08	7,63
			4,17	0,18	0,04	24,17	3,83	3,05	0,31	0,07	0,13	0,11	0,62	18,97	19,59	3,15	134,84	30,48	61,58	6,12
			3,41	0,14	0,03	25,82	3,92	3,13	0,40	0,12	0,16	0,22	0,90	16,37	17,26	5,33	99,87	32,85	60,33	6,82
			4,41	0,19	0,04	23,62	3,92	3,21	0,40	0,13	0,15	0,17	0,85	18,64	19,48	4,42	128,59	27,20	64,17	8,62
			3,73	0,15	0,03	25,33	3,79	3,08	0,51	0,15	0,20	0,16	1,01	17,61	18,62	5,46	153,35	33,17	59,42	7,40
			4,19	0,21	0,03	21,22	4,13	3,22	0,43	0,11	0,17	0,09	0,79	19,85	20,64	4,51	94,53	32,05	60,63	7,35
		45-55	5,25	0,23	0,04	24,25	4,03	3,13	0,35	0,09	0,14	0,10	0,69	20,42	21,11	3,37	106,82	30,43	63,40	6,23
			3,51	0,14	0,03	25,62	4,02	3,07	0,30	0,08	0,13	0,07	0,58	17,06	17,65	3,68	77,41	24,95	67,28	7,83
			4,52	0,20	0,04	23,97	3,91	3,03	0,40	0,08	0,11	0,06	0,65	14,11	14,76	4,40	101,13	30,93	60,93	8,15
			2,76	0,10	0,02	27,58	4,08	3,18	0,62	0,14	0,16	0,07	0,99	17,41	18,40	6,46	59,49	33,60	58,98	7,38
		100-110	1,77	0,07	0,01	25,07	3,73	3,47	0,15	0,05	0,05	0,01	0,26	12,07	12,33	2,14	83,00	30,45	61,30	8,25
			4,82	0,26	0,03	18,77	3,68	3,18	0,13	0,24	0,17	0,05	0,59	36,25	36,84	1,60	131,00	31,20	58,80	0-10
			3,56	0,15	0,02	23,23	3,60	3,19	0,76	0,07	0,15	0,01	0,99	16,46	17,44	5,65	100-110	47,60	46,45	5,80
			1,58	0,07	0,02	22,94	3,62	3,25	0,12	0,05	0,06	0,02	0,25	13,89	14,15	1,79	92,00	30,95	59,10	9,95
			3,20	0,15	0,02	21,57	3,52	3,24	0,21	0,04	0,09	0,01	0,36	16,96	17,32	2,07	81,00	57,75	38,75	3,40
So	6	0-10	1,50	0,05	0,01	31,11	4,84	3,74	1,73	0,03	0,11	0,05	1,92	5,51	7,43	25,43	32,07	89,67	8,70	1,62
			1,09	0,03	0,01	36,15	5,11	4,01	1,55	0,04	0,12	0,05	1,76	4,43	6,18	28,20	36,15	88,10	9,55	2,32
			1,91	0,06	0,01	32,68	4,63	3,59	1,62	0,06	0,15	0,05	1,89	6,38	8,27	22,17	37,11	89,90	8,77	1,32
			1,72	0,05	0,01	34,62	4,69	3,57	1,83	0,04	0,14	0,05	2,06	5,65	7,71	26,97	36,57	89,08	9,35	1,55
			1,95	0,06	0,01	32,97	4,67	3,62	2,16	0,04	0,15	0,05	2,40	5,59	7,99	28,29	42,54	89,37	9,18	1,42
		20-30	1,56	0,05	0,01	33,61	4,62	3,56	1,72	0,04	0,12	0,03	1,91	5,75	7,67	24,89	35,09	88,53	9,72	1,67
			1,36	0,04	0,01	32,18	4,66	3,54	1,47	0,03	0,11	0,03	1,64	5,09	6,72	24,31	35,41	88,63	9,42	1,93
			1,80	0,06	0,01	33,18	4,59	3,54	1,68	0,05	0,13	0,03	1,89	6,38	8,27	22,36	45,78	88,30	9,97	1,72
			1,50	0,05	0,01	33,41	4,54	3,43	1,26	0,03	0,07	0,03	1,39	5,71	7,10	19,68	33,93	87,60	10,28	2,10
			1,45	0,05	0,01	30,90	4,65	3,62	1,24	0,03	0,11	0,03	1,42	5,73	7,15	19,46	34,12	88,37	9,83	1,78
		45-55	1,50	0,04	0,01	39,71	4,60	3,47	1,35	0,03	0,10	0,02	1,50	5,27	6,77	22,16	38,36	89,50	8,83	1,70
			1,56	0,04	0,01	35,29	4,79	3,67	1,57	0,03	0,08	0,03	1,71	5,37	7,08	23,87	35,60	87,88	10,43	1,73
			1,76	0,05	0,01	36,35	4,71	3,63	1,63	0,04	0,10	0,03	1,80	6,19	7,99	22,54	30,95	90,05	8,30	1,65
			1,40	0,03	0,01	42,70	4,75	3,55	1,17	0,03	0,09	0,02	1,31	5,01	6,32	21,32	40,67	87,95	9,88	2,10
			1,03	0,03	0,01	37,55	4,74	3,70	1,03	0,02	0,07	0,02	1,14	4,31	5,45	20,92	26,84	89,15	9,20	1,70

cd.Tab. 40.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
So	6	100-110	1,66	0,06	0,01	27,54	3,90	3,48	0,89	0,02	0,07	0,01	0,99	8,01	9,00	10,98	59,00	87,65	10,55	1,85
			1,17	0,05	0,01	25,86	4,28	3,73	0,88	0,02	0,07	0,00	0,97	5,76	6,73	14,47	44,00	87,25	10,80	1,95
			1,45	0,05	0,01	28,27	4,09	3,53	1,16	0,02	0,06	0,00	1,25	5,99	7,23	17,23	51,00	90,50	8,00	1,40
			2,03	0,08	0,01	25,48	4,03	3,72	1,54	0,03	0,12	0,00	1,69	6,55	8,24	20,53	63,00	89,80	8,65	1,55
			1,07	0,04	0,01	26,15	3,78	3,58	0,73	0,01	0,04	0,00	0,79	5,34	6,12	12,86	44,00	91,50	7,50	0,95
So	7	0-10	2,10	0,09	0,02	24,17	5,08	3,79	3,05	0,04	0,25	0,11	3,45	7,54	10,99	31,46	42,13	78,95	16,37	3,02
			2,22	0,09	0,02	23,72	5,45	4,00	2,72	0,04	0,19	0,08	3,03	8,12	11,14	28,45	41,92	84,03	14,23	1,73
			2,20	0,09	0,01	23,65	5,09	3,77	1,94	0,04	0,14	0,07	2,19	7,98	10,17	21,39	40,88	84,15	13,63	2,20
			3,63	0,15	0,02	24,35	4,95	3,60	2,02	0,05	0,17	0,06	2,30	9,48	11,79	19,24	47,53	82,50	15,08	2,37
			2,87	0,11	0,02	25,38	5,43	4,12	3,16	0,06	0,22	0,10	3,53	8,15	11,69	31,84	53,63	83,02	14,52	2,47
		20-30	2,83	0,12	0,03	23,22	4,99	3,76	3,43	0,06	0,22	0,06	3,77	8,35	12,13	31,41	51,77	86,18	12,03	1,80
			2,62	0,11	0,03	24,94	5,12	3,83	2,07	0,05	0,13	0,06	2,30	7,90	10,20	23,11	37,39	79,98	16,37	3,55
			2,92	0,12	0,03	23,84	5,14	3,78	3,17	0,07	0,22	0,06	3,52	8,44	11,96	29,90	45,30	84,42	13,10	2,48
			4,47	0,19	0,04	23,72	4,80	3,69	4,18	0,09	0,24	0,07	4,58	12,52	17,10	28,06	58,02	82,90	14,68	1,93
			2,46	0,11	0,02	23,10	4,90	3,70	2,19	0,06	0,16	0,05	2,47	8,94	11,41	22,27	37,52	72,90	21,00	4,98
		45-55	2,66	0,12	0,03	23,55	5,08	4,01	2,99	0,09	0,24	0,05	3,38	7,25	10,64	30,92	48,54	78,88	17,03	4,10
			2,70	0,11	0,03	24,09	5,02	3,82	2,66	0,08	0,18	0,06	2,98	6,89	9,87	29,41	46,37	84,88	12,63	2,53
			2,27	0,10	0,02	21,71	5,28	4,02	2,68	0,07	0,15	0,05	2,95	7,17	10,12	29,00	46,19	86,65	11,53	1,90
			1,85	0,08	0,02	22,06	5,34	4,12	2,09	0,05	0,12	0,05	2,32	5,51	7,83	29,53	37,78	86,60	11,53	1,85
		100-110	2,36	0,11	0,02	22,04	5,01	3,80	1,37	0,06	0,09	0,04	1,57	7,30	8,87	17,97	39,69	81,35	15,33	3,33
			1,74	0,07	0,01	25,93	4,11	3,86	1,10	0,05	0,09	0,01	1,25	7,94	9,19	13,60	57,00	85,75	12,30	1,95
			3,29	0,13	0,02	26,04	4,10	3,69	2,21	0,06	0,17	0,02	2,46	10,57	13,04	18,91	73,00	90,00	8,70	1,35
			3,14	0,14	0,02	22,30	4,21	3,90	2,93	0,06	0,15	0,01	3,16	10,73	13,88	22,74	74,00	68,25	27,30	4,55
			3,59	0,13	0,02	27,69	4,04	3,67	3,43	0,08	0,25	0,01	3,78	11,39	15,17	24,92	82,00	88,10	10,45	1,45
		3,59	0,13	0,02	26,69	3,91	3,56	2,40	0,06	0,19	0,01	2,67	12,62	15,28	17,44	77,00	87,35	11,45	1,20	
Jd	8	0-10	5,06	0,22	0,01	23,37	4,23	3,42	3,50	0,07	0,35	0,38	4,30	11,27	15,57	23,45	109,32	67,38	28,03	4,53
			2,77	0,13	0,02	20,58	4,59	3,89	2,10	0,11	0,17	0,10	2,48	6,70	9,18	24,20	104,81	74,30	22,48	3,23
			6,34	0,27	0,03	27,18	3,83	3,00	0,88	0,13	0,21	0,24	1,47	13,13	14,60	9,65	93,87	77,27	19,97	2,73
			4,91	0,20	0,02	23,25	4,64	3,84	2,80	0,10	0,30	0,27	3,48	11,32	14,80	30,31	118,29	73,23	22,98	3,73
			4,93	0,23	0,01	21,76	4,67	3,83	3,43	0,17	0,41	0,32	4,34	9,66	13,99	29,51	113,05	73,13	22,78	4,08
		20-30	3,80	0,14	0,01	27,85	4,27	3,37	1,30	0,06	0,14	0,04	1,54	9,00	10,54	16,74	94,50	70,47	25,45	4,03
			2,43	0,10	0,03	24,45	4,19	3,38	0,45	0,04	0,09	0,04	0,63	6,63	7,26	8,97	103,72	65,32	30,17	4,52
			3,41	0,17	0,02	20,37	4,64	3,89	2,49	0,09	0,28	0,09	2,95	6,68	9,63	29,85	67,41	68,93	27,07	3,98
			4,25	0,17	0,01	24,34	3,90	3,17	1,20	0,11	0,13	0,15	1,59	11,26	12,85	11,54	91,13	67,03	29,18	3,77
			2,38	0,11	0,02	22,17	4,00	3,22	0,26	0,06	0,07	0,03	0,42	7,29	7,72	5,34	49,98	67,93	27,60	4,43
		45-55	6,68	0,19	0,02	33,80	3,50	2,75	0,20	0,08	0,08	0,14	0,51	15,23	15,74	3,12	83,25	82,38	15,85	1,73
			3,44	0,13	0,03	26,47	3,65	2,88	0,30	0,06	0,07	0,01	0,44	8,59	9,03	4,63	103,00	83,18	14,78	2,08
			0,95	0,04	0,02	25,69	3,71	2,97	0,04	0,02	0,03	0,01	0,10	3,60	3,70	2,59	101,02	81,15	15,85	3,00
			2,41	0,08	0,02	29,94	3,90	3,17	0,29	0,03	0,05	0,02	0,40	6,25	6,65	7,25	92,03	79,08	18,40	2,48
			1,45	0,05	0,02	28,33	3,79	2,96	0,20	0,03	0,05	0,04	0,32	5,08	5,40	5,28	81,08	82,28	15,20	2,48

cd.Tab. 40.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Jd	8	100-110	4,50	0,20	0,03	22,51	3,52	3,22	0,10	0,07	0,09	0,04	0,28	22,28	22,57	1,26	180,00	80,75	16,55	2,75
			3,13	0,19	0,02	16,67	4,34	3,98	0,32	0,10	0,09	0,04	0,54	11,84	12,37	4,35	133,00	79,90	18,10	2,00
			2,85	0,12	0,02	23,93	3,72	3,41	0,18	0,06	0,06	0,01	0,31	12,12	12,42	2,49	81,00	85,50	12,95	1,55
			3,52	0,15	0,02	23,42	3,52	3,00	0,72	0,05	0,09	0,01	0,88	14,37	15,24	5,75	104,00	77,45	16,85	1,90
			1,71	0,09	0,01	19,99	4,53	4,07	0,38	0,03	0,05	0,00	0,46	7,76	8,22	5,64	61,00	74,20	22,40	3,40

Tabela. 41. Zbiorcze zestawienie wybranych właściwości gleb w warstwie 3-10 cm

Warstwa 3-10 cm							
Parametr	Jednostka	n	Średnia	Minimum	Maksimum	Odchylenie stardowe	Współczynnik zmienności
1	2	3	4	5	6	7	8
pH H ₂ O		159	4,15	2,73	5,45	0,48	11,61
pH KCl		159	3,31	2,00	4,12	0,35	10,57
C	%	159	3,30	0,95	17,52	1,93	58,68
N		159	0,13	0,03	0,75	0,08	63,32
C/N		159	26,74	16,04	42,70	4,81	17,98
S	cmol(+)/kg gleby	159	1,06	0,09	4,58	1,05	99,78
Y		159	12,46	3,60	47,32	6,50	52,18
T		159	13,52	3,70	48,17	6,40	47,37
V%	%	159	9,31	0,73	31,84	9,74	104,58
Na	mg/100g gleby	159	0,06	0,00	0,46	0,08	126,82
K		159	0,08	0,01	0,33	0,05	61,02
Ca		159	0,81	0,02	4,18	0,97	120,28
Mg		159	0,11	0,02	0,41	0,08	68,50
Piasek	%	159	60	17	92	21,82	36,32
Pył		159	34	8	74	19,32	56,03
Ił		159	5	1	11	2,57	51,61

Tabela. 42. Zbiorcze zestawienie wybranych właściwości gleb w warstwie 3-10 cm

Warstwa 3-10 cm								
Parametr	Jednostka	Gatunek	n	Średnia	Minimum	Maksimum	Odchylenie stardowe	Współczynnik zmienności
1	2	3	4	5	6	7	8	9
pH H ₂ O		Jodła pospolita	79	3,99	3,46	4,67	0,31	7,80
pH KCl			79	3,25	2,70	4,07	0,26	8,15
C	%		79	3,68	0,95	17,52	2,15	58,45
N			79	0,16	0,04	0,75	0,09	61,02
C/N			79	24,54	16,04	33,80	3,07	12,51
S	cmol(+)/kg gleby		79	0,82	0,10	4,34	0,84	102,06
Y			79	14,59	3,60	47,32	6,91	47,38
T			79	15,42	3,70	48,17	7,01	45,46
V%	%		79	5,76	1,12	30,31	6,25	108,55
Na	mg/100g gleby		79	0,09	0,00	0,46	0,10	108,94
K			79	0,09	0,02	0,27	0,05	54,47
Ca			79	0,52	0,04	3,50	0,69	133,45
Mg			79	0,12	0,03	0,41	0,08	66,06
Piasek	%		79	47	17	86	19,64	41,84
Pył			79	46	13	74	17,57	37,99
Ił		79	6	2	11	2,40	38,04	
pH H ₂ O		Sosna zwyczajna	80	4,30	2,73	5,45	0,56	13,13
pH KCl			80	3,36	2,00	4,12	0,41	12,22
C	%		80	2,92	1,03	7,99	1,62	55,56
N			80	0,10	0,03	0,31	0,06	54,04
C/N			80	28,91	21,71	42,70	5,22	18,07
S	cmol(+)/kg gleby		80	1,29	0,09	4,58	1,19	92,57
Y			80	10,36	4,31	28,18	5,33	51,41
T			80	11,64	5,45	29,10	5,13	44,07
V%	%		80	12,82	0,73	31,84	11,22	87,54
Na	mg/100g gleby		80	0,03	0,00	0,11	0,03	78,33
K			80	0,07	0,01	0,33	0,04	64,50
Ca			80	1,09	0,02	4,18	1,11	102,25
Mg			80	0,10	0,02	0,28	0,07	69,20
Piasek	%		80	73	37	92	15,14	20,73
Pył			80	23	8	54	12,88	56,38
Ił		80	4	1	10	2,00	54,51	

Tabela. 43. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb w drzewostanach sosnowych wg klasyfikacji IUNG

Lp	C	pH H2O	Uziarnienie	Uśrednione wartości z poziomu 0-10cm [mg•kg-1]					Stopień zanieczyszczenia wg IUNG So				
				Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd
1	23,7	3,1	61,2	58,7	42,7	8,9	4,2	0,3	1	0	0	0	0
2	26,0	3,0	37,3	43,8	39,8	7,6	3,2	0,4	0	0	0	0	0
3	25,4	2,9	37,0	43,3	40,9	6,8	3,2	0,3	0	0	0	0	0
4	22,4	3,1	50,9	48,7	53,2	9,0	4,9	0,2	0	0	0	0	0
5	21,2	2,9	43,6	39,9	37,9	6,9	3,3	0,3	0	0	0	0	0
6	26,1	3,0	35,1	39,9	51,1	6,7	3,5	0,4	0	0	0	0	0
7	24,6	2,9	39,8	43,8	31,4	7,4	3,7	0,3	0	0	0	0	0
8	23,5	3,0	45,3	47,2	32,7	8,1	3,6	0,3	0	0	0	0	0
9	25,8	3,0	38,0	37,6	34,1	7,1	3,4	0,3	0	0	0	0	0
10	22,5	2,9	38,6	37,0	32,0	9,6	2,9	0,3	0	0	0	0	0
11	25,2	2,8	49,7	38,8	34,8	9,5	3,6	0,3	0	0	0	0	0
12	28,5	2,8	42,3	26,3	26,6	6,2	2,5	0,3	0	0	0	0	0
13	27,2	2,9	48,4	57,6	41,5	7,8	4,6	0,4	1	0	0	0	0
14	26,2	2,8	49,3	46,6	36,8	8,9	3,7	0,3	0	0	0	0	0
15	27,2	2,9	51,8	33,9	36,0	5,9	3,6	0,3	0	0	0	0	0
16	24,2	3,1	30,1	30,5	30,9	6,1	4,8	0,2	0	0	0	0	0
17	25,8	2,9	35,9	33,2	31,8	6,2	5,0	0,3	0	0	0	0	0
18	22,1	2,8	18,4	40,8	44,9	8,5	5,0	0,3	0	0	0	0	0
19	25,4	3,0	34,1	42,6	31,7	7,4	5,8	0,3	0	0	0	0	0
20	22,9	2,9	37,7	49,4	41,7	8,8	6,9	0,5	0	0	0	0	0
21	24,8	3,0	35,2	23,4	29,6	5,5	2,0	0,2	0	0	0	0	0
22	21,6	2,9	39,4	28,6	26,1	4,6	1,9	0,3	0	0	0	0	0
23	21,4	3,0	44,8	42,4	33,5	5,9	2,7	0,4	0	0	0	0	0
24	22,7	3,0	44,1	22,4	31,3	6,0	1,9	0,3	0	0	0	0	0
25	24,8	3,0	37,9	25,3	29,5	5,1	2,0	0,3	0	0	0	0	0
26	18,6	2,5	23,7	31,6	20,0	3,7	1,6	0,1	0	0	0	0	0
27	17,1	3,0	42,1	29,3	24,6	4,5	1,9	0,2	0	0	0	0	0
28	21,3	3,1	37,6	19,3	23,1	4,0	1,4	0,2	0	0	0	0	0
29	19,7	3,0	29,6	16,4	23,1	4,6	1,3	0,2	0	0	0	0	0
30	22,1	3,0	36,3	26,9	36,2	4,3	2,1	0,2	0	0	0	0	0
31	25,2	3,2	30,6	28,7	31,5	4,7	2,4	0,3	0	0	0	0	0
32	27,0	3,0	31,8	43,5	36,1	6,6	3,3	0,4	0	0	0	0	0
33	28,4	3,0	28,5	36,0	39,2	6,3	3,1	0,4	0	0	0	0	0
34	29,2	3,0	47,8	24,4	34,8	5,5	2,9	0,3	0	0	0	0	0
35	22,5	2,9	53,8	28,2	34,0	5,3	2,9	0,2	0	0	0	0	0
36	24,7	3,0	34,3	14,7	42,6	5,8	4,4	0,3	0	0	0	0	0
37	26,3	2,8	29,2	33,3	35,4	7,3	4,9	0,3	0	0	0	0	0
38	20,7	2,9	62,9	54,1	41,9	6,1	7,1	0,4	1	0	0	0	0
39	27,2	3,2	27,4	29,9	41,1	11,0	5,8	0,4	0	0	0	0	0

cd.Tab. 43.

Lp	C	pH H ₂ O	Uziarnienie	Uśrednione wartości z poziomu 0-10cm [mg•kg ⁻¹]					Stopień zanieczyszczenia wg IUNG				
				Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd
40	21,9	2,9	19,6	43,3	29,5	7,7	5,0	0,5	0	0	0	0	0
41	9,5	3,7	10,3	32,0	35,8	5,3	2,0	0,3	0	0	0	0	0
42	8,8	3,9	11,9	32,4	30,8	4,3	1,9	0,2	0	0	0	0	0
43	8,9	3,7	10,1	31,1	26,3	4,0	1,9	0,2	0	0	0	0	0
44	13,0	3,7	10,9	38,0	39,9	5,5	2,5	0,3	0	0	0	0	0
45	10,7	3,6	10,6	41,1	40,0	5,8	2,4	0,3	0	0	0	0	0
46	11,6	3,6	11,4	46,5	42,1	5,6	2,7	0,3	0	0	0	0	0
47	8,4	3,6	11,4	54,5	42,1	5,6	2,9	0,4	1	0	0	0	0
48	11,9	3,5	11,7	41,2	34,6	5,0	2,5	0,3	0	0	0	0	0
49	13,8	3,4	12,4	42,8	36,8	5,4	2,3	0,3	0	0	0	0	0
50	6,8	3,6	11,6	34,4	28,5	4,2	1,9	0,2	0	0	0	0	0
51	13,5	3,6	10,5	49,7	38,7	5,1	2,7	0,3	0	0	0	0	0
52	9,9	3,5	12,2	42,6	31,8	4,5	2,4	0,3	0	0	0	0	0
53	13,0	3,5	10,0	43,4	40,5	5,4	2,4	0,3	0	0	0	0	0
54	12,6	3,5	12,0	55,4	42,2	6,0	2,7	0,4	1	0	0	0	0
55	11,0	3,5	10,9	49,7	37,6	5,8	2,6	0,3	0	0	0	0	0
56	23,9	3,7	12,4	23,9	62,9	7,0	5,6	0,5	0	0	0	0	1
57	20,6	3,8	12,8	26,0	54,4	6,7	16,0	0,5	0	0	0	0	0
58	24,4	3,6	9,4	19,6	54,3	6,1	4,1	0,5	0	0	0	0	0
59	14,9	3,7	10,2	41,4	55,8	7,3	13,9	0,5	0	0	0	0	1
60	20,3	3,4	8,5	38,6	55,2	6,8	6,9	0,4	0	0	0	0	0
61	12,8	3,9	19,4	40,7	56,1	6,9	3,2	0,4	0	0	0	0	0
62	7,3	4,1	16,0	36,8	33,0	4,1	2,5	0,2	0	0	0	0	0
63	6,8	3,9	15,8	275,9	44,6	6,3	3,6	0,4	3	0	0	0	0
64	8,3	3,9	17,5	36,0	40,8	4,8	2,7	0,3	0	0	0	0	0
65	8,1	4,1	17,0	33,1	42,5	5,3	2,7	0,2	0	0	0	0	0
66	5,1	4,0	13,8	34,6	33,8	3,9	2,7	0,2	0	0	0	0	0
67	6,1	3,8	19,9	42,0	31,8	4,0	2,7	0,2	0	0	0	0	0
68	7,4	3,9	15,6	31,8	38,7	3,9	2,7	0,3	0	0	0	0	0
69	7,8	3,7	16,6	33,5	32,0	4,1	2,4	0,2	0	0	0	0	0
70	6,2	3,7	26,0	35,2	23,2	3,5	2,1	0,2	0	0	0	0	0
71	4,8	4,0	21,1	37,5	20,4	4,8	1,8	0,2	0	0	0	0	0
72	7,2	3,8	15,2	32,2	32,5	4,7	2,7	0,2	0	0	0	0	0
73	4,6	4,0	13,4	30,0	28,2	3,8	2,3	0,1	0	0	0	0	0
74	6,3	4,1	13,4	28,7	26,9	3,6	2,5	0,2	0	0	0	0	0
75	5,0	3,9	18,7	27,0	27,2	4,0	2,5	0,2	0	0	0	0	0
76	12,3	3,9	14,3	25,1	44,7	5,6	21,8	0,3	0	0	0	0	0
77	17,2	3,8	10,1	28,7	44,5	5,7	15,0	0,4	0	0	0	0	0
78	17,8	4,0	31,9	31,2	50,8	6,3	18,9	0,5	0	0	0	0	0
79	16,1	3,8	11,9	35,9	46,8	5,9	15,6	0,4	0	0	0	0	0
80	15,2	3,6	12,7	35,4	49,4	5,8	14,4	0,4	0	0	0	0	0

Tabela. 44. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb w drzewostanach jodłowych wg klasyfikacji IUNG

Lp	C	pH H ₂ O	Uziarnienie	Uśrednione wartości z poziomu 0-10cm [mg·kg ⁻¹]					Stopień zanieczyszczenia wg IUNG - Jd				
				Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd
1	17,9	3,2	58,1	58,5	37,2	7,8	4,4	6,5	1	0	0	0	3
2	20,8	3,3	52,8	57,5	40,9	9,6	4,5	8,3	1	0	0	0	3
3	12,1	3,2	63,7	64,1	40,3	8,5	5,4	6,6	1	0	0	0	3
4	15,0	3,3	56,4	49,9	36,9	6,8	4,1	5,4	0	0	0	0	3
5	18,2	3,1	50,1	46,3	28,0	6,5	4,1	5,0	0	0	0	0	3
6	13,8	3,2	69,7	55,6	40,7	6,6	4,8	4,9	1	0	0	0	2
7	17,8	3,3	58,2	56,1	47,7	7,5	4,9	5,7	1	0	0	0	3
8	20,8	3,2	59,8	53,5	42,3	9,4	4,4	8,0	1	0	0	0	3
9	18,9	3,3	50,9	49,6	41,4	8,9	4,6	7,6	0	0	0	0	3
10	19,1	3,2	72,1	63,9	48,0	8,4	6,1	6,4	1	0	0	0	3
11	20,3	3,2	51,6	58,0	47,7	9,6	6,0	7,6	1	0	0	0	3
12	18,4	3,2	61,2	50,4	39,1	8,7	4,7	7,2	1	0	0	0	3
13	13,8	3,1	39,9	42,1	29,6	9,3	3,3	8,1	0	0	0	0	3
14	18,0	3,2	47,4	73,7	48,1	13,1	8,2	8,4	1	0	0	0	3
15	18,7	3,2	51,0	42,6	29,1	8,8	4,3	7,6	0	0	0	0	3
16	24,4	3,2	34,3	32,7	38,3	7,8	6,6	6,9	0	0	0	0	3
17	17,3	3,6	47,2	73,7	49,7	9,4	11,8	6,5	1	0	0	0	3
18	16,2	3,3	52,0	83,7	50,8	12,8	13,7	11,8	1	0	0	0	5
19	21,5	3,0	46,4	79,9	44,5	10,8	9,3	8,8	1	0	0	0	3
20	17,0	3,4	36,6	99,3	65,5	13,7	13,2	7,9	1	0	0	0	3
21	18,2	3,3	58,6	74,6	66,5	12,0	7,6	8,7	1	0	0	0	3
22	19,3	3,2	71,5	68,3	45,1	8,4	5,6	6,5	1	0	0	0	3
23	19,3	3,3	66,7	63,4	39,8	9,1	5,3	7,4	1	0	0	0	3
24	20,6	3,4	58,2	71,4	50,1	12,1	5,8	7,2	1	0	0	0	3
25	21,5	3,2	73,2	57,8	35,0	7,1	4,3	4,7	1	0	0	0	2
26	16,9	3,3	77,0	85,6	51,1	10,4	7,2	6,8	1	0	0	0	3
27	20,0	3,2	67,1	63,4	36,5	8,7	4,8	6,7	1	0	0	0	3
28	20,6	3,1	64,3	62,1	35,9	7,6	5,2	5,3	1	0	0	0	3
29	21,8	3,1	74,9	80,2	37,8	8,3	5,3	5,7	1	0	0	0	3
30	17,8	3,0	70,9	78,7	42,7	10,2	5,5	8,0	1	0	0	0	3
31	20,8	2,8	68,4	80,5	41,6	8,7	4,5	6,3	1	0	0	0	3
32	18,6	2,8	59,2	82,0	40,7	8,1	4,8	5,9	1	0	0	0	3
33	8,6	3,1	74,0	66,4	30,6	6,3	3,8	4,8	1	0	0	0	2
34	0,0	0,0	0,0	58,4	29,1	6,1	3,9	4,2	1	0	0	0	2
35	10,5	3,0	82,9	62,2	34,6	6,3	3,9	4,6	1	0	0	0	2
36	25,3	3,1	57,6	42,1	40,3	7,8	5,7	6,0	0	0	0	0	3
37	23,6	3,3	76,0	54,8	32,7	8,8	6,4	6,9	1	0	0	0	3
38	28,5	3,3	46,3	186,3	37,1	15,9	9,7	9,2	2	0	0	0	3
39	20,6	3,1	82,8	49,1	28,6	7,8	8,6	5,1	0	0	0	0	3
40	23,8	3,0	68,4	43,3	49,3	8,0	6,1	6,5	0	0	0	0	3

cd.Tab. 44.

Lp	C	pH H ₂ O	Uziarnieni e	Uśrednione wartości z poziomu 0-10cm [mg•kg ⁻¹]					Stopień zanieczyszczenia wg IUNG - Jd				
				Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd
41	18,7	3,3	44,0	143,7	57,2	12,1	10,3	8,4	2	0	0	0	3
42	18,4	3,1	74,6	106,4	55,8	18,0	8,4	14,8	2	0	0	0	5
43	23,1	3,1	62,2	100,1	51,6	12,5	9,5	9,0	2	0	0	0	3
44	13,7	3,1	68,2	88,9	41,3	8,4	5,3	6,5	1	0	0	0	3
45	17,4	3,2	71,8	87,3	51,4	10,7	7,3	7,2	1	0	0	0	3
46	16,6	3,1	64,7	59,5	34,3	7,6	4,9	5,7	1	0	0	0	3
47	18,7	3,1	67,7	107,4	48,4	13,0	9,7	10,3	2	0	0	0	5
48	18,4	3,2	67,2	84,8	35,8	9,1	6,2	6,9	1	0	0	0	3
49	18,8	3,2	72,8	78,5	39,5	9,6	5,9	6,5	1	0	0	0	3
50	18,2	3,0	66,8	99,0	46,6	10,0	6,4	6,5	1	0	0	0	3
51	23,4	3,3	68,0	123,1	63,8	11,9	7,9	9,1	2	0	0	0	3
52	16,3	3,2	69,6	101,1	48,4	9,8	6,6	7,1	2	0	0	0	3
53	17,0	3,1	75,1	85,5	47,5	9,0	6,9	5,9	1	0	0	0	3
54	16,5	3,2	69,1	95,7	40,8	11,9	7,0	7,9	1	0	0	0	3
55	11,1	3,4	66,4	61,5	34,9	10,7	4,9	8,3	1	0	0	0	3
56	22,6	3,8	69,6	37,7	51,3	8,1	8,6	7,1	0	0	0	0	3
57	23,2	3,2	68,8	85,4	54,6	19,7	16,9	7,5	1	0	0	0	3
58	22,7	3,3	52,3	68,3	57,5	10,6	9,1	8,2	1	0	0	0	3
59	17,6	3,4	69,1	60,4	38,0	9,2	13,2	7,7	1	0	0	0	3
60	21,5	3,7	42,2	42,4	47,5	9,2	10,3	7,7	0	0	0	0	3
61	12,3	3,8	32,6	43,5	39,8	10,5	4,2	8,5	0	0	0	0	3
62	10,7	4,0	25,7	34,0	45,8	6,5	3,9	4,3	0	0	0	0	2
63	14,7	3,5	22,7	48,0	42,1	6,7	3,8	3,6	0	0	0	0	2
64	9,2	4,3	26,7	37,4	58,3	7,0	5,0	4,4	0	0	0	0	2
65	8,0	4,5	26,9	34,0	54,3	6,4	4,3	3,7	0	0	0	0	2
66	10,7	4,0	29,5	35,4	46,7	6,9	4,0	5,2	0	0	0	0	3
67	8,4	3,6	34,7	53,3	37,7	7,2	4,1	5,4	1	0	0	0	3
68	9,9	4,3	31,1	35,0	46,6	5,7	3,2	3,9	0	0	0	0	3
69	16,1	3,6	33,0	46,9	46,9	8,6	4,8	6,5	0	0	0	0	3
70	9,0	3,4	32,0	37,4	33,3	5,9	3,7	4,4	0	0	0	0	2
71	17,4	2,9	17,6	45,9	30,4	6,7	3,4	4,8	0	0	0	0	2
72	13,8	3,1	16,9	57,3	34,6	7,0	5,6	5,6	1	0	0	0	3
73	11,6	3,0	18,9	30,3	18,9	5,0	2,3	4,3	0	0	0	0	2
74	18,6	3,1	20,9	42,7	31,2	7,3	4,9	6,2	0	0	0	0	3
75	10,9	2,9	17,7	36,8	22,3	5,2	2,6	4,2	0	0	0	0	2
76	23,2	3,2	19,3	58,5	36,8	11,9	7,6	9,8	1	0	0	0	3
77	17,6	3,8	20,1	80,6	68,2	9,5	14,6	7,2	1	0	0	0	3
78	19,7	3,4	14,5	56,6	45,6	11,4	10,3	10,2	1	0	0	0	5
79	21,5	3,5	18,8	46,1	59,5	10,7	10,4	8,8	0	0	0	0	3
80	20,4	4,2	25,8	56,8	80,9	8,6	12,7	7,4	1	1	0	0	3

Tabela. 45. Wybrane właściwości warstwy 0-3 cm i warstwy 3-10 cm gleb znajdujących się pod wpływem emisji z ruchu kołowego (wartości uśrednione dla warstwy)

Nr. Powierzchni	Odległość od drogi	poziom	nr pr	głębokość [cm]	H2O	KCl	S Y T			V%	Na K Ca Mg			
							cmol(+)/kg gleby				mg/100g gleby			
1	10	O	1	0 - 3	4,5	3,2	7,4	55,5	62,9	11,8	5,1	0,9	0,9	0,5
		A	2	3 - 10	4,3	3,2	0,4	10,4	10,8	3,8	0,1	0,1	0,2	0,1
	20	O	3	0 - 3	4,4	3,1	7,9	62,2	70,0	11,0	5,7	1,1	0,9	0,2
		A	4	3 - 10	4,3	3,3	0,3	9,4	9,7	2,9	0,0	0,1	0,1	0,1
	50	O	5	0 - 3	4,5	3,1	6,1	62,7	68,8	8,7	4,2	1,0	0,8	0,2
		A	6	3 - 10	4,3	3,3	0,3	8,8	9,1	2,7	0,0	0,1	0,1	0,1
	100	O	7	0 - 3	3,8	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		A	8	3 - 10	4,0	3,4	0,3	12,6	12,9	2,1	0,0	0,1	0,1	0,1
2	10	O	9	0 - 3	4,2	3,0	10,4	80,2	90,6	11,6	7,0	1,3	1,1	1,0
		A	10	3 - 10	4,1	3,0	0,9	15,3	16,2	3,8	0,1	0,1	0,6	0,1
	20	O	11	0 - 3	4,2	2,9	8,8	74,5	83,4	10,6	6,3	1,2	0,9	0,3
		A	12	3 - 10	4,0	3,0	0,2	13,4	13,6	1,5	0,0	0,1	0,1	0,0
	50	O	13	0 - 3	4,2	2,8	10,2	79,7	89,9	11,4	7,7	1,2	1,1	0,2
		A	14	3 - 10	3,9	2,9	0,2	14,1	14,3	1,6	0,0	0,1	0,1	0,0
	100	O	15	0 - 3	3,6	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		A	16	3 - 10	3,5	3,0	0,4	17,4	17,8	2,1	0,0	0,1	0,2	0,1
3	10	O	17	0 - 3	4,4	2,9	10,3	62,3	72,6	14,2	7,5	1,2	1,1	0,5
		A	18	3 - 10	4,2	3,0	0,3	12,7	13,0	3,5	0,0	0,1	0,1	0,0
	20	O	19	0 - 3	4,2	2,9	7,1	62,1	69,1	10,3	5,2	1,0	0,7	0,2
		A	20	3 - 10	4,0	2,9	0,2	7,3	7,6	2,8	0,0	0,1	0,1	0,0
	50	O	21	0 - 3	4,3	2,9	8,4	70,5	78,9	10,6	6,3	1,0	0,9	0,2
		A	22	3 - 10	4,2	3,1	0,2	10,8	11,0	2,3	0,0	0,1	0,1	0,0
	100	O	23	0 - 3	3,6	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		A	24	3 - 10	3,5	3,0	0,3	16,9	17,2	1,5	0,0	0,1	0,1	0,1
4	10	O	25	0 - 3	4,2	3,3	13,4	53,2	66,6	19,9	10,3	1,0	1,5	0,5
		A	26	3 - 10	3,9	3,2	1,4	20,1	21,5	6,5	0,2	0,1	0,9	0,2
	20	O	27	0 - 3	3,9	3,0	7,9	53,9	61,9	13,0	5,8	0,9	1,0	0,3
		A	28	3 - 10	4,0	3,2	0,7	17,8	18,4	3,7	0,1	0,1	0,4	0,1
	50	O	29	0 - 3	3,9	2,9	6,2	43,7	49,9	12,4	4,5	0,7	0,8	0,2
		A	30	3 - 10	3,8	2,9	0,5	12,8	13,3	3,9	0,1	0,0	0,3	0,1
	100	O	31	0 - 3	3,8	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		A	32	3 - 10	3,5	3,2	0,4	25,4	25,8	1,5	0,0	0,1	0,2	0,1

cd.Tab. 45. Wybrane właściwości warstwy 0-3 cm i warstwy 3-10 cm gleb znajdujących się pod wpływem emisji z ruchu kołowego (wartości uśrednione dla warstwy)

Nr. Powierzchni	Odległość od drogi	poziom	nr pr	głębokość [cm]	H2O	KCl	S	Y	T	V%	Na	K	Ca	Mg
							cmol(+)/kg gleby				mg/100g gleby			
5	10	O	33	0 - 3	4,0	3,2	10,4	63,1	73,5	14,7	7,4	0,8	1,4	0,8
		A	34	3 - 10	4,0	3,2	1,3	21,6	22,9	5,9	0,3	0,2	0,6	0,2
	20	O	35	0 - 3	3,9	3,1	8,5	68,8	77,3	11,5	5,9	0,9	1,2	0,4
		A	36	3 - 10	3,9	3,1	0,9	17,3	18,2	5,0	0,2	0,1	0,4	0,2
	50	O	37	0 - 3	4,2	3,3	9,0	57,5	66,5	13,4	6,6	0,9	1,3	0,3
		A	38	3 - 10	4,0	3,1	0,7	17,8	18,5	4,5	0,1	0,1	0,4	0,1
	100	O	39	0 - 3	4,2	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		A	40	3 - 10	3,6	3,3	0,5	19,1	19,6	2,7	0,0	0,1	0,3	0,1
6	10	O	41	0 - 3	4,7	3,7	16,2	31,1	47,3	34,6	13,7	0,7	1,5	0,2
		A	42	3 - 10	4,8	3,7	2,0	5,5	7,5	26,2	0,0	0,0	1,8	0,1
	20	O	43	0 - 3	4,4	3,5	14,3	33,3	47,6	30,7	12,1	0,7	1,3	0,2
		A	44	3 - 10	4,6	3,5	1,6	5,7	7,4	22,1	0,0	0,0	1,5	0,1
	50	O	45	0 - 3	4,4	3,4	14,3	38,6	53,0	26,9	12,4	0,7	1,2	0,1
		A	46	3 - 10	4,7	3,6	1,5	5,2	6,7	22,2	0,0	0,0	1,3	0,1
	100	O	47	0 - 3	4,2	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		A	48	3 - 10	4,0	3,6	1,1	6,3	7,5	15,2	0,0	0,0	1,0	0,1
7	10	O	49	0 - 3	5,2	4,1	15,4	19,7	35,1	43,9	12,9	0,6	1,4	0,4
		A	50	3 - 10	5,2	3,9	2,9	8,3	11,2	26,5	0,1	0,0	2,6	0,2
	20	O	51	0 - 3	5,1	3,9	10,0	15,3	25,3	39,9	8,2	0,7	0,9	0,1
		A	52	3 - 10	5,0	3,8	3,3	9,2	12,6	26,9	0,1	0,1	3,0	0,2
	50	O	53	0 - 3	5,0	3,9	7,7	13,2	20,9	37,3	6,6	0,3	0,7	0,1
		A	54	3 - 10	5,1	4,0	2,6	6,8	9,5	27,4	0,1	0,1	2,4	0,2
	100	O	55	0 - 3	4,5	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		A	56	3 - 10	4,1	3,7	2,7	10,6	13,3	19,5	0,0	0,1	2,4	0,2
8	10	O	57	0 - 3	5,1	4,5	15,0	19,6	34,6	47,9	12,2	0,9	1,5	0,4
		A	58	3 - 10	4,4	3,6	3,2	10,4	13,6	23,4	0,3	0,1	2,5	0,3
	20	O	59	0 - 3	4,8	4,1	12,5	22,7	35,2	36,7	10,7	0,6	1,1	0,1
		A	60	3 - 10	4,2	3,4	1,4	8,2	9,6	14,5	0,1	0,1	1,1	0,1
	50	O	61	0 - 3	4,0	3,0	7,6	43,0	50,6	14,9	5,6	0,7	0,9	0,3
		A	62	3 - 10	3,7	2,9	0,4	7,8	8,1	4,6	0,0	0,0	0,2	0,1
	100	O	63	0 - 3	4,2	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		A	64	3 - 10	3,9	3,5	0,5	13,7	14,2	3,9	0,0	0,1	0,3	0,1

Tabela. 46. Wybrane właściwości warstwy 0-3 cm i 3-10 cm gleb znajdujących się pod wpływem ruchu kołowego z uwzględnieniem czasu depozycji zanieczyszczeń pod badanymi drzewostanami (średnia ± odchylenie standardowe)

		Warstwa 0-3 cm				Warstwa 3-10 cm			
		Jodla pospolita		Sosna zwyczajna		Jodla pospolita		Sosna zwyczajna	
		Czas depozycji zanieczyszczeń (lata)				Czas depozycji zanieczyszczeń (lata)			
		9	36	9	36	9	36	9	36
pH H ₂ O		4,2 ± 0,33 ^a	4,23 ± 0,51 ^a	4,2 ± 0,33 ^a	4,95 ± 0,32 ^b	4,05 ± 0,27 ^a	4,3 ± 0,56 ^a	4,12 ± 0,46 ^a	4,85 ± 0,49 ^b
pH KCl		3,23 ± 0,26 ^a	3,47 ± 0,62 ^b	3,12 ± 0,36 ^a	3,97 ± 0,15 ^b	3,24 ± 0,16 ^a	3,36 ± 0,41 ^a	3,21 ± 0,35 ^a	3,82 ± 0,16 ^b
C _{org}	%	33,56 ± 6,1 ^a	29,65 ± 10,03 ^b	38,07 ± 11,52 ^a	15,45 ± 8,56 ^b	3,15 ± 1,35 ^a	2,92 ± 1,62 ^b	2,97 ± 1,83 ^a	2,78 ± 0,69 ^a
N		1,42 ± 0,24 ^a	1,29 ± 0,4 ^b	1,17 ± 0,34 ^a	0,55 ± 0,24 ^b	0,14 ± 0,07 ^a	0,1 ± 0,06 ^a	0,1 ± 0,06 ^a	0,12 ± 0,03 ^a
C/N		23,71 ± 2,04 ^a	22,81 ± 2,22 ^b	32,22 ± 2,75 ^a	26,7 ± 4,11 ^b	24,42 ± 2,99 ^a	28,91 ± 5,22 ^a	30,51 ± 5,03 ^a	24,11 ± 1,61 ^b
S		8,27 ± 2,4 ^a	10,07 ± 4,03 ^b	11,50 ± 3,64 ^a	10,80 ± 3,71 ^a	0,58 ± 0,4 ^a	1,29 ± 1,19 ^b	0,75 ± 0,73 ^a	2,88 ± 0,8 ^b
Y	cmol(+)/kg gleby	64,30 ± 11,65 ^a	41,54 ± 14,58 ^b	60,43 ± 18,97 ^a	15,25 ± 4,00 ^b	14,64 ± 5,95 ^a	10,36 ± 5,33 ^a	10,9 ± 5,97 ^a	8,74 ± 1,91 ^a
T		72,57 ± 12,66 ^a	51,61 ± 13,64 ^b	71,94 ± 17,02 ^a	26,05 ± 7,22 ^b	15,22 ± 6,22 ^a	11,64 ± 5,13 ^a	11,65 ± 5,79 ^a	11,62 ± 2,32 ^a
V%	%	11,47 ± 2,97 ^a	22,16 ± 13,84 ^b	17,83 ± 9,29 ^a	41,33 ± 5,47	3,7 ± 1,64 ^a	12,82 ± 11,22 ^b	8,73 ± 9,51 ^a	25,08 ± 5,63 ^b
Na		0,34 ± 0,23 ^a	0,29 ± 0,16 ^a	0,29 ± 0,26 ^a	0,21 ± 0,12 ^a	0,08 ± 0,11 ^a	0,03 ± 0,03 ^a	0,03 ± 0,02 ^a	0,05 ± 0,03 ^b
K		1,02 ± 0,31 ^a	0,98 ± 0,42 ^b	1,10 ± 0,34 ^a	0,68 ± 0,35 ^b	0,1 ± 0,05 ^a	0,07 ± 0,04 ^a	0,07 ± 0,05 ^a	0,06 ± 0,02 ^a
Ca	mg/100g gleby	7,59 ± 4,80 ^a	9,19 ± 5,24 ^b	10,32 ± 5,69 ^a	11,89 ± 5,68 ^a	0,29 ± 0,22 ^a	1,09 ± 1,11 ^b	0,59 ± 0,69 ^a	2,59 ± 0,74 ^b
Mg		1,18 ± 0,43 ^a	1,22 ± 0,44 ^a	1,26 ± 0,46 ^a	1,25 ± 0,58 ^a	0,11 ± 0,06 ^a	0,1 ± 0,07 ^a	0,07 ± 0,05 ^a	0,18 ± 0,05 ^b
piasek		-	-	-	-	39,9 ± 11,38 ^a	73,02 ± 15,14 ^b	69,75 ± 15,96 ^a	82,84 ± 5,18 ^b
pył	%	-	-	-	-	51,78 ± 10,54 ^a	22,85 ± 12,88 ^b	25,65 ± 13,61 ^a	14,46 ± 4,07 ^b
ił		-	-	-	-	7,45 ± 1,54 ^a	3,66 ± 2 ^b	4,04 ± 2,1 ^a	2,54 ± 1,07 ^b

Objaśnienia:

^{a,b} - małymi literami (a,b) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy czasem drpozycji zanieczyszczeń w zależności od warstwy gleby i gatunku

Tabela. 47. Wybrane właściwości warstwy 0-3 cm gleb znajdujących się pod wpływem ruchu kołowego z uwzględnieniem stref odległościowych od drogi pod badanymi drzewostanami (średnia \pm odchylenie standardowe)

		Warstwa 0-3 cm (n=20)							
		pod jodłą pospolitą				pod sosną zwyczajną			
Jednostka		Odległość od drogi (m)							
		0-10	20-30	45-55	100-110	0-10	20-30	45-55	100-110
pH H ₂ O		4,47 \pm 0,46 ^a	4,24 \pm 0,43 ^{ab}	4,15 \pm 0,29 ^{ab}	3,98 \pm 0,36 ^b	4,61 \pm 0,43 ^a	4,48 \pm 0,38 ^a	4,47 \pm 0,36 ^a	3,98 \pm 0,43 ^b
pH KCl		3,54 \pm 0,6 ^a	3,35 \pm 0,53 ^{ab}	3,1 \pm 0,19 ^b	3,41 \pm 0,42 ^{ab}	3,44 \pm 0,53 ^a	3,31 \pm 0,46 ^a	3,26 \pm 0,47 ^a	3,33 \pm 0,53 ^a
Corg	%	28,33 \pm 8,38 ^a	29,91 \pm 7,87 ^a	29,02 \pm 7,72 ^a	39,14 \pm 4,92 ^b	29,91 \pm 14,07 ^a	27,94 \pm 14,74 ^a	32,38 \pm 18,04 ^a	39,42 \pm 8,32 ^a
N		1,24 \pm 0,35 ^a	1,28 \pm 0,31 ^a	1,26 \pm 0,32 ^a	1,63 \pm 0,19 ^b	0,94 \pm 0,36 ^{ab}	0,88 \pm 0,41 ^a	0,99 \pm 0,49 ^{ab}	1,26 \pm 0,28 ^b
C/N		22,83 \pm 1,71 ^a	23,28 \pm 1,73 ^a	22,8 \pm 1,9 ^a	24,14 \pm 2,94 ^a	30,67 \pm 4,52 ^a	30,52 \pm 4,11 ^a	30,18 \pm 4,03 ^a	31,68 \pm 3,25 ^a
S	cmol(+)/kg gleby	11,55 \pm 3,55 ^{bc}	9,21 \pm 3,41 ^{ab}	7,29 \pm 2,81 ^a	8,51 \pm 2,50 ^c	13,06 \pm 3,76 ^a	10,04 \pm 3,32 ^a	10,16 \pm 3,41 ^a	12,04 \pm 3,42 ^b
Y		47,85 \pm 19,35 ^a	51,91 \pm 19,02 ^a	52,16 \pm 13,77 ^a	60,29 \pm 15,51 ^b	48,33 \pm 25,08 ^a	46,31 \pm 24,48 ^a	50,49 \pm 27,65 ^a	51,44 \pm 27,14 ^b
T		59,4 \pm 17,72 ^a	61,12 \pm 17,51 ^a	59,45 \pm 15,16 ^a	68,79 \pm 16,01 ^b	61,39 \pm 22,92 ^a	56,35 \pm 23,39 ^a	60,65 \pm 28,11 ^a	63,49 \pm 26,90 ^b
V%	%	23,55 \pm 15,69 ^a	18,05 \pm 12,42 ^{ab}	12,35 \pm 3,88 ^{bc}	12,84 \pm 4,42 ^c	26,07 \pm 14,11 ^a	22,87 \pm 13,61 ^a	21,57 \pm 11,83 ^a	24,32 \pm 14,07 ^b
Na	mg/100g gleby	0,57 \pm 0,2 ^a	0,27 \pm 0,12 ^b	0,22 \pm 0,09 ^b	0,2 \pm 0,11 ^b	0,54 \pm 0,33 ^a	0,19 \pm 0,08 ^b	0,14 \pm 0,05 ^b	0,24 \pm 0,1 ^b
K		0,91 \pm 0,22 ^a	0,87 \pm 0,19 ^a	0,84 \pm 0,25 ^a	1,38 \pm 0,45 ^b	0,97 \pm 0,35 ^a	0,9 \pm 0,27 ^a	0,8 \pm 0,43 ^a	1,33 \pm 0,27 ^b
Ca		8,75 \pm 3,25 ^{ab}	7,01 \pm 3,33 ^a	5,28 \pm 2,37 ^a	12,32 \pm 7,06 ^b	10,27 \pm 3,8 ^a	7,98 \pm 3,14 ^a	8,26 \pm 3,13 ^a	16,35 \pm 7,28 ^b
Mg		1,32 \pm 0,33 ^{ac}	1,05 \pm 0,23 ^{ab}	0,95 \pm 0,32 ^b	1,5 \pm 0,57 ^c	1,29 \pm 0,3 ^a	0,96 \pm 0,27 ^b	0,95 \pm 0,24 ^b	1,84 \pm 0,47 ^c

Objaśnienia:

^{a,b,c} - małymi literami (a,b,c) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy strefami odległościowymi od drogi w zależności od gatunku

Tabela. 48. Wybrane właściwości warstwy 3-10 cm gleb znajdujących się pod wpływem ruchu kołowego z uwzględnieniem stref odległościowych od drogi pod badanymi drzewostanami (średnia ± odchylenie standardowe)

		Warstwa 3-10 cm (n=20)							
		pod jodłą pospolitą				pod sosną zwyczajną			
Jednostka		Odległość od drogi (m)							
		0-10	20-30	45-55	100-110	0-10	20-30	45-55	100-110
pH H ₂ O		4,13 ± 0,27 ^a	4,08 ± 0,23 ^a	3,97 ± 0,27 ^{ab}	3,78 ± 0,35 ^b	4,56 ± 0,5 ^a	4,41 ± 0,55 ^a	4,48 ± 0,51 ^a	3,77 ± 0,31 ^b
pH KCl		3,29 ± 0,26 ^a	3,28 ± 0,2 ^a	3,06 ± 0,2 ^b	3,36 ± 0,31 ^a	3,39 ± 0,42 ^a	3,31 ± 0,43 ^a	3,39 ± 0,45 ^a	3,34 ± 0,36 ^a
Corg	%	4,59 ± 1,61 ^a	3,34 ± 1,09 ^a	3,04 ± 1,46 ^a	3,7 ± 3,43 ^a	2,91 ± 1,75 ^a	2,71 ± 1,16 ^a	3,07 ± 1,87 ^a	2,99 ± 1,72 ^a
N	%	0,2 ± 0,08 ^a	0,14 ± 0,05 ^{ab}	0,12 ± 0,06 ^b	0,17 ± 0,15 ^{ab}	0,09 ± 0,04 ^a	0,09 ± 0,04 ^a	0,11 ± 0,06 ^a	0,12 ± 0,07 ^a
C/N		24,45 ± 2,31 ^a	24,37 ± 1,86 ^a	26,86 ± 3,17 ^b	22,59 ± 3,31 ^a	30,81 ± 5,34 ^a	28,88 ± 4,27 ^{ab}	30,28 ± 6,7 ^a	25,66 ± 2,22 ^b
S		1,59 ± 1,22 ^a	0,82 ± 0,63 ^b	0,47 ± 0,23 ^b	0,41 ± 0,24 ^b	1,53 ± 1,2 ^a	1,35 ± 1,39 ^a	1,15 ± 1,09 ^a	1,11 ± 1,11 ^a
Y	cmol(+)/kg gleby	15,62 ± 6,03 ^{ab}	13,18 ± 4,91 ^{ab}	11,73 ± 5,02 ^a	17,7 ± 9,51 ^b	10,44 ± 5,39 ^a	8,93 ± 3,21 ^a	9,24 ± 4,53 ^a	12,83 ± 6,93 ^a
T		17,2 ± 6 ^{ab}	13,99 ± 4,88 ^{ab}	12,2 ± 5,22 ^a	18,12 ± 9,62	11,97 ± 5,23 ^a	10,28 ± 3,29 ^a	10,39 ± 4,04 ^a	13,94 ± 6,76 ^a
V%	%	9,93 ± 8,97 ^a	6,54 ± 6,52 ^{ab}	3,93 ± 1,37 ^b	2,54 ± 1,54 ^b	14,98 ± 12,07 ^a	13,35 ± 11,85 ^a	13,36 ± 12,12 ^a	9,58 ± 8,61 ^a
Na		0,2 ± 0,12 ^a	0,09 ± 0,06 ^b	0,05 ± 0,04 ^{bc}	0,02 ± 0,02 ^c	0,06 ± 0,02 ^a	0,03 ± 0,02 ^b	0,03 ± 0,02 ^b	0,01 ± 0,01 ^c
K		0,12 ± 0,04 ^a	0,09 ± 0,04 ^{ab}	0,07 ± 0,03 ^b	0,08 ± 0,06 ^b	0,08 ± 0,07 ^a	0,06 ± 0,02 ^a	0,06 ± 0,02 ^a	0,06 ± 0,04 ^a
Ca	mg/100g gleby	1,06 ± 1,06 ^a	0,52 ± 0,56 ^b	0,26 ± 0,15 ^b	0,22 ± 0,2 ^b	1,27 ± 1,12 ^a	1,17 ± 1,3 ^a	0,97 ± 1,02 ^a	0,95 ± 1,05 ^a
Mg		0,2 ± 0,1 ^a	0,12 ± 0,06 ^b	0,09 ± 0,04 ^b	0,09 ± 0,06 ^b	0,12 ± 0,07 ^a	0,09 ± 0,07 ^a	0,08 ± 0,06 ^a	0,1 ± 0,07 ^a
piasek		45,12 ± 18,13 ^a	41,7 ± 16,62 ^a	48,67 ± 22,66 ^a	52,41 ± 20,63 ^a	71,37 ± 16,07 ^a	72,42 ± 14,08 ^a	71,45 ± 16,77 ^a	76,84 ± 13,93 ^a
pył	%	47,01 ± 16,15 ^a	51,34 ± 15,14 ^a	45,33 ± 20,48 ^a	41,26 ± 18,03 ^a	24,8 ± 14,2 ^a	22,15 ± 10,68 ^a	24,62 ± 14,82 ^a	19,84 ± 11,73 ^a
ił		6,21 ± 1,84 ^a	6,87 ± 1,94 ^a	6 ± 2,46 ^a	6,13 ± 3,21 ^a	3,73 ± 1,96 ^a	3,66 ± 1,69 ^a	3,93 ± 2,13 ^a	3,32 ± 2,27 ^a

Objaśnienia:
^{a,b,c} - małymi literami (a,b,c) oznaczono statystyczną istotność różnic z p=0,05; różne litery przy porównywanych parametrach oznaczają różnice istotne statystycznie pomiędzy strefami odległościowymi od drogi w zależności od gatunku