



Metale ciężkie w rowach odwadniających ciągów komunikacyjnych

*Joanna Szyszlak-Bargłowicz, Tomasz Słowik,
Grzegorz Zajac, Wiesław Piekarski
Uniwersytet Przyrodniczy, Lublin*

1. Wstęp

Jednym z większych problemów środowiskowych związanych z rozwojem motoryzacji jest globalna emisja metali ciężkich, rozwiązanie tego problemu ma duże znaczenie z perspektywy zrównoważonego rozwoju [12]. Metale ciężkie należą do najgroźniejszych zanieczyszczeń przydrożnych [9]. Emisja metali ciężkich wokół dróg i autostrad na ogół ma ograniczony zasięg przestrzenny. Najwyższą kumulację stwierdza się w glebach i roślinach w odległości 20–40 m od jezdni, przy większych oddaleniach terenów rolniczych od jezdni następuje zmniejszenie emisji metali ciężkich a przy odległości 100–150 m jest już niewielkie [4].

Niezmiernie ważne jest zatem określenie, jakie zagrożenie emisją metali ciężkich stanowi obecnie komunikacja. Zwłaszcza, że każdego roku przybywa pojazdów samochodowych na naszych drogach. Problem usuwania metali ciężkich w glebach komplikuje się jeszcze bardziej przy skażeniach wielkoobszarowych. Wykonanie badań w zakresie oddziaływania infrastruktury komunikacyjnej na środowisko, poszerza wiedzę niezbędną dla projektantów infrastruktury i przyrodników dbających o zgodne z przeznaczeniem funkcjonowanie obiektów przyrodniczych. Ponadto wprowadzenie odpowiednich rozwiązań proekologicznych, po uprzednim rozpoznaniu zakresu oddziaływań szlaków komunikacyjnych na tereny je otaczające, umożliwi ograniczenie degradacji (w odniesieniu do obiektów istniejących) oraz na zachowanie ich naturalnych wartości (w odniesieniu do

obiektów projektowanych). W badaniach określających wpływ pojazdów na zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi poświęca się wiele uwagi terenom zurbanizowanym [1, 6, 13, 15]. Niewiele natomiast prac poświęconych jest zanieczyszczeniom gleb na terenach otwartych (rolniczych) i leśnych, ponadto w pracach tych stosuje się różne metody pobierania próbek gleb (różne głębokości i odległości od tras komunikacyjnych). Zdarza się też, że nie są pobierane próbki gleb z dwóch poziomów, co uniemożliwia ocenę stopnia ich wzbogacenia metalami ciężkimi [10]. W przypadku badań monitoringowych prowadzonych przez Inspektoraty Ochrony Środowiska znacznie większy nacisk kładzie się na badanie chemizmu gleb ornych, a mniejszy na badanie gleb zanieczyszczanych przy arteriach komunikacyjnych.

Na podstawie badań na temat zanieczyszczenia ołowiem, kadmem i cynkiem gleb upraw rolniczych wzdłuż dróg, Curzydło [2] sformułował wnioski, że w nadchodzących latach emisje motoryzacyjne będą małe, wskutek wprowadzenia katalizatorów i benzyn bezołowiowych.

Celem pracy było określenie zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi w rowach odwadniających wzdłuż szlaków komunikacyjnych. Przedstawienie zawartości metali ciężkich w próbkach gleby pobranych z dwóch poziomów (0–5 cm i 5–20 cm) pozwoliło na wskazanie ich antropogenicznego pochodzenia.

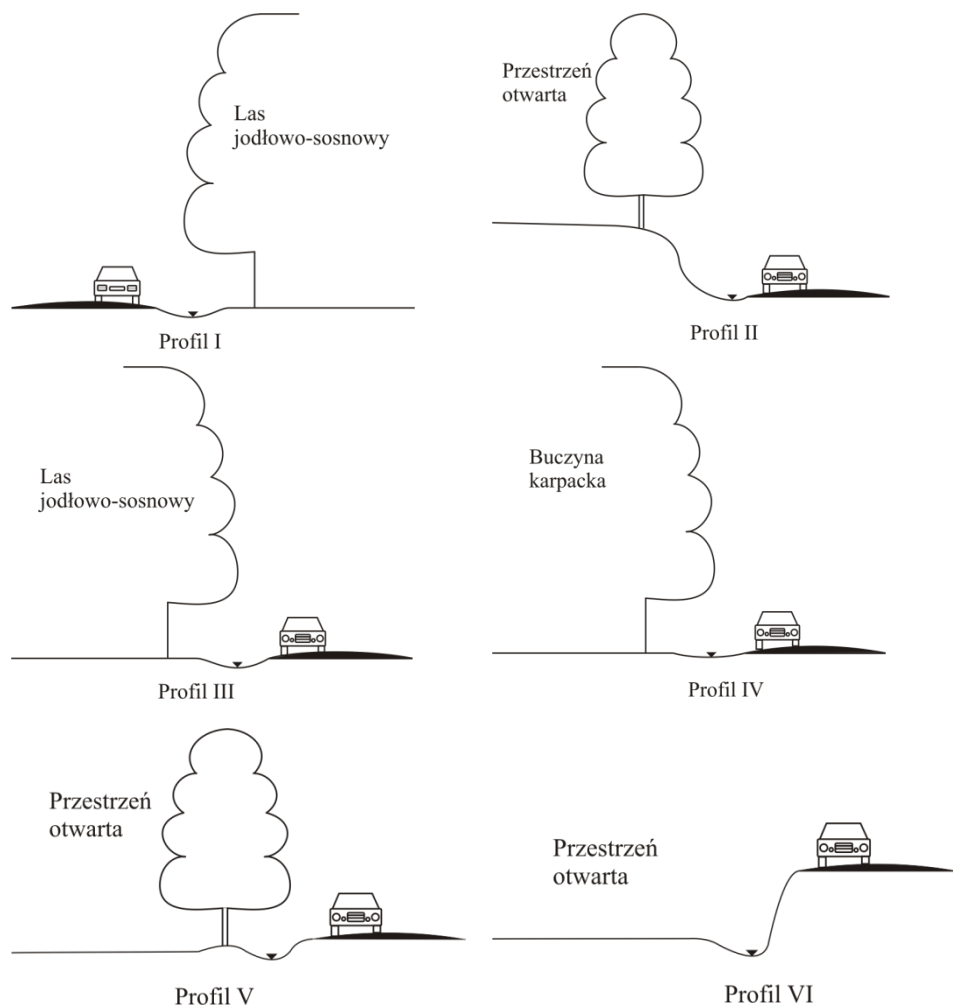
2. Metodyka badań

Przedmiotem badań była zawartość wybranych jonów metali ciężkich: Cd, Pb, Ni, Zn, Cu w glebie przy jednoczesnym określeniu jej odczynu. Obiektem badań była gleba z rowów odwadniających poboczny szlaków komunikacyjnych położonych na terenach chronionych.

Do badań wytypowano 6 drogowych profili pomiarowych (rys. 1), 3 na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego (profile I–III) oraz 3 na terenie Parku Krajobrazowego Pogórza Przemyskiego (profile IV–VI).

Profile powyższe wytypowano na podstawie podobnego obciążenia tras natężeniem ruchu drogowego. I tak średnie roczne natężenie ruchu na rozpatrywanych profilach wynosiło od 24 do 36 pojazdów na godzinę, średnie prędkości zawierały się w przedziale 45–65 km/h, a struktura pojazdów kształtowała się następująco: samochody osobowe stanowiły udział od 69 do 84%, pojazdy dostawcze od 8 do 16%, autobusy od 2 do 5%, pojazdy ciężarowe (w tym z przyczepami i naczepami) od

3 do 9% oraz motocykle i rowery poniżej 1%. Powyższą analizę obciążenia natężeniem ruchu dróg, przy których wyznaczono przekroje pomiarowe i pobrano próbki gleby przeprowadzono według metody opracowanej przez Grupę Ekspertów Europejskiej Komisji Gospodarczej ONZ [3].



Rys. 1. Profile pomiarowe analizowanych ciągów drogowych na terenach chronionych

Fig. 1. The measurement profiles of analyzed communication routes in protected areas

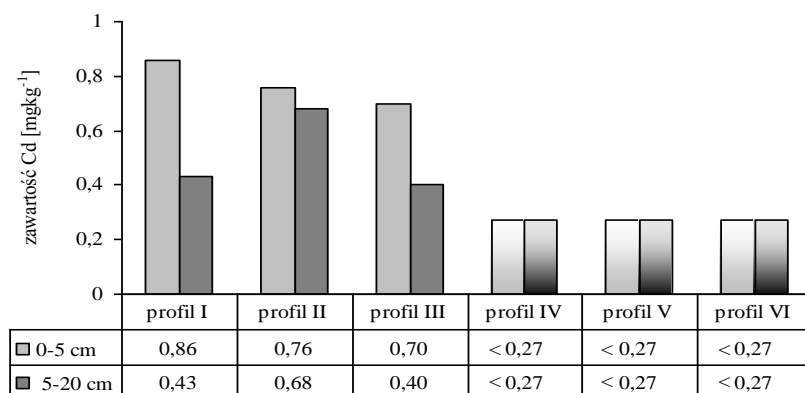
Według Klasyfikacji uziarnienia gleb i utworów mineralnych PTG z 2008 r. [14] na terenie RPN były utwory o składzie piasków luźnych i słabo gliniastych, natomiast na terenie PKPP były to gliny ilaste.

W celu określenia zawartości metali ciężkich w glebie, pobrano próbki w najniższym punkcie rowów odwadniających stanowiących przydrożne obniżenia terenu w odniesieniu do płaszczyzny jezdni. Próbki gleby pobrano z dwóch poziomów: 0–5 cm oraz 5–20 cm. Na jedną próbkę ogólną składało się 20 próbek pierwotnych, pobranych z pasa o długości 100 m. Z każdego profilu pomiarowego uzyskano półkilogramową próbkę ogólną.

Analizę fizykochemiczną próbek glebowych wykonano w Okręgowej Stacji Chemiczno-Rolniczej w Lublinie, akredytowanej przez PCA. Zastosowano następujące metody analityczne: pH wg PN-ISO 10390:1997; ołów, kadm i nikiel wg PN-ISO 11047:2001 oraz PB-47 – metoda ASA; cynk, miedź (ogólne) wg PN-ISO 11047:2001, PB-17 – metoda ASA.

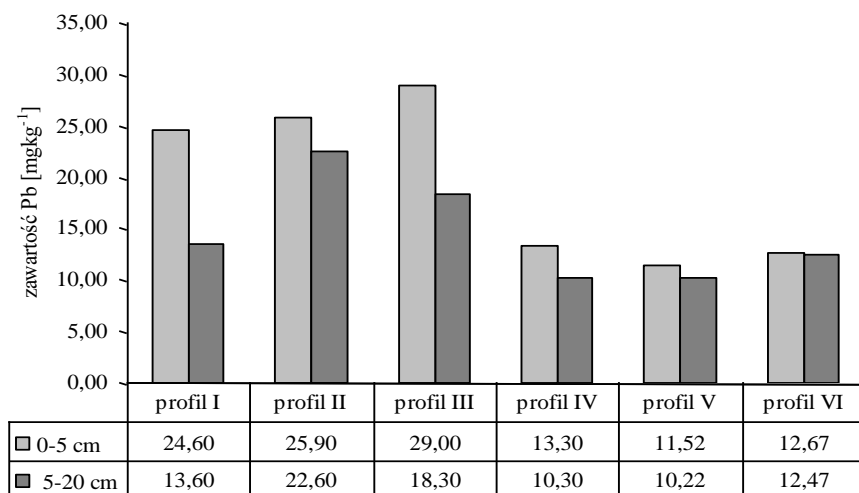
3. Wyniki badań

Rozkład zawartości kadmu, ołowiu, niklu, cynku i miedzi w glebach z rowów odwadniających wzdłuż analizowanych szlaków komunikacyjnych przedstawiono na rysunkach 2–6. Zawartość poprzedzona znakiem „<” oznaczają minimalną zawartość danego pierwiastka (poniżej granicy oznaczalności).



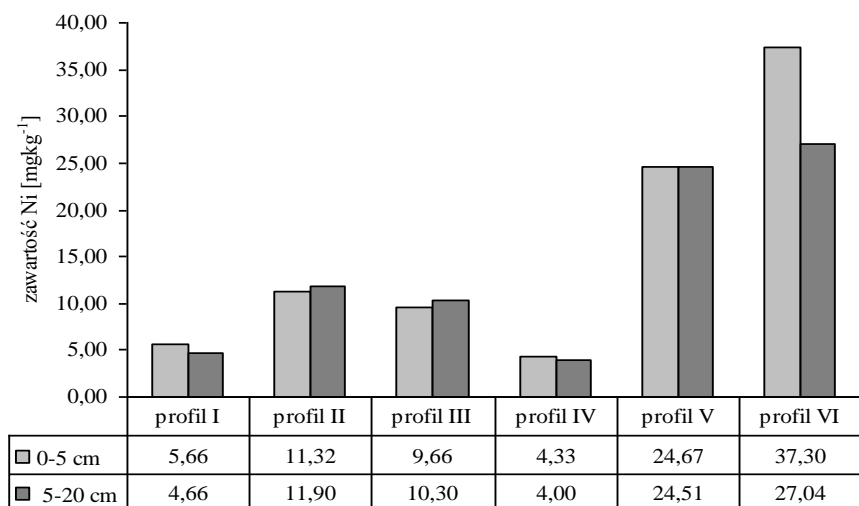
Rys. 2. Zawartość kadmu w glebie z rowów odwadniających w profilach pomiarowych I–VI

Fig. 2. The content of cadmium in the soil of drainage ditches in the measurement profiles I–VI



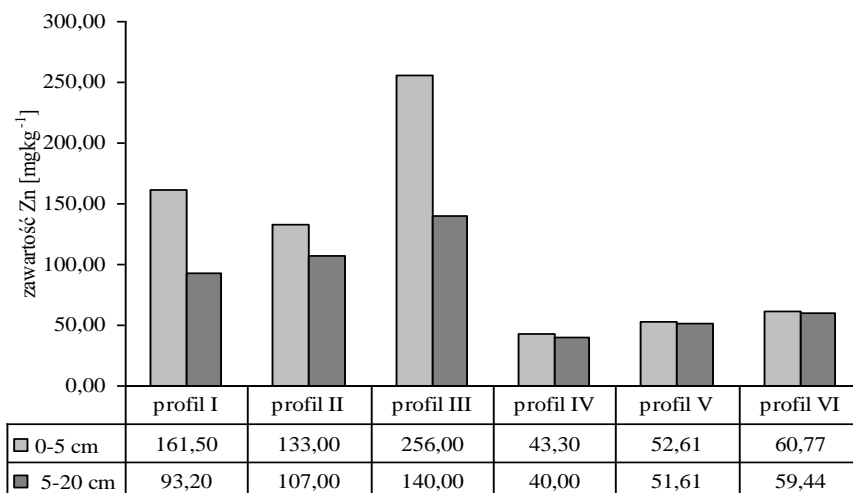
Rys. 3. Zawartość ołowiu w glebie z rowów odwadniających w profilach pomiarowych I–VI

Fig. 3. The content of lead in the soil of drainage ditches in the measurement profiles I–VI



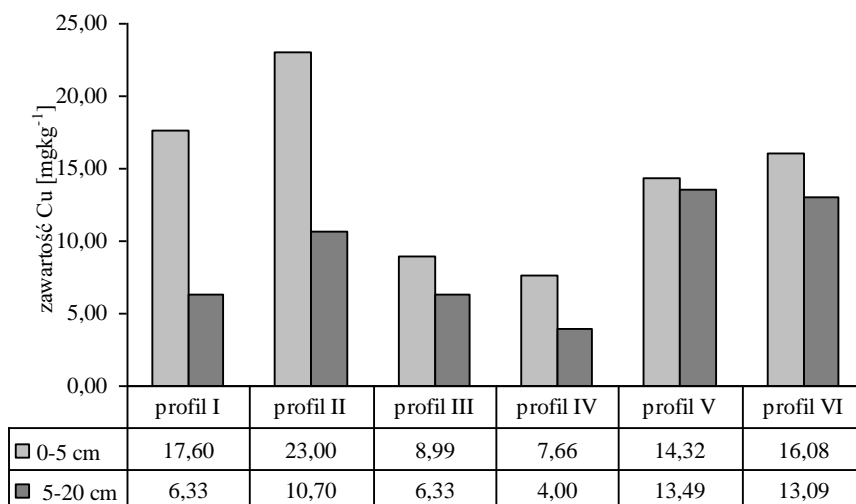
Rys. 4. Zawartość niklu w glebie z rowów odwadniających w profilach pomiarowych I–VI

Fig. 4. The content of nickel in the soil of drainage ditches in the measurement profiles I–VI



Rys. 5. Zawartość cynku w glebie z rowów odwadniających w profilach pomiarowych I–VI

Fig. 5. The content of zinc in the soil of drainage ditches in the measurement profiles I–VI



Rys. 6. Zawartość miedzi w glebie z rowów odwadniających w profilach pomiarowych I–VI

Fig. 6. The content of copper in the soil of drainage ditches in the measurement profiles I–VI

Wartości pH analizowanych próbek gleby były zbliżone, wyniosły od 6,48 do 7,52 (gleby obojętne) (tab. 1).

Tabela 1. Wartości pH w analizowanych próbkach gleby

Table 1. The pH factor of the analyzed soil samples

Profil	Głębokość pobierania próbki [cm]	Wartość pH
Profil I	0–5	7,00
	5–20	6,98
Profil II	0–5	7,26
	5–20	7,52
Profil III	0–5	7,38
	5–20	7,52
Profil IV	0–5	6,48
	5–20	7,34
Profil V	0–5	7,37
	5–20	7,43
Profil VI	0–5	7,50
	5–20	7,49

Zawartość Cd, Pb, Ni, Zn i Cu w glebach wszystkich profili pomiarowych nie przekroczyła typowych zawartości w glebach uprawnych Polski oraz w glebach parków i terenów rekreacyjnych Polski (tab. 2).

Kadm z uwagi na wysoką mobilność w glebach, powodującą łatwe przenikanie do wód gruntowych, łatwą przyswajalność przez rośliny oraz wysoki stopień toksyczności dla zwierząt i ludzi, jest jednym z niebezpieczniejszych metali ciężkich. Naturalna zawartość kadmu w glebach zależy w dużym stopniu od występowania w skałach macierzystych. W glebach Polski średnia jego zawartość wynosi $0,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [7]. Z punktu widzenia sposobu użytkowania gleb najwyższymi zawartościami kadmu charakteryzują się w Polsce gleby parków ($4,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), gleby trawników miejskich ($2,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) oraz gleby pól uprawnych na terenach aglomeracji miejskich. (śr. $2,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) [8].

Zawartość kadmu w badanych próbkach gleby zawierała się w przedziale $<0,27\text{--}0,86 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.m (rys. 2) i była zbliżona do tła geochemicznego na badanych terenach (tab. 2) [8].

Tabela 2. Tło geochemiczne badanych pierwiastków metali ciężkich na terenach prowadzonych badań i ich zawartość w glebach uprawnych Polski oraz glebach parków terenów rekreacyjnych Polski [8]

Table 2. The geochemical background of chosen heavy metal elements in the areas of research and their content in agricultural soils and soils of Polish parks and recreational areas [8]

Pierwiastek	Tło geochemiczne [mg·kg ⁻¹]		Zawartość w glebach uprawnych Polski [mg·kg ⁻¹]		Zawartość w glebach parków i terenów rekreacyjnych Polski [mg·kg ⁻¹]	
	RPN	PKPP	typowa	toksyczna	typowa	toksyczna
Cd	< 0,5	<0,5	1–5	≥ 5	≤ 4	≥ 15
Pb	< 12,5	18–25	≤100	≥ 1000	≤ 500	≥ 1000
Ni	< 5	10–20	≤ 100	≥ 200	≤ 100	≥ 250
Zn	< 25	5–100	≤ 300	≥ 600	≤ 1000	≥ 3000
Cu	< 10	20–40	5–150	≥ 200	≤ 200	≥ 600

Wyższa zawartość kadmu w próbkach pobranych z warstwy 0–5 cm z profili I–III w stosunku do zawartości Cd w próbkach pobranych z warstwy 5–20 cm świadczy o wzbogacaniu gleby w ten pierwiastek ze źródeł antropogenicznych.

Badania Grigalavičienė i in. [6] prowadzone wzdłuż autostrady Wilno-Kłajpeda wykazały zawartość Cd w zakresie 0,6–1,2 mg·kg⁻¹ w próbkach pobieranych do głębokości 10 cm i w odległości 5 m od krawędzi jezdni.

Ołów może być uznany za najbardziej charakterystyczny metal ciężki, którego emisja i zanieczyszczenie nim gleb wzdłuż szlaków komunikacyjnych są powodowane przez ruch drogowy [12, 13]. W przypadku gleb Polski jego średnia zawartość wynosi około 18 mg·kg⁻¹ i jest go czterokrotnie więcej w poziomach powierzchniowych aniżeli w skałach podłoża. Można przyjąć, że dla większości gleb naturalna zawartość tego metalu nie powinna przekraczać 20 mg·kg⁻¹ [7]. Z punktu widzenia sposobu użytkowania gleb zaznaczają się różnice w koncentracji ołowiu. Gleby Polski uprawnych zawierają 11 mg·kg⁻¹ (piaszczyste) i 15 mg·kg⁻¹ (gliniaste), gleby użytków zielonych – 15 mg·kg⁻¹, gleby lasów 12 mg·kg⁻¹

(piaszczyste) i $26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (gliniaste). Najwyższe zawartości ołowiu osiągały gleby miejskie (trawniki) – $41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [8].

Zawartość ołowiu w badanych próbkach gleby zawierała się w przedziale $10,22\text{--}29,00 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rys. 3), na terenie PKPP była w granicach tła geochemicznego, natomiast na terenie RPN przewyższała tło geochemiczne (tab. 2) [8]. W profilach pomiarowych I–III stwierdzono wyższe zawartości ołowiu w próbkach pobranych z warstwy 0–5 cm w stosunku do zawartości w próbkach pobranych z warstwy 5–20 cm. Zawartość oznaczona przez Grigalavičienė i in. [6] wzdłuż autostrady Wilno-Kłajpeda była wyższa i wynosiła $37\text{--}55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w próbkach pobieranych do głębokości 10 cm i w odległości 5 m od krawędzi jezdni.

Uzyskane wartości są średnio kilkadziesiąt razy mniejsze od zawartości ołowiu przy ciągach drogowych o natężeniu ruchu około 10 tys. pojazdów na dobę, które w Polsce wynoszą $165\text{--}2115 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [7]. Podobnie Plesničar i Zupančič [13], badając zanieczyszczenie gleb przydrożnych metalami ciężkimi wzdłuż autostrady Ljubljana-Obrežje w Słowenii, stwierdzili znacznie wyższą zawartość ołowiu, która wynosiła: $28,3\text{--}516,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $18,9\text{--}267,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i $24,0\text{--}149,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ odpowiednio w odległościach 1 m, 5 m i 10 m od drogi, w wierzchniej 5 centymetrowej warstwie gleby.

Występowanie niklu w glebach jest zarówno pochodną jego zawartości w skałach macierzystych, jak i funkcją składu granulometrycznego gleb. Znaczący udział w zanieczyszczeniu środowiska przyrodniczego niklem stanowi spalanie biolitów, a zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego niklem jest ściśle związane między innymi ze spalaniem paliw płynnych [7]. Zakres średnich zawartości niklu w powierzchniowych poziomach różnych gleb wynosi $4\text{--}50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Zawartość niklu w glebach Polski jest niska $< 10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Zawartość $> 10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ występuje w glebach południowej części kraju (Sudety, Karpaty) oraz w glebach aluwialnych delty Wisły [8].

Zawartość niklu w badanych próbkach gleby zawierała się w przedziale $4,0\text{--}37,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rys. 4) w przeważającej większości nie przekraczała tła geochemicznego (tab. 2) [8]. Zawartość niklu w próbkach pobieranych z poziomów 0–5 i 5–20 cm była zbliżona, z wyjątkiem zawartości w profilu VI, gdzie w próbce pobranej z poziomu 0–5 cm była znacznie wyższa, może to świadczyć o nikłym wpływie antropotechnicznym w profilach I–V.

Cynk jest jednym z bardziej ruchliwych metali w glebie, na co wpływają jego formy wymienne, jak i związki z substancją organiczną. Substancje organiczne gleb tworzą niejednokrotnie trwałe wiązania z cynkiem, co jest głównym powodem jego akumulacji w powierzchniowych poziomach gleb mineralnych i w glebach organicznych. Do zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego cynkiem przyczynia się również spalanie biolitów. Średnia zawartość cynku dla wszystkich niezanieczyszczonych gleb Polski wynosi $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, jednak na terenach silnie zanieczyszczonych może wzrastać do kilku tys. $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. dopuszczalne zawartości cynku w glebach użytkowanych rolniczo ustalono na 250–300 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [7]. Tło geochemiczne cynku w glebach przeważającej części kraju jest niski $< 50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Z punktu widzenia sposobu użytkowania gleb najwyższymi zawartościami charakteryzują się gleby parków na Górnym Śląsku (śr. 442 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), gleby trawników miejskich (340 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) oraz gleby pól uprawnych na terenach aglomeracji miejskiej (306 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) [11].

Zawartość cynku w badanych próbkach gleby zawierała się w przedziale 40,0–256,0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rys. 4). W analizowanych próbkach gleby z PKPP była w granicach tła geochemicznego, natomiast z RPN była powyżej tła geochemicznego (tab. 2) [8]. Wynik 256 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w III profilu pomiarowym może być sygnałem o wzrastającym zagrożeniu zachwiania równowagi w biogeochemicznym funkcjonowaniu gleby w tym właśnie profilu.

Miedź występuje dość powszechnie w skorupie ziemskiej; w glebach wiązana jest dosyć mocno przez substancję organiczną i minerały ilaste, osiągając w efekcie małą mobilność; czynnikami wpływającymi na mobilność miedzi są: odczyn gleby, substancja organiczna, wodorotlenki, minerały ilaste i interakcje z innymi metalami ciężkimi. Średnia zawartość miedzi w glebach Polski wynosi 6,5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ przy zakresie 0,2–752 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. W glebach położonych przy trasach komunikacyjnych stwierdzono zwiększoną zawartość miedzi. Ze względu na wysoki współczynnik bioakumulacji miedzi oraz duży stopień antropogenicznego jej uruchamiania stanowi ona duże ryzyko lokalnego skażenia środowiska biologicznego [7]. Przeciętne zawartości miedzi w glebach Polski są niskie ($< 10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i znaczne obszary kraju charakteryzuje niedobór tego pierwiastka w stosunku do potrzeb organizmów roślinnych. Bogatsze w miedź są (20–40 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) gleby gliniaste Polski południowej. Wyraźnym czynnikiem

wzrostu miedzi w glebach są aglomeracje miejskie i związane z nimi przemysł oraz nasilenie komunikacji samochodowej [8].

Stwierdzona zawartość miedzi wynosiła 4,0–23,0 mg·kg⁻¹ (rys. 6). Na terenie PKPP była w granicach tła geochemicznego, również na terenie RPN w próbach gleby pobranych z warstwy 5–20 cm zawartość miedzi nie przekraczała tła geochemicznego, natomiast w próbkach pobranych z warstwy 0–5 cm była powyżej tła geochemicznego (tab. 2) [8]. We wszystkich profilach pomiarowych stwierdzono wyższą zawartość miedzi w próbkach pobranych z warstwy 0–5 cm w stosunku do zawartości w próbkach pobranych z warstwy 5–20 cm.

Pomimo wytypowania do badań tras komunikacyjnych o podobnym obciążeniu natężeniem ruchu, zawartość badanych pierwiastków metali ciężkich różniła się w poszczególnych profilach pomiarowych (rys. 2–5). W profilach pomiarowych I–III na terenie RPN zawartość kadmu, ołowiu i cynku była wyższa w stosunku do profili IV–VI na terenie PKPP. Natomiast zawartość niklu była niższa w profilach pomiarowych I–III w odniesieniu do profili V–VI. Ponadto zwrócono uwagę na różnice pomiędzy zawartością kadmu, ołowiu, cynku i miedzi w próbkach pobranych z warstwy 0–5 m i warstwy 5–20 cm. Większe różnice zawartości zaobserwowano w profilach pomiarowych I–III na terenie RPK. Świadczyć to może o pochodzeniu tych pierwiastków z innych źródeł niż motoryzacyjne.

4. Podsumowanie

Głównymi procesami które wpływają rozprzestrzenianie metali ciężkich (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni) do środowiska przez pojazdy są procesy spalania, zużycia samochodów (opony, hamulce, silnik), wycieki oleju i korozja. Ołów był przez wiele lat wydalany w trakcie spalania benzyny, cynk pochodzi ze zużywających opon, miedź pochodzi głównie od zużycia elementów układu hamulcowego i korozji chłodnic, pozostałe metale ciężkie mogą pochodzić z wielu innych źródeł. Metale ciężkie są także uwalniane na skutek ścierania nawierzchni asfaltowej i korozji barier energochłonnych i znaków drogowych. [13].

Niektóre substancje osiadają na powierzchni drogi, a niektóre są rozprowadzane w bezpośredniej odległości od drogi. W zależności od wielkości cząstek, z którymi substancje są związane, są one rozmiesz-

czony w różnej odległości od drogi. Sposób rozprowadzania zanieczyszczeń zależy od ilości wody deszczowej i jej dystrybucji w czasie, jak również od materiału, z którego wykonana jest nawierzchnia jezdni. W przypadku nawierzchni asfaltowej, porowatej, niektóre zanieczyszczenia pozostają w porach. Metale ciężkie są obecne w cząstkach stałych lub zaadsorbowane na ich powierzchni i pozostaną w dużej mierze w nawierzchni dróg [15].

Ogólny spadek zawartości metali ciężkich z głębokością w profilu glebowym, przy jednoczesnym wzroście natężenia ruchu komunikacyjnego wskazuje na związek z motoryzacyjnym zanieczyszczeniem środowiska.

Przedstawienie zróżnicowania strukturalnego i przestrzennego zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi ma aspekt praktyczny. Stanowić może podstawę do racjonalnego programowania działalności inwestycyjnej z zakresu ochrony środowiska, zmierzając w ten sposób do likwidacji występujących dysproporcji strukturalnych i przestrzennych w tym zakresie [5].

Uzyskane wyniki badań pozwoliły stwierdzić, że zawartość metali ciężkich w glebach przy ciągach komunikacyjnych Roztoczańskiego Parku Narodowego i Parku Krajobrazowego Pogórza Przemyskiego Generalnie nie przekraczała poziomów dopuszczalnych, sporadycznie przekroczenia były nieznaczne. Ponadto istotną okazała się rola rowów odwadniających, jako bariery przed nadmiernym rozprzestrzenianiem zanieczyszczeń chemicznych, powstających w czasie eksploatacji infrastruktury transportowej. Na podstawie analizy wyników przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

1. Zawartość kadmu, ołowiu i miedzi we wszystkich analizowanych próbkach gleby nie przekroczyła wartości dopuszczalnych stężeń, na terenach poddanych ochronie przyrody, określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U.2002.165.1359).
2. Zawartość niklu i cynku nieznacznie przekroczyła wartości dopuszczalnych stężeń na terenach poddanych ochronie przyrody. Podwyższoną zawartość niklu stwierdzono w próbce pobranej z głębokości 0–5 cm w VI profilu pomiarowym, natomiast podwyższoną zawartość cynku w próbkach pobranych z głębokości 0–5 cm i 5–20 cm w II profilu pomiarowym.

3. Stwierdzona, wyższa zawartość pierwiastków metali ciężkich w warstwie gleby przypowierzchniowej, pobranej z głębokości 0–5 cm świadczy o ich antropogenicznym, motoryzacyjnym pochodzeniu i wzbogacaniu w nie gleby na skutek splukiwania ich z jezdni i kumulowaniu się w największym obniżeniu terenu.

Literatura

1. **Akbar K. F., Hale W. H. G., Headley A. D., Athar M.:** *Heavy Metal Contamination of Roadside Soils of Northern England*. Soil & Water Res., 1, (4): 158–163 (2006).
2. **Curzydło J.:** *Wpływ zadrzewień śródpolnych na środowiska rolnicze w rejonach dróg. Rola użytków zielonych i zadrzewień w ochronie środowiska rolniczego*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, Kraków, Jaworki, 1999.
3. **Datka S., Suchorzewski W., Tracz M.:** *Inżynieria ruchu*. WKiŁ, Warszawa, 1999.
4. **Eichler W.:** *Trucizny w naszym pożywieniu*. PZWL, Warszawa, 1989.
5. **Gawroński K.:** *Zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi i siarką na tle struktury funkcjonalno-przestrzennej gmin województwa małopolskiego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 4, 379–401 (2002).
6. **Grigalavičienė I., Rutkovienė V., Moroza V.:** *The Accumulation of Heavy Metals Pb, Cu and Cd at Roadside Forest Soil*. Polish Journal of Environmental Study. Vol 14, nr 1, 109–115 (2005).
7. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN, Warszawa, 1999.
8. **Lis J.:** *Atlas geochemiczny Polski: 1:2 500 000*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, 1995.
9. **Merkisz J., Piekarski W., Słowik T.:** *Motoryzacyjne zanieczyszczenia środowiska*. WAR, Lublin, 2005.
10. **Ochmańska A.:** *Zależności i związki kompozycji pierwiastków w glebach i roślinach w badaniach środowiskowych*. Rozprawa doktorska. Lublin, 2003.
11. **Pawłowski L.:** *Rola monitoringu środowiska w realizacji rozwoju zrównoważonego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 333–346 (2011).
12. **Pawłowski L.:** *How Heavy Metals Affect Sustainable Development*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13, 51–64 (2011).

13. **Plesničar A., Zupančič N.:** *Heavy Metal Contamination of Roadside Soils along Ljubljana – Obrežje highway. RMZ – Materials and Geoenvironment.* Vol. 52, nr 2, 403–418 (2005).
14. **Polskie Towarzystwo Gleboznawcze:** *Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych.* 2008. http://www.ptg.sggw.pl/images/Uziarnienie_PTG_2008.pdf.
15. **Van Bohemen, H.D., Van de Laak, W.H.J.:** *The Influence of Road Infrastructure and Traffic on Soil, Water, and Air Quality.* Environmental Management.; Vol. 31, No. 1, 50–68 (2003).

The Content of Heavy Metals in the Drainage Ditches by Communication Routes

Abstract

Heavy metals are among the most dangerous pollutants roadside. Heavy metal ions of automobile origin enter the soil, among other things, with the solid particles PM (particulate matter), on which they are adsorbed. In view of the increasing number of vehicles on our roads each year, it is extremely important to determine the risk of heavy metal emissions caused by communication nowadays. In the studies assessing the impact of vehicles on soil pollution with heavy metals much attention is given to urban areas but few works are dedicated to soil pollution in open (agricultural) and forest areas, while maintaining the lowest possible course of anthropogenic impact. In addition, these works apply various methods of soil sampling (different depths and distance from roads). It also happens that no soil samples are taken from the two levels, making it impossible to assess the degree of heavy metals enrichment.

The aim of this study was to determine the soil pollution with heavy metals (Cd, Pb, Ni, Zn, Cu) in the drainage ditches along the communication routes in Roztocze National Park (RNP) and the Landscape Park Foothills (LPF). It shows the contents of the studied heavy metals and pH determination in soil samples taken from two levels (0–5 cm and 5–20 cm), which allowed to identify the anthropogenic origin. Six road sections selected on the basis of measuring similar traffic congestion on the routes were chosen.

The content of the analyzed heavy metals elements in the soil samples tested, ranged as follows: cadmium $<0,23\text{--}0,86\text{ mg kg}^{-1}\text{ a.d.m.}$, lead $10,22\text{--}29,0\text{ mg kg}^{-1}\text{ a.d.m.}$, nickel, $4,0\text{--}37,3\text{ mg kg}^{-1}\text{ a.d.m.}$, Zn $40\text{--}256\text{ mg kg}^{-1}\text{ a.d.m.}$, copper $4,0\text{--}23,0\text{ mg kg}^{-1}\text{ a.d.m.}$. The obtained results revealed that cadmium, lead and copper in all analyzed soil samples did not exceed concentration limits in areas subject to environmental protection. However, nickel and zinc concentration slightly exceeded the limit. In addition, higher content of heavy metal ele-

ments discovered in the subsurface soil layer, taken from the depth of 0–5 cm, proves both their anthropogenic, automotive origin and the enrichment of soil. The overall decrease in heavy metal content with the depth in the soil profile and increase in traffic congestion indicate the relationship with the automotive environmental pollution.

The role of drainage ditches as a barrier against further spread of dust produced during the operation of transport infrastructure turned out to be essential. Sealing and guttering of drainage ditches in the protected areas are necessary in order to protect the soil from excessive amounts of chemical contaminants.