

DANUTA CZĘPIŃSKA-KAMIŃSKA, ELŻBIETA JANOWSKA

Wpływ dróg szybkiego ruchu na poziomy powierzchniowe gleb leśnych*

The impact of speedways on surface horizons in forest soil

Abstract. The content of Zn, Cu, and Pb was studied in the soil surface horizons along the speedways: Warszawa – Białystok, Warszawa – Gdańsk, Warszawa – Katowice, at distances of 5, 25, 45, and 60 m from the forest edge wall along the road. Most ecto-humus horizons showed the pollution of the first degree, with lead, sometimes with copper.

Key words: speedways, forest soils, heavy metals

Wstęp

Autostrady i drogi szybkiego ruchu w różnorodny sposób wpływają na poszczególne elementy środowiska przyrodniczego. Gleby położone w pobliżu tras komunikacyjnych, a zwłaszcza poziomy ektopróchnicy i endopróchnicy narażone są głównie na zanieczyszczenia chemiczne, których źródłem są przede wszystkim pojazdy mechaniczne. W emisjach motoryzacyjnych występują różne metale ciężkie [16]. Ze spalinami emitowany jest ołów – składnik dodawany do benzyny. Inne metale jak cynk, kadm, miedź, nikiel i chrom są produktami zużycia materiałów w trakcie użytkowania pojazdów.

Należy również wspomnieć, że gazowe produkty spalania materiałów napędowych takie jak tlenki azotu i siarki powodują wzrost zakwaszenia gleb [14], co wywiera niekorzystny wpływ na procesy przemiany materii organicznej i sprzyja wymywaniu podstawowych składników pokarmowych.

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki wstępnych badań nad wpływem dróg szybkiego ruchu na niektóre właściwości poziomów powierzchniowych gleb (O i A): odczyn i zawartość cynku, miedzi i ołowiu w zależności od odległości od tras komunikacyjnych.

* Materiały były prezentowane na konferencji naukowo-technicznej SITLiD "Autostrady a lasy" – Poznań 1997

Zakres i metodyka badań

Badania gleb wykonano w ramach tematu "Wpływ dróg szybkiego ruchu na zbiorowiska leśne" zamówionego przez Lasy Państwowe. Stanowią one całość z badaniami Boreckiego i in. [1].

Powierzchnie badawcze wyznaczono w drzewostanach przy trzech wybranych trasach szybkiego ruchu o podobnym okresie eksploatacji:

- I — Warszawa – Białystok (7 transektów) na obszarze Nadleśnictw Ostrów Mazowiecka i Wyszków;
- II — Warszawa – Gdańsk (6 transektów) w Nadleśnictwie Olsztynek;
- III — Warszawa – Katowice (7 transektów) w Nadleśnictwie Spała.

Przy trasie I – Białostockiej położone są lasy sosnowe w wieku od 32 do 80-100 lat na siedlisku BMśw lub Bśw głównie na glebach bielcowych wytworzonych z piasków słabo gliniastych¹. Okolice trasy II – Gdańskiej to LMśw z przewagą sosny 35-95 lat, zniekształcone oraz mniej liczne siedliska BMśw z sosną, brzozą, dębem. Występują tu najczęściej gleby bielicoziemne wytworzone z piasków luźnych¹. Przy trasie III – Katowickiej w obrębie Rawa Mazowiecka spotyka się LMśw i Lśw z sosną od 21 do 113 lat z brzozą, dębem, grabem, a w obrębie Lubochnia – BMśw z sosną w wieku od 60 do 108 lat. Najczęściej spotykane są gleby bielcowe i rdzawe z piasków słabo gliniastych i gliniastych¹.

Właściwości gleb badano w 20 transektach, a każdy składał się z 4 powierzchni. Próby pobierano ze środka każdej powierzchni w odległości 5, 25, 45 i 60 m od ściany lasu przylegającej do trasy komunikacyjnej. Pobrano 80 prób z poziomów ściółki (ektopróchnicznych – O) i 80 z poziomów akumulacyjno-próchnicznych (endopróchnicznych – A).

Oznaczono właściwości gleb stosując następujące metody:

- odczyn gleb potencjometrycznie w roztworze 1 M KCl i w H₂O;
- zawartość węgla organicznego ogółem metodą Tiurina;
- zawartość azotu ogółem metodą Kjeldahla przy użyciu zestawu Tekatora;
- zawartość metali ciężkich (MC) po wyprażeniu gleb w 500°C: poziomy organiczne w wyciągach 10% HCl, poziomy mineralne w 20% HCl; w otrzymanych roztworach oznaczono stężenie metali ciężkich Pb, Zn, Cu metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej.

Wyniki badań

Badane gleby są silnie kwaśne (pH w KCl < 4,5), przy tym w poziomach A pH jest w niektórych przypadkach prawie o jedną jednostkę wyższe niż w ektopróchnicach (tab. 1). W miarę oddalania się od krawędzi lasu pH najczęściej zmniejsza się, a zawsze jest największe w próbce pobranej najbliżej szosy, gdzie gleby są nieco mniej zakwaszone.

¹ Dane o glebach z Mapy Gleb Polski 1: 300 000 ; typy siedliskowe lasu przyjęto zgodnie z danymi z operatu urządzania lasu.

TABELA 1
Średnie wartości pH w KCl gleb przy trasach komunikacyjnych

Odległość od ściany lasu [m]	Trasa I		Trasa II		Trasa III	
	poziom O	poziom A	poziom O	poziom A	poziom O	poziom A
5	3,47	3,69	4,19	3,76	4,14	3,41
25	3,05	3,09	3,52	3,57	3,82	3,15
45	2,91	3,12	3,32	3,66	3,62	3,03
60	2,92	2,93	3,47	3,62	3,55	3,21

TABELA 2
Zakres zawartości węgla organicznego i azotu

Trasa	% C organicznego		% N ogółem		C:N	
	poziom O	poziom A	poziom O	poziom A	poziom O	poziom A
I	11,38-41,94	0,84-8,49	0,86-1,71	0,04-0,45	18,1-29,0	9,4-29,4
II	8,56-38,39	0,56-6,64	0,42-1,45	0,04-0,25	14,0-30,5	10,4-27,1
III	14,43-36,18	1,81-9,08	0,63-1,95	0,11-0,43	14,4-29,4	9,3-32,0

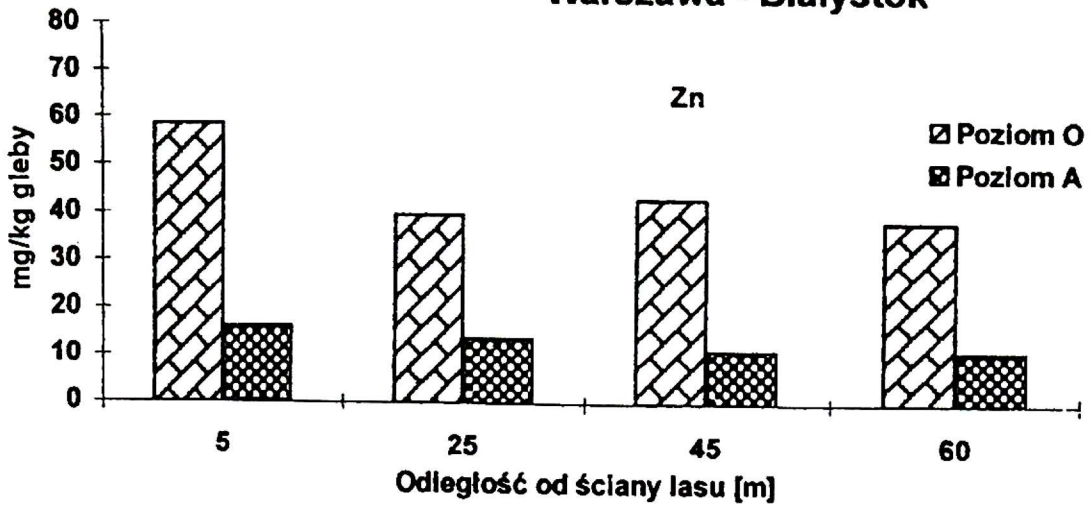
Zawartość węgla organicznego w poziomach O wynosi 8,56-41,94%, w poziomach A – od 0,56 do 9,08%, zaś azotu ogółem w poziomach O – od 0,42 do 1,95% a w poziomie A – od 0,04 do 0,45%. Stosunek C:N w poziomach O jest najczęściej szerszy lub podobny jak w poziomie A i kształtuje się następująco: w poziomie O od 14 do 30; w poziomie A od 9 do 32 (tab. 2). Nie zaobserwowano powtarzalnych zależności między ilością substancji organicznej a odległością badanych gleb od drogi.

Zawartość metali ciężkich Zn, Cu i Pb (tab. 3) w badanych glebach trzech tras komunikacyjnych (ryc. 1, 2, 3) w poziomach organicznych O są od dwóch do sześciu razy większe niż w poziomach akumulacyjno-próchnicznych A. Wystąpiły różnice między trasami.

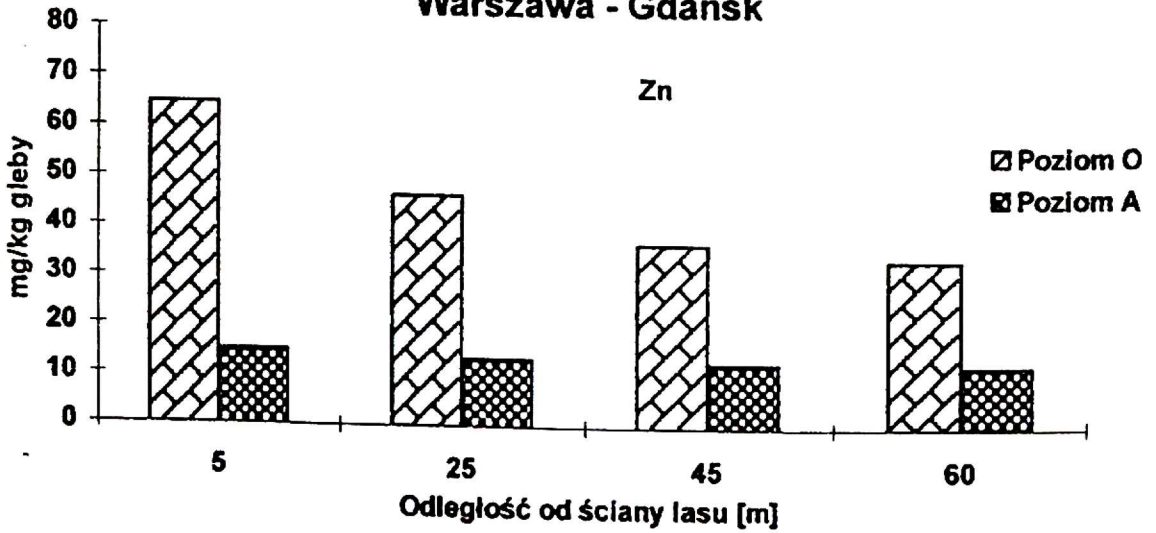
TABELA 3
Zakres zawartości metali ciężkich (średnie arytmetyczne) w mg/kg gleby

Trasa	Poziom					
	Zn		Cu		Pb	
	O	A	O	A	O	A
I	38-59	11-16	16-19	3-5	51-67	15-21
II	34-65	12-15	22-28	3-4	50-67	8-11
III	50-70	16-25	24-27	4-5	50-65	22-26

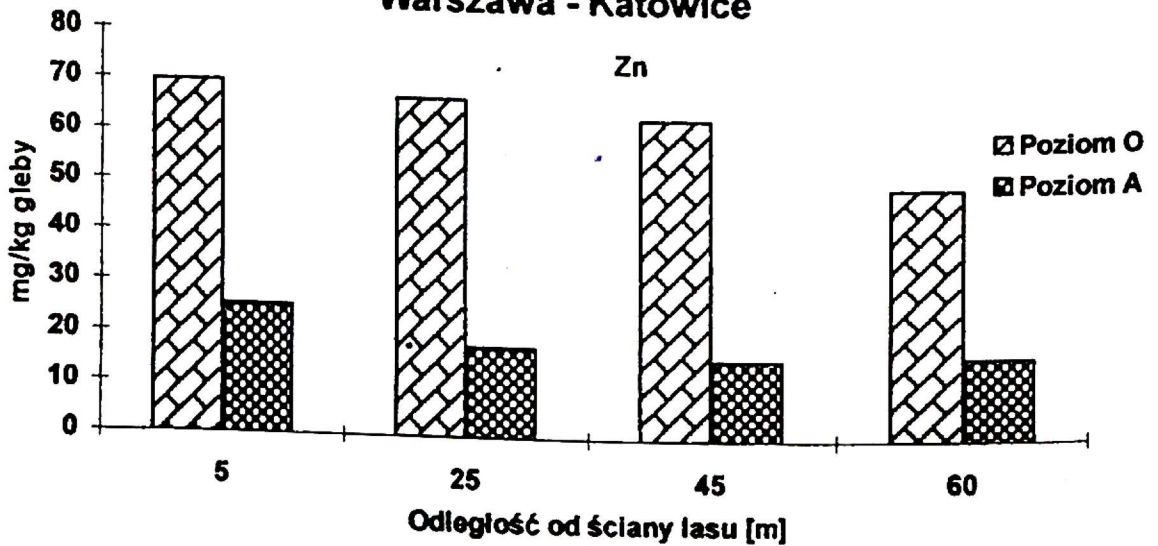
Warszawa - Białystok



Warszawa - Gdańsk

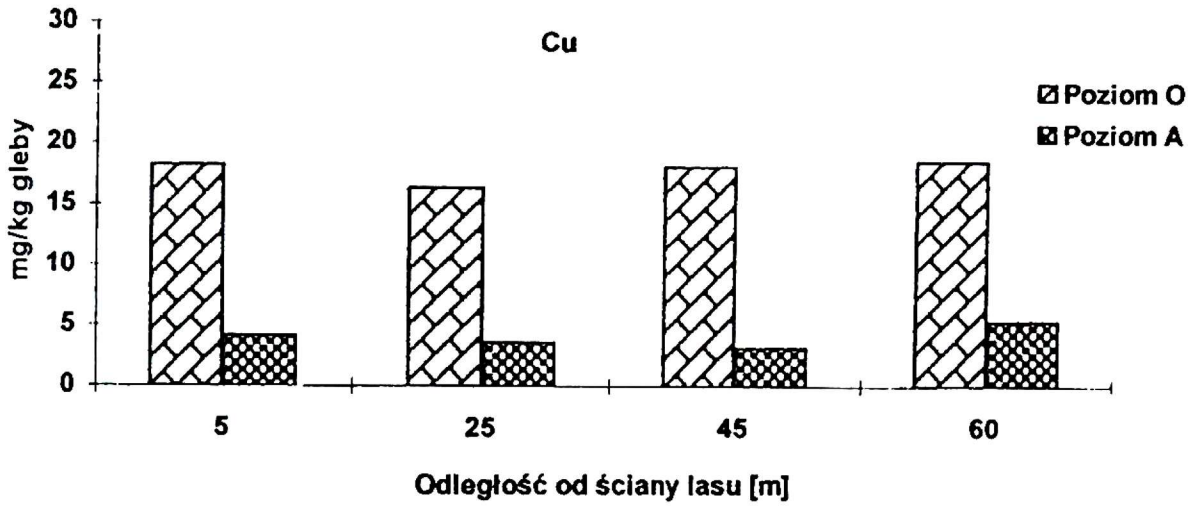


Warszawa - Katowice

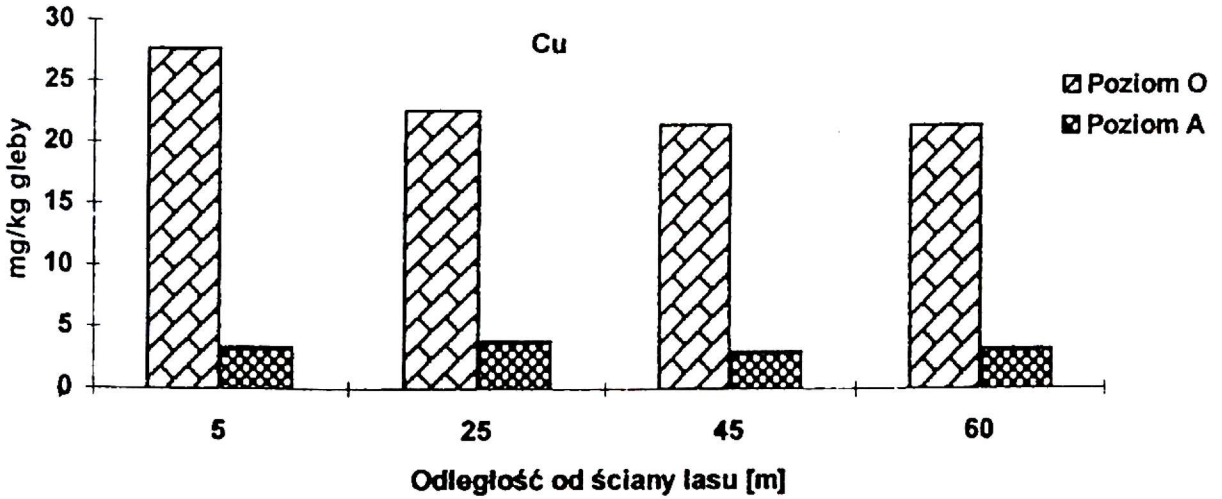


RYC. 1. Zawartość cynku w glebach przy trasach komunikacyjnych

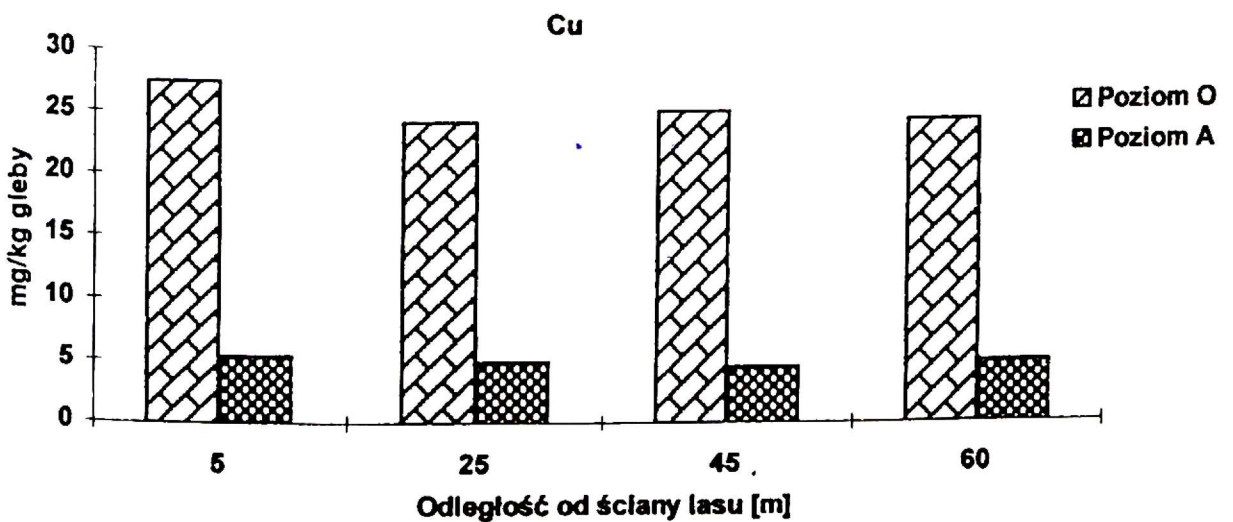
Warszawa - Białystok



Warszawa - Gdańsk

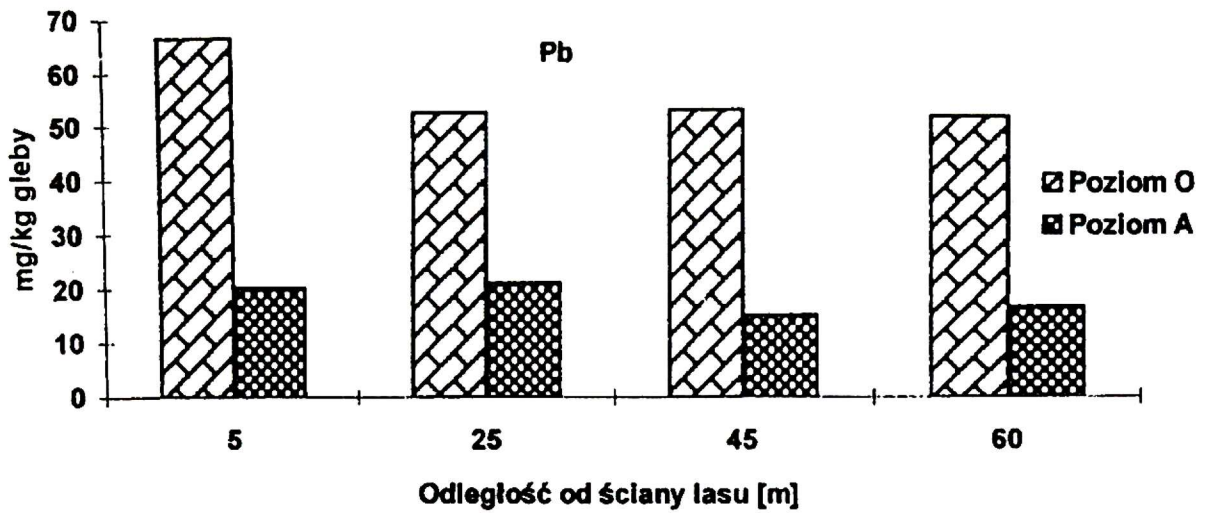


Warszawa - Katowice

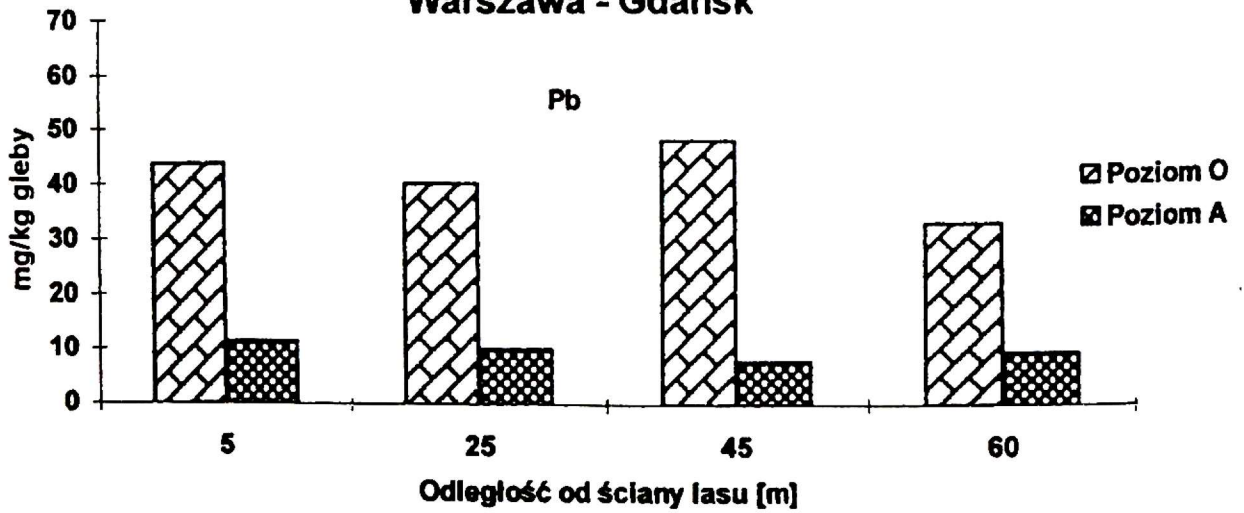


RYC. 2. Zawartość miedzi w glebach przy trasach komunikacyjnych

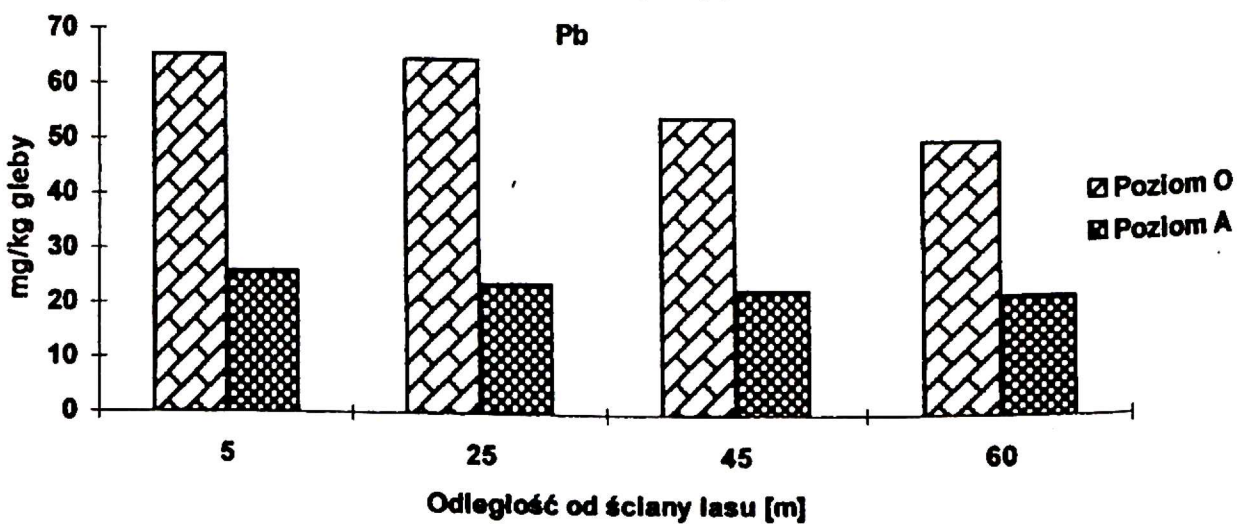
Warszawa - Białystok



Warszawa - Gdańsk



Warszawa - Katowice



RYC. 3. Zawartość ołowiu w glebach przy trasach komunikacyjnych

Ektopróchnice przy trasie Katowickiej gromadzą najwięcej cynku, przy trasie Białostockiej najmniej miedzi, ołów natomiast występuje w ilościach zbliżonych we wszystkich badanych ściółkach. W poziomach akumulacyjno-próchnicznych najwięcej cynku i ołowiu stwierdzono przy trasie Katowickiej, zaś ilości miedzi są zbliżone w poziomach A wszystkich gleb.

Istnieje ogólna tendencja, z kilkoma wyjątkami [7], do zmniejszania się zawartości metali ciężkich w glebie w poziomach O i A w miarę przesuwania się powierzchni badawczych w głąb lasu (ryc. 1, 2, 3).

Zawartość metali ciężkich oceniono na tle opracowanych przez Kabatę-Pendias i in [8] norm oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb sporządzonych dla gleb użytków rolnych, na podstawie danych z lat 1991-1993. Dla porównań przyjęto naturalne zawartości (NZ) i wartości graniczne (WG). Poziomy ektopróchnicy O porównywano z glebami organicznymi, poziomy akumulacyjne A z poziomami powierzchniowymi uprawnych gleb lekkich, uwzględniając zawartość substancji organicznej.

TABELA 4
Ilość prób, w których przekroczone zostały naturalne zawartości i wartości graniczne

Wskaźnik	Poziom genet.	Zn		Cu		Pb		Ogólna ilość prób
		ilość prób	%	ilość prób	%	ilość prób	%	
Trasa I – Białostocka								
>NZ	O	15	53,6	26	92,8	28	100	28
>WG		0	0	7	25,0	26	92,8	
>NZ	A	0	0	1	3,6	14	50,0	28
>WG		0	0	1	3,6	6	21,4	
Trasa II – Gdańska								
>NZ	O	12	50,0	24	100,0	24	100,0	24
>WG		0	0	11	45,8	16	66,7	
>NZ	A	0	0	0	0	1	4,2	24
>WG		0	0	0	0	0	0	
Trasa III – Katowicka								
>NZ	O	24	85,7	28	100,0	28	100,0	28
>WG		2	7,1	23	82,1	27	96,4	
>NZ	A	1	3,6	1	3,6	22	78,6	28
>WG		1	3,6	0	0	12	42,8	

NZ – naturalna zawartość
WG – wartość graniczna

Naturalne zawartości miedzi i ołowiu w poziomach organicznych zostały przekroczone przy wszystkich trzech trasach w prawie 100% badanych prób, a cynku w około 50% przy trasach Białostockiej i Gdańskiej i w około 85% przy Katowickiej (tab. 4). Wartości graniczne cynku zostały przekroczone na niewielu powierzchniach i to tylko przy trasie Katowickiej. Zawartość miedzi w poziomie O wskazuje, że WG są przekroczone przy trasach: I w 25%, II w 46%, III w 82%, a w przypadku ołowiu odpowiednio w około 93-67-96% próbek.

W poziomach akumulacyjno-próchnicznych zawartość ołowiu jest większa od naturalnej przy trasie Białostockiej w 50% próbek a przy Katowickiej w 79% próbek, zaś wartości graniczne zostały przekroczone w 21% próbek przy trasie Białostockiej i 43% przy trasie Katowickiej. Przy trasie Gdańskiej ilość ołowiu jest zbliżona do granicy naturalnej zawartości. Akumulacja cynku i miedzi w poziomie A przy wszystkich trasach też mieści się w granicach naturalnej zawartości (z pojedynczymi wyjątkami).

Dyskusja

Prowadzone w Polsce badania zawartości mikroskładników w glebach położonych wzdłuż tras komunikacyjnych znane są głównie dla terenów otwartych i najczęściej w obrębie aglomeracji miejskich lub u wylotu tras [3, 5, 12, 15]. Udowadniają one wyraźny wpływ natężenia ruchu oraz odległości od drogi na zawartość metali ciężkich w glebach przy trasach komunikacyjnych w stosunku do tła geochemicznego. Badania gleb leśnych są jeszcze nieliczne [10].

Występuje znaczne zróżnicowanie zawartości metali ciężkich pomiędzy terenami o różnej intensywności antropopresji. Gleby z okolic o dużych emisjach przemysłowych zanieczyszczeń np. GOP, Świerklaniec, Kozienice [11, 13] zakumulowały znacznie większe ilości Zn, Pb i Cu w porównaniu z glebami położonymi poza bezpośrednim wpływem antropopresji [4, 9].

Zawartość metali ciężkich w ektopróchnicach jest wypadkową procesów przyrodniczych jak akumulacja biologiczna i ługowanie oraz antropogenicznych. Ilość metali ciężkich w poziomach ektopróchnicy leśnej modyfikowana jest przez stopień wykształcenia tych poziomów związany z wiekiem drzewostanów oraz przez zawartość w igłach i liściach, które przechwytyują znaczne ilości zanieczyszczeń, a także przez czas trwania i intensywność presji czynnika antropogenicznego. Przekroczenie wartości granicznych wskazuje, że zawartość metali ciężkich jest zmieniona pod wpływem czynników antropogenicznych.

Zatrzymywanie zanieczyszczeń związanych z użytkowaniem dróg szybkiego ruchu w ektopróchnicach ogranicza przemieszczanie się tych zanieczyszczeń do głębszych warstw gleby i do wód gruntowych. W związku z tym akumulacja metali ciężkich w poziomach akumulacyjno-próchnicznych badanych gleb jest znacznie mniejsza niż w ektopróchnicach, gdzie miedź i cynk występują w ilościach naturalnych tj. zbliżonych do tła geochemicznego. Jedynie ołów nagromadził się w większych ilościach przekraczając graniczne wartości w kilku punktach przy trasach Białostockiej i Katowickiej. Wynika to z jednej strony z faktu, że w emisjach komunikacyjnych jest najwięcej ołowiu, a z drugiej strony jest prawdopodobne, że w miejscach o bardzo dużym natężeniu ruchu lub dłużej narażo-

nych na wpływ antropopresji nastąpiło częściowe przemieszczenie tego składnika z górnego poziomu.

Niewielkie zmniejszenie zawartości metali ciężkich w badanych glebach leśnych w porównaniu z terenami otwartymi w miarę oddalania się od drogi wynika ze specyfiki rozprzestrzeniania się spalin na obszarze zadrzewionym. Skłodowski i inni [17] notowali na terenach otwartych stały spadek zawartości metali ciężkich w pyłe opadowym do badanej odległości 50 m. W terenach zadrzewionych rozprzestrzenianie się spalin nie jest równomierne. Curzydło [2] stwierdził, że wysokie stężenia spalin i zwiększona zawartość ołowiu w liściach występują w najbliższych drogi fragmentach lasu – w odległości 10-20 m od jezdni, a następnie stopniowo wzrastają aż do 60-80 m. Z tego wynika, że w lasach przydrożnych w odległości 30-100 m od jezdni notuje się większe koncentracje spalin niż przy tych samych odległościach na terenach otwartych [2, 11, 16]. Podobne wyniki uzyskali Malczyk i Kędzia [10]. Czerwiński [6] zanotował największe nagromadzenie metali ciężkich tuż przy jezdni (0,5 m), które w strefie do 5 m malało kilkakrotnie. W odległości od 50 m notowano ponowny wzrost zawartości metali ciężkich z maksimum do 100 m. Autor ten przytacza za Wheelerem i Fofe (1979), że większe cząsteczki ołowiu opadają do 5 m od drogi, podczas gdy mniejsze przenoszone są na odległość do 100 m od drogi.

Otrzymane wyniki własne korespondują z badaniami przedstawionymi w literaturze. W odległości 60 m od ściany lasu oznaczono w glebach nieco niższe (o około 20-30%) zawartości metali ciężkich [7], ale poziomy powierzchniowe gleb są wciąż zanieczyszczone głównie ołowiem i miedzią.

Większość badaczy kontrolowała stan środowiska w odległości do 50 m od dróg notując duży spadek zanieczyszczeń w glebie [3, 15] i w pyłe opadowym [16]. Proponuje się, aby badać wpływ dróg szybkiego ruchu na przemiany środowiska leśnego na dalszą niż 60 m odległość.

Nasuwa się też potrzeba szerszego zanalizowania siedlisk leśnych w celu opracowania norm zawartości metali ciężkich jako wskaźników ich antropogenicznych przekształceń, gdyż jest dyskusyjne przyjmowanie do ocen gleb leśnych wytycznych ustalonych dla gleb ornyczych.

Wnioski

- Podsumowując otrzymane wyniki można stwierdzić, że drogi o dużym natężeniu ruchu powodują zanieczyszczenia gleb leśnych przede wszystkim ekto- i entopróchnicy metalami ciężkimi oraz modyfikację odczynu.
- Poziomy ektopróchnicy gleb gromadzą znacznie większe ilości Zn, Cu i Pb niż poziomy mineralne akumulacyjno-próchniczne.
- W miarę wzrostu odległości od trasy komunikacyjnej do 60 m zawartość metali ciężkich w poziomach O i A na ogół nieco się zmniejsza.
- Największe nagromadzenie badanych trzech metali ciężkich stwierdzono w poziomach O przy trasie Katowickiej, przede wszystkim ołowiu, miedzi i w mniejszym stopniu cynku, a najmniejsze przy trasie Gdańskiej.

- Zaobserwowano tendencje do mniej kwaśnego odczynu w glebach położonych bliżej dróg.
- Badane gleby leśne położone przy trasach szybkiego ruchu osiągnęły w znacznej części poziomów organicznych stan I stopnia zanieczyszczenia ołowiem, a przy trasie Gdańskiej i Katowickiej również miedzią.

Z Katedry Gleboznawstwa SGGW w Warszawie

Literatura

1. **Borecki T., Stępień E., Miścicki S., Nowakowska J., Wójcik R., 1997:** Wpływ dróg szybkiego ruchu na wybrane elementy taksacyjne drzewostanów sosnowych. *Sylwan*, 11: 37-48.
2. **Curzydło J., 1985:** Wpływ lasów i zadrzewień przydrożnych na rozprzestrzenianie się toksycznych składników spalin samochodowych. *Sylwan* 4: 21-30.
3. **Czarnowska K., 1994:** Akumulacja niektórych metali ciężkich w glebach uprawnych i w liściach selerów w pobliżu dróg wylotowych z Warszawy. *Rocz. Glebozn.*, 45, 3/4: 59-75.
4. **Czarnowska K., Gworek B., Kozanecka T., 1983:** Zawartość metali ciężkich w glebach i mchu Kampinoskiego Parku Narodowego (W); Wpływ działalności człowieka na środowisko glebowe w Kampinoskim Parku Narodowym. *Wyd. SGGW-AR. Warszawa*: 123-137.
5. **Czarnowska K., Gworek B., Kozanecka T., Latuszek B., Szafrńska E., 1983:** Heavy metals content in soils as indicator of urbanization. *Pol. Ecol. Stud.* 9, 1-2: 63-79.
6. **Czerwiński Z., 1987:** The effect of highway traffic on abiotic environment. *Pol. Ecol. Stud.* 13, 3-4: 419-427.
7. **Czepińska-Kamińska D., Janowska E., Zielony R., 1997:** Wpływ dróg szybkiego ruchu na środowisko glebowe i roślinność leśną. *Materiały Konferencji Naukowo-Technicznej "Autostrady a lasy"*. Poznań.
8. **Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Maliszewska Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch Cz., 1995:** Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. *Bibl. Monitoringu Środowiska. Warszawa*: 1-41.
9. **Konecka-Betley K., Czepińska-Kamińska D., Janowska E., 1994:** Właściwości fizyko-chemiczne i chemiczne gleb w Kampinoskim Parku Narodowym (stan na rok 1991). (W): Prognozowanie przemian właściwości chemicznych gleb Kampinoskiego Parku Narodowego na tle innych komponentów siedliska przyrodniczego. *Fundacja Rozwój SGGW*: 17-70.
10. **Malczyk P., Kędzia W., 1996:** Metale ciężkie w glebach leśnych wzdłuż drogi wylotowej Bydgoszcz – Inowrocław. *Rocz. Gleb.*, 47, 3/4: 203-211.

11. **Mucha W.**, 1979: Mikroelementy w substancji organicznej gleb leśnych. Mat. Konf. pt. "Próchnica gleb leśnych". PTG, Warszawa – Toruń: 13-20.
12. **Roszyk E., Roszykova S.**, 1975: Ołów w glebach i roślinach w pobliżu dróg na terenie Wrocławia. Roczn. Gleb. 26, 1: 177-185.
13. **Sienkiewicz J., Czarnowska K.**, 1991: Pollution of soils and plants by heavy metals and degradation of pinewood community – Ann. Warsaw Agricult. Univ. SGGW, For. and Wood Technol. 42: 49-59.
14. **Skłodowski P.**, 1995a: Wpływ tras komunikacyjnych na chemiczną degradację środowiska przyrodniczego. Prace Nauk. Politechniki Warszawskiej. Geodezja, z. 33: 37-46.
15. **Skłodowski P.**, 1995b: Wpływ spalin samochodowych na skażenie gleb płowych związkami ołowiu, kadmu i cynku. Prace Nauk. Politechniki Warszawskiej. Geodezja, z. 33: 67-79.
16. **Skłodowski P., Maciejewska A., Krajewska E., Szperliński Z.**, 1995: Występowanie metali ciężkich w pyłe opadowym na obszarach niezabudowanych na przykładzie trasy szybkiego ruchu Warszawa – Katowice. Prace Nauk. PW. Geodezja, z. 33: 81-91.

Summary

The impact of speedways on surface horizons in forest soil

Soil surface horizons were studied near three speedways: Warszawa – Białystok, Warszawa – Gdańsk, Warszawa – Katowice, at distances of 5, 25, 45, and 60 m from the forest edge wall along the road. The accumulation of Zn, Cu, and Pb was found in ecto-humus horizons (forest litter), being several times greater than in endo-humus horizons. Most ecto-humus levels showed the lead pollution of the first degree, sometimes with copper substituting. A bit greater amounts of heavy metals were accumulated in the soils located more closely to the road than inside forest. The soils located more near to roads showed the acidity lesser than did the soils located farther out.