MARCIN NIEMIEC, MONIKA ARASIMOWICZ

ZAWARTOŚĆ RTĘCI W GLEBIE I SZPILKACH SOSNY ZWYCZAJNEJ (*Pinus silvestris* L.) Z TERENU AGLOMERACJI KRAKOWSKIEJ

MERCURY CONTENT IN SOIL AND NEEDLES OF SCOTS PINE (*Pinus silvestris* L.) TAKEN FROM THE AREA OF THE KRAKÓW AGGLOMERATION

Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

Abstract: The aim of the study was to determine soil pollution by mercury and its content in pine needles collected from the area of Kraków and neighbouring localities. The content of the analyzed element in soil reached 22.8–461 $\mu g \cdot kg^{-1}$ DM. Distinctly higher concentrations of this metal were noted in soils collected from Kraków – reaching the average of 106.94 $\mu g \cdot kg^{-1}$ – in comparison to the neighbouring localities, where the average reached 37.3 $\mu g \cdot kg^{-1}$ DM. The highest content of mercury in Kraków was noted in soils taken from the area of the Old Town, where the influence of anthropopressure is of the longest duration. High concentrations were observed also in soil samples taken from the periphery of Kraków and in the neighbouring housing areas with dense single-family houses situated along the main traffic routes. In these sampling points the mercury content points to anthropogenic enrichment and is similar to the content observed in the industrial regions of the world. Relatively low contents of mercury were determined in soils from the areas with blocks of flats. The mercury content in pine was less dependent on the sampling points and showed a lower variability than in the case of soil. The content of the trace element in the pine needles ranged within 28.6 and 93.5 $\mu g \cdot kg^{-1}$. The obtained results did not prove a substantial correlation between the mercury content in soil and pine needles, which may point to the absorption of metals deposited from the atmosphere.

Słowa kluczowe: rtęć, szpilki sosen, bioakumulacja.

Key words: mercury, pine needles, bioaccumulation.

WSTĘP

Rtęć jest jednym z najbardziej niebezpiecznych metali powszechnie dostających się do środowiska w wyniku działalności człowieka. Rtęć i większość jej związków jest silnie toksyczna i stanowi zagrożenie dla środowiska naturalnego. W środowisku wodnym zachodzą procesy metylacji rtęci przy udziale mikroorganizmów, w wyniku których powstaje rozpuszczalna w tłuszczach dimetylortęć o wzorze CH_3HgCH_3. Dimetylortęć cechuje się wysoką toksycznością ze względu na łatwość akumulacji w organizmach żywych. Związki rtęci uszkadzają układ nerwowy, zwłaszcza mózg, wywołują zaburzenia

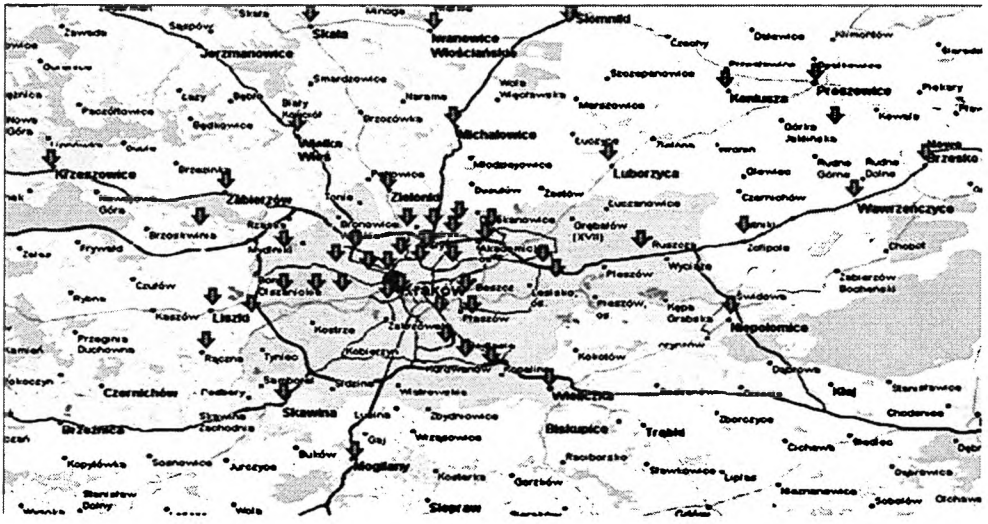
wzroku, koordynacji ruchów, a w skrajnych wypadkach powodują upośledzenie umysłowe i śmierć [Kabata-Pendias, Pendias 1999]. Źródłami rtęci w środowisku są: wybuchy i wyziewy wulkanów, spalanie węgla kamiennego i brunatnego, produkcja cementu, produkcja lamp rtęciowych, produkcja chloru, hutnictwo metali.

Pomimo dużego rozproszenia rtęci w środowisku istnieje realne zagrożenie toksykologiczne ze strony tego pierwiastka. Emisja rtęci do środowiska w ostatnich 30 latach zmniejszyła się nawet o połowę, jednak ze względu na specyfikę obiegu biogeochemicznego może akumulować się w dużych ilościach w niektórych elementach środowiska stanowiąc zagrożenie dla zdrowia ludzi. Richmond i in. [2009] zwracają uwagę na znaczną mobilność związków rtęci w środowisku, co w połączeniu z wysokimi zdolnościami akumulacji tego pierwiastka przez niektóre organizmy, może prowadzić do skażenia rtęcią nawet na obszarach o niskiej antropopresji [Ericksen i in.2006]. Monitoring zawartości rtęci w różnych komponentach środowiska jest więc bardzo ważny z punktu widzenia zagrożenia tym pierwiastkiem.

Celem pracy było określenie zawartości rtęci w glebach i szpilkach sosen pobranych z terenu miasta Krakowa oraz z okolicznych miejscowości i obliczenie współczynnika bioakumulacji tego pierwiastka.

MATERIAŁ I METODY

Materiał do badań stanowiły próbki gleby oraz igliwia sosnowego pobrane z terenu miasta Krakowa i okolic. W październiku 2008 roku pobrano 96 próbek gleby oraz igliwia sosny, w tym 54 z miasta Krakowa, 42 z okolicznych miejscowości podkrakowskich w odległości do 30 kilometrów od miasta. Materiał roślinny stanowiły jednoroczne igły sosny zwyczajnej pobierane z wysokości 2–3 m. Próbki gleby pobierano pod badanymi sosnami



RYSUNEK 1. Lokalizacja punktów poboru próbek gleby i igliwia sosny
FIGURE 1. Localities of collecting soil and pine needles samples

w strefie oddziaływania opadów podkoronowych z wierzchniej warstwy do głębokości 20 cm. Glebę pobierano ze wszystkich stron drzewa i uśredniono tworząc próbkę laboratoryjną.

Próbki gleby wysuszono w warunkach temperatury pokojowej, natomiast igły sosen po umyciu suszono w suszarce w temperaturze 65°C. Następnie oznaczono w nich rtęć przy użyciu analizatora AMA -254 i przeliczono stężenie rtęci na suchą masę.

WYNIKI I DYSKUSJA

Rtęć do środowiska dostaje się głównie z depozycji suchej i mokrej. Przyjmuje się, że na obszarach całego świata jej depozycja jest w miarę równomierna z wyjątkiem obszarów o podwyższonej emisji tego pierwiastka, jak na przykład rejony wulkanów oraz obszary wielkich miast. Środowisko wodne pełni największą rolę w obiegu tego pierwiastka w przyrodzie [Dórea i in. 2004]. Zawartość rtęci w opadach jest pozytywnie skorelowana z wydłużającymi się okresami suchymi, a ujemnie skorelowana z okresami deszczowymi. W czasie deszczu zawarte w atmosferze związki rtęci wraz z wodą osiadają na powierzchni ziemi. Dane uzyskane z terenu Niemiec i Szwecji wskazują, że zawartości rtęci w powierzchniowej warstwie gleby na terenach objętych podwyższoną antropopresją wynoszą nawet 100–500 $\mu g \cdot kg^{-1}$ [Aastrup i in. 1991]. Badania monitoringowe obejmują oznaczanie zawartości rtęci we wszystkich komponentach środowiska, ze względu na możliwość akumulacji tego metalu w kolejnych poziomach łańcucha troficznego. Naturalna zawartość rtęci w glebach mieści się w przedziale 0,05–0,3 $mg \cdot kg^{-1}$. W glebach z terenów zanieczyszczonych zawartości tego pierwiastka mogą wynosić nawet kilka $mg \cdot kg^{-1}$.

Zawartości rtęci w badanych próbkach gleb wahały się w granicach od 22,8 do 461 $\mu g \cdot kg^{-1}$(tab. 1). Stwierdzono znacznie wyższe stężenia tego pierwiastka w glebach pobranych z terenu Krakowa oraz pozostałych miast aglomeracji. Wynosiły one średnio 106,94 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Najwięcej tego pierwiastka było w glebie pobranej przy ul. Piastowskiej oraz Lea odpowiednio 461 i 399 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Ulice te są zlokalizowane w centralnej części miasta Krakowa. Najwyższe zawartości rtęci w tych punktach są związane z najdłużej trwającym oddziaływaniem antropogenicznym spośród wszystkich badanych punktów. Nieco niższe stężenia rtęci stwierdzano w próbkach pobranych przy ulicach: Lindego, Szweckiej oraz w Skawinie i Wieliczce. Znaczne ilości rtęci w tych punktach związane są także z długim czasem antropopresji. Rejony te cechują się zwartą zabudową domów jednorodzinnych ogrzewanych w większości węglem kamiennym, którego spalanie jest ważnym źródłem rtęci w środowisku [Nóvoa-Muñoza i in. 2008]. Wysokie zawartości rtęci w glebach pobranych przy ul. Krzywda, al. Pokoju oraz ul. Palacha związane mogą być z wysokim nasileniem komunikacji samochodowej w tych rejonach. Są to ważne szlaki komunikacyjne Krakowa. Najmniejsze ilości rtęci w glebach Krakowa stwierdzono w próbkach pobranych z terenu osiedli o zabudowie blokowej. Na tych terenach jest ograniczony ruch samochodowy, a energia cieplna jest dostarczana z elektrociepłowni.

W glebach z miejscowości podkrakowskich zaobserwowano średnio o ponad połowę mniejsze ilości tego metalu (średnia 40,6 $\mu g \cdot kg^{-1}$). Największe jego ilości stwierdzono w próbkach z Liszek, Batowic, Zielonek i Kocmyrzowa – miejscowości usytuowanych najbliżej Krakowa oraz o większej liczbie ludności, zagęszczonej zabudowie oraz zwiększonym nasileniu ruchu samochodowego. Najmniejsze ilości rtęci stwierdzono w Morawicy, Rącznej, Kryspinowie i Krzeszowicach. Zawartości rtęci w glebie z tych rejonów były niskie i oscylowały około 20 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Zawartości rtęci w glebach pobranych z Krakowa wykazywały znaczną zmienność ze względu na punkt poboru. W rejonach o

TABELA 1. Zawartość rtęci w próbkach gleb i igliwia sosnowego pobranych z terenu aglomeracji krakowskiej oraz obliczone wartości współczynnika bioakumulacji (WB)
TABLE 1. Mercury content in soil samples and pine needles collected from the area of Kraków and neighbouring localities, and bioconcentration factor (BFC) values

Punkty poboru próbek Sampling points	Igliwie sosny Pine needles	Gleba Soil	WB BFC*	Punkty poboru próbek Sampling points	Igliwie sosny Pine needles	Gleba Soil	WB BFC*
	$\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m.				$\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m.		
ul. Prądnicka	40,30	48,26	0,84	ul. Piastowska	44,45	461,06	0.10
ul. Górnickiego	37,80	28,43	1,33	ul. Nad Sudołem	31,20	112,10	0,28
ul. S. ze Skalbmierza	62,35	79,10	0,79	ul. Pachońskiego	49,05	66,20	0,74
ul. Łepkowskiego	65,00	39,00	1,67	ul. Pasteura	54,53	55,00	0,9
ul. Powstańców	42,55	46,00	0,92	Zielonki	47,60	57,50	0,83
os.Oświecenia	42,95	22,80	1,88	Masłomiąca	48,00	42,00	1,14
ul. Makuszyńskiego	32,50	43,20	0,75	Iwanowice	52,70	26,34	2,00
al. Pokoju	46,95	100,35	0,47	Kocmyrzów	57,80	56,14	1,03
ul. Cystersów	72,50	93,60	0,77	Koniusza	62,10	50,32	1,23
ul. Swoszowicka	44,10	64,01	0,69	Proszowice	58,55	46,12	1,27
ul. Krzywda	28,60	152,30	0,19	Karwin	57,25	40,09	1,43
ul. Jerzmanowskiego	43,40	35,93	1,21	Igołomia	38,45	27,33	1,41
ul. Okólna	55,10	70,57	0,78	Niepołomice	39,15	50,26	0,78
ul. Czarnogórska	58,95	52,60	1,12	Wieliczka	58.00	119,30	0,4
ul. Szwedzka	84,65	231,65	0,37	Mogilany	37,30	66,70	0,56
ul. Tetmajera	48,70	41,51	1,17	Skawina	69,30	113,20	0,61
ul. Jeleniowa	62,95	89,03	0,71	Rączna	33,05	15,86	2,08
al. Kasztanowa	41,15	67,99	0,61	Kryspinów	35,35	5,40	6,55
ul. P. Listopadowego	30,45	45,37	0,67	Liszki	36,00	48,09	0,75
ul. Juliusza Lea	48,55	399,21	0,12	Morawica	30,95	17,40	1,78
ul. Lindego	60,70	222,82	0,27	Zabierzów	42,55	85,17	0,50
ul. Na Błonie	93,95	34,70	2,71	Krzeszowice	46,50	21,17	2,20
ul. Majora Łupaszki	37,45	77,37	0,48	Skała	40,00	47,60	0,84
ul. Palacha	52,50	134,66	0,39	Wielka Wieś	35,25	37,58	0,94

* WB – współczynnik bioakumulacji; BFC – bioconcentration factor

nasilonej antropopresji obserwowano znacznie większe ilości tego pierwiastka. W rejonach miejskich o zabudowie blokowej oraz w miejscowościach podkrakowskich oznaczono dużo mniejsze jej ilości. Na terenie Krakowa nie ma zakładu, którego specyfiką byłaby emisja znaczących ilości rtęci. Mimo to można wydzielić rejony o większej jej zawartości w glebach. Zawartość rtęci w glebach jest czułym wskaźnikiem zanieczyszczenia tym pierwiastkiem, pomimo jej dużej lotności i mobilności w środowisku. Ilości rtęci stwierdzane w próbkach gleby nie były wysokie i w żadnej z nich nie stwierdzono przekroczenia wartości krytycznej dla standardów jakości gleby i ziemi dla Kategorii A [Rozporządzenie...2002]. Kabata-Pendias i Pendias [1999] podają, że gleby niezanieczyszczone rtęcią zawierają do 150 $\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m. Zatem na podstawie przeprowadzonych badań tylko 10% próbek można uznać za zanieczyszczone rtęcią.

Rtęć pobierana jest przez rośliny z powietrza oraz z gleby. Mechanizm pobierania tego metalu przez rośliny nie jest dokładnie poznany. Filho i in. [2002] twierdzą, że głównym miejscem przedostawania się rtęci do organizmów roślin są liście, a pobieranie tego

pierwiastka z gleby ma drugorzędne znaczenie. Wcześniejsze doniesienia naukowe sugerowały, że bioakumulacja rtęci w roślinach jest związana głównie z jej zawartością i dostępnością w glebie [Szpadta i in. 1994].

Rośliny na ogół nie wykazują dużej zdolności akumulacji rtęci. Naturalna zawartość tego pierwiastka w roślinach jadalnych wynosi do kilkunastu $\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m. Zawartości rtęci w roślinach z terenów niezanieczyszczonych mieszczą się w granicach 2–19 $\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m. Na obszarach o podwyższonej emisji tego pierwiastka stwierdzano zawartości przekraczające 100 $\mu g \cdot g^{-1}$ s.m. Najlepszymi bioindykatorami zawartości tego metalu w środowisku są grzyby, mchy, porosty oraz igły sosny [Kabata-Pendias, Pendias 1999]. Przy zawartości rtęci w glebie wynoszącej 0,1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ stwierdzono do 11,5 μg Hg $\cdot kg^{-1}$ w mchu, a w szpilkach sosen do 128 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Ze względu na duże zdolności sosny do akumulacji tego pierwiastka, nawet na terenach niezanieczyszczonych zawartość rtęci w igłach może dochodzić do 120 $\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m. Zawartości tego metalu w szpilkach sosen z terenów w pobliżu depozycji wypałków cynobrowych dochodziły do 8100 $\mu g \cdot kg^{-1}$, natomiast około 8 km od kopalni instalacji geotermicznych zawartości rtęci w igłach kształtowały się na poziomie 60–70 $\mu g \cdot kg^{-1}$ [Szpadta i in. 1994]. Stężenie rtęci w plechach porostów poddanych działaniu powietrza w Rio De Janeiro kształtowało się na poziomie 10 $\mu g \cdot g^{-1}$ s.m. [Filho i in. 2002]. Autorzy ci zwracają uwagę na intensywność pobierania tego metalu bezpośrednio z powietrza. Z kolei Bishop i in. [1998] podają, że ilości rtęci stwierdzane w ksylemie są proporcjonalne do jej zawartości w glebie i w wodzie gruntowej, co sugeruje, że pobieranie tego pierwiastka z gleby jest łatwe i proporcjonalne do jego ilości w środowisku glebowym.

Szpilki drzew iglastych pełnią ważną rolę w obiegu rtęci w przyrodzie ze względu na całoroczne ich występowanie. Korony drzew szpilkowych są na znacznej wysokości, co ułatwia absorpcję rtęci zawartej w parze wodnej oraz opadach atmosferycznych. Drzewa iglaste mogą pobierać przez liście większą ilość rtęci niż przez korzenie. W okresach o większej ilości opadów i niskich temperatur udział pobierania przez korzenie może wynosić kilka procent [Filho i in. 2002]. Zawartości rtęci w opadzie atmosferycznym są znacznie większe w okresie pozawegetacyjnym. Choi i in. [2008] stwierdzili o około połowę niższe zawartości rtęci w opadzie atmosferycznym na terenie lasu liściastego w sezonie wegetacyjnym (z liśćmi), kiedy zawartość rtęci w opadzie wynosiła 8 $\mu g \cdot dm^{-3}$, a w wodzie, która spadła spod drzew 4,5 $\mu g \cdot dm^{-3}$. W sezonie poza wegetacyjnym ilości te były zbliżone: w opadzie stwierdzono 4 $\mu g \cdot dm^{-3}$, a w opadzie podkoronowym 4,5 $\mu g \cdot dm^{-3}$. Wskazuje to na dość intensywne pobieranie rtęci przez liście roślin. W lasach szpilkowych pobieranie rtęci przez liście zachodzi cały rok z taką samą intensywnością. Na niezanieczyszczonych terenach leśnych dostaje się do ściółki z opadającymi szpilkami ok. 239 mg na jeden hektar [Bishop i in. 1998]. Koncentracja rtęci w igłach sosny zwiększa się z wiekiem, w wyniku bioakumulacji tego pierwiastka. Igły jednorocznych sosen w Norwegii zawierały średnio 16 $\mu g \cdot kg^{-1}$, natomiast w starszych igłach jej zawartość wzrosła do 31 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Larssen i in. [2008] podają, że zawartości rtęci w igłach sosen opadających z drzew wynoszą ok. 30 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Ważne jest zatem, aby w badaniach monitoringowych pobierać do analiz szpilki w tym samym wieku.

Zawartości rtęci w badanych próbkach szpilek sosnowych wahały się w granicach od 28,6 do 93,9 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Średnia dla wszystkich próbek wynosiła 48,8 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Względne odchylenie standardowe dla wszystkich badanych punktów wynosiło 28%. Dane literaturowe wskazują, że podobne ilości tego pierwiastka stwierdzano na terenach nieobjętych antropopresją [Kabata-Pendias, Pendias 1999]. Inni autorzy podają znaczne niższe stężenia w szpilkach sosen z terenów niezanieczyszczonych wynoszące do 30 $\mu g \cdot kg^{-1}$ [Larssen i in. 2008; Choi i in. 2008].

W badaniach własnych najwyższe stężenia rtęci stwierdzono w igłach sosen zebranych z drzew w zachodniej oraz centralnej części miasta, przy ul. Szwedzkiej i ul. Na Błonie, które wynosiły odpowiednio 84,6 i 93,9 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Wyjątkiem były próbki z terenów Woli Justowskiej, gdzie zaobserwowano zawartość tego pierwiastka na poziomie 41,2 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Najmniejsze ilości rtęci (poniżej 40 $\mu g \cdot kg^{-1}$) stwierdzono w szpilkach sosen rosnących w Morawicy, Liszkach, oraz w Krakowie na ulicach: Makuszyńskiego, Nad Sudołem oraz na ul. Powstania Listopadowego. Wysokie, podobne do obserwowanych w próbkach z terenu Krakowa, zawartości tego metalu stwierdzono w próbkach pobranych z terenu miast należących do aglomeracji krakowskiej: Skawiny, Wieliczki i Proszowic, odpowiednio 69,3; 58 i 58,55 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Znacznie mniej rtęci zawierały szpilki sosen z miejscowości wiejskich poza obrębem gminy Kraków. Średnia zawartość tego pierwiastka w próbkach pobranych z terenów miejskich wynosiła 51,65 $\mu g \cdot kg^{-1}$, natomiast z terenów wiejskich 44,7 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Zawartość rtęci w badanych próbkach szpilek sosen nie wykazywała tak znacznej zależności od miejsca poboru, jak to obserwowano w przypadku gleby. Nie stwierdzono także istotnej korelacji między zawartością rtęci w glebie i szpilkach, co może świadczyć o niewielkim udziale ilości rtęci pobieranej przez korzenie w ogólnej jej ilości pobieranej przez sosny. Duże ilości tego pierwiastka w glebie nie przekładają się jednoznacznie na zwiększoną akumulację w szpilkach. Mniejsze różnice zawartości tego pierwiastka w szpilkach drzew z różnych rejonów aglomeracji mogą także świadczyć o większym pobieraniu przez liście.

Dla badanych próbek obliczono współczynniki bioakumulacji rtęci. Wartość tego współczynnika wahała się w granicach 0,096 do 6,54. Największe wartości współczynnik bioakumulacji osiągał dla próbek pobranych w punktach o najmniejszej zawartości tego pierwiastka w glebie. Były to z reguły próbki pobrane z miejscowości podkrakowskich. Średnia wartość współczynnika bioakumulacji rtęci z terenów miejskich wynosiła 0,79, natomiast z obszarów wiejskich 1,57. Tak znaczne różnice mogą wynikać z większego stężenia tego pierwiastka w powietrzu w mieście i z większego udziału pobierania go przez rośliny z atmosfery. Wartości współczynnika bioakumulacji rtęci w roślinach zależą od zawartości tego pierwiastka w glebie. Generalnie im większa zawartość rtęci w glebie, tym niższa jest jego wartość. Szpadta i in. [1994] twierdzą, że współczynniki bioakumulacji rtęci w szpilkach sosen wynoszą od 1 do 4 przy zawartości rtęci w glebie w zakresie 16 –30 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Przy stężeniach tego pierwiastka przewyższających 300 $\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m. gleby współczynniki bioakumulacji rtęci mają mniejszą wartość i wynoszą od 0,1 do 0,5. Uzyskane wyniki badań potwierdzają tę zależność. W próbkach, w których zawartość rtęci w glebie wynosiła poniżej 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$, współczynnik bioakumulacji kształtował się na poziomie powyżej 1.

WNIOSKI

1. Zawartość rtęci w glebie w obrębie miasta Krakowa i okolic wykazywały dużą zmienność.
2. Gleby w obrębie Krakowa, zwłaszcza starej części miasta, zawierały znacznie więcej rtęci od ilości notowanych w glebach wsi podkrakowskich.
3. Stwierdzono znacznie mniejszą zmienność zawartości rtęci w igłach sosen niż w glebie.
4. Zawartości rtęci w jednorocznych igłach sosen w mniejszym stopniu zależały od punktu poboru próbek niż w przypadku gleby.
5. Nie wykazano istotnej korelacji między zawartością rtęci w glebie i w szpilkach sosen, co potwierdza znaczącą rolę pobierania tego pierwiastka przez liście z atmosfery.

6. Na terenach miejskich stwierdzono znacznie mniejsze wartości współczynnika bioakumulacji rtęci niż na obszarach wiejskich.
7. Szpilki sosen są czułym wskaźnikiem zanieczyszczenia środowiska związkami rtęci.

LITERATURA

AASTRUP M., JOHSON J., BRINGMARK E., BRINGMARK I., IVERFELDT A. 1991: *Water Air Soil Pollut.* **56**, 1:155–167.

BISHOP K. H, LEE Y-H. MUNTHE J, DAMBRINE E. 1998: Xylem sap as a pathway for total mercury and methylmercury transport from soils to tree canopy in the boreal forest. *Biogeochemistry* **40**: 101–113.

CHOI H. D., SHARAC T. J., HOLSEN T. M. 2008: Mercury deposition in the Adirondacks: A comparison between precipitation and throughfall. Department of Civil and Environmental Engineering, Clarkson University, P.O. Box 5710, Potsdam, NY 13699, *USA Atmospheric Environment* **42**: 1818–1827.

DÓREA J. G., BARBOSA A.C., SOUZADE J., FADINI P., JARDIM W. F. 2004: Piranhas (*Serrasalmus* spp.) as markers of mercury bioaccumulation in Amazonian ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **59**, 1: 57–63.

ERICKSEN J.A., GUSTIN M.S., XIN M., WEISBERG P.J., FERNANDEZ G.C.J. 2006: Air-soil exchange of mercury from background soils in the United States. *Science of the Total Environment* **366**, 2–3, 1: 851–863.

FILHO G. M. A., ANDRADE L. R., FARINA M., MALM O. 2002: Hg localisation in *Tilandsia usneoides* L. (*Bromeliaceae*), an atmospheric biomonitor. *Atmospheric Environment* **36**: 881–887.

KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1999: Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa: 364 ss.

LARSSEN T., DE WIT H. A., WIKER M., HALSE K. 2008: Mercury budget of a small forested boreal catchment in southeast. *Norway Science of The Total Environment* **404**, 2–3, 15: 290–296.

NÓVOA-MUÑOZ J.C., PONTEVEDRA-POMBAL X., MARTÍNEZ-CORTIZAS A., GARCÍA-RODEJA GAYOSO E. 2008: Mercury accumulation in upland acid forest ecosystems nearby a coal-fired power-plant in Southwest Europe (Galicia, NW Spain). *Science of the Total Environment* **394**, 2–3: 303–312.

RICHMOND C.A.M, NANCY A., ROSS N.A. 2009: The determinants of First Nation and Inuit health: A critical population health approach. *Health & Place* **15**, 2: 403–411.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. Dz.U. z roku 2002, nr 165, poz. 1359.

SZPADTA R. (red.) 1994: Zanieczyszczenie środowiska rtęcią i jej związkami. *Biblioteka Monitoringu Środowiska*, PIOŚ, Warszawa: 119 ss.

Dr inż. Marcin Niemiec
Katedra Chemii Rolnej i Środowiskowej, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Al. Mickiewicza 21, 31-120 Kraków
e-mail: niemiecm@o2.pl