

GRAŻYNA SZAREK, STANISŁAW BRANIEWSKI

## Metale ciężkie w opadzie ściółki lasu mieszanego zlewni potoku Ratanica

Heavy Metals in Litterfall of Mixed Forest  
in the Ratanica Catchment (Southern Poland)

### Wstęp

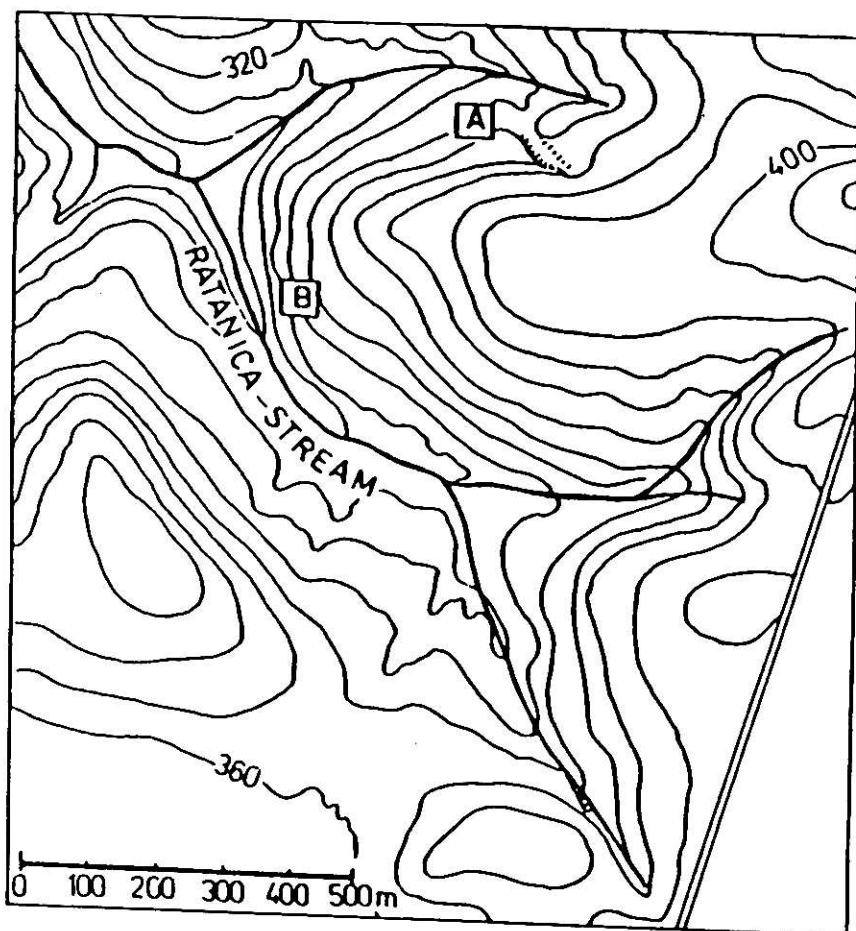
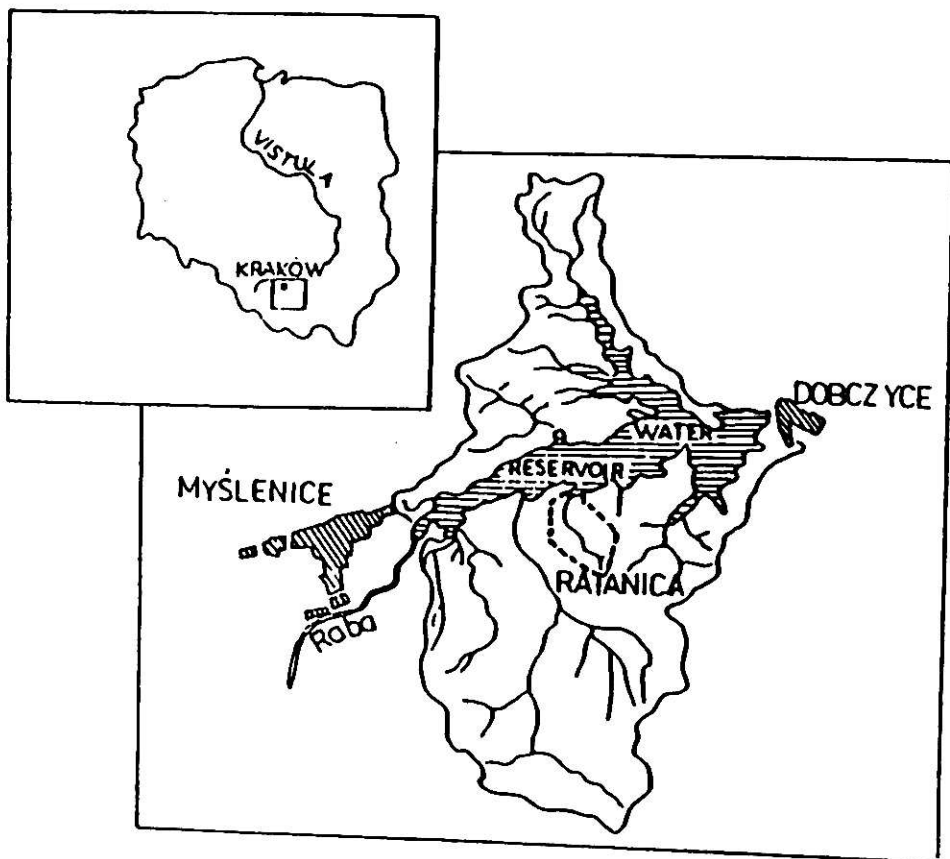
**W** cyklu biogeochemicznym opad ściółki jest ogniwem przekazującym pierwiastki z roślinności do gleby. W ekosystemach leśnych z opadem ściółki powracają do obiegu głównie pierwiastki odżywcze tj. azot, fosfor, wapń i magnez [12, 17] oraz Pb — pierwiastek pochodzący z atmosferycznej depozycji zanieczyszczeń [29].

Związki gazowe tj. SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> są istotnym problemem dla środowiska w skali światowej. Emisje pyłowe natomiast, zawierające toksyczne metale ciężkie mają charakter zanieczyszczeń lokalnych ograniczonych do obszarów o dużym zagęszczeniu przemysłu o niskim standardzie technologicznym. Przykładem tego typu obszarów jest południowa część Polski [8].

Zlewnia potoku Ratanicy jest rolniczo-leśnym obszarem typowym dla krajobrazu Polski południowej. Znajduje się ona pod wpływem niewielkich lecz chronicznych dawek zanieczyszczeń gazowych i pyłowych [24]. W zlewni tej prowadzone były interdyscyplinarne badania zmierzające do poznania funkcjonowania ekosystemu leśnego narażonego na oddziaływanie zanieczyszczeń [9]. Niniejsza praca jest częścią tych badań. Jej celem było określenie wielkości dopływu do dna lasu materii organicznej i metali ciężkich wraz z opadem ściółki.

### Teren badań

Zlewnia potoku Ratanica (49°51'N, 20°02'E) znajduje się ok. 40 km na południe od Krakowa, w sąsiedztwie zbiornika wody pitnej dla tego miasta (ryc. 1). Jest to niewielka zlewnia (ok. 2 km<sup>2</sup>) położona na wysokości od 240 do 424 m n.p.m. Podłoże zlewni budują warstwy istebniańskie reprezentujące flisz karpacki, gleby to głównie bielice kwaśne i



RYC. 1. Położenie zlewni potoku Ratanica i powierzchni badawczych: A — *Pino-Quercetum rubetosum hirti*,  
 B — *Pino-Quercetum typicum*

brunatne zbielicowane [1]. Średnia roczna temperatura wynosi 7,4°C, a średnie roczne opady wahają się od 820–900 mm [22].

Lasy zajmują ok. 70% powierzchni zlewni, dominują tu lasy mieszane (*Pino-Quercetum*) z przewagą buka (*Fagus sylvatica* L.) lub sosny (*Pinus sylvestris* L.) [18, 19, 21].

Badania prowadzono na dwóch 0,5 ha powierzchniach leśnych (A, B) (ryc. 1). Powierzchnia badawcza A reprezentująca zespół *Pino-Quercetum rubetosum hirti* położona była na stoku o ekspozycji północnej i nachyleniu ok. 5°. Gleby na powierzchni to bielice o pH 3,7 w górnej warstwie i 4,4 w dolnej. Drzewostan utworzony był głównie przez buk (55%) i sosnę (25%), w niewielkiej ilości występował świerk (*Picea abies* (L.) Karsten), olsza (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), dąb (*Quercus robur* L.), grab (*Carpinus betulus* L.), modrzew (*Larix europaea* DC.) i jarzębina (*Sorbus aucuparia* L.). Warstwa krzewów była słabo rozwinięta, a w runie dominowała jeżyna (*Rubus hirtus* W.K.).

Powierzchnia B z zespołem *Pino-Quercetum typicum* znajdowała się na stoku zachodnim o nachyleniu ok. 30–50°, na glebach bielicowych o pH rosnącym w głąb profilu (od około 3,8 do 4,2). Drzewostan tworzyła głównie sosna (59%) w domieszce z bukiem (40%). W warstwie krzewów występowały głównie młode drzewa (*Abies alba* Mill., *Acer glutinosa* L. Gaertn.) i kruszyna (*Frangula alnus* Mill.). W runie dominowała borówka (*Vaccinium myrtillus* L.). Drzewostan obu powierzchni był tego samego wieku ok. 60–80 lat.

## Materiał i metoda

Do zbioru opadu ściółki na powierzchniach badawczych (A, B) rozmieszczono systematycznie po 30 łapaczy ściółki. Łapacz stanowiła obręcz tworząca powierzchnię 1/6 m<sup>2</sup>, na którą naciągnięta była styronowa siatka. Obręcz umieszczona była na wysokości około jednego m od powierzchni gruntu.

Przez dwa sezony (1987–1989), z każdego łapacza w odstępach miesięcznych, wybierano całość znajdującego się w nim materiału. Określano suchą masę każdej próby, a następnie z 10 losowo wybranych prób tworzących jedną miesięczną próbę do analiz chemicznych. Pozostałe próby opadu ściółki [20] dzielono na składniki i tworzących po jednej próbce dla każdego miesiąca z liści buka, igieł sosny, kory, gałązek, łusek buka, kwiatostanów sosny, szyszek i innych części roślinnych. Określano ich suchą masę oraz w liściach, igłach i korze stężenia pierwiastków.

Materiał roślinny mielono i suszono do stałej wagi, a następnie mineralizowano w mieszaninie kwasu azotowego i nadchlorowego. Stężenia Mn, Fe, Zn, Cu, Pb, Cd określano metodą płomieniowej absorpcji atomowej (AAS) na spektrofotometrze Varian 20 BQ.

## Wyniki

### Masa opadu ściółki

Średnia roczna masa opadu ściółki wynosiła na obu powierzchniach badawczych ok. 4,7 kg ha<sup>-1</sup> (tab. 1). Sezonowy wzór zmienności masy charakteryzował się wzmożonym opadem w miesiącach jesiennych (IX–XI) z maksimum w październiku i niewielkim

TABELA 1

Średnia ważona (avg) i zakres stężeń metali ciężkich (min–minimum, max–maksimum) oraz roczna ilość materii organicznej (mat. org.) i metali ciężkich w opadzie ściółki na powierzchniach badawczych (A, B) zlewni potoku Ratanica; A — *Pino-Quercetum rubetosum hirti*, B — *Pino-Quercetum typicum*

Powierzchnia		Mn	Fe	Zn	Cu	Pb	Cd
		$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$					
A	avg	560	614	63	5,3	19,4	1,00
	min	49	199	16	3,3	4,1	0,53
	max	1002	1542	122	10,9	59,9	2,46
B	avg	427	691	71	5,2	22,5	1,33
	min	59	309	48	3,9	10,2	0,68
	max	718	2401	101	9,1	94,2	3,00
mat.org.							
t ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>					
A	4,7	2,7	2,9	0,3	0,02	0,09	0,005
B	4,7	2,0	3,3	0,3	0,02	0,11	0,006

wzrostem masy opadu w maju i czerwcu. Na powierzchni A jesienią spadło około 60%, a na powierzchni B około 70% całkowitej masy opadu.

W opadzie ściółki dominowały liście buka i igły sosny, stanowiły one odpowiednio ok. 45 i 32% na powierzchni A oraz około 36 i 37% na powierzchni B całkowitej masy rocznego opadu. Kora i gałązki tworzyły ponad 10% rocznego opadu ściółki na obu powierzchniach badawczych.

W ciągu roku skład opadu ściółki zmieniał się. Liście buka opadały w znaczących ilościach jesienią, w październiku stanowiły one około 80% masy opadu. Igły sosny opadały przez cały rok przy czym największy ich opad przypadał na wrzesień (pow. A i B) lub listopad (pow. B). Zimą igły sosny tworzyły na powierzchni A około 50% i na powierzchni B 60% rocznej masy opadu. W maju stwierdzono intensywny opad łusek buka, a w czerwcu kwiatostanów sosny. W miesiącach tych wytworzyły one ok. 20–30% masy opadu ściółki. Gałązki i kora opadały w niewielkich ilościach przez cały rok, ale w miesiącach zimowych i wiosennych stanowiły one około 30–60% masy opadu ściółki.

### Metale ciężkie w opadzie ściółki

Średnie stężenie (ważone) metali ciężkich w opadzie ściółki przedstawiono w tabeli 1. Stężenie miedzi było podobne w materiale z obu badanych powierzchni, stężenie manganu większe na powierzchni A, a pozostałych pierwiastków nieco wyższe na powierzchni B. Stężenia metali w opadzie ściółki w ciągu roku wahały się w szerokim zakresie (tab. 1).

TABELA 2

Średnie ważone stężenie metali ciężkich w jesiennym opadzie igieł sosny, liści buka, kory na powierzchniach badawczych (A, B) w zlewni potoku Ratanica; A — *Pino-Quercetum rubetosum hirti*,  
B — *Pino-Quercetum tupicum*

Powierzchnia		Mn	Fe	Zn	Cu	Pb	Cd
		$\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$					
A	igły sosny	718	918	83	3,4	12,4	1,30
	liście buka	913	686	65	5,6	10,8	1,16
	kora	100	1671	64	5,5	30,1	4,60
B	igły sosny	352	518	96	2,8	13,0	1,80
	liście buka	665	686	49	5,5	9,9	0,78
	kora	47	1122	52	4,6	49,1	4,10

Najwyższe stężenia metali występowały na ogół w miesiącach zimowych lub wczesną wiosną. Jedynie koncentracja manganu osiągała maksimum w październiku.

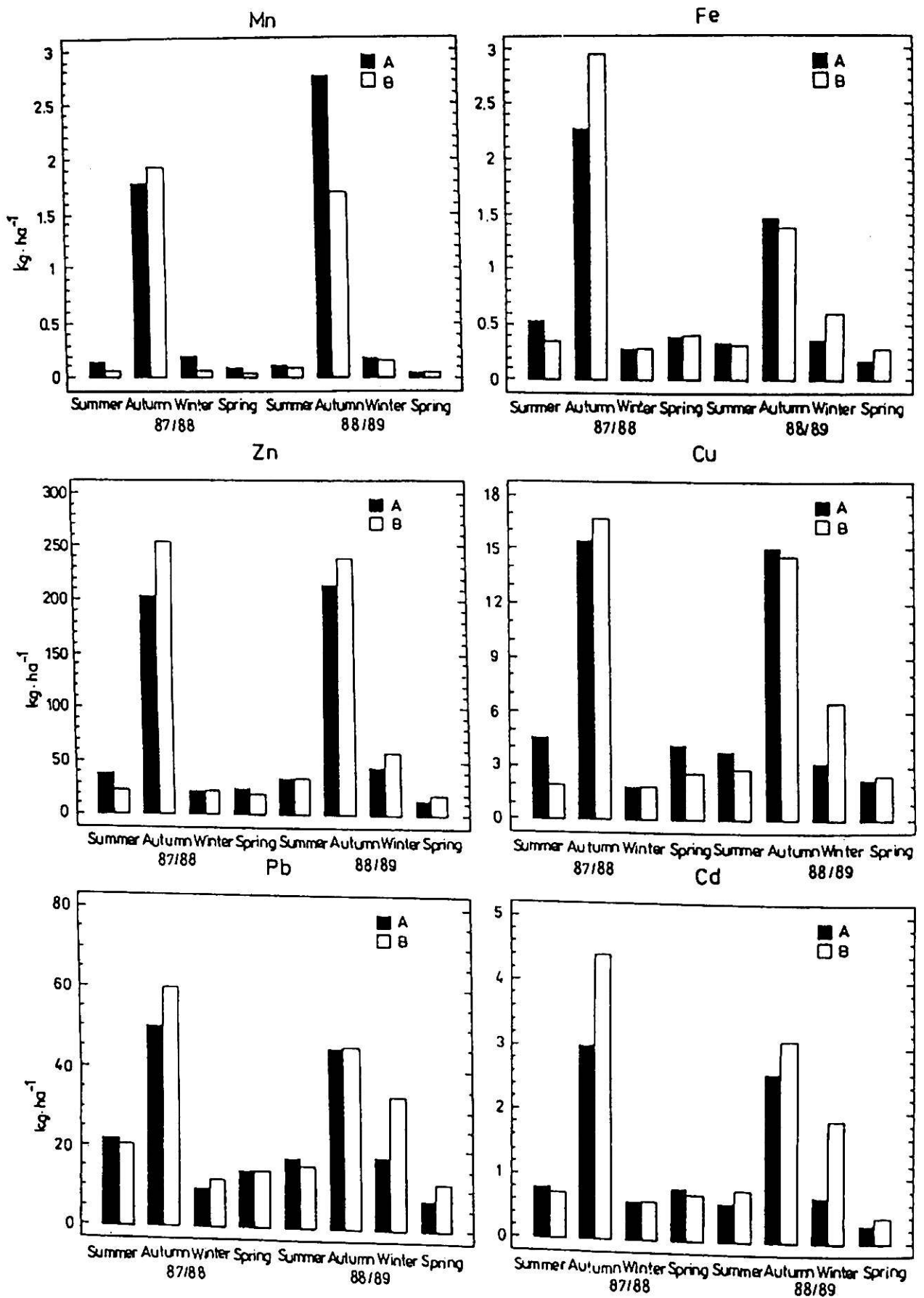
W opadających liściach buka stężenia Mn i Cu były wyższe, a pozostałych pierwiastków z reguły niższe niż w igłach sosny (tab. 2). W opadającej korze stężenia Fe, Pb i Cd były znacznie wyższe, a Mn niższe niż w opadającym listowiu. Stężenia Zn i Cu w korze na ogół były podobne jak w liściach buka.

W tabeli 1 przedstawiono roczny dopływ metali ciężkich wraz z opadem ściółki. Dopływ miedzi był podobny na powierzchniach badawczych, manganu większy na powierzchni A, a pozostałych metali ciężkich wyższy (szczególnie Cd) na powierzchni B.

Metale ciężkie w opadzie ściółki przedstawiały podobną sezonową zmienność jak masa opadu ściółki (ryc. 2). Największą ilość metali zawierał jesienny opad ściółki z rocznym maksimum w październiku. Na powierzchni A z rocznej ilości metali jesienią opad ściółki zawierał ponad 80% Mn, ok. 79% Zn, ok. 60% Fe, Cu i Cd oraz ok. 50% Pb. Na powierzchni B udział jesiennego opadu ściółki wynosił ok. 95% dla Mn, 75% dla Zn, 60% dla Fe, Cu i Cd oraz 60 i 40% dla Pb. Zimowy opad ściółki szczególnie na powierzchni B zawierał około 20–30% rocznej ilości metali (z wyjątkiem Mn).

## Dyskusja

Pobierane przez rośliny pierwiastki są zatrzymywane w masie roślinnej i tylko część z nich powraca corocznie do obiegu wraz z opadem ściółki. W lasach mieszanych tylko ok. 9% zasobu mineralnych składników powraca z roślinnej biomasy jako opad ściółki. Mimo to stanowi on ważne źródło pierwiastków [12, 17, 20]. W lasach zlewni potoku Ratanica z dwóch dróg dopływu metali ciężkich do ściółki — podkoronowego opadu wody i opadu ściółki, głównie opad ściółki wprowadza żelazo, mangan i ołów, obie drogi stanowią w podobnym stopniu o wielkości dopływu miedzi, a opad podkoronowy wody o wielkości dopływu kadmu i cynku [14].



RYC. 2. Ilość metali ciężkich w opadzie ściółki na powierzchniach badawczych (A, B) zlewni potoku Ratanica; A — *Pino-Quercetum rubetosum hirti*, B — *Pino-Quercetum typicum*

Produkcja ściółki zależna jest od wielu czynników – klimatu, składu gatunkowego i wieku drzewostanu, własności siedlisk i warunków meteorologicznych w danym roku, a jej wielkość może się znacznie wahać w cyklu wieloletnim [5, 16, 20]. Dla lasów iglastych i liściastych klimatu umiarkowanego produkcja ściółki wynosi od 2 do 10 t ha<sup>-1</sup>, dla lasów środkowo-europejskich 3–4,5 t ha<sup>-1</sup> [16]. W lasach mieszanych z sosną i bukiem w Niemczech i Skandynawii masa rocznego opadu ściółki szacowana była na ok. 4,2 i 4,7 t ha<sup>-1</sup> [20]. Średnia roczna wielkość masy opadu ściółki lasów Ratanicy nie odbiega od podanych wartości, a zróżnicowanie w latach badań niewielkie w porównaniu z możliwą zmiennością wieloletnią podawaną w cytowanej literaturze.

Sezonowa zmienność wielkości opadu ściółki jest cechą charakterystyczną lasów półkuli północnej. Najwięcej ściółki opada jesienią, o czym decydują masowo opadające w tym okresie liście/igły drzew [5]. Obserwowany w lasach Ratanicy jesienny opad liści buka, igieł sosny oraz wiosenno-letni opad łusek buka, kwiatostanów sosny i szyszek jest zgodny z obserwacjami fenologii sosny i buka [3, 4, 6]. Opad gałązek i kory jest zmienny i nieregularny [5, 7]. Związany jest on głównie z wiekiem drzewostanu i warunkami meteorologicznymi. Wraz z wiekiem drzew rośnie udział kory i gałązek w opadzie ściółki. Burze i silne wiatry, szczególnie zimą mogą zwiększać opad gałązek, które są w tym okresie kruche i łamliwe. W lasach Ratanicy udział kory i gałązek miał istotne znaczenie właśnie w zimowym opadzie ściółki.

Zmienność stężeń metali ciężkich w opadzie ściółki wynika przede wszystkim ze zmienności udziału w nim części roślinnych zawierających różne ilości metali. W żywym listowiu zależnie od gatunku w różnych ilościach gromadzone są metale będące pierwiastkami odżywczymi. W lasach Ratanicy stwierdzono, że Mn i Cu występują w większych stężeniach w liściach buka, a Zn w igłach sosny [23]. Podobne zróżnicowanie utrzymuje się również w opadającym listowiu.

W lasach narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń stwierdzono, że na ilość metali ciężkich w/na roślinach, szczególnie Pb i Cd, ma wpływ głównie atmosferyczna depozycja [11, 25, 28]. Metale z suchej i mokrej depozycji mogą być zatrzymywane na powierzchni igieł/liści, gałązek i pni drzew. W lasach Ratanicy stwierdzono atmosferyczny dopływ pyłów zawierających metale ciężkie [15]. Depozycja pyłów z atmosfery w lasach Ratanicy odpowiada za wysokie stężenia ołowiu przede wszystkim w korze sosny [23]. Otrzymane stężenia metali ciężkich (z wyjątkiem Mn i Cu) w opadającej korze były ok. 2,5 razy większe niż w korze na drzewach. Opad kory tworzy głównie kora sosny, jej najstarsze zewnętrzne warstwy, na których mogą osadzać się pyły z atmosfery. Dlatego w okresie zimy gdy opada głównie kora i gałązki szczególnie stężenia Pb w opadzie ściółki mogą być wysokie.

Ilość metali ciężkich w lasach Ratanicy była znacznie mniejsza niż w lasach sosnowych znajdującej się w sąsiedztwie huty stali i aglomeracji miejskiej Puszczy Niepołomickiej [27]. Choć zlewnia potoku Ratanica nie znajduje się w bezpośrednim sąsiedztwie dużych emitorów zanieczyszczeń to jednak obserwuje się tu niewielki lecz stały dopływ z atmosfery metali ciężkich. W związku z tym "naturalna" ilość metali ciężkich corocznie przekazywana wraz z opadem ściółki do dna lasu może być powiększona na skutek zanieczyszczeń atmosferycznych. Fakt ten może wyjaśnić znaczne stężenia ołowiu w ściółce lasu Ratanicy w stosunku do innych lasów Polski [2].

## Literatura

- [1] **Adamczyk B., Niemyska-Lukaszuk J., Drożdż-Hara M.** 1989: Rola gleb w zabezpieczeniu czystości wód zbiornika wodnego w Dobczycach. Cz. I. Typologia i ogólna charakterystyka gleb zlewni Ratanicy i Dębnika. Acta Agr. et Silv., ser. Silv. nr 28: 125–145.
- [2] **Andersen S., Odegard S., Vogt R.D., Seip H.M.** 1994: Background levels of heavy metals in Polish forest soils, Ecological Engineering nr 3: 245–253.
- [3] **Białobok S., Boratyński A., Bugała W.** (red.) 1993: Biologia sosny zwyczajnej. Poznań-Kórnik, Sorus.
- [4] **Białobok S.** (red.) 1990: Buk zwyczajny *Fagus sylvatica* L. Nasze drzewa leśne. Monografie popularnonaukowe, tom 10. Warszawa – Poznań, PWN.
- [5] **Bray J.R., Gorham E.** 1964: Litter production of the world. Adv. Ecol. Res. nr 2: 111–174
- [6] **Elazin H.H.** 1976: Sezonowe rozwicie sosnowych lasow. Izdatielstwo "Nauka" Sibirskoje otdelenie, Nowosybirsk.
- [7] **Gosz J.R., Likens G.E., Bormann F.H.** 1972: Nutrient content of litter fall on the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. Ecology nr 53: 769–784.
- [8] **Grodzińska K., Szarek G., Godzik B., Braniewski S., Chrzanowska E.** 1994: Mapping air pollution in Poland by measuring heavy metal concentration in mosses. W: J. Solon, E. Roo-Zielińska, A. Bytnerowicz (red.) "Climate and atmospheric deposition monitoring in forest" Conference Papers 19: 197–209, IG SO PAS, Warszawa.
- [9] **Grodzińska K., Weiner J.** (red.) 1993: Watershed processes and vegetation in the region of chronic atmospheric pollution (Carpatian Foothills, S Poland). Ekol. Pol. nr 1, 3–4: 285–450.
- [10] **Guha M.M., Mitchell R.L.** 1966: The trace and major element composition of the leaves of some deciduous trees. Plant and Soil nr 24: 91–113.
- [11] **Heinrichs H., Mayer R.** 1980: The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. J. Environ. Qual. nr 9: 111–118.
- [12] **Johnson D.W., Todd D.E.** 1990: Nutrient cycling in forests of Walker Branch watershed, Tennessee: Role of uptake and leaching in causing soil changes. J. Environ. Qual. nr 19: 97–104.
- [13] **Laskowski R., Maryański M., Niklińska M.** 1993: Nutrient and heavy metal dynamics in decomposing beech-pine litter. Ekol. Pol. nr 41, 3–4: 393–406.
- [14] **Laskowski R., Maryański M., Niklińska M., Szarek G.** 1993: Nutrient and heavy balance for litter in the mixed beech-pine forest. Ekol. Pol. nr 41, 3–4: 407–426.



- [15] **Maneck A., Tarkowski J.** 1993: Mineralogical–chemical characteristics of atmospheric dust pollution in the surroundings of Dobczyce reservoir supply drinking water for city of Cracow. *Ekol. Pol.* nr 41, 3–4: 287–305.
- [16] **Obminski Z.** 1978: *Ekologia lasu*. PWN, Warszawa.
- [17] **Parker G.G.** 1990: Evaluation of dry deposition, pollution damage, and forest health with throughfall studies. W: *Mechanisms of forest response to acid deposition*. A.A. Lucier, S.G. Haines (red.). Springer–Verlag, New York–Berlin–Heidelberg–London–Paris–Tokyo–Hong Kong.
- [18] **Raimer J., Rutkowska L., Grabczyński S., Orzeł S., Rieger R.** 1990: Ocena biomasy i produktywności drzewostanów kompleksu leśnego "Ratanica" na Pogórzu Wielickim. *Acta Agr. et Silv.*, ser. Silv. nr 24: 89–103.
- [19] **Rieger R., Rutkowska L., Grabczyński S., Orzeł S., Raimer J.** 1992: Dynamika wzrostu i perspektywy rozwojowe ważniejszych gatunków lasotwórczych kompleksu leśnego Ratanica na Pogórzu Wielickim. *Acta Agr. et Silv.*, ser. Silv. nr 30: 19–28.
- [20] **Rodin L.E., Bazilevich N.I.** 1967: *Production and mineral cycling in terrestrial vegetation*. Edinburgh and London, Oliver and Boyd Ltd.
- [21] **Róžański W., Pancer–Kotejowa E., Grodzińska K.** 1993: Vegetation of the Ratanica watershed (Carpathian Foothills, Southern Poland). *Ekol. Pol.* nr 41, 3–4: 347–374.
- [22] **Suliński J., Kucza J.** 1993: Elements of the geographical environment and water balance of the Ratanica stream (Carpathian Foothills, Southern Poland). *Ekol. Pol.* 41, 3–4: 331–346.
- [23] **Szarek G., Braniewski S., Chrzanowska E., Rieger R., Rutkowska L.** 1993: Nutrients and pollutants in forest vegetation of the Ratanica watershed (Carpathian Foothills, Southern Poland). *Ekol. Pol.* nr 41, 3–4: 375–392.
- [24] **Tomaszewska M., Walczewski J.** 1992: Zasięg smug dymowych widocznych na zdjęciach satelitarnych, a stan równowagi atmosfery. *Zesz. nauk. AGH 1440, Sozologia i Sozotechnika* nr 35: 35–59.
- [25] **Turner R.S., Johnson A.H., Wang D.** 1985: Biogeochemistry of lead in McDonalds Branch Watershed, New Jersey Pine Barrens. *J. Environ. Qual.* nr 14: 305–314.
- [26] **Turzański P.K., Bik A.** 1993: Pollution of atmospheric precipitation in the area of the water reservoir in Dobczyce. *Ekol. Pol.* nr 41, 3–4: 319–330.
- [27] **Zieliński J.** 1984: Decomposition in the pine forests of Niepolomice. In: *Forest ecosystems in industrial regions*. W: W. Grodziński, J. Weiner, P.F. Maycock (eds.). Springer Verlag, Berlin–Heidelberg–New York–Tokyo.
- [28] **Zöttl H.W.**, 1985: Heavy metal levels and cycling in forest ecosystems. *Experiments* nr 41: 1104–1113.

## Summary

### Heavy metals in litterfall of mixed forest in the Ratanica catchment (Southern Poland)

Litterfall mass and content of heavy metals (Mn, Fe, Zn, Cu, Pb, Cd) in litterfall was estimated in two types of the mixed forests, oak–pine (*Pino-Quercetum rubetosum hirti*) and pine–oak (*Pino-Quercetum typicum* in the Ratanica catchment (Wieliczka Foothills, Southern Poland).

- (I) Average annual production of litterfall in pine – beech mixed forest stands achieved  $4.7 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Such a pattern of the variability of litterfall amount was determined by an autumn trees foliage fall, comprising about 60–70% of annual litterfall quantity.
- (II) Heavy metals concentration in litterfall varied within years mainly due to the changeability of proportion in the particular parts of plants which contained different amount of metals.
- (III) Heavy metals content transmitted with the litterfall to the forest floor showed a seasonal variability similar to the organic material pattern. Autumn litter fall input 40–90% of annual metals amount.
- (IV) The quantity of heavy metals in litter fall in examined forest stands was lower than in forests situated in steel works and urban agglomeration vicinity. Despite the rather long distance from the studied forests to big emitters the pollution inflow was observed. Such pollutants might change the metal amount transported with the litterfall.