

Michał Kopec, Krzysztof Gondek

ZAWARTOŚĆ RTĘCI W ROŚLINACH GÓRSKIEGO UŻYTKU ZIELONEGO (CZARNY POTOK) PO 40 LATACH ZRÓŻNICOWANEGO NAWOŻENIA MINERALNEGO

Streszczenie. The content of mercury, despite its decrease in the environment, should be monitored at different levels among other things due to regional differences. Mercury circulation depends mainly on redox potential and reaction. Sewer deposits and other wastes are particularly dangerous when it comes to this element. Long-term fertilization, including unilateral phosphorus did not change the content of mercury in the meadow sward, despite the differences in its botanical composition. The amount of mercury introduced into the soil together with fertilizers is small in comparison to the amount of mercury uptaken by the meadow sward. Despite a relatively high dose of mercury, which might be introduced into the soil with calcium fertilizers, there has not been a significant influence at liming on the mercury content in the sward.

WPROWADZENIE

Zawartość rtęci w ekosystemach w ostatnim okresie na ogół zmniejsza się. Spośród wielu czynników wpływających na obieg tego pierwiastka, głównym wydaje się mniejsza jego emisja. Ze względu na największą emisję do środowiska, wynoszącą 39,7 Mg rtęci [Krajowa... 2002], w Polsce przyjęto rok 1989 za rok odniesienia. W porównaniu do roku odniesienia, w 2000 roku emisja rtęci do środowiska była mniejsza o 35%, a w 2005 roku o 50%.

Zanieczyszczenie rtęcią może dotyczyć wszystkich elementów środowiska. Rtęć metaliczna może w atmosferze krążyć od 0,5 roku do 2 lat [Rodriguez i in. 2009]. Do wód powierzchniowych rtęć przedostaje się z opadami atmosferycznymi oraz w wyniku spływu. Deszcz i śnieg mają szczególną rolę w obiegu tego pierwiastka.

Na początku lat 80. XX wieku donoszono [Florczyk, Gołowin 1980], że zanieczyszczenie wód metalami ciężkimi sukcesywnie zmniejsza się. Dotyczy to zwłaszcza rtęci, której stosowania w fungicydach zaniechano po wystąpieniach ciężkich zatruc u ludzi i zwierząt. Podwyższone stężenia rtęci w wodach wiązano z zanieczyszczeniem powodowanym przez środki grzybobójcze używane w rolnictwie m.in. jako zaprawy nasienne.

Według Filipka [2003] możliwości zanieczyszczenia agroekosystemów rtęcią są stosunkowo małe i jeśli występują, to głównie w przypadku stosowania w rolnictwie odpadów przemysłowych oraz nawozów fosforowych produkowanych z fosforytów pochodzących z niektórych złóż. W produkcji nawozów fosforowych Olendrzyński

i inni [2007] nie stwierdzili emisji rtęci. Zawartość tego pierwiastka w nawozach fosforowych wynosi 0,01–1,2 mg Hg·kg⁻¹ [Kabata-Pendias i Pendias 1999]. Znacznie więcej rtęci stwierdzano w nawozach azotowych (0,3–3,0 mg Hg·kg⁻¹) co wiązało się z wykorzystywaniem w produkcji tych nawozów odpadowego siarczanu amonu). Obecnie wartość zanieczyszczeń w nawozach mineralnych i środkach wspomagających uprawę roślin pochodzenia mineralnego nie może przekraczać 2 mg rtęci (Hg) na kg masy nawozu lub środka wspomagającego uprawę roślin [Rozporządzenie... 2008].

Kabata-Pendias i Kabata [1998] oraz Boszke i inni [2003] podają, że właściwości oksydacyjno redukcyjne wpływają na procesy obiegu rtęci w glebie. Konsekwencją przemian form rtęci jest jej sorpcja, ale również parowanie i wylugowywanie. Na uruchamianie rtęci mają wpływ czynniki hydrobiologiczne, ale również odczyn, zawartość materii organicznej, a także ilość i właściwości minerałów ilastych [Boszke i inni 2003, Mazurek i Wieczorek 2007].

Według Kucharzewskiego i inni [2002] istnieje regionalne zróżnicowanie zawartości rtęci w płodach rolnych. Zdecydowanie więcej rtęci jest w trawach niż w ziarnie zbóż. Zawartość w runi z 48 użytków zielonych Dolnego Śląska wynosiła od 0,0051 do 0,0203 mg Hg·kg⁻¹, ale średnie arytmetyczne z trzech rejonów wahały się w małym przedziale od 0,0119 do 0,0148 mg Hg·kg⁻¹.

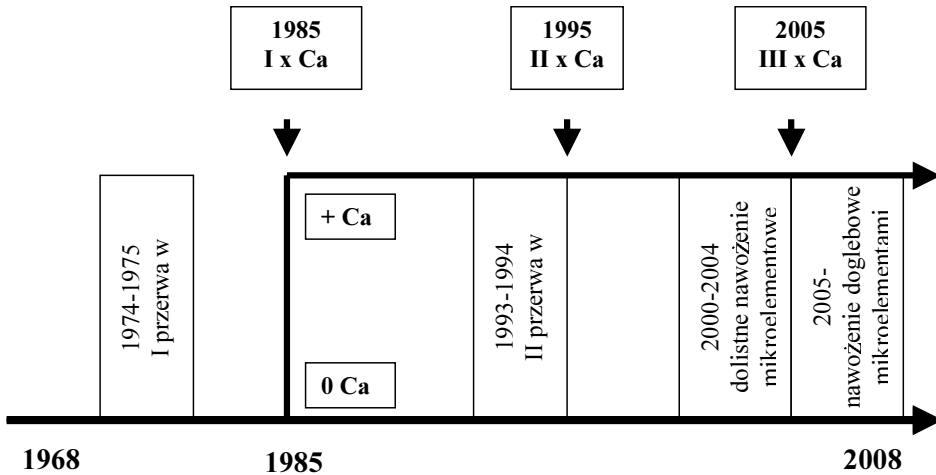
Celem badań było poznanie długotrwałego wpływu zabiegów pratotechnicznych, głównie zróżnicowanego nawożenia mineralnego i wapnowania na zawartość rtęci w glebie i runi łąkowej górskiego użytku zielonego w Czarnym Potoku.

MATERIAŁ I METODY

Doświadczenie zlokalizowano w Czarnym Potoku koło Krynicy (20°54'53" E; 49°24'35" N), na wysokości około 720 m n.p.m., u podnóża Jaworzyny Krynickiej, w południowo-wschodnim masywie Beskidu Sądeckiego. Nachylenie stoku o ekspozycji NNE wynosi 7°. Doświadczenie założono w 1968 roku na naturalnej łące górskiej ze znacznym udziałem roślin dwuliściennych. Glebę określono jako glebę brunatną kwaśną, wytworzoną z piaskowca magurskiego o składzie granulometrycznym gliny lekkiej pylastej (% frakcji 1 – 0,1 mm: 40; 0,1 – 0,02 mm: 37; > 0,02 mm: 23) i charakterystycznych trzech poziomach genetycznych: darniowym – AhA (0 – 20 cm), brunatnienia – ABbr (21 – 46 cm) i skały macierzystej BbrC (47 – 75 cm).

Od jesieni 1985 roku doświadczenie prowadzone jest w dwóch seriach: bez wapnowania i zwapnowaniem (rys. 1). Doświadczenie z 5 powtórzeniami ma 8 obiektów nawozowych (tab. 1), w których stosowano jednostronne nawożenie azotem lub fosforem (90 kg N lub 90 kg P₂O₅·ha⁻¹), a na tle PK (90 kg P₂O₅·ha⁻¹ i 150 kg K₂O·ha⁻¹) azot w dwóch formach (saletra amonowa i mocznik) i dwóch dawkach (90 i 180 kg N·ha⁻¹).

Nawozy fosforowe i potasowe w latach 1968 – 1980 wysiewano jesienią a od roku 1981 na wiosnę. Nawożenie potasem (1/2 dawki) uzupełniano latem po I pokosie. W latach 1968–1973 stosowano supertomasynę, a od roku 1976 superfosfat potrójny (46%), od 2005 roku superfosfat wzbogacony (40%). W całym okresie doświadczenia nawozy azotowe wysiewano w dwóch terminach: 2/3 dawki wiosną w fazie ruszenia



Rys. 1. Schemat modyfikacji zabiegów pratotechnicznych w doświadczeniu

wegetacji, a 1/3 dawki kilkanaście dni po zbiorze I pokosu. W 1994 roku zastosowano jednorazowo nawożenie regeneracyjne 10 kg Cu i 8 kg Mg · ha⁻¹. W latach 2000–2004 stosowano dolistne nawożenie (2 razy po 2 dm³ · ha⁻¹) nawozem mikroelementowym Mikrovit-1. Stosowany nawóz mikroelementowy zawiera w 1 dm⁻³: 23,3 g Mg; 2,3 g Fe; 2,5 g Cu; 2,7 g Mn; 1,8 g Zn; 0,15 g B i 0,1 g Mo. W latach 2005–2007 wprowadzano corocznie do gleby 0,5 kg B na ha, a wiosną 2008 roku zastosowano po 5 kg Cu, Zn i Mn oraz po 0,5 kg Co i Mo na hektar.

Tabela 1. Schemat nawożenia w statycznym doświadczeniu w Czarnym Potoku

Obiekty nawozowe	Roczna dawka składnika w serii 0Ca i +Ca (1985, 1995, 2005) kg · ha ⁻¹			Forma azotu	Mikroelementy
	P	K	N		
PK	39,24	124,5	–		B; Cu, Zn, Mn, Co, Mo
PK+N _{1an}	39,24	124,5	90	saletra amonowa	B; Cu, Zn, Mn, Co, Mo
PK+N _{2an}	39,24	124,5	180	saletra amonowa	B; Cu, Zn, Mn, Co, Mo
PK+N _{1u/1an}	39,24	124,5	90	mocznik do 2004/ saletra amonowa od 2005	0m. ¹⁾
PK+N _{2u/1an}	39,24	124,5	180	mocznik do 2004/ saletra amonowa od 2005	0m.
N _{1an}	–	–	90	saletra amonowa	B; Cu, Zn, Mn, Co, Mo
P	39,24	–	–		B; Cu, Zn, Mn, Co, Mo
„0”	–	–	–		B; Cu, Zn, Mn, Co, Mo

¹⁾ 0m. – bez mikroelementów;

P = 90 kg P₂O₅, K = 150 kg K₂O; a.n. ammonium nitrate; u. urea; 0 Ca unlimed series; + Ca limed series

Okres wegetacyjny na obszarze doświadczenia trwa zwykle od kwietnia do września (150–190 dni). Występuje duża zmienność opadów atmosferycznych (tab. 2).

Tabela 2. Statystyczne parametry opadów i temperatury w okresie 1968–2008

Parametr	Opad [mm]		Temperatura [°C]	
	I–XII	IV–IX	I–XII	IV–IX
Średnia arytmetyczna	876,4	568,5	5,86	12,19
Odchylenie standardowe	198,7	138,0	0,87	0,77
Zakres 25–75% przypadków	733,2–990,0	461,5–658,2	5,35–6,30	11,7–12,7

Wyniki badań dotyczą materiału pobranego w 2008 roku (41 rok doświadczenia) oraz wykorzystano materiał archiwalny z roku 1998. Plony zielonej masy runi łąkowej określano dwukrotnie w ciągu roku: I pokos zbierano na przełomie czerwca i lipca oraz II pokos na początku września.

Oznaczono również rtęć w archiwalnych próbkach nawozów stosowanych w latach 1970–2008.

Rtęć oznaczono w aparacie AMA 254, w którym rtęć zostaje uwolniona z amalgamatora i zmierzona metodą absorpcji atomowej przy długości 254 nm przy granicy oznaczalności 0,01 ng (0,00001 mg) rtęci w próbce. Analizę zawartości rtęci wykonywano w dwóch powtórzeniach.

WYNIKI BADAŃ

Działanie toksyczne rtęci wiąże się ze zdolnością tego pierwiastka do tworzenia połączeń z grupami sulfhydrylowymi, aminowymi czy aminokwasami i dotyczy głównie blokowania ich biochemicznych funkcji. Prawdopodobnie większość rtęci pobranej przez korzenie zostaje związana przez siarkę i nie przemieszcza się do nadziemnej części roślin.

Stwierdzone zawartości rtęci w runi doświadczenia w Czarnym Potoku nie odbiegały od wartości notowanych w innych badaniach [Florencka 2004, Mazurek i Wiczorek 2007].

W 1998 roku zawartość rtęci w runi I pokosu kształtowała się w zakresie od 0,0145 do 0,0223 mg Hg·kg⁻¹ w serii bez wapnowania i od 0,0144 do 0,0226 mg Hg·kg⁻¹ w serii wapnowanej. W I pokosie z 2008 roku zawartości rtęci wynosiły odpowiednio od 0,0143 do 0,0236 mg Hg·kg⁻¹ i od 0,0120 do 0,0217 mg Hg·kg⁻¹. Wahania zawartości rtęci na przestrzeni lat nie różniły się, ale wystąpiły różnice w runi poszczególnych obiektów. Analiza wariancji nie wykazała jednak istotności różnicy pomiędzy seriami, dlatego nie przedstawiano jej w tekście. Nawożenie również nie miało istotnego wpływu na zawartość rtęci w runi.

Zróznicowane plony w obiektach doświadczenia spowodowały różne ilości odprowadzanej z nimi rtęci. Najmniejsze ilości odprowadzanej z plonem rtęci były w obiektach bez nawożenia i z jednostronnym nawożeniem. W obu analizowanych latach stwierdzono różnice pomiędzy pokosami i seriami w ilości pobranej rtęci w obiektach nawożonych NPK. Odpowiednio z roku 1998 i 2008 średnia ilość rtęci odprowadzona z plonem z 4 obiektów nawożonych NPK wynosiła ($\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$) w I pokosie serii bez wapnowania 67,2 i 78,6 oraz w serii wapnowanej 85,3 i 89,12, a w II pokosie 37,1 i 40,4 oraz 50,1 i 53,6. Mimo pewnego zróżnicowania pomiędzy obiektami nawożonymi NPK, podane wartości wskazują na większe pobranie rtęci przez rośliny obiektów wapnowanych.

Wieloletnie nawożenie ustabilizowało skład botaniczny runi [Kopeć i Szewczyk 2006]. Zróznicowanie botaniczne zależy głównie od zasobności gleby i odczynu (seriami). Trudno jest doszukiwać się w doświadczeniu większej zawartości rtęci przy większym udziale roślin dwuliściennych, które zazwyczaj akumulują większe ilości metali ciężkich.

Przedstawiony skład frakcyjny (tab. 3) dotyczy runi I pokosu. Charakterystyczna jest jednak większa zawartość rtęci w runi II pokosu serii wapnowanej. Plon tego pokosu stanowi 1/3 plonu rocznego i ma większy udział roślin dwuliściennych w większości obiektów nawozowych [Kopeć 2000]. Zawartość rtęci w runi II pokosu w roku 2008 była nieznacznie bardziej zróżnicowana, a średnia ze wszystkich obiektów wapnowanych była większa o 18,8% od średniej zawartości w obiektach bez wapnowania.

W archiwalnych próbkach nawozów stosowanych w omawianym doświadczeniu we wcześniejszych latach wykonano analizę zawartości rtęci.

Zawartość rtęci w nawozach fosforowych (tab. 4) mieściła się w granicach podanych przez Filipka [2003]. Zawartości rtęci w solach potasowych oraz nawozach azotowych była mniejsza od cytowanych przez Filipka [2003]. Ze względu na dawki nawozów wapniowych stosowane w doświadczeniu największe ilości rtęci wprowadzano do gleby z tymi nawozami i wynosiły one w zależności od zakwaszenia od 76,5 do 160,6 $\text{mg Hg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Oszacowana ilość pobranej rtęci przez run łąkową z hektara jest znacząco mniejsza od ilości rtęci wprowadzanej do gleby z nawożeniem azotem, fosforem lub potasem.

Zależnie od warunków powietrzno-wodnych w glebie, występują różne formy rtęci. Florencka [2004] udowodniła w doświadczeniu wazonowym szybkie tempo zmniejszania zawartości rtęci w glebach zanieczyszczonych tym pierwiastkiem. Rozmieszczenie związków rtęci w glebach zależy głównie od warunków oksydacyjno-redukcyjnych. Duża zmienność opadów na terenie doświadczenia może stanowić o dostępności dla roślin form rtęci i pobieraniu tego pierwiastka przez rośliny (tab. 5). W wyniku procesów mikrobiologicznej lub chemicznej metylacji rtęci w glebach, każda jej forma może stać się przyswajalna dla roślin, ale uważa się, że pomimo lotności par, proces migracji rtęci z gleb jest ograniczony.

Tabela 3. Zawartość i ilość rtęci w runi dwóch pokosów z serii wapnowanej i bez wapnowania oraz plon suchej masy

Seria i pokos	Rok	Obiekty nawozowe							
		PK	90 kg N+PK	180 kg N+PK	90 kg N+PK; Om.	180 kg N+PK; Om.	N	P	„0”
$\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$									
0Ca I pokos	1998	0,0145	0,0148	0,0160	0,0157	0,0152	0,0188	0,0186	0,0223
0Ca II pokos	1998	0,0189	0,0150	0,0143	0,0162	0,0153	0,0194	0,0167	0,0146
+Ca I pokos	1998	0,0226	0,0149	0,0183	0,0168	0,0144	0,0170	0,0176	0,0144
+Ca II pokos	1998	0,0173	0,0189	0,0121	0,0169	0,0187	0,0166	0,0142	0,0145
0Ca I pokos	2008	0,0236	0,0173	0,0186	0,0166	0,0182	0,0143	0,0149	0,0146
0Ca II pokos	2008	0,0169	0,0170	0,0113	0,0182	0,0163	0,0234	0,0177	0,0156
+Ca I pokos	2008	0,0136	0,0217	0,0187	0,0164	0,0173	0,0184	0,0122	0,0120
+Ca II pokos	2008	0,0143	0,0219	0,0221	0,0179	0,0207	0,0266	0,0242	0,0137
$\text{Mg s.m.} \cdot \text{ha}^{-1}$									
0Ca I pokos	1998	3,39	4,31	4,31	4,35	4,46	2,47	2,92	1,20
0Ca II pokos	1998	2,71	2,32	2,27	2,72	2,43	1,70	1,76	1,31
+Ca I pokos	1998	4,15	4,40	5,82	5,27	5,77	3,30	2,63	2,22
+Ca II pokos	1998	2,42	2,65	3,21	2,79	3,45	2,19	1,60	1,11
0Ca I pokos	2008	3,76	4,20	4,17	4,39	5,01	1,77	2,07	2,54
0Ca II pokos	2008	2,24	2,17	2,66	2,45	3,08	1,20	0,96	1,20
+Ca I pokos	2008	3,74	4,87	5,02	4,20	5,09	2,35	1,89	1,90
+Ca II pokos	2008	2,19	2,65	2,73	2,63	2,37	1,42	0,99	1,07
$\text{mg Hg} \cdot \text{ha}^{-1}$									
0Ca I pokos	1998	49,2	63,8	69,0	68,3	67,8	46,4	54,3	26,8
0Ca II pokos	1998	51,2	34,8	32,5	44,1	37,2	33,0	29,4	19,1
+Ca I pokos	1998	93,8	65,6	106,5	88,5	83,1	56,1	46,3	32,0
+Ca II pokos	1998	41,9	50,1	38,8	47,2	64,5	36,4	22,7	16,1
0Ca I pokos	2008	88,7	72,7	77,6	72,9	91,2	25,3	30,8	37,1
0Ca II pokos	2008	37,9	36,9	30,1	44,6	50,2	28,1	17,0	18,7
+Ca I pokos	2008	50,9	105,7	93,9	68,9	88,1	43,2	23,1	22,8
+Ca II pokos	2008	31,3	58,0	60,3	47,1	49,1	37,8	24,0	14,7

Tabela 4. Udział (%) frakcji botanicznych w runi łąkowej (2002–2003) [Kopeć i Szewczyk 2006]

Wyszczególnienie	Obiekty nawozowe							
	PK	PK+N ₁	PK+N ₂	PK+N ₁ 0m.	PK+N ₂ 0m.	N ₁	P	„0”
	0 CaO							
Trawy	62,0	67,0	89,0	81,0	75,0	52,0	53,0	56,0
Motylkowate	10,0	0,0	0,0	2,0	0,0	9,0	8,0	4,0
Zioła i chwasty	28,0	33,0	11,0	17,0	25,0	39,0	39,0	40,0
+CaO								
Trawy	92,0	61,0	60,0	67,0	77,0	59,0	44,0	57,0
Motylkowate	5,0	0,0	0,0	3,0	1,0	5,0	5,0	2,0
Zioła i chwasty	3,0	39,0	40,0	30,0	22,0	36,0	51,0	41,0

Tabela 5. Zakres zawartości rtęci (mg Hg · kg⁻¹) w stosowanych nawozach w latach 1970–2008 oraz średnia arytmetyczna ilość tego pierwiastka wprowadzana na ha z nawożeniem

Rodzaj nawozu	Ilość przebadanych nawozów	Zakres [mg · kg ⁻¹]	Średnia [mg · kg ⁻¹]	Oszacowana ilość Hg wprowadzana z roczną dawką nawozów [mg · ha ⁻¹]
Superfosfat potrójny	5	0,0118–0,0599	0,0333	6,456
Klinkier supertomasyny	1	–	0,0166	5,976
Saletra amonowa	6	0,0039–0,0191	0,0104	2,753 / 5,506 ¹⁾
Mocznik	2	0,0029–0,0030	0,0029	0,567 / 1,134
Sól potasowa ²⁾	11	0,0075–0,0407	0,0162	4,860
Nawozy wapniowe	2	0,0116–0,0189	0,0153	76,5–160,6 ³⁾

1) Dawka 90 kg N/180kg N · ha⁻¹.

2) O różnej zawartości K₂O.

3) Zakres wynikający z różnego zakwaszenia gleby poszczególnych obiektów.

WNIOSKI

Długotrwałe nawożenie, w tym jednostronne nawożenie fosforowe, nie różnicowało zawartości rtęci w runi łąkowej, mimo różnic w jej składzie botanicznym.

Ilość rtęci wprowadzana do gleby z nawozami jest mała w porównaniu do ilości pobieranej rtęci przez run łąkową. Mimo względnie dużej dawki rtęci, która może być wprowadzona z nawozami wapniowymi, nie stwierdzono istotnego wpływu wapnowania na zawartość rtęci w runi.

PIŚMIENNICTWO

1. Boszke L., Kowalski A., Głosińska G., Szarek R., Siepak J. 2003. Environmental Factors Affecting Speciation of Merkury in the Bottom Sediments; an Overview. *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol. 12, No. 1: 5–13.
2. Filipek T. 2003. Toksyczne pierwiastki (Cd, Pb, Hg, As) w glebach i roślinach w odniesieniu do dopuszczalnych ich zawartości w nawozach i środkach do odkwaszania. *Chemik*, 11: 334–352.
3. Florczyk H., Gołwin S. 1980. Metale ciężkie w wodach powierzchniowych płynących polski. *Ochrona Środowiska* 1: 12–17.
4. Florencka N. 2004. Dynamika czasowa zawartość rtęci w glebie i roślinie. *Inżynieria Środowiska*, 9, 1: 93–99.
5. Kabata-Pendias A., Pendias H. 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 400.
6. Kopeć M. 2000. Dynamika plonowania i jakości runi łąki górskiej w okresie trzydziestu lat trwania doświadczenia nawozowego. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie, ser. rozprawy*, 267.
7. Kopeć M., Szewczyk W. 2006. Wpływ wprowadzenia dolistnego nawożenia mikroelementami runi długotrwałego doświadczenia w Czarnym Potoku na zawartość wapnia. The effect of foliar microelement fertilisation of sward on calcium content in a long-term experiment at Czarny Potok. *Annales UMCS, s. E, Agricultura*, t 61: 175–188.
8. Krajowa strategia ograniczenia emisji metali ciężkich. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, listopad 2002, ss. 28.
9. Kucharzewski A., Nowak L., Szymańska-Pulikowska A. 2002. Skład chemiczny roślin uprawianych na Dolnym Śląsku. Cz. II. Zawartość arsenu i rtęci w zbożach i trawach. *Acta Scientiarum Polonorum, Formatko Cirumiectus* 1-2 (1-2): 151–155.
10. Mazurek R., Wieczorek R. 2007. Mercury concentrations in organic and humus horizons of soils in the Babiogórski National Park. *Ecological Chemistry and Engineering*, 14, 5-6: 497–503.
11. Olendrzyński K., Dębski B., Skośniewicz J., Kargulewicz I., Cieślińska J., Olecka A., Kania K., Kanafa M., Fudała J., Hławiczka S., Cenowski M. 2007. Inwentaryzacja emisji do powietrza SO₂, NO₂, NH₃, CO, pyłów, metali ciężkich, NMLZO i TZO w Polsce za rok 2005. Warszawa, Instytut Ochrony Środowiska, ss.79.
12. Rodriguez Martin J.A., Garbonel Martin G., Lopez Arias M., Grau Corbi J.M. 2009. Mercury content in topsoils, and geostatistical methods to identify antropogenic input in the Ebro basin (Spain). *Spanish Journal of Agricultural Research*, 7(1): 107–118.
13. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu. *Dz.U.* 2008 Nr 119, poz. 765.

THE CONTENT OF MERCURY IN PLANTS OF THE MOUNTAIN GRASSLAND (CZARNY POTOK) AFTER 40 YEARS OF VERIED MINERAL FERTILIZATION

Summary

The content of mercury, despite its decrease in the environment, should be monitored at different levels among other things due to regional differences. Mercury circulation depends mainly on redox potential and reaction. Sewer deposits and other wastes are particularly dangerous when it comes to this element. Long-term fertilization, including unilateral phosphorus did not change the content of mercury in the meadow sward, despite the differences in its botanical composition. The amount of mercury introduced into the soil together with fertilizers is small in comparison to the amount of mercury uptaken by the meadow sward. Despite a relatively high dose of mercury, which might be introduced into the soil with calcium fertilizers, there has not been a significant influence at liming on the mercury content in the sward.