

^{137}Cs I ^{134}Cs W GLEBACH WOJEWÓDZTWA BYDGOSKIEGO

*Wojciech Cieśla**, *Piotr Malczyk**, *Wojciech Kędzia**,
*Tadeusz Majle***, *Krzysztof Pachocki***

*Katedra Gleboznawstwa, Akademia Techniczno-Rolnicza w Bydgoszczy

**Zakład Ochrony Radiologicznej i Radiobiologii, Państwowy Zakład Higieny w Warszawie

WSTĘP

Od kilku lat obserwuje się wzrost zainteresowania izotopami cezu, które pojawiły się w środowisku, na skutek opadów promieniotwórczych po awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu. Izotopy ^{137}Cs i ^{134}Cs wprowadzone zostały do gleb znacznej części Europy, w tym także i Polski [11,15].

W tym aspekcie, jednym z najczęściej badanych problemów w Polsce jest ocena zawartości i zmienności występowania izotopów cezu w glebach w ujęciu przestrzennym. Badania te z reguły mają charakter kontrolny [1,2,13,14]. Sporadycznie jednak odnoszą się do budowy i właściwości gleb z uwzględnieniem ich typologii. Jak wynika z przeglądu literatury światowej, czynniki te mogą decydować o wybiórczym i specyficznym kumulowaniu tych radioizotopów [3,7,12,16]. Zróżnicowanie zawartości ^{137}Cs i ^{134}Cs jest także uzależnione od warunków klimatycznych, rzeźby terenu i pokrycia szatą roślinną [5,10].

Pomiary kontrolne zawartości radioizotopów cezu w glebach województwa bydgoskiego prowadzone były wrywkowo [1,2].

Biorąc pod uwagę uwarunkowania typologiczne, fizjograficzne, użytkowe pokrywy glebowej i charakter szaty roślinnej oraz zainteresowania społeczne, w Katedrze Gleboznawstwa ATR w Bydgoszczy, w 1992 roku zapoczątkowano badania, które miały na celu określenie terytorialnego rozkładu stężeń ^{137}Cs i ^{134}Cs w powierzchniowych poziomach gleb całego województwa.

MATERIAŁ I METODY BADAŃ

W roku 1992 z terenu województwa bydgoskiego pobrano próbki gleb w 60 punktach węzłowych, wyznaczonych przez sieć pomiarową o wymiarach 15×15 km. Sieć ta nawiązuje do schematu monitoringu radiochemicznego gleb, realizowanego w UMCS w Lublinie, w ramach programu badawczego pt.: "Badania stanu i problemów ochrony środowiska wschodniej Polski" [5].

System poboru prób został jednocześnie tak zaprojektowany, że obejmuje główne jednostki fizjograficzne, typy gleb, regiony glebowo-rolnicze, podstawowe kategorie użytkowe gleb a także obszary specjalnie chronione i ekologicznie zagrożone.

Próbki do analiz pobierano zgodnie z zaleceniami Międzynarodowej Agencji Atomowej [9]. Z terenów użytkowanych rolniczo, reprezentujących gleby brunatne, płowe, mady i czarne ziemie pobrano 47 prób z poziomów próchnicznych z głębokości 0-10 cm. Na obszarach leśnych zlokalizowano 13 punktów, które reprezentowały gleby bielocowo-rdzawe siedliska borów świeżych. Próbki do analiz pobrano z poziomów próchnic nadkładowych O i z poziomów akumulacyjno-eluwialnych AEes, także z głębokości 0-10 cm.

W powietrznich suchych próbkach gleb, przesianych przez sito o średnicy 1 mm (w przypadku ściółek leśnych po ich zmieleniu) oznaczono:

- zawartość ^{137}Cs i ^{134}Cs przy użyciu wielokanalowego (16 tys.) spektrometru gamma z detektorem germanowym HPG prod. USA o wydajności ok. 25% i rozdzielczości ok. 2 keV dla pików Co-60 o energii 1,33 MeV; oznaczenia ^{137}Cs wykonano na podstawie linii 661,62 keV a ^{134}Cs na podstawie linii 604,66 i 795,76 keV; błąd pomiaru $\pm 10\%$. Próbki analizowano w pojemnikach o stałej geometrii zliczeń typu Marinelli o objętości 450 cm³. Analizy wykonano w Zakładzie Ochrony Radiologicznej i Radiobiologii Państwowego Zakładu Higieny w Warszawie.

Oznaczenia właściwości fizyko-chemicznych gleb wykonano ogólnie przyjętymi metodami stosowanymi w gleboznawstwie.

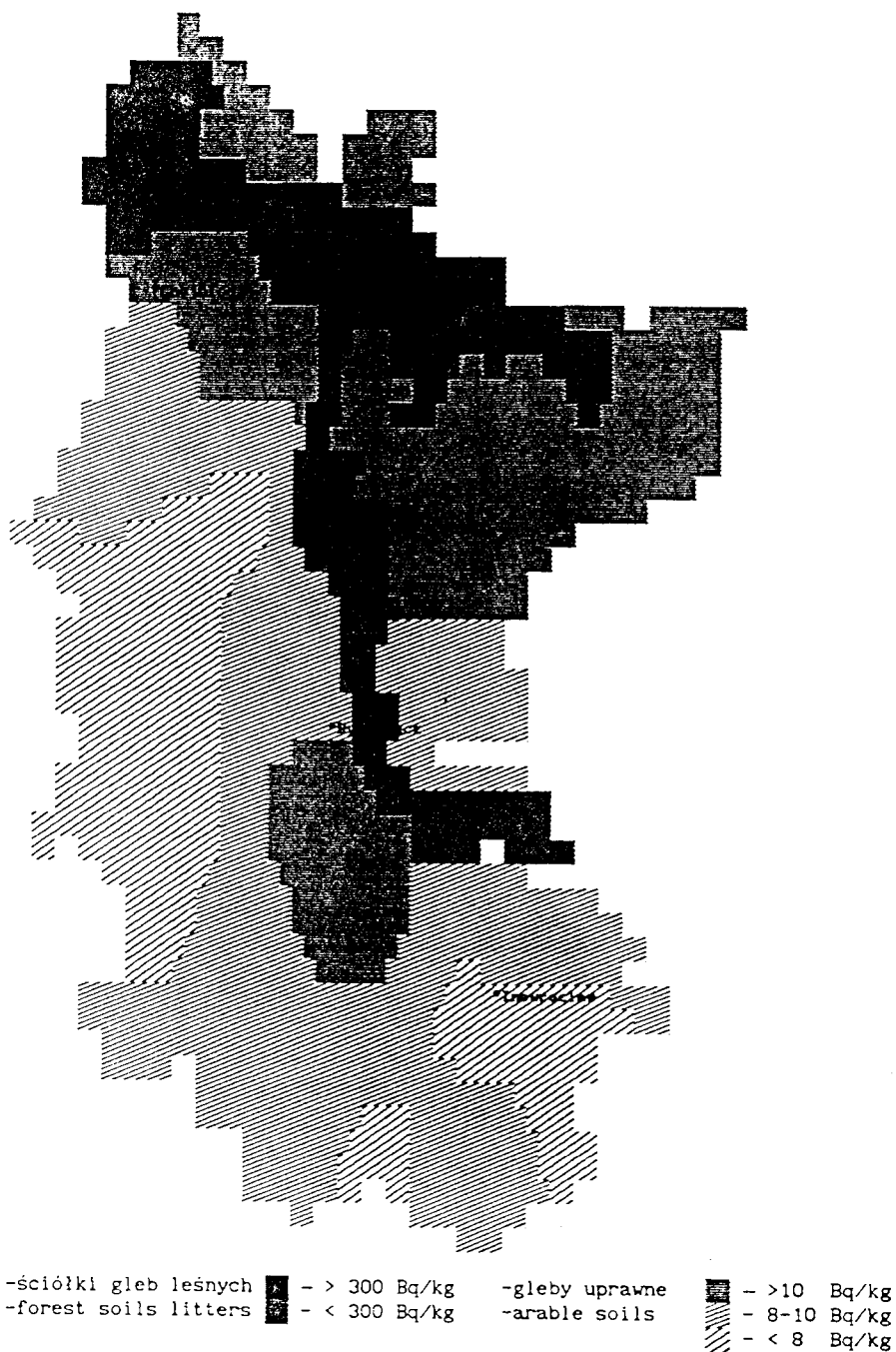
Na podstawie badań zawartości izotopów cezu wykonano mapy rozkładu terytorialnego stężeń ^{137}Cs i ^{134}Cs w glebach województwa bydgoskiego (rysunek 1 i 2). Mapy wykonano techniką komputerową stosując metodę interpolacji odwrotnych odległości. Wykonano także obliczenia statystyczne określające korelacje pomiędzy zawartością izotopów cezu a wybranymi właściwościami badanych gleb. Do tego celu wykorzystano plik statystyczny "ANR-KOR" opracowany w ATR w Bydgoszczy.

OMÓWIENIE WYNIKÓW

Z uwagi na dużą liczebność wyników badań dotyczących opisu i właściwości fizykochemicznych gleb, autorzy pracy nie omawiają ich szczegółowo. Podstawowe dane znajdują się w sprawozdaniu pt.: "Stan radiochemiczny gleb województwa bydgoskiego" [6].

Oznaczone stężenia radioizotopów cezu w próbach glebowych pobranych w 60 punktach przedstawiają tabele 1 i 2.

Analiza wartości oznaczonych stężeń wykazuje, że w powierzchniowych poziomach gleb uprawnych i leśnych zawartość ^{137}Cs jest znacznie wyższa niż ^{134}Cs . Obliczone wartości stosunku $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$, będące potwierdzeniem tej reguły, wahają się w przypadku gleb leśnych, dla próchnicy nadkładowej w granicach od 8,7 do 23,0, a dla poziomów AEes od 11,4 do 40,5. Natomiast dla poziomów próchnicznych gleb uprawnych od 1,0 do 28,4. Jest to spowodowane przede wszystkim krótszym okresem połowicznego rozpadu ^{134}Cs (ok. 2 lat) a także tym, że występowanie tego radionuklidu wiąże się w zasadzie tylko z awarią w Czarnobylu. W jej wyniku uwolnionych zostało $2,0 \cdot 10^{16}$ Bq ^{134}Cs i $4,0 \cdot 10^{16}$ Bq ^{137}Cs [7,8].



Rysunek 1. Przestrzenne rozmieszczenie ^{137}Cs w powierzchniowych poziomach gleb województwa bydgoskiego

Figure 1. Distribution of ^{137}Cs in upper horizons of soils in the Bydgoszcz Province



Rysunek 2. Przestrzenne rozmieszczenie ^{134}Cs w powierzchniowych poziomach gleb województwa bydgoskiego

Figure 2. Distribution of ^{134}Cs in upper horizons of soils in the Bydgoszcz Province

Tabela 1

Zawartość i procentowy udział ^{134}Cs i ^{137}Cs w sumie radioizotopów ceszu i wartości stosunku $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ w glebach leśnych
 The content and percentage of ^{134}Cs and ^{137}Cs in total Cs-radioisotopes and $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ ratios in forest soils

Próba Sample	Miejscowość Locality	Zawartość – Content		%Cs-134	%Cs-137	$\frac{\text{Cs-137}}{\text{Cs-134}}$
		Cs-134	Cs-137			
1-O	Mielno	27,11	473,02	5,42	94,58	17,4
1-M	"	0,47	14,37	3,18	96,82	30,4
3-O	Swomegacie	10,12	211,21	4,57	95,43	20,9
3-M	"	0,31	10,42	2,89	97,11	33,5
4-O	Czarnyż	11,86	273,43	4,16	95,84	23,0
4-M	"	0,23	5,91	3,75	96,25	25,6
6-O	Czarna Woda	28,52	507,15	5,32	94,68	17,8
6-M	"	0,12	3,26	3,61	96,39	26,7
9-O	Legbąd	13,41	284,71	4,50	95,50	21,2
9-M	"	0,40	5,73	6,56	93,44	14,2
10-O	Śliwice	4,91	42,54	10,36	89,64	8,7
10-M	"	0,38	11,32	3,25	96,75	29,7
11-O	Osiek	13,31	256,38	4,94	95,06	19,3
11-M	"	0,33	12,22	2,63	97,37	37,0
17-O	Mszano	30,11	397,53	7,04	92,96	13,2
17-M	"	0,35	4,06	8,05	91,95	11,4
18-O	Buczek	12,94	250,15	4,92	95,08	19,3
18-M	"	0,21	7,59	2,72	97,28	35,7
24-O	Klonowo	20,31	315,91	6,04	93,96	15,5
24-M	"	0,53	10,91	4,64	95,36	20,6
30-O	Koronowo	17,52	304,61	5,44	94,56	17,4
30-M	"	0,55	22,33	2,41	97,59	40,5
36-O	Bydgoszcz	12,94	250,62	4,91	95,09	19,4
36-M	"	1,08	21,94	4,70	95,30	20,3
42-O	Kabat	12,06	249,27	4,62	95,38	20,7
42-M	"	0,45	17,45	2,52	97,48	38,7
Wartość średnia Mean value	O M	16,55 0,42	293,58 11,35			

O – ściółka leśna
 O – forest litter

M – poziom mineralny AEes
 M – mineral horizon AEes

Tabela 2

Zawartość i procentowy udział ^{134}Cs i ^{137}Cs w sumie radioizotopów ceszu i wartości stosunku $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ w glebach uprawnych
 The content and percentage of ^{134}Cs and ^{137}Cs in total Cs-radioisotopes and $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ ratios in arable soils

Próba Sample	Miejscowość Locality	Zawartość – Content		% Cs-134	% Cs-137	$\frac{\text{Cs-137}}{\text{Cs-134}}$
		Cs-134	Cs-137			
		(Bq/kg)				
2	Raduń	11,59	11,62	49,98	50,02	1,0
5	Lubnia	0,68	15,16	4,31	95,69	22,2
7	Nieżywiec	0,88	10,31	7,87	92,13	11,7
8	Nw.Cerkiew	0,65	10,70	5,73	94,27	16,5
12	Smętowo	0,41	9,73	4,06	95,94	23,7
13	Kwidzyń	1,12	8,97	11,18	88,82	7,9
14	Orzelek	0,31	6,76	4,42	95,58	21,6
15	Kęsowo	0,72	10,96	6,20	93,80	15,1
16	Cekcyn	0,75	10,84	6,49	93,51	14,4
19	Warlubie	1,38	10,61	11,52	88,48	7,7
20	Dusocin	0,66	11,83	5,30	94,70	17,9
21	Jazdrowo	0,80	8,05	9,09	90,91	10,0
22	Sępólno	0,95	8,41	10,16	89,84	8,8
23	Ml. Klonia	0,98	7,22	11,98	88,02	7,3
25	Bukowiec	0,93	10,96	7,86	92,14	11,7
26	Świecie	0,36	7,46	4,64	95,36	20,6
27	Szynych	2,66	26,14	9,25	90,75	9,8
28	Peperzyn	0,55	7,14	7,19	92,81	12,9
29	Wierzch. Król.	0,55	8,33	6,21	93,79	15,1
31	Zbrachlin	0,61	11,81	4,92	95,08	19,3
32	Brzozowo	0,44	8,81	4,76	95,24	20,0
33	Wyrzysk	1,03	8,35	11,04	88,96	8,1
34	Olszewka	1,37	6,05	18,59	81,41	4,4
35	Ślesin	0,68	8,60	7,33	92,67	12,6
37	Ostromecko	1,23	6,22	16,55	83,45	5,0
38	Chojna	0,44	8,27	5,09	94,91	18,6
39	Suchorączek	0,29	6,71	4,15	95,85	23,1
40	Szubin	0,59	7,94	6,95	93,05	13,4
41	Władysławowo	0,59	11,99	4,72	95,28	20,2
43	Żarczyn	0,44	7,65	5,47	94,53	17,3
44	Murczyn	0,77	8,31	8,49	91,51	10,8
45	Mamlich	1,13	14,41	7,28	92,72	12,7
46	Broniewo	0,60	9,76	5,83	94,17	16,2
47	Zajezerze	0,32	9,14	3,40	96,60	28,4
48	Mieścisko	1,13	7,54	13,09	86,91	6,6
49	Posługowo	1,10	7,26	13,25	86,75	6,5
50	Gąsawa	0,57	7,61	6,98	93,02	13,3
51	Krzekotowo	1,31	8,92	12,83	87,17	6,8
52	Batkowo	1,32	6,68	16,67	83,33	5,0
53	Radojewice	0,67	6,88	8,97	91,03	10,1

Tabela 2 c.d.

Próba Sample	Miejscowość Locality	Zawartość – Content		% Cs-134	% Cs-137	$\frac{\text{Cs-137}}{\text{Cs-134}}$
		Cs-134	Cs-137			
		(Bq/kg)				
54	Jastrzębowo	0,88	10,18	8,01	91,99	11,5
55	Gębice	0,84	6,44	11,60	88,40	7,6
56	Młyny	1,30	12,93	9,15	90,85	9,9
57	Chelmce	1,20	7,65	13,64	86,36	6,3
58	Orchowo	0,76	7,21	9,55	90,45	9,5
59	Wola-Kozuszkowa	0,40	7,47	5,13	94,87	18,5
60	Nowa Wieś	0,59	8,94	6,22	93,78	15,1
Wartość średnia Mean value		1,05	9,38			

W przypadku gleb leśnych uwagę zwraca obliczony procentowy udział ^{134}Cs i ^{137}Cs w sumie obu izotopów ($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$). W poziomach ściółki udział ^{134}Cs jest wyższy niż w poziomach mineralnych AEes. Odwrotna sytuacja ma miejsce dla ^{137}Cs (tabela 1). Świadczyć to może o większej zdolności ^{137}Cs do przemieszczania w glebach leśnych z jednej strony lub o silniejszym wiązaniu ^{134}Cs przez próchnicę nadkladową z drugiej strony. Potwierdzeniem tej ostatniej hipotezy zdają się być wyliczone wartości stosunku ilościowego $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ dla obu poziomów tzn. O i AEes (tabela 1). Wyższe wartości stosunku $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ w glebach leśnych niż w glebach uprawnych wskazują na ochronne działanie ściółki leśnej w migracji ^{134}Cs do mineralnej części profilu glebowego.

Jak wykazały badania, zawartości izotopów cezu były zróżnicowane w zależności od sposobu użytkowania gleb. W glebach uprawnych zawartość ^{137}Cs mieściła się w przedziale od 6,05 do 26,14 Bq/kg gleby, a ^{134}Cs od 0,29 do 11,59 Bq/kg gleby (tabela 2). W ściółce gleb leśnych stwierdzono stężenia ^{137}Cs w granicach od 42,54 do 507,15 Bq/kg, a w poziomach AEes od 3,26 do 22,33 Bq/kg gleby (tabela 1). Zawartość ^{134}Cs zaś wahała się w granicach od 4,91 do 30,11 Bq/kg dla poziomów próchnicy nadkladowej i od 0,12 do 1,08 Bq/kg gleby w poziomach akumulacyjno-eluwalnych.

Wysoka zawartość radioizotopów cezu w poziomach ściółki leśnej, jak to potwierdzają dane literaturowe, wynika z tego, że cezu jest wnoszony do gleb wskutek opadu promieniotwórczego oraz, że ulega bardzo powolnej migracji. Szacuje się, że szybkość przemieszczania ^{137}Cs wynosi od 0,3 do 0,8 cm na rok oraz, że znaczna jego część (ok. 85%) pozostaje nadal w warstwie gleby kontaktowej z atmosferą. Decydujące znaczenie w tym aspekcie ma także zawartość węgla organicznego, odczyn oraz skład granulometryczny [3,4,7,12,16].

Przyjmując, że opady promieniotwórcze mają charakter równomierny i ulegają powolnej migracji w glebie, stwierdzono, że akumulacja ^{137}Cs i ^{134}Cs różnicuje się także w obrębie poszczególnych kategorii użytkowych gleb. Rozpoznawcze badania nie

wykazały prostych zależności pomiędzy zawartością radioizotopów cezu a zawartością próchnicy, kwasowością, składem granulometrycznym, składem kompleksu sorpcyjnego i pojemnością sorpcyjną, które tłumaczyłyby zaobserwowane zróżnicowanie. Jedyne w przypadku ściółek gleb leśnych stwierdzono istotne zależności pomiędzy zawartością ^{134}Cs i ^{137}Cs a sumą zasadowych kationów wymiennych (odpowiednio $r=0,709$ i $r=0,689$) oraz wymiennymi formami magnezu (dla ^{134}Cs $r=0,839$ a dla ^{137}Cs $r=0,748$) i wapnia (dla ^{134}Cs $r=0,645$ a dla ^{137}Cs $r=0,688$). Zawartość ^{134}Cs była także istotnie skorelowana z kwasowością wymienną próchnic nadkładowych ($r=0,568$).

Na obecnym etapie badań trudno jest więc wyjaśnić przyczyny specyficznej akumulacji radioizotopów cezu w różnych typach gleb.

Rozpatrując rozkład stężeń izotopów ^{137}Cs i ^{134}Cs w ujęciu przestrzennym województwa bydgoskiego (rysunek 1 i 2), wyraźnie różnicuje się stopień skażenia gleb leśnych i uprawnych. Największa akumulacja radioizotopów cezu ma miejsce na obszarach leśnych Borów Tucholskich, Doliny Brdy i północno-wschodniej części Kotliny Toruńskiej. Najwyższe stężenia ^{137}Cs i ^{134}Cs odnotowano w miejscowości Czarna Woda w Borach Tucholskich, odpowiednio 507,15 i 28,52 Bq/kg. Jak z tego wynika, największe skażenie radionuklidami cezu dotyczy także obszarów specjalnie chronionych, do których zalicza się między innymi Tucholski Park Krajobrazowy.

Dla gleb uprawnych strefy największego nagromadzenia izotopu ^{137}Cs (powyżej 10 Bq/kg) rozpościerają się w północnej i północno-wschodniej części województwa. Obejmują swoim zasięgiem Równinę Charzykowską, północną część Pojezierza Krajeńskiego, Dolinę Kwidzyńską, Kotlinę Grudziądzką, Dolinę Fordońską oraz znaczną część Wysoczyzny Świeckiej. Strefa ta obejmuje również region w którym zbiegają się granice Kotliny Toruńskiej, Równiny Inowrocławskiej i Pojezierza Gnieźnieńskiego. Wartość maksymalna ^{137}Cs – 26,14 Bq/kg wystąpiła w miejscowości Szynych, położonej w Kotlinie Grudziądzkiej.

Bardziej złożony przebieg mają strefy najwyższego skażenia gleb uprawnych radioizotopem ^{134}Cs (rysunek 2). Występują one plamami w północnej części województwa na Równinie Charzykowskiej i w Borach Tucholskich. Obejmują również całą Dolinę Kwidzyńską i Kotlinę Grudziądzką oraz znaczny obszar Doliny Fordońskiej. Występują także na pograniczu Doliny Środkowej Noteci i Pojezierza Krajeńskiego. Największy obszar, w którym stwierdzono powyżej 1 Bq/kg ^{134}Cs występuje w południowej części województwa i obejmuje wschodnią część Pojezierza Gnieźnieńskiego oraz zachodnią część Równiny Inowrocławskiej (rysunek 2). Największe stężenie tego radionuklidu zarejestrowano na Równinie Charzykowskiej w miejscowości Raduń – 11,59 Bq/kg gleby.

Obliczone wartości średnie stężeń ^{137}Cs i ^{134}Cs w glebach uprawnych (tabela 2) są około dwukrotnie mniejsze od wartości średnich wyliczonych dla siedmiu punktów pomiarowych w województwie bydgoskim i około czterokrotnie mniejsze od wartości średnich z 359 punktów dla gleb Polski, podanych na radiologicznych mapach Polski, opracowanych przez Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej [1,2]. Mieszczą się także w zakresach stężeń zmierzonych dla gleb uprawnych makroregionu lubelskiego [5]. W odniesieniu do gleb leśnych nie ma danych porównawczych.

Autorzy pracy dziękują pracownikom Wydziału Ochrony Środowiska UW w Bydgoszczy za pomoc i wsparcie finansowe w realizacji badań stamu radiochemicznego gleb województwa bydgoskiego.

WNIOSKI

1. Poziomy próchnicy nadkładowej gleb leśnych wykazują wielokrotnie wyższą zawartość izotopów ^{137}Cs i ^{134}Cs niż poziomy akumulacji próchnicy gleb uprawnych.
2. Zawartość ^{137}Cs w glebach uprawnych i leśnych jest znacznie większa niż ^{134}Cs .
3. Najbardziej skażone radioizotopami czu są gleby położone w północnej części województwa bydgoskiego.

LITERATURA

1. Biernacka M., Henschke J., Jagielak J., Sosińska A. (1992). Radiologiczna mapa Polski. Opracowanie wewnętrzne CLOR, Warszawa, 1-30.
2. Biernacka M., Henschke J., Jagielak J. (1990). Radiologiczna mapa Polski. Opracowanie wewnętrzne CLOR wykonane w latach 1988-1990 w ramach Centralnego Programu Badawczo-Rozwojowego CPBR 5.10 "Bezpieczeństwo jądrowe i ochrona radiologiczna", Warszawa, 3-8.
3. Blom P.E., Johnson J.B. (1991). Concentrations of ^{137}Cs and ^{60}Co in nests of the Harvester Ant. *Pogonomyrmex salinus*, and associated soils near nuclear reactor waste water disposal ponds. *Am. Midl. Nat.*, 126, 140-151.
4. Bunzl K., Kracke W., Schlimmack W., 1992: Vertical Migration of Plutonium-239, -240, americium-241 and caesium-137 fallout in a forest soil under spruce. *Analyst*, 17, 469-474.
5. Chibowski S., Szczypa J. (1992). Radiochemiczne problemy ochrony środowiska – radiochemiczny monitoring makroregionu lubelskiego. IV Szkoła "Fizyka z elementami agrofizyki", Komitet Agrofizyki i Instytut Agrofizyki PAN, Lublin, 44-69.
6. Cieśla W., Pachocki K., Malczyk P., Kędzia W. (1993). Stan radiochemiczny gleb województwa bydgoskiego. Sprawozdanie wykonane na zlecenie Wydziału Ochrony Środowiska Urzędu Wojewódzkiego w Bydgoszczy. ATR Bydgoszcz (maszynopis).
7. Dorr H., Munnich K.O. (1991). Lead and caesium transport in european forest soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 57-58, 809-811.
8. Grabowski D. (1990). Wpływ awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu na sytuację radiologiczną w Polsce, [w:] Cztery lata po awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu. Państwowa Agencja Atomowa, Warszawa, 1-57.
9. Instrukcja Międzynarodowej Agencji Atomowej (1989). Measurement of radionuclides in food and the environment. Technical Reports, Series No. 295, 1-28.
10. Kwapuliński J., Wiechula D., Nowak B., Mirosławski J. (1992). Bioindykacja opadów promieniotwórczych po awarii elektrowni w Czarnobylu na terenie Beskidu Zachodniego. *Archiwum Ochrony Środowiska*, Wyd. PAN, 2, 171-180.
11. Majle T. (1987). Sytuacja w Polsce w zakresie skażeń promieniotwórczych po awarii radiologicznej w Czarnobylu, [w:] Chemiczne zagrożenia środowiska w Polsce, Wyd. UMCS Lublin, 58-74.

12. McCabe D.C., Protz R., Tomlin A.D. (1991). Furnal effects on the distribution of gamma emitting radionuclides in four forested soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 57-58, 521-532.
13. Strzelecki R., Wolkowicz St., Lewandowski P. (1993). Wyniki badań gamma-spektrometrycznych na obszarze województwa suwalskiego, *Przegląd Geolog.* 8, 585-591.
14. Szczypa J., Chibowski S. (1993). Skażenia promieniotwórcze gleb i osadów rzecznych wybranych terenów miasta, [w:] Stachlak J. Raport o stanie środowiska miasta Lublina, LFR Lublin, 147-154.
15. Tokuyama H., Yamagishi H. i in. (1989). The radioecology of natural and artificial radionuclides. [w:] Proc. XV-th Regional Congress of IRPA Visby, Gotland, Sweden, 10-14 IX 1989.
16. Vosniakos F., Kesidou A., Mountzis A. (1991). ^{131}J and ^{137}Cs removal from cheese, upon in a sodium chloride solution. *Toxicol. Environ. Chem.*, 31-32, 241-246.

STRESZCZENIE

Wykonano badania zawartości ^{137}Cs i ^{134}Cs w powierzchniowych poziomach gleb województwa bydgoskiego. Do oznaczeń pobrano 60 prób z punktów węzłowych sieci pomiarowej o wymiarach 15×15 km. Stwierdzono znacznie wyższą zawartość ^{137}Cs i ^{134}Cs w poziomach ściółki leśnej niż w poziomach mineralnych AEs gleb leśnych i poziomach próchnicznych gleb uprawnych. Jak wynika z przebiegu wyznaczonych stref skażenia gleb radioizotopami cezu, największa ich akumulacja miała miejsce w północnej części województwa bydgoskiego.

^{137}Cs AND ^{134}Cs IN SOILS OF THE BYDGOSZCZ PROVINCE

W. Cieśla*, P. Malczyk*, W. Kędzia*, T. Majle**, K. Pachocki**

*Department of Soil Science, University of Technology and Agriculture in Bydgoszcz

**Department of Radiation Protection and National Institute of Hygiene in Warsaw

S u m m a r y

Sixty samples of soils representable for the whole area of the Bydgoszcz Province were collected in 1992. In soil samples the ^{134}Cs and ^{137}Cs content was determined. On the basis of the results obtained, maps illustrating the content of Cs-radioisotopes in the soils of the Bydgoszcz Province were plotted in 15×15 km grid. The highest content of ^{134}Cs and ^{137}Cs was found in forest soils in the North part of the region. Soils on a large area of the Province contained radioisotopes in the amounts: ^{134}Cs 0,12-30,11 and ^{137}Cs 3,20-507,10 (in Bq/kg of d.m.).

Prof. dr hab. Wojciech Cieśla
Akademia Techniczno-Rolnicza
Katedra Gleboznawstwa
ul. Bernardyńska 6
85-029 Bydgoszcz