

Geochemia poczarnobylskiego cezu w glebach i roślinach anomalii opolskiej

Stanisław Wołkowicz*, Ryszard Strzelecki*

Geochemistry of post-Chernobyl caesium in soils and plants in Opole region. *Prz. Geol.*, 50: 941–944.

S u m m a r y . The accident at the of nuclear power plant at Chernobyl resulted in surface contamination of soils across large areas of Europe, including Poland. Mappings aimed of defining the scale of contamination were done in Poland in 1993, using gamma spectrometry. Maps of uranium, thorium, potassium, post-Chernobyl caesium (a sum of radioisotopes $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$) content and of gamma dose rate have been published in scale 1 : 750,000 basing on data from over 20,000 measurement points, located regularly each 1000 m along traverse lines (40 traverses) oriented N-S and spaced each 15'' longitude in the whole country. In Poland several areas with increased concentration of caesium isotopes were identified. The largest one is so the called Opole anomaly located in the south-western Poland.

In 1994 in the area of Opole anomaly were realised the precise mappings in 1 : 100,000 scale. During these studies the first geochemical soil profiles of caesium distribution and of caesium bioaccumulation in grasses were obtained. The results shown that in 1994, 8 years after the fall-out of radioactive caesium, 80–90% of it resides in the top, 10 cm thick, layer of soil in turn leading to a higher caesium content in grasses.

In 1996–1997 the spectrometric analyses and studies of distribution of natural and artificial radioisotopes in soil profiles were repeated in the Opole region. They included also concentration analyses of post-Chernobyl caesium within plants and duffs. In 189 soil samples the concentrations of caesium radioisotopes: (^{137}Cs and ^{134}Cs) and of natural radionuclides were determined. Results of radioecological analysis indicate a lack of caesium radioisotope concentrations higher than doses accepted for edible crops. Thus, the studied regions, although the most contaminated in the whole Poland area, are not areas of radiological hazard.

Key words: spectrometry, post-Chernobyl caesium, radioecology, Opole region

Awaria elektrowni jądrowej w Czarnobylu spowodowała powierzchniowe skażenie gruntów na bardzo dużym obszarze Europy. Skażeniu uległ również i obszar Polski. Prace kartograficzne, mające na celu określenie wielkości skażeń w Polsce, przeprowadzono w 1993 r. Do badań została zastosowana metoda geofizyczna — gamma-spektrometria, która od kilkudziesięciu lat była używana w prospekcji złóż pierwiastków promieniotwórczych (Strzelecki i in., 1992). Mapy zawartości uranu, toru, potasu i poczarnobylskiego cezu (suma radioizotopów $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$) oraz mocy całkowitej dawki promieniowania gamma w skali 1 : 750 000 zostały opracowane na podstawie przeszło 20 000 punktów pomiarowych, rozmieszczonych regularnie co 1000 m w 40 profilach o kierunku N–S, przebiegających co 15'' na terenie całego kraju (Strzelecki i in., 1993, 1994). Na terenie kraju wydzielono wiele obszarów o podwyższonej koncentracji izotopów cezu. Największym powierzchniowo jest tzw. anomalia opolska, występująca w południowo-zachodniej Polsce. Anomalia ta kontynuuje się dalej na południe, na terytorium Czech.

Analiza statystyczna wykazała, że w 1992 r. średnia koncentracja radioizotopów cezu $137 + 134$ dla obszaru kraju wyniosła $4,7 \text{ kBq/m}^2$, przy odchyleniu standardowym $5,5 \text{ kBq/m}^2$. Badania pozwoliły także na określenie zawartości radioizotopu cezu $0,6 \text{ kBq/m}^2$ jako związanej z opadem globalnym, będącym wynikiem wojskowych prób nuklearnych w latach 50. i 60. XX w. (R. Strzelecki i in., 1994).

W 1994 r. na obszarze anomalii opolskiej wykonano prace detalizacyjne w skali 1 : 100 000. Wydzielono wówczas sześć oddzielnych obszarów anomalnych, o koncentracjach cezu $> 37 \text{ kBq/m}^2$ (1 Ci/km^2) o łącznej powierzchni 625 km^2 (ryc. 1). W ramach tych prac wykonano także pierwsze geochemiczne profile glebowe rozkładu cezu oraz bioakumulacji cezu w trawach. Badania wykazały, że

w 1994 r., 8 lat po opadzie radioaktywnego cezu, przeciętnie 80–90% znajduje się w najpłytszej 10-centymetrowej warstwie gleby, co skutkuje podwyższoną zawartością cezu w trawach.

W latach 1996–1998 w regionie opolskim wykonano ponownie prace spektrometryczne oraz badanie rozkładu radioizotopów naturalnych i sztucznych w profilach glebowych. Badano również stężenia poczarnobylskiego cezu w roślinach i ściółkach. Wykonano łącznie 2400 pomiarów gamma spektrometrycznych zgodnie z metodyką stosowaną przy zdjęciu gamma spektrometrycznym Polski, zbadano 43 profile glebowe (23 profile wykonane w lasach, 13 na nieużytkach oraz 7 na łąkach). W próbkach oznaczono: skład granulometryczny, właściwości fizyczne i chemiczne gleb oraz właściwości ściółki leśnej.

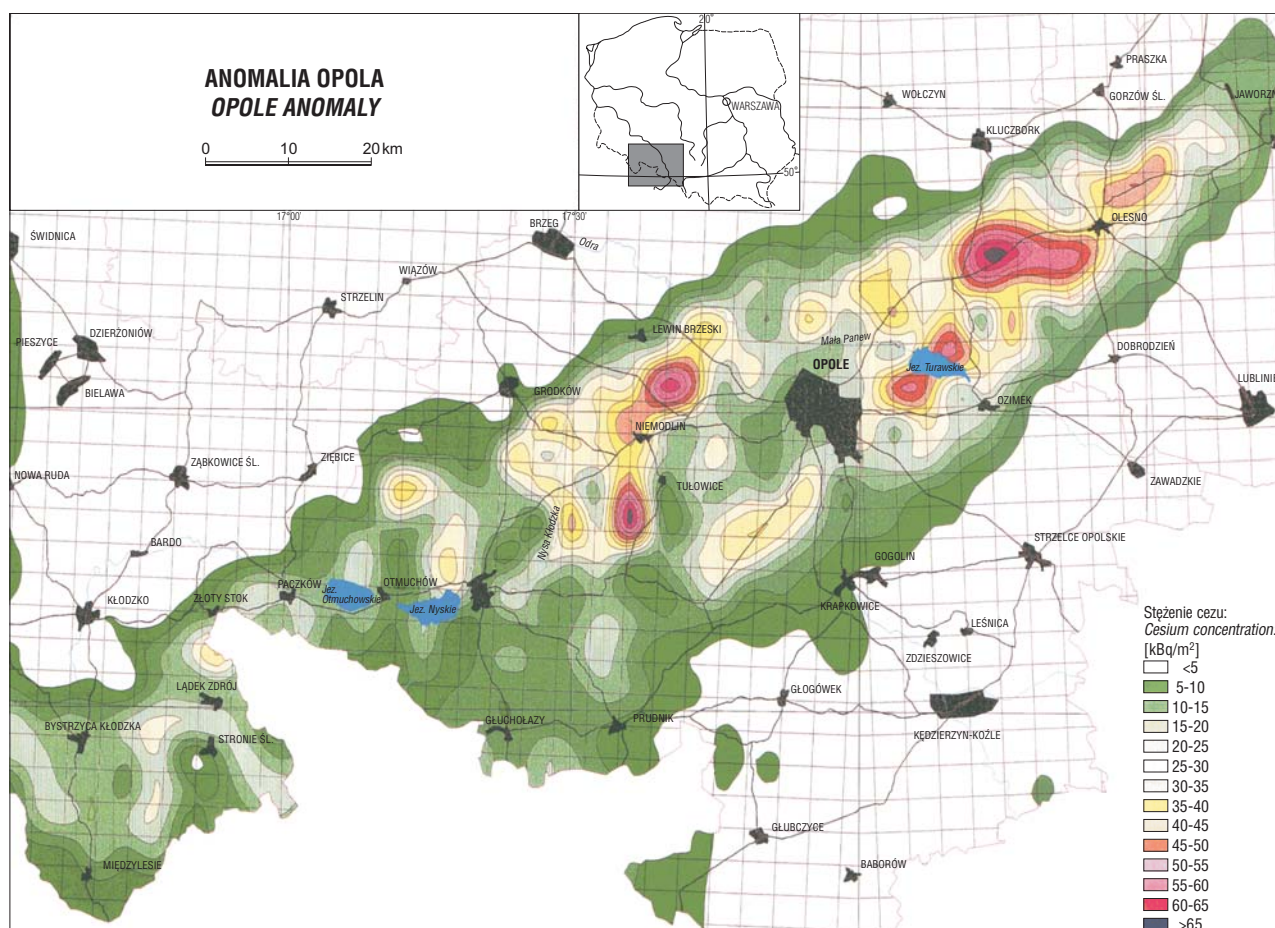
W 189 próbkach gleb oznaczono koncentracje radioizotopów cezu (^{137}Cs i ^{134}Cs) oraz naturalnych radionuklidów ^{226}Ra (eU), ^{228}Ac (eTh) oraz potasu ^{40}K . Łącznie wykonano 945 oznaczeń radionuklidów.

Badania bioakumulacji cezu wykonano w: 98 próbkach warzyw (ziemniaki, marchew, selery, buraki, pietruszka, pory, rzodkiewka, dynie, kabaczki, cebula, rzepa, cukinia i kukurydza), 49 próbkach zbóż (pszenica, jęczmień, żyto, pszenżyto i owies), 9 próbach rzepaku, 22 próbkach siana, 19 próbkach traw, 36 próbkach ściółki i 6 próbkach jagody czarnej (krzewinki i owoce).

Rozkłady izotopów cezu 137 i 134 w profilach glebowych

W badanych profilach glebowych jedynie izotop cezu 137 (okres połowicznego rozpadu blisko 30 lat) daje się śledzić w całym profilu aż po skałę macierzystą. Izotop cezu 134 po 12 latach od depozycji przy czasie połowicznego rozpadu rzędu 2 lat występuje już w niewielkich ilościach. W badanych profilach aktywność ^{134}Cs stanowi 1,3–1,4% całkowitej aktywności obu izotopów, zatem jego aktualny zasięg pionowy w profilu glebowym pozwala na wyznaczenie zasięgu głębokościowego migracji cezu poczarnobylskiego. W profilach zasięg głębokościowy ^{134}Cs

*Państwowy Instytut Geologiczny, ul. Rakowiecka 4, 00-975 Warszawa



Ryc. 1. Mapa stężeń poczynobyelskiego cezu na Opolszczyźnie
Fig. 1. Map of post-Chernobyl caesium in Opole Region

sięga maksymalnie do 30 cm, a dla większości profili jest mniejszy (10–15 cm) i związany jest wyłącznie z warstwą próchnicy (A). Można zatem szacować, że wielkość migracji radioizotopów cezu waha się od 10 do 25 mm rocznie. Jest ona większa dla łąk i nieużytków aniżeli dla lasów (ryc. 2). Izotop cezu 134, występujący poniżej warstwy próchnicznej w bardzo niskich koncentracjach, związany jest najprawdopodobniej z jego depozycją w latach 50. i początkiem 60. XX w. (do 1963 r.) w wyniku militarynych prób z bronią atomową, prowadzonych w atmosferze i na poligonach naziemnych.

Rozkład cezu 137 w profilach glebowych wskazuje, że procesy migracji dotyczą tylko jego niewielkiej części, bowiem większość jest nadal skupiona w poziomie próchnicznym, w pierwszych pięciu centymetrach gleby. W środowisku leśnym w pięciocentymetrowej warstwie gleby znajduje się od 49,4 do 96,8%, średnio 79,4% izotopu cezu, w glebach nieużytków od 32,5 do 86,4%, średnio 62,8%, a na łąkach od 50,4 do 87,8%, średnio 66,3% cezu 137. Zależność ta jest widoczna we wszystkich profilach. Prawdopodobnie jest to wynikiem obecności większej ilości substancji organicznej w glebach lasów niż łąk i nieużytków. Można także zaobserwować, że ze zmianą miąższości poziomu próchnicznego (A) zmienia się rozkład cezu. Im mniejsza miąższość warstwy próchnicznej, tym większa koncentracja cezu w 5-centymetrowej warstwie przypowierzchniowej. Generalnie, około 99% cezu zawartych jest w warstwie próchnicznej. Ta niewielka migracja izotopu cezu poza warstwę próchniczną jest korzystna ze

środowiskowego punktu widzenia. Ogranicza ona możliwość przeniknięcia izotopów cezu do wód podziemnych i skażenia ich.

Koncentracje radioizotopów cezu w roślinach

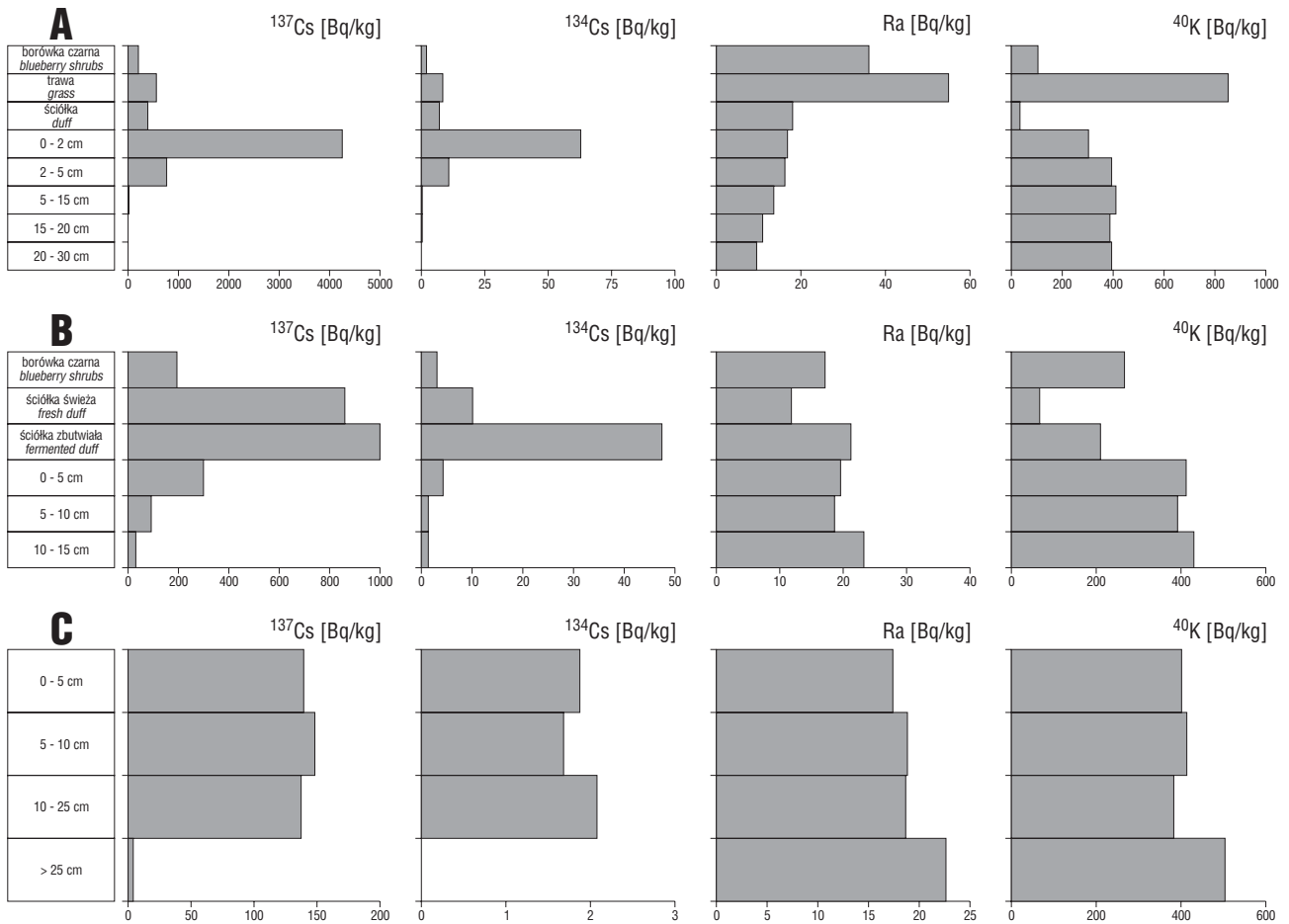
Celem badań radioizotopów cezu 137 i 134 było określenie, w jakim stopniu mogą ulegać one koncentracji w:

- warzywach i zbożach — czyli produktach bezpośrednio konsumowanych przez człowieka;
- trawach i sianie — karmie dla bydła;
- roślinach leśnych — borówka czarna;
- mchu i ściółce leśnej, stanowiących bezpośrednie podłoże wzrostu dla jagód i grzybów.

W warzywach oznaczono stężenia cezu 137 w 17 rodzajach roślin, prócz tego w jabłkach.

Wśród warzyw najwyższą akumulację cezu zanotowano w grupie warzyw korzeniowych. Najwyższą koncentrację w pojedynczej próbce, wynoszącą 75,2 Bq/kg stwierdzono w selerze, a wartość średnia dla wszystkich próbek selera wynosi 21,88 Bq/kg i jest prawie dwukrotnie wyższa od następnej w kolejności średniej zawartości, która dla pietruszki wynosi 11,98 Bq/kg. Nieco niższą średnią koncentrację cezu, wynoszącą 10,92 Bq/kg, stwierdzono w próbkach marchwi. Ta zdolność do bioakumulacji przez rośliny korzeniowe jest powszechnie znana w przypadku metali ciężkich i jest prawdziwa także dla radioizotopu cezu 137.

Niską koncentrację stwierdzono w roślinach okopowych: ziemniakach i burakach oraz innych roślinach użyt-



Ryc. 2. Rozmieszczenie izotopów cezu, radu i potasu w profilach glebowych; A i B — profile zlokalizowane w lasach, C — profil zlokalizowany na łące

Fig. 2. Caesium, radium and potassium distribution in soil profiles; A and B profiles localized in the forests, C — profile localised on the meadow

kowych, takich jak kapusta, kalarepa, kabaczek, dynia, rzodkiewka i cebula. Bardzo niską zawartość cezu stwierdzono również w jabłkach.

Osobną grupą owoców o bardzo wysokiej akumulacji cezu są **borówki czarne** (*Vaccinium myrtillus*) (tab. 1). Zarówno w badanych próbkach krzewinek borówki, jak i w owocach stwierdzono zawartość cezu sięgającą maksymalnie 1642 Bq/kg w jagodach (średnia 520 Bq/kg) i aż do 3559 Bq/kg w części naziemnej, tzw. krzewince (średnia 110,27 Bq/kg). Te wysokie koncentracje są z jednej strony odbiciem bardzo wysokiej zawartości cezu w ściółce leśnej, stanowiącej podłoże dla borówki czarnej, a z drugiej wysokim stopniem bioakumulacji przez borówki. Pewne znaczenie może również mieć to, że gleby leśne, zwłaszcza w borach, charakteryzują się wysoką kwasowością. Silnie kwaśne środowisko sprzyja uruchamianiu i wprowadzaniu do roztworu jonów cezu, który następnie jest przyswajany przez rośliny.

W **zbożach** użytkowanych przede wszystkim bezpośrednio do wyrobu produktów spożywczych (mąka, kasze, makarony) i będących pospolicie stosowaną paszą, najniższe średnie koncentracje izotopów cezu stwierdzono w kłosach pszenicy 1,89 Bq/kg, a wyższe — 6,87 Bq/kg w kłosach żyta. Jęczmień wykazuje już o wiele wyższą zawartość — wartość średnia wynosi 13,84 Bq/kg, a wartość maksymalna 58 Bq/kg. Zdecydowanie najwyższymi koncentracjami cezu, wynoszącymi odpowiednio 34,2 Bq/kg

i 72 Bq/kg, charakteryzuje się owies (tab. 1), ale w diecie produktów zbożowych ma on najmniejsze znaczenie.

W **trawach** zebranych na łąkach i nieużytkach zaobserwowano dużą zmienność w akumulacji cezu przy stosunkowo wysokiej średniej koncentracji, wynoszącej 219,63 Bq/kg. Wśród traw pobranych do badań na tym samym stanowisku wyraźnie daje się zauważyć zróżnicowanie koncentracji cezu w zależności od ich gatunku.

Koncentracje cezu 137 w **sianie** wykazują duże zróżnicowanie. Dla próbek siana zebranego na łąkach w 1998 r. zawartość waha się od 2,7 Bq/kg do 648 Bq/kg.

W lasach mieszanych i borach pobrano próbki **mchu pospolitego** (*Polytrium commune*). Zawartość cezu jest w nich bardzo wysoka, a zawartość średnia (2320,4 Bq/kg) jest najwyższa ze wszystkich oznaczonych w badanych roślinach (tab. 1). Koncentracje cezu w mchach nie wykazują korelacji z jego zawartością w glebie. Współczynnik korelacji stężenia cezu w mchu i w glebie jest nieistotnie ujemny (−0,32), natomiast współczynnik korelacji pomiędzy koncentracjami cezu w ściółce występującej w pobliżu, gdzie pobrano próbki mchów, a mchami jest istotnie ujemny, na poziomie istotności 90%. Wartość współczynnika korelacji wynosi −0,71. Świadczyć to może o bioakumulacji bezpośrednio z opadu atmosferycznego w kwietniu i maju 1986 r. i silnej tendencji do zatrzymywania wszelkich opadających pyłów w strukturze mchu. Skutkiem tego jedynie

Tabela 1. Parametry statystyczne zawartości ^{137}Cs w roślinach i ściółce
 Table 1. Statistical parameters of ^{137}Cs radionuclide concentration in plants and duffs

Rośliny	Liczba próbek	Średnia arytmetyczna	Mediana	Średnia geometryczna	Odchylenie standardowe	Minimum	Maximum
Żyto	12	6,87	1,65	2,24	11,45	0,05	41
Pszenica	12	1,89	1,4	1,16	1,81	0,09	6,4
Owies	4	34,2	30,6	18,32	33,64	3,6	72
Jęczmień	11	13,43	4,4	4,85	20,21	0,8	58
Kukurydza	7	5,7	2,5	3,68	5,01	0,7	13
Borówka czarna — owoce	4	520	159	264,9	748,36	120	1642
Borówka czarna — krzewinki	6	1110,27	715,5	610,8	1299,4	194,6	3559
Trawa	17	219,63	50	71,7	375,2	6,6	1491
Siano'97	8	158,92	33,35	58,99	244,88	8,2	713
Siano'98	15	109,22	18,1	28,11	204,92	2,7	648
Mech	5	2320,4	1561	1748,3	1779,14	544	4655
Ściółka świeża	21	1262,23	973	932,26	973,17	216	3663
Ściółka sfermentowana	13	1969,69	1853	1584,51	934,2	99	3561

niewielka część cezu zdeponowanego na powierzchni mchu przenikła do podścielającej ściółki i gleb.

Badania wstępne, prowadzone w 1994 r., wykazały silną akumulację cezu w **ściółkach leśnych**. W związku z tym pobrano próbki ściółek w lasach mieszanych i borach z obu obszarów anomalnych, badając oprócz koncentracji cezu 137 i 134 zawartość materii organicznej i wody higroskopowej oraz popielność. Dodatkowo badano wymienione parametry w ściółkach świeżych i sfermentowanych, jeśli występowały w badanym profilu. Stwierdzono, że o ile zawartość maksymalna cezu w obu typach jest zbliżona i wynosi 3663 Bq/kg w ściółce surowej oraz 3561 Bq/kg w sfermentowanej, o tyle w wartościach średnich występują znaczne różnice. Średnia arytmetyczna koncentracja w ściółkach sfermentowanych jest o około 50% wyższa niż w surowych (tab. 1). Sugeruje to bardzo mocne związanie cezu w ściółce i brak odprowadzania do gleby w czasie procesu fermentacji. Otwarte pozostaje pytanie, czy te większe ilości cezu w ściółce sfermentowanej są wynikiem wyższej pierwotnej koncentracji, np. w igłach i liściach drzew, czy następuje wtórna koncentracja w czasie procesów fermentacji. Wyższa zawartość materii organicznej w ściółkach sfermentowanych wskazywałaby na tę drugą możliwość.

Wnioski

1. Wykonane po 12 latach od katastrofy w Czarnobylu badania radioizotopów cezu w glebie wskazały, że przeważająca ich część znajduje się w przypowierzchniowej, pięciocentymetrowej warstwie gleby, w poziomie próchnicznym. W glebach siedlisk leśnych średnio 79,4% izotopów cezu występuje w pięciocentymetrowej warstwie gleby, w glebach łąk — 66,3%, a nieużytków — 62,8%.

2. W materiale organicznym bardzo wysokie koncentracje cezu stwierdzono w mchach (średnio — 2320 Bq/kg)

oraz w ściółce leśnej, zarówno sfermentowanej (średnia zawartość — 1969,69 Bq/kg), jak i surowej (1262,23 Bq/kg). Wysokie stężenia cezu w ściółkach i mchach mogą tłumaczyć fakt wysokiej bioakumulacji cezu w borówce czarnej (jagoda) i grzybach. W borówkach wysokie koncentracje zostały stwierdzone zarówno w krzewinkach, jak i w owocu — jagodzie.

3. Spośród warzyw rośliny korzeniowe wykazują najwyższy stopień bioakumulacji radiocezu. W selerze maksymalna zawartość radiocezu wynosi 75,2 Bq/kg, a średnia 21,88 Bq/kg.

4. W zbożach najwyższą średnią zawartością charakteryzuje się owies — 34,2 Bq/kg, a najniższą pszenica — 1,89 Bq/kg.

5. Trawy wykazują zróżnicowaną możliwość bioakumulacji cezu. Najwyższą zawartość — 1491 Bq/kg — stwierdzono w wyczyńcu łąkowym. To zróżnicowanie w trawach znajduje odzwierciedlenie w koncentracjach cezu w sianie. Średnia zawartość cezu 137 w sianie wahała się od 158,92 Bq/kg w 1997 r. do 109,22 Bq/kg w 1998 r.

6. Stężenia izotopów cezu stwierdzone w badanych roślinach użytkowych nie przekraczają standardów dopuszczalnych dla produktów spożywczych.

Literatura

- STRZELECKI R., SZEWCZYK J., WOŁKOWICZ S. & JĘDRZEJCZAK Z. 1992 — Badania promieniotwórczości gamma na obszarze Polski: efekt Czarnobyla, skażenia przemysłowe, promieniotwórczość naturalna. *Prz. Geol.*, 40: 365–371.
- STRZELECKI R., WOŁKOWICZ S., SZEWCZYK J. & LEWANDOWSKI P. 1993 — Mapy radioekologiczne Polski. Część I: Mapa mocy dawki promieniowania gamma w Polsce; Mapa stężeń cezu w Polsce. Skala 1 : 750 000. Państw. Inst. Geol.
- STRZELECKI R., WOŁKOWICZ S., SZEWCZYK J. & LEWANDOWSKI P. 1994 — Mapy radioekologiczne Polski. Część II: Mapy koncentracji uranu, toru i potasu w Polsce. Państw. Inst. Geol.
- STRZELECKI R., WOŁKOWICZ S. & LEWANDOWSKI P. 1994 — Koncentracje cezu w Polsce. *Prz. Geol.*, 42: 3–8.