

# Zmienność skażenia cezem-137 środowiska Polski południowo-wschodniej — badania w małej skali

Wojciech Zglobicki\*

Variability of caesium-137 contamination of the SE Poland environment — small scale studies. *Prz. Geol.*, 50: 135–139.

*Summary.* This paper presents the results of studies on the spatial variability of caesium-137 contamination in soils. The detailed studies were conducted within small, agricultural catchment located in northern part of the Lublin Upland. Based on the results derived from the analysis of 85 soil samples, a significant variability of total caesium activity within the catchment was determined. The denudation processes were indicated as a main factor of caesium redistribution within the farming landscape.

**Key words:**  $^{137}\text{Cs}$ , denudation, SE Poland

Zainteresowanie  $^{137}\text{Cs}$  jako groźnym składnikiem promieniotwórczego skażenia środowiska datuje się na lata 50. i 60. XX w. Był to okres wzmożonej dostawy tego izotopu do atmosfery w rezultacie licznych próbnych wybuchów jądrowych. Poznano wtedy mechanizmy krążenia cezu w środowisku oraz rozpoczęto stałe pomiary jego dostawy na powierzchnię kuli ziemskiej.

W Polsce badania nad migracją cezu były prowadzone w latach 70. i 80. w ośrodkach rolniczych, przede wszystkim w aspekcie transferu izotopu w układzie gleba-roślina (Glabiszewski i in., 1979; Hryńczuk & Sienkiewicz, 1981). Szczególnie duże zainteresowanie opisywanym izotopem nastąpiło po awarii reaktora w Czarnobylu. Wykonano wtedy wiele opracowań mających na celu ocenę skażenia cezem środowiska Polski i poszczególnych mezoregionów (Jagiela, 1992; Strzelecki i in., 1994, 1996). Znacznie mniej uwagi poświęcano zagadnieniu zróżnicowania ładunku cezu w skali niewielkich obszarów (rzędu  $1\text{ km}^2$ ).

Celem niniejszego opracowania jest prezentacja wyników badań nad redystrybucją cezu-137 na obszarze rolniczym oraz wyjaśnienie przyczyn dużego zróżnicowania sumarycznego ładunku izotopu w skali mikro. Szczegółowymi badaniami objęto zlewnię suchej doliny położoną 15 km na południowo-wschód od Lublina (ryc. 1).

## Metody badań

Próbki glebowe w zlewni były pobierane w punktach położonych wzdłuż poprzecznych i podłużnych profili topograficznych (ryc. 2). Stanowiska poboru próbek zlokalizowano w miejscach różniących się pod względem morfologii (różne elementy rzeźby), pokrycia terenu czy wreszcie stosowanej agrotechniki. W każdym punkcie za pomocą próbnika żłobkowego, o średnicy 2,5 cm, pobierano 7 rdzeni w kole o średnicy 1 m. Następnie rdzenie te dzielono na 10 cm odcinki w celu uzyskania koncentracji  $^{137}\text{Cs}$  w kolejnych 10 cm warstwach profilu glebowego. Wyjątek stanowiła warstwa orna, którą traktowano jako całość. Próbki pobrane z tej samej głębokości (w danym punkcie), były następnie mieszane. W ten sposób uzyskiwano próbkę reprezentującą określony fragment profilu glebowego. Głębokość pobierania rdzeni była uzależniona od usytuowania punktu, które rzutowało na głębokość występowania cezu w profilu glebowym. Na wierzchołkach rdzenie pobierano do głębokości 40 cm, na stoku zazwyczaj do głębokości 30 cm, a w dnie doliny do 50 cm.

Pobrane próbki były suszone, rozdrabniane i przesiewane przez sito o średnicy oczek 1 mm, usuwano z nich także widoczne makroszczątki roślinne. Tak przygotowany materiał (ok. 0,5 kg) był następnie wsypywany do naczynka Marinellogo. Pomiar aktywności cezu wykonywany był w Zakładzie Radiochemii i Chemii Koloidów na 4096-kanalowym spektrometrze gamma firmy Silena. W rezultacie otrzymywano koncentrację  $^{137}\text{Cs}$  w próbce w Bq/kg na określony dzień (01.09.1998). Łącznie pomiarów dokonano w 85 próbkach pobranych w 32 punktach pomiarowych (ryc. 2)

Ładunek cezu —  $L_x$  [Bq/m<sup>2</sup>] w pojedynczej warstwie profilu obliczano według wzoru:

$$L_x = (K_x \times d_x \times v_x) / n_x$$

$K_x$  — koncentracja cezu [Bq/kg],

$d_x$  — ciężar objętościowy warstwy [kg/m<sup>3</sup>],

$v_x$  — objętość warstwy [m<sup>3</sup>],

$n_x$  — przekrój poprzeczny rdzenia [m<sup>2</sup>].

Całkowity ładunek izotopu cezu w profilu stanowi sumę ładunków w poszczególnych warstwach:

$$L = L_1 + L_2 + \dots + L_n$$

gdzie:  $n$  — numer ostatniej warstwy, w której stwierdzono występowanie cezu.

## Obszar badań

Badana zlewnia jest położona w południowej części Płaskowyżu Świdnickiego. Pokrywe osadową tworzą tu mułki (pyły) piaszczyste i piaski pyłowe lessopodobne leżące na opokach górnej kredy (Harasimiuk i in., 1984). Miąższość osadów czwartorzędowych nie przekracza zazwyczaj 1,5 m, a miejscami wynosi zaledwie 0,3–0,4 m.

Zlewnia Bystrzejowice obejmuje zlewnię dolinki nieckowatej (zlewnia V rzędu), uchodzącej do doliny rzeki Sta-



Ryc. 1. Położenie obszaru badań  
Fig. 1. Location of study area

\*Instytut Nauk o Ziemi, Uniwersytet M. Curie-Skłodowskiej, ul. Akademicka 19, 20-033 Lublin

wek. Powierzchnia badanego obszaru to 76 ha. Różnica wysokości pomiędzy najwyższą (ok. 220 m n.p.m.) i najniższą (190 m n.p.m.) położonym punktem zlewni wynosi 30 m. Omawiana zlewnia charakteryzuje się małym urozmaice- niem rzeźby (ryc. 2).

Badana dolinka nieckowata, położona po wschodniej stronie doliny Stawka, ma długość ok. 1,4 km i przebieg zbliżony do równoleżnikowego. Nachylenie zboczy doliny nie przekracza 6°, przy czym zbocza północne są bardziej strome. Długość lekko wypukłych i prostych zboczy wynosi od 100 do 250 m. Dno doliny o szerokości 50–70 m, położone jest 5–15 m poniżej otaczających powierzchni wierzchowinowych (200–220 m n.p.m.). Powierzchnie wierzchowinowe w zachodniej i środkowej części zlewni mają charakter płaskich garbów oddzielających dolinki uchodzące do doliny Stawka.

W dnie doliny występują gleby deluwialne, a na zboczach gleby antropogeniczne brunatne (*Cambic Luvisols*) o różnym stopniu zerodowania. Miąższość profilu glebowego na erodowanych stokach miejscami wynosi zaledwie 20–30 cm, natomiast deluwia w dnie doliny mają miąższość do 80 cm. Pola na większości powierzchni zlewni biegną prostopadłe do osi doliny. Opisywana zlewnia jest typową zlewnią rolniczą — grunty orne zajmują blisko 90% jej powierzchni.

### Charakterystyka środowiskowa <sup>137</sup>Cs

<sup>137</sup>Cs należy do grupy sztucznych radionuklidów — nie istnieją jego naturalne źródła. Pojawienie się izotopu w środowisku jest związane z wybuchami jądrowymi lub emisjami z reaktorów atomowych (Wise, 1980). Po raz pierwszy został on wprowadzony do atmosfery, podczas serii potężnych próbnych wybuchów atomowych w końcu 1952 r. Podczas tych testów <sup>137</sup>Cs i inne radionuklidy dostały się do stratosfery, w obrębie której zostały rozproszone. Cez wrócił następnie ze stratosfery do troposfery, skąd dostał się w postaci opadu (*fallout*) na powierzchnię terenu. Mniej więcej od 1954 r. zaczęto stwierdzać jego występowanie w środowisku na całym świecie.

Okresy wzmożonej dostawy <sup>137</sup>Cs do środowiska są związane z latami cechującymi się zwiększoną liczbą próbnych wybuchów jądrowych: 1958, 1963–1964. Od połowy lat 60. obserwuje się wyraźny spadek rocznej dostawy cezu na powierzchnię ziemi. Lokalnie, duże znaczenie odgrywają awarie w elektrowniach jądrowych. Najpoważniejszą z nich był wybuch reaktora w Czarnobylu, który spowodowa-

wał dostarczenie dużych ilości cezu do środowiska krajów Europy Wschodniej i Środkowej (Stach, 1996).

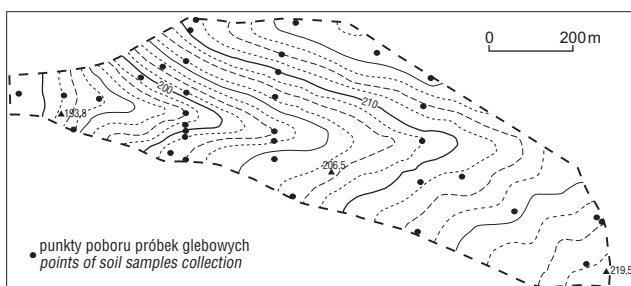
<sup>137</sup>Cs jest silnie adsorbowany przez frakcję koloidalną oraz materię organiczną i praktycznie nie podlega wymianie (Tamura & Jacobs, 1960; Davis 1963). Kation cezuowy wykazuje większą energię wejścia do kompleksu sorpcyjnego niż pozostałe kationy i jest dużo silniej zatrzymywany w siatce krystalicznej minerałów ilastych. Adsorbcja cezu przez glebę jest bardzo szybka, na co wskazuje gwałtowny spadek zawartości cezu wraz z głębokością w nie zaburzonych profilach (Chełmicki i in., 1995; Froehlich & Walling, 1992). Eksperymenty laboratoryjne pokazały, że cały cez dostarczony na powierzchnię gleby, przemieścił się w ciągu roku na głębokość zaledwie 1 cm (Liu i in., 1999). Koncentracja cezu w warstwie ornej jest jednakowa w całej jej objętości (Ritchie & McHenry, 1973). Badania potwierdzają bardzo silną adsorbcję cezu przez cząsteczki glebowe oraz jego ograniczoną mobilność w wyniku procesów chemicznych — zaledwie 1% adsorbowanego cezu jest usuwany w wyniku oddziaływania na próbki różnymi kwasami i zasadami (Lomenick & Tamura, 1965).

Cez-137 emituje silne promieniowanie gamma (energia 662 keV), co pozwala na stosunkowo proste i dokładne pomiary jego koncentracji bez konieczności specjalnego przygotowywania próbek. Do pomiarów zawartości cezu używa się spektrometrów gamma. Stosunkowo długi okres połowicznego rozpadu — 30,2 roku oraz ilość cezu dostarczonego do środowiska (zwłaszcza na półkuli północnej) sprawiają, że będzie on wykrywalny jeszcze przez długie lata.

### Cez-137 w glebach Lubelszczyzny

Dane dotyczące skażenia cezem gleb Lubelszczyzny znajdziemy między innymi w dwóch opracowaniach wykonanych dla całego obszaru kraju przez Państwowy Instytut Geologiczny oraz CELOR (Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej), a także publikacjach Zakładu Radiochemii i Chemii Koloidów UMCS. Są to opracowania wykonywane w skali całego kraju lub poszczególnych regionów geograficznych. Dostarczają zatem bardzo ogólnych danych dotyczących skażenia gleb cezem-137.

Analiza mapy wykonanej w Państwowym Instytucie Geologicznym (Strzelecki i in., 1996) wskazuje, że na przeważającej obszarze północno-zachodniej części Wyżyny Lubelskiej sumaryczna aktywność cezu w glebach wynosi 3–8 kBq/m<sup>2</sup>, a tylko miejscami jest mniejsza niż 3,0 kBq/m<sup>2</sup>. Udział cezu pochodzącego z awarii w Czarnobylu szacuje się przy tym na 50–80% (Stach, 1996;



Ryc. 2. Zlewnia „Bystrzejowice”; położenie punktów poboru próbek glebowych

Fig. 2. „Bystrzejowice” catchment; location of soil sampling points

Tab. 1. Parametry fizyczne i chemiczne wierzchnich poziomów gleb uprawnych

Table 1. Chemical and physical parameters of upper horizons of arable soil profiles

Położenie morfologiczne	Liczba profili	Udział *	pH	%C
Wierzchowina	4	55	6,4	1,2
Garby wododziałowe	3	61	6,1	1,5
Stok wierzchowiny (3–6°)	10	55	6,5	1,3
Niecka stokowa	2	54	5,0	1,3
Dno doliny nieckowatej	4	55	6,1	1,4

\*frakcji < 0,02 [%]

Zygmunt i in., 1997). Jakkolwiek cez jest jedynym długoży- ciowym izotopem stwierdzanym w środowisku Polski związanym z awarią w 1986 r., to jednak już na początku lat 90 XX w. stanowił on ok. 10% sumarycznego promienio- wania izotopów zawartych w glebach Lubelszczyzny (Chi- bowski i in., 1992).

Nieco innych danych dotyczących przestrzennego zróżnicowania ładunku  $^{137}\text{Cs}$  dostarczają opracowania

**Tab. 2. Koncentracja  $^{137}\text{Cs}$  w wierzchniej warstwie gleby [Bq/kg]**

Table 2. Concentration of  $^{137}\text{Cs}$  within upper soil horizon [Bq/kg]

Położenie morfologiczne	Pokrycie terenu	Liczba profili	Wartość średnia
Wierzchowina	grunty orne	4	22,1
	nieużytki	1	25,3
	sady	1	25,1
	droga gruntowa	1	51,6
Garby wododziałowe	grunty orne	3	19,3
Stok wierzchowy (3–6°)	grunty orne	10	21,0
	uprawy trwałe	2	23,2
Niecka stokowa	grunty orne	2	26,2
Dno suchej doliny	grunty orne	4	26,7
	uprawy trwałe	1	21,7

**Tab. 3. Pionowa koncentracja  $^{137}\text{Cs}$  w profilach glebowych**

Table 3. Vertical concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in soil profiles

Głębokość [cm]	Koncentracja $^{137}\text{Cs}$ [Bq/kg]			
	Wierzcho- wina	Stok wierzchowy	Dno doliny	Wierzcho- wina (profil reperowy)
0–10	20,8	15,5	29,5	51,6
10–20			29,4	13,8
20–30	15,1	0,0	26,0	1,5
30–40	0,0	–	34,4	0,0
40–50	–	–	5,7	–
50–60	–	–	0,0	–

**Tab. 4. Sumaryczny ładunek  $^{137}\text{Cs}$  [Bq/m<sup>2</sup>]**

Table 4. Total  $^{137}\text{Cs}$  activity [Bq/m<sup>2</sup>]

Położenie morfologiczne	Pokrycie terenu	Liczba punktów	Wartość średnia	Wartość maks.	Wartość min.
Wierzchowina	grunty orne	4	6750	7650	5980
	nieużytki	1	7700	–	–
	sady	1	7560	–	–
	droga gruntowa	1	8290	–	–
Garby wododziałowe	grunty orne	3	4460	6140	3410
Stok wierzchowy (3–6°)	grunty orne	10	5150	7940	3620
	uprawy trwałe	2	7390	7700	7080
Niecka stokowa	grunty orne	2	8 00	9270	7130
Dno suchej doliny	grunty orne	4	11 870	15 704	8880
	uprawy trwałe	1	8230	–	–
Profil reperowy (opad z atmosfery)		3	7850	8290	7560

wykonane w Zakładzie Radiochemii UMCS (Chibowski i in., 1992; Chibowski & Szczypa, 1992). Na podstawie pomiarów przeprowadzonych w 132 próbkach zebranych z obszaru Lubelszczyzny w siatce 15 km, skonstruowana została mapa skażenia gleb cezem-137 regionu środkowo-wschodniego. Autorzy wyróżnili 4 klasy aktywności radionuklidu. Zlewnia Bystrzejowice znajduje się na obszarze, w którym aktywność przekracza  $^{137}\text{Cs}$  2500 Bq/m<sup>2</sup>.

Przedstawione wartości sumarycznego ładunku cezu w glebach Lubelszczyzny różnią się między sobą ze względu na różne metody poboru próbek, zasady pomiaru itd. Pewna część opracowań zaniża przy tym wielkość skażenia cezem-137, z uwagi na nieuwzględnianie obecności radioizotopu w głębszych poziomach profilu glebowego (Chibowski i in., 1992; Jagielak, 1992).

### Przestrzenna zmienność koncentracji cezu-137 w małej skali

Przeprowadzone pomiary pozwoliły na ocenę skażenia cezem-137 zlewni Bystrzejowice oraz wskazanie prawidłowości przestrzennego zróżnicowania tego zjawiska. Przeciętna zawartość opisywanego izotopu w wierzchniej warstwie gleby wynosiła w zlewni 20–25 Bq/kg. Zmieniała się ona od 13,8 Bq/kg w obrębie dna doliny, do 51,6 Bq/kg w dnie zadarnionej drogi gruntowej biegnącej na wierzchowinie we wschodnim fragmencie zlewni (tab. 2).

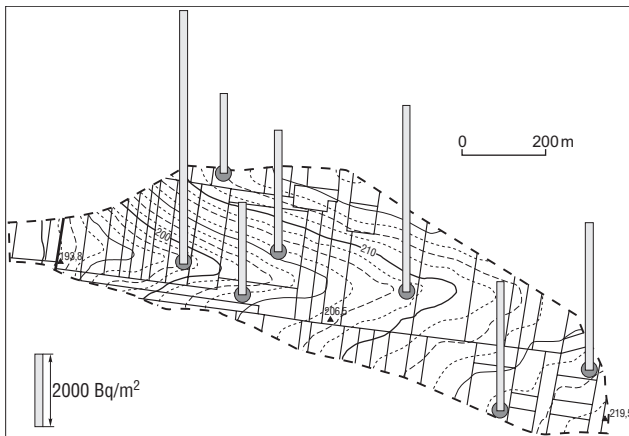
Na obszarze gruntów ornich położonych na wierzchowinie i stokach powierzchniowa koncentracja izotopu była nieznacznie mniejsza: 19,3–22,1 Bq/kg, niż w obrębie pozostałych użytków rolnych (23,2–25,1 Bq/kg). Wyraźnie większe wartości występowały w miejscach akumulacji materiału (dno doliny nieckowatej, niecka stokowa): 26,2–26,7 Bq/kg. W obrębie tych samych elementów rzeźby stosunkowo dużą zmienność koncentracji  $^{137}\text{Cs}$  stwierdzono na stokach (od 15,5 do 27,3 Bq/kg) oraz w dnie dolinki nieckowatej — od 13,8 do 29,5 Bq/kg (tab. 2)

Należy przy tym podkreślić, że notowane wartości koncentracji cezu są 15 do 30 razy niższe niż dopuszczalne skażenie cezem-137 produktów żywnościowych (norma wynosi 300–600 Bq/kg w zależności od rodzaju produktu).

Cez-137 koncentruje się w górnych warstwach profilu glebowego. W zależności od usytuowania morfologicznego w górnych 20 cm gleby, znajduje się od 50 do 100% sumarycznego ładunku izotopu (tab. 3). Wskazuje to na bardzo powolną migrację cezu w głąb profilu. Na stokach  $^{137}\text{Cs}$  występuje praktycznie tylko w obrębie warstwy ornej – górne 15–20 cm profilu glebowego. W dnie dolinki nieckowatej stosunkowo duża koncentracja izotopu, do 30 Bq/kg, stwierdzana jest do głęb. 40 cm. Na wierzchowinach  $^{137}\text{Cs}$  występuje na głęb. do 30 cm.

Zróżnicowanie sumarycznego ładunku cezu w glebach zlewni jest znacznie większe niż ma to miejsce w przypadku koncentracji izotopu. Maksymalna stwierdzona wartość sumarycznego ładunku cezu ponad 4,5 razy przekracza wielkość mini-





Ryc. 3. Przestrzenne zróżnicowanie sumarycznego ładunku  $^{137}\text{Cs}$   
 Fig. 3. Spatial variability of total  $^{137}\text{Cs}$  activity

malną (tab. 4). Występują przy tym wyraźne prawidłowości w rozkładzie przestrzennym ładunku sumarycznego. Dna dolin to obszary najsilniej skażone cezem-137. Najniższe sumaryczne ładunki występują natomiast na stokach i w obrębie rozczłonkowanych wierzchołków (garby wododziałowe).

Cez występujący w glebach opisywanej zlewni jest w większości pochodzenia „czarnobylskiego” (86% ładunku), a więc obserwowana współcześnie zmienność sumarycznego ładunku jest wynikiem procesów, które zachodziły tu w ciągu ostatnich kilkunastu lat.

Ładunek cezu, który dostaje się na powierzchnię terenu wraz z mokrym i suchym opadem atmosferycznym był określany na podstawie pomiarów koncentracji izotopu w obrębie trwale zadarnionych wierzchołków. Jego wielkość w przypadku zlewni Bystrzejowice określono na 7850 Bq/m<sup>2</sup>. W obrębie wierzchołków ubytek cezu wynosi zatem 15%, a na stokach 35% ładunku początkowego. Natomiast sumaryczny ładunek izotopu stwierdzany w dnach dolin waha się od 112 do 190% opadu. Przy czym bardzo duża zmienność ładunku cezu — rzędu 150% opadu — występowała miejscami w punktach odległych od siebie o 50 m (ryc. 3). Tak duże różnice wskazują, że dynamika procesów prowadzących do przemieszczania cezu w obrębie opisywanej zlewni jest znaczna.

Zróżnicowanie sumarycznego ładunku cezu w skali zlewni jest spowodowane zmniejszaniem się zawartości izotopu w wierzchniej warstwy gleby na wierzchołkach i zboczach. W rezultacie izotop występuje tu tylko do głębokości orki. Wzbogacenia profile glebowego w cez, jakie zachodzi w dnach dolin powoduje z kolei, że wysokie koncentracje izotopu występują tu do głębokości 40 cm.

### Podsumowanie

Dostawa  $^{137}\text{Cs}$  wraz z suchym i mokrym opadem atmosferycznym w skali niewielkiej zlewni może być uznana za jednakową. Sumaryczny ładunek izotopu w każdym punkcie opisywanego obszaru powinien być zatem podobny i równy wartości reperowej (opadowi atmosferycznemu). Przeprowadzone badania pokazały, że jest inaczej. Musi zatem istnieć czynnik, który powoduje poziomą migrację cezu — jego wynoszenie z wierzchołków i stoków oraz gromadzenie się w dnach dolin.

Cez jest szybko i trwale wiązany przez kompleks sorpcyjny gleby. Jak zostało to podkreślone wcześniej procesy chemiczne i biochemiczne odgrywają małą rolę w jego dalszej migracji. Pobór cezu przez rośliny jest niewielki i praktycznie po adsorbpcji nie przechodzi on do roztworów glebowych. Fizyczne i chemiczne parametry gleb w zlewni są zbliżone (tab. 1). Przyczyn niejednakowego ładunku cezu trudno doszukiwać się zatem w różnej intensywności adsorbpcji izotopu przez kompleks sorpcyjny gleby.

Powyższe rozważania wskazują, że obserwowane zróżnicowanie ładunku cezu jest związane z oddziaływaniem procesów fizycznych. Warunek ten spełniają procesy rzeźbotwórcze. Transport izotopu w środowisku odbywa się przede wszystkim na drodze procesów fizycznych, prowadzących do przemieszczania materiału glebowego (wraz z adsorbowanym cezem). Redystrybucja cezu w krajobrazie rolniczym jest rezultatem oddziaływania procesów denudacyjnych. O współczesnej zmienności skażenia cezem gleb decyduje zatem intensywność tych procesów.

Z tego też względu  $^{137}\text{Cs}$  jest wykorzystywany w geomorfologii jako znacznik w badaniach intensywności współczesnych procesów rzeźbotwórczych zachodzących na stokach. W badaniach środowiskowych należy z kolei brać pod uwagę rolę procesów geomorfologicznych w migracji różnego rodzaju zanieczyszczeń.

Publikowane do tej pory prace dotyczące skażenia cezem środowiska naszego kraju, odzwierciedlają raczej przestrzenny rozkład opadu z atmosfery, natomiast znacznie mniej mówią o rzeczywistej zawartości izotopu w glebach Polski. Sumaryczny ładunek cezu wykazuje bowiem bardzo dużą zmienność przestrzenną, zwłaszcza w obszarach o znacznej dynamice procesów denudacyjnych.

### Literatura

- CHEŁMIŃSKI W., ŚWIĘCHOWICZ J., MIETELSKI W. & KLIMEK M. 1995 — Naturalne czynniki przemieszczania izotopu Cs-137 w glebie na przykładzie stoku leśnego położonego na Pogórzu Karpackim. Zesz. Nauk. UJ 1162, Pr. Geograf., 100: 125–141.
- CHIBOWSKI S., SOLECKI J., SUPRYNOWICZ R. & SZCZYPA J. 1992 — Badania skażeń promieniotwórczych emitarami gamma makroregionu lubelskiego. Pr. Geol., 42: 3j mapy geologicznej Polski 1 : 50 000 (Golonka & Wójcik, 1978) uwzględniono zdjęcia Burtan, Książkiewicza, Sikory i Żytki. Północno-wschodnią część arkusza Jeleśnia opracował Książkiewicz (1958). Zachodnią część tego arkusza, rejon Sopotni Wielkiej, Sopotni Małej, częściowo Jeleśni, Krzyżowej i Świnnej była objęta zdjęciem Sikory i Żytki (1959). Niewielki fragment terenu 71–373.
- CHIBOWSKI S. & SZCZYPA J. 1992 — Radiochemiczne problemy ochrony środowiska — radiochemiczny monitoring Polski środkowo-wschodniej. [W:] M. Harasimiuk (ed.), Zasady gospodarowania środowiskiem przyrodniczym na obszarze Chełmsko-Rejowieckiego Okręgu Przemysłowego: 145–154.
- DAVIS J. J. 1963 — Cesium and its relationship to potassium in ecology. [W:] Radioecology, Shultz V. Klement Jr. A. W. (ed.). Reinhold, New York: 539–556.
- FROELICH W. & WALLING D.E. 1992 — The uses of fallout radionuclides in investigations of erosion and sediment delivery in the Polish Flysch Carpathians. Erosion, Debris Flows and Environment in Mountains Regions (proceedings of the Chengdu Symposium, July 1992). IAHS Publ., 209: 61–76.
- GLABISZEWSKI J., HRYŃCZUK B. & SIENKIEWICZ J. 1979 — Wpływ metody prowadzenia doświadczeń wegetacyjnych na plon i pobieranie stronu-90 i cezu-137 przez rośliny uprawne. Pamiętnik Puławski, 71: 53–63.
- HARASIMIUK M., HENKIEL A. & KRÓL T. 1988 — Objasnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski 1 : 50 000, ark. Piaski (787). Wyd. Geol.

- HRYŃCZUK B. & SIENKIEWICZ J. 1981 — Pobieranie przez ziemniaki i kukurydzę  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{90}\text{Sr}$  wprowadzonych do gleby w słomie lub oborniku. Pamiętnik Puławski, 75: 169–179.
- JAGIELAK J. (red.) 1992 — Radiologiczny atlas Polski. Centr. Laborat. Ochr. Radiolog. Warszawa.
- LIU C., LUO S., ZHANG Y., WANG Z., LI Z., ZHAO Y., NI S. & JIANG L. 1999 — Migration of radionuclides Sr-85, Cs-137 and Co-60 in unsaturated Chinese loess — A laboratory simulation experiment. Radiochimica Acta, 84: 101–105.
- LOMENICK T. F. & TAMURA T. 1965 — Naturally occurring fixation of  $^{137}\text{Cs}$  on sediments of lacustrine origin. Soil Sc. Amer. Proceed., 29: 383–387.
- RITCHIE J. C. & MC HENRY R. 1973 — Determination of fallout  $^{137}\text{Cs}$  and naturally occurring gamma-ray emitters in sediments. Inter. Jour. Applied Radiation and Isotopes, 24: 575–578.
- STACH A. 1996 — Możliwości i ograniczenia zastosowania cezu-137 do badania erozji gleb na obszarze Polski. [W:] A. Józefaciuk (red.), Ochrona agroekosystemów zagrożonych erozją. Mat. Ogólnopol. Symp. Nauk. Puławy 11–13 września 1996: 203–226.
- STRZELECKI R., WOŁKOWICZ S. & LEWANDOWSKI P. 1994 — Koncentracje cezu w Polsce. Prz. Geol., 44: 3–8.
- STRZELECKI R., WOŁKOWICZ S. & LEWANDOWSKI P. 1996 — Mapa skażeń cezem obszaru Polski, skala 1 : 1 000 000. Państw. Inst. Geol.
- TAMURA T. & JACOBS D. G. 1960 — Structural implications in caesium sorption. Health Physics, 2: 391–398.
- WISE S. M. 1980 — Caesium-137 and Lead-210: a review of the techniques and some applications in geomorphology. [W:] Timescales in Geomorphology, R.A. Cullingford, D. A. Davidson & J. Levin (eds.), : 110–127.
- ZYGMUNT J., CHIBOWSKI S. & KLIMOWICZ Z. 1997 — Studies of Radiocesium Migration in Soils with High Organic Matter Content. Pol. Jour. Environm. Stud., 6: 57–60.