

Grzegorz J. Poręba

Zakład Zastosowań Radioizotopów
Instytut Fizyki-Centrum Naukowo-Dydaktyczne
Politechnika Śląska, Gliwice
e-mail: grzegorz.poreba@polsl.pl

**ZASTOSOWANIE IZOTOPU ^{137}Cs DO BADANIA EROZJI GLEBY
W OBSZARACH LESSOWYCH UŻYTKOWANYCH ROLNICZO**

Use of ^{137}Cs isotope in research of soil erosion in loessial agricultural areas

Abstract: This work presents a use of the ^{137}Cs method in the reseach of soil erosion and sedimentation on the agricultural loessial land. There is an urgent need to obtain reliable quantitative data of the soil translocation in agricultural areas and to choose an effective method of soil conservation. After deposition on the land surface, ^{137}Cs is rapidly and strongly adsorbed by soil particles. The isotope has been present in the environment since the beginning of nuclear weapon testing and nowadays it is a part of many ecosystems. ^{137}Cs is therefore a valuable tracer to study soil erosion and sedimentation rate. Advantages and limitations of the method are discussed in this articles. The activity of the ^{137}Cs in soil samples from 4 slopes was measured by means of high-resolution gamma spectrometry and then the ^{137}Cs inventories for sampling points were calculated. The ^{137}Cs inventories relate to the erosion and deposition rates. The value of soil erosion was calculated by using the proportional model as well as the three mass balance models. The ^{137}Cs inventory for studied cultivated field ranges from less than 1.0 up to more than 10.0 kBq m⁻². Differences in ^{137}Cs inventory distribution on the terraced and unteraced slopes are clear. The results show that agricultural terraces in the study area were created after the main period of cesium fallout and that the intensity of soil erosion in the study area appear to be significant.

Słowa kluczowe: ^{137}Cs , erozja gleb, less

Key words: ^{137}Cs , soil erosion, loess

WPROWADZENIE

Ze względu na dużą wartość rolniczą gleb nalessowych, podlegają one intensywnemu użytkowaniu rolniczemu od zarania rolnictwa. Ponieważ pokrywa lessowa jest podatna na erozję, już dla stosunkowo niewielkich nachyleń te-

renu zagrożenie procesami splukiwania jest oceniane na średnie do silnego (Józefaciuk 1991). Konieczna jest zatem ocena ilościowa natężenia procesów: erozji gleb i depozycji osadów, zachodzących na obszarach lessowych użytkowanych rolniczo. Obecnie istnieje cały szereg metod pozwalających na oszacowanie natężenia erozji gleb. Niestety, tradycyjne metody wymagają długotrwałych pomiarów. Interesującą alternatywą jest więc zastosowanie metody znaczników radioizotopowych. Jedną z metod izotopowych, dających możliwość ilościowego wyznaczenia natężenia procesu erozji, jest metoda oparta o pomiary aktywności izotopu ^{137}Cs .

^{137}Cs jest produktem rozszczepienia o czasie połowicznego rozpadu równym 30,07(3) a. Ulega on przemianie beta minus do ^{137}Ba , emitując przy tym kwant promieniowania gamma o energii równej 661,7 keV, z wydajnością równą 92%. Jego źródłami w środowisku przyrodniczym były głównie wybuchy broni jądrowej oraz awarie obiektów jądrowych (Cambrey i in. 1987). Z atmosfery dostaje się on, jako opad promieniotwórczy, na powierzchnię terenu. Jedną z podstawowych właściwości ^{137}Cs , która umożliwia jego zastosowanie do badania erozji i akumulacji gleby, jest silna adsorbcja na powierzchni ziaren gleby (Sawhney 1965, 1966, 1972, Schulz 1960). Po zaadsorbowaniu, ^{137}Cs może przemieszczać się w środowisku praktycznie tylko razem z tymi ziarnami. Przemieszczanie w głąb profilu glebowego, wskutek procesów chemicznych i biologicznych jest niewielkie. Oznacza to, że przestrzenny rozkład powierzchniowej aktywności ^{137}Cs może zostać zmieniony głównie przez procesy erozji gleb (Ritchie, McHenry 1990).

Dzięki swoim właściwościom chemicznym i fizycznym ^{137}Cs jest wartościowym narzędziem w badaniach procesów erozji i akumulacji gleby oraz akumulacji osadów jeziornych. Istotną zaletą izotopu ^{137}Cs jest możliwość pomiaru jego koncentracji za pomocą spektrometrii promieniowania gamma, co ma niebagatelne znaczenie ze względu na konieczność wykonania dużej liczby pomiarów (Ritchie, McHenry 1973). Metodę radioznacznikową, opartą o promieniotwórczy izotop ^{137}Cs , zastosowano w niniejszym opracowaniu do oceny erozji gleby na obszarach lessowych intensywnie użytkowanych rolniczo. Przedstawiono rezultaty pomiarów aktywności ^{137}Cs oraz wyliczono wartości erozji dla przykładowych stoków, w tym stoku silnie przekształconego poprzez utworzenie teras naorywanych.

ZAŁOŻENIA METODY

Po raz pierwszy wprowadzenie ^{137}Cs do środowiska naturalnego miało miejsce 16 lipca 1945 roku na pustyni w Nevadzie, w wyniku pierwszego próbnego wybuchu jądrowego. Jednakże opad wywołany tym wybuchem miał charakter lokalny. Dopiero rozpoczęcie na masową skalę testów z bronią jądrową spowo-

dowało globalny opad promieniotwórczego ^{137}Cs , który zachodził ze zmiennym natężeniem, odpowiednio do nasilenia próbných wybuchów jądrowych. Okres szczególnego nasilenia przypada na lata 50. i 60. ubiegłego stulecia, natomiast nieco słabszego – w okresie 1971-1974 (Ritchie, McHenry 1990). W wyniku próbných wybuchów jądrowych ^{137}Cs dostawał się do stratosfery, z której następnie, poprzez troposferę, docierał do powierzchni terenu jako globalny opad promieniotwórczy.

Największa depozycja cezu-137 na powierzchnię terenu miała miejsce w latach 50. i 60. ubiegłego wieku. Depozycja cezu zależy od wielkości opadów atmosferycznych oraz szerokości geograficznej. Ponadto, ze względu na rozkład miejsc próbných wybuchów jądrowych, większa depozycja cezu miała miejsce na półkuli północnej niż południowej (Ritchie, McHenry 1990).

Metoda oceny intensywności erozji i akumulacji gleb za pomocą znacznika izotopowego, jakim jest ^{137}Cs , polega na porównaniu jego aktywności w glebie wyznaczonej dla badanych stanowisk z wartością odniesienia do atmosferycznej depozycji ^{137}Cs . Analiza otrzymanych wyników pomiarów aktywności cezu pozwala zlokalizować miejsca, gdzie zachodzi erozja oraz miejsca, gdzie zachodzi depozycja wyerodowanego materiału. Daje też pewną informację o nasileniu procesów erozji i akumulacji. Aby możliwe było ilościowe wyznaczenie tempa erozji i depozycji, konieczne jest zastosowanie odpowiedniego modelu, wiążącego zmiany zawartości cezu z erozją (lub depozycją) gleby. W przypadku „metody cezowej” można wyróżnić trzy podstawowe jej założenia (Ritchie, McHenry 1990):

- a. równomierność opadu ^{137}Cs w obrębie całego badanego obszaru,
- b. redepozycja ^{137}Cs w obrębie badanego obiektu tylko na skutek procesów erozji,
- c. konieczność znajomości wartości odniesienia opadu ^{137}Cs .

W przypadku opadu ^{137}Cs związanego z testami broni jądrowej można przyjąć, że opad ten był dość równomierny w przypadku obiektów rodzaju pojedynczego pola, stoku, doliny czy też małej zlewni. Natomiast opad ^{137}Cs po awarii elektrowni atomowej w Czarnobylu charakteryzował się silnym zróżnicowaniem (Strzelecki i in. 1992). W związku z tym, w przypadku obszarów silnie skażonych cezem pochodzenia czarnobylskiego, metoda ta powinna być stosowana z dużą ostrożnością. Praktycznie, poza nielicznymi wyjątkami, wszystkie prace związane z zastosowaniem opisywanej metody do oceny tempa erozji powstały po awarii reaktora czarnobylskiego. W literaturze został przedstawiony szczegółowy podział obszaru Polski ze względu na udział cezu czarnobylskiego w całkowitym opadzie cezu (Stach 1996).

W przypadku założenia drugiego, warunek ten będzie spełniony, gdy cez po depozycji na powierzchni terenu ulega szybkiej i silnej adsorpcji na powierzchni ziaren gleby. Oznacza to, że jego późniejsze przemieszczanie w środowisku odbywać się będzie razem z wyerodowanymi cząsteczkami gleby. W przypadku

gleb nalessowych ich właściwości sorpcyjne są na tyle dobre, że warunek ten jest spełniony.

Sporo dyskusyjnych kwestii związanych jest natomiast z ostatnim założeniem metody o konieczności określenia opadu całkowitego ^{137}Cs (odniesienia). Wartość całkowitą opadu cezu można uzyskać na podstawie ciągłych pomiarów bezpośrednich opadu ^{137}Cs lub poprzez pomiar zdeponowanego ^{137}Cs w miejscach, gdzie nie zachodzi ani erozja gleby ani akumulacja osadów. W przypadku pierwszego sposobu, możliwość ta jest raczej czysto teoretyczna, gdyż tylko w kilku miejscach na świecie wykonywano pomiary opadu ^{137}Cs od samego początku. W Polsce pomiary opadu ^{137}Cs rozpoczęły się w latach 70. ubiegłego wieku, co oznacza, że nie obejmują one najistotniejszego okresu (lata 50. i 60. ubiegłego wieku). W przypadku drugiego sposobu wyznaczania całkowitej dostawy cezu (z depozycji) zazwyczaj trudno jest wytypować obszary o płaskich powierzchniach, stabilnych pod względem geomorfologicznym, które mogą być uznane za stanowiska odniesienia. Konieczne jest również pobranie dostatecznej ilości próbek, aby otrzymana wartość była wystarczająco dobrym estymatorem opadu całkowitego cezu-137 (Sutherland 1994, Poręba, Bluszcz 2007). W przypadku bardziej zaawansowanych modeli konieczna jest również znajomość wartości rocznych opadu ^{137}Cs , czego nie otrzymujemy poprzez pomiar opadu odniesienia cezu na stanowiskach referencyjnych. Możliwe jest jednak korelowanie opadów atmosferycznych z opadem ^{137}Cs , co pozwala na wyznaczenie rocznych wartości opadu ^{137}Cs .

Na podstawie porównania wartości aktywności ^{137}Cs dla badanych obszarów oraz wartości odniesienia opadu cezu dla danego obszaru, można wyznaczyć strefy podlegające erozji, akumulacji oraz strefy o zrównoważonym bilansie. Przykładowo miejsca, gdzie zachodzi erozja będą charakteryzowały się mniejszą zawartością cezu niż wyznaczona wartość odniesienia opadu cezu. W tym miejscu konieczna jest uwaga, co do stosowanych w obliczeniach jednostek. W przypadku pomiaru aktywności wynik otrzymywany jest w jednostkach aktywności na jednostkę masy (Bq kg^{-1}), natomiast, aby było możliwe efektywne stosowanie metody, konieczne jest przeliczenie otrzymanych rezultatów aktywności na jednostkę powierzchni. Można to wykonać zgodnie ze wzorem:

$$A = \int_0^{h_{\max}} C(h) \rho(h) dh$$

gdzie:

A – aktywność powierzchniowa ^{137}Cs w dla danego stanowiska pomiarowego, oznaczająca całkowitą aktywność w glebie pod jednostkową powierzchnią, wyrażona w Bq m^{-2} (skumulowana aktywność ^{137}Cs na jednostkę powierzchni),

C – aktywność ^{137}Cs w warstwie gleby (osadu) o grubości dh leżącej na głębokości h , Bq kg^{-1} ,

ρ - gęstość warstwy gleby o grubości dh leżącej na głębokości h , kg m^{-3}
 dh - elementarna grubość warstwy gleby w profilu glebowym,
 h_{max} - głębokość zalegania cezu.

Bezpośrednie porównanie wartości aktywności cezu, wyznaczonych dla badanych obszarów z wartościami odniesienia aktywności powierzchniowej ^{137}Cs , pozwalają na wyznaczenie stref erozji i depozycji oraz określenie względnego natężenia procesów transportu materiału glebowego. Aby jednak ilościowo wyznaczyć wartości erozji i akumulacji, konieczne jest zastosowanie odpowiedniego modelu łączącego zmiany aktywności cezu w glebie z jej erozją (lub depozycją). Podstawowe założenia modeli, ich wady i zalety, jak również ograniczenia, zostały już dość szeroko przedstawione m.in. przez D. E. Wallinga i Q. He (1999). Zostały one omówione również na przykładzie obszarów lessowych w Polsce (Poręba 2006, Poręba, Bluszcz 2009), dlatego też użyte tu modele zostaną zaprezentowane w sposób skrótowy. Generalnie wszystkie modele można podzielić na dwie grupy: eksperymentalne i teoretyczne. Ponadto wyróżnić można modele przeznaczone do stosowania na obszarach uprawnych oraz na obszarach nie podlegających mechanicznemu mieszaniu gleby na skutek zabiegów agrotechnicznych. Modele eksperymentalne posiadają silne ograniczenie w ich stosowaniu związane z faktem, że parametry w nich występujące są ustalone na podstawie pomiarów na dość niewielkim obszarze testowym i stosowanie tych modeli w innych obszarach nasuwa wątpliwości. Są one określone zazwyczaj bardzo prostą formułą matematyczną (np. Ritchie i in. 1974):

$$Y = aX^b$$

gdzie:

Y – roczna strata gleby (strumień erozji) wyrażona w $\text{Mg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$;
 X – względny ubytek ^{137}Cs w procentach wartości odniesienia opadu ^{137}Cs ;
 a i b – stałe ustalone dla konkretnej lokalizacji (np. Ritchie i in. 1974);

Względny ubytek aktywności ^{137}Cs jest zdefiniowany jako:

$$X = (A_{\text{ref}} - A) / A_{\text{ref}} \times 100\%$$

gdzie:

A_{ref} – lokalna wartość odniesienia opadu ^{137}Cs dla rozpatrywanego obszaru, zmierzona lub wyliczona (jeśli wyliczona to z uwzględnieniem rozpadu promieniotwórczego ^{137}Cs), Bq m^{-2} ,
 A – zmierzona wartość aktywności powierzchniowej ^{137}Cs w danym punkcie pomiarowym, Bq m^{-2} .

Warto zauważyć, że wyżej zaprezentowany model empiryczny z przyczyn formalnych pozwala na wyznaczenie tylko wartości erozji gleby. Obecnie naj-

powszechniej są stosowane modele teoretyczne, które można podzielić na modele typu bilansu masy i pozostałe (np. proporcjonalne). Wśród modeli bilansu masy można wyróżnić m.in. modele: podstawowy, ulepszony i uproszczony.

Modele proporcjonalne zakładają równomierne wymieszanie ^{137}Cs w warstwie ornej i proporcjonalność erozji do względnego ubytku ^{137}Cs . W modelach tych występują dodatkowe parametry, takie jak: gęstość gleby, czas od początku opadu ^{137}Cs i głębokość orki. Wartość natężenia erozji gleby jest obliczana zgodnie z równaniem (Walling, Quine 1990):

$$Y = \frac{BDX}{10T}$$

gdzie:

B – gęstość gleby, kg m^{-3} ;

D – głębokość orki, m;

T – czas od początku opadu ^{137}Cs ,

pozostałe wielkości jak w równaniu poprzednim.

W celu przewyższenia ograniczeń modeli proporcjonalnych zaproponowano modele typu bilansu masy (ang. *mass balance models*). Model typu bilansu masy uwzględnia zmienność opadu ^{137}Cs oraz zmniejszanie się zawartości ^{137}Cs w warstwie ornej na skutek erozji gleby. W istocie rzeczy prawie wszystkie modele bilansu masy różnią się od siebie praktycznie tylko sposobem wyrażenia szybkości ubytku ^{137}Cs w glebie na skutek erozji. W związku z tym podstawowy model bilansu masy, dla miejsc gdzie zachodzi erozja, może zostać zapisany za pomocą równania (Walling, He 1999):

$$\frac{dA(t)}{dt} = I(t) - \left(\lambda + \frac{R}{d} \right) A(t)$$

gdzie:

$A(t)$ – aktywność powierzchniowa ^{137}Cs w punkcie pomiarowym (Bq m^{-2});

t – czas (a);

$I(t)$ – roczny strumień atmosferycznego opadu ^{137}Cs ($\text{Bq m}^{-2}\text{a}^{-1}$);

R – natężenie erozji gleby ($\text{kg m}^{-2}\text{a}^{-1}$);

λ – stała rozpadu promieniotwórczego ^{137}Cs ($0,023 \text{ a}^{-1}$);

d – średnia masowa głębokość orki (kg m^{-2}),

pozostałe oznaczenia są bez zmian.

Wadą modelu bilansu masy w podstawowej formie, przedstawionej przez powyższe równanie, jest pominięcie selektywności procesów erozji ze względu na średnicę ziaren gleby. W przypadku erozji selektywnej osady mogą być wzbogacone we frakcję drobniejszą zawierającą więcej zaadsorbowanego ^{137}Cs . Dodatkowym problemem jest erozja ^{137}Cs , pochodzącego ze świeżego opadu

przed wymieszaniem warstwy ornej poprzez zabiegi agrotechniczne. Model bilansu masy uzupełniony o te dwa czynniki zaproponowali D.E. Walling i Q. He (1999) w postaci:

$$\frac{dA(t)}{dt} = (1 - \Gamma)I(t) - \left(\lambda + P \frac{R}{d} \right) A(t)$$

gdzie:

Γ – ułamek świeżo zdeponowanego ^{137}Cs , usuniętego w wyniku procesów erozji przed mechanicznym wymieszaniem warstwy ornej;

P – współczynnik korygujący ze względu na średnicę ziaren gleby w związku z selektywnością procesów erozji wodnej;

pozostałe oznaczenia jak wyżej.

W 1990 została zaprezentowana uproszczona wersja modelu bilansu masy (Zhang i in. 1999). Autorzy uważają, że do praktycznych obliczeń można przyjąć, że cały opad ^{137}Cs miał miejsce w 1963 roku, w którym depozycja miała największe nasilenie. Zgodnie z tym założeniem równanie modelu bilansu masy można zapisać w uproszczonej postaci:

$$A = A_{ref} \cdot \left(1 - \frac{\Delta H}{D} \right)^{(N-1963)}$$

gdzie:

I_i – wielkość opadu ^{137}Cs dla roku i -tego,

ΔH – średnia grubość warstwy gleby traconej w ciągu roku na skutek erozji, m a^{-1} ,

N – rok kalendarzowy pobrania próbki,

$$k = e^{-0,023} \approx 1 - 0,023$$

gdzie:

0,023 jest wartością stałej rozpadu ^{137}Cs na rok, oznacza ułamek aktywności pozostającej po okresie 1 roku;

pozostałe wielkości jak wyżej.

Wyraźnie trzeba zaznaczyć, że zaprezentowany wyżej model, jak i omówione wcześniej modele bilansu masy, jest czuły na nawet niewielkie zmiany parametrów dodatkowych (Poręba, Bluszcz 2009). Do parametrów tych należą: miąższość warstwy ornej, wartości roczne opadu ^{137}Cs , współczynniki P i gamma (Γ). Niestety, wartości parametrów dodatkowych muszą być niejednokrotnie szacowane, ich pomiar jest utrudniony lub kłopotliwy. Ponadto, nie wszystkie modele mogą być stosowane w każdych warunkach środowiskowych. Przykładowo, model uproszczony bilansu masy nie może mieć zastosowania na obszarach skażonych cezem pochodzenia czarnobylskiego, chyba że udział cezu po-

czarnobylskiego jest o wiele większy niż globalnego w całkowitym opadzie cezu – wtedy można traktować rok opadu cezu czarnobylskiego jako rok, w którym miał miejsce cały opad cezu (Zgłobicki 2001).

OBSZAR BADAŃ I METODA POMIAROWA

Badania z użyciem izotopu ^{137}Cs wykonano na lessowym obszarze, intensywnie użytkowanym rolniczo przynajmniej od momentu rozpoczęcia prób z bronią jądrową, czyli od zakończenia II wojny światowej. Pobrano do badań próbki gleb w obrębie Płaskowyżu Proboszczowickiego, będącego fragmentem Kotliny Raciborskiej. W badanym obszarze pokrywa lessowa występuje dość zwartym płatem na północ od doliny Kłodnicy, pomiędzy górą Świętej Anny, a miejscowością Poniszowice. Powierzchnia, stanowiącego obiekt badań płaskowyżu, jest dość urozmaicona, z wierzchowinami położonymi na wysokości około 220-250 m n.p.m. Miąższość lessów wynosi kilka metrów, osiągając maksymalnie 10-12 metrów. W ramach prowadzonych badań pobrano do analiz próbki gleb z 4 stoków lessowych w okolicy miejscowości Ujazd (50°23'25''N, 18°22'45''E). W obrębie jednego z nich znajdują się terasy rolne. Długość stoków wynosi około 100 m, a nachylenie maksymalne osiąga 12°.

Próbki do badań aktywności ^{137}Cs pobierano za pomocą próbnika o średnicy 8 cm. Pobierano zawsze 3 rdzenie w promieniu 1 m, a następnie mieszano poszczególne warstwy ze wszystkich 3 profili. Tak przygotowana próbka była poddawana dalszej procedurze. Głębokość pobierania uzależniona była od lokalizacji stanowiska. W przypadku wierzchowin i aktywnie erodowanych części stoku głębokość pobierania próbek była mniejsza i wynosiła zazwyczaj 80 cm, natomiast w przypadku miejsc, gdzie zachodziła akumulacja osadów, głębokość poboru była większa i wynosiła 120 cm.

Pobrane próbki suszono w suszarce w temperaturze 80°C, usuwano fragmenty roślin, po czym przesiewano przez sito o oczku 2 mm i umieszczano w pojemniku pomiarowym. Jako pojemnik pomiarowy został użyty pojemnik typu Marinelli produkcji CLOR. Do pomiarów aktywności ^{137}Cs wykorzystano spektrometr promieniowania gamma, wyposażony w półprzewodnikowy detektor germanowy typu HPGe. Detektor charakteryzuje się szerokością połówkową <2keV przy energii 661,7 keV. Dla uzyskania odpowiednio dobrej statystyki zliczeń czas pomiaru wynosił zazwyczaj 80 ks. Jako standardów aktywności ^{137}Cs użyto standardy dostarczane przez IAEA (Soil-375 oraz Soil-6). Otrzymane rezultaty aktywności skorygowano, ze względu na rozpad, na dzień poboru prób do badań.

WYNIKI POMIARÓW I DISKUSJA

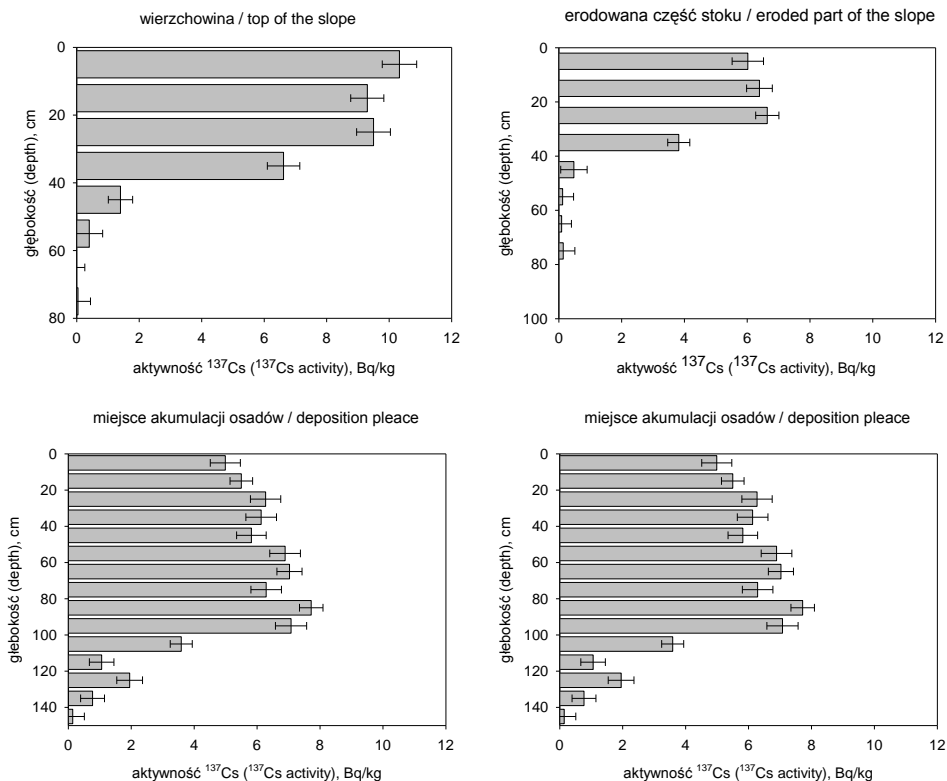
Dla wytypowanego obszaru badań została wyznaczona wcześniej wartość całkowitego opadu ^{137}Cs (wartość odniesienia opadu) (Poręba, Bluszcz 2007). Wartość opadu całkowitego, która została otrzymana poprzez pomiar aktywności cezu dla kilkunastu stanowisk reperowych, jest równa 5,22 kBq z odchyleniem standardowym 0,23kBq (Poręba, Bluszcz 2007). Otrzymana wartość opadu ^{137}Cs jest większa niż średnia wartość opadu dla obszaru Polski. Powodem tego jest dość znaczny udział cezu pochodzącego z uszkodzonego reaktora elektrowni atomowej w Czarnobylu. Dokładne obliczenia modelowe pozwoliły na wyznaczenie udziału cezu czarnobylskiego w całkowitym opadzie ^{137}Cs , jak również wyznaczenie wartości rocznych opadu ^{137}Cs dla wytypowanego obszaru badań (Poręba, Bluszcz 2007). Udział cezu czarnobylskiego w całkowitym opadzie cezu został oszacowany na równy 80%. Jest on dość duży, ale nie odbiega od przewidywań i badań CLOR (Strzelecki i in. 1992, Stach 1996).

Na rysunku 1 zostały zaprezentowane przykładowe pionowe rozkłady aktywności ^{137}Cs w glebie dla różnych lokalizacji w obrębie stoku: wierzchowiny, aktywnie erodowanej części stoku oraz podnóża stoku (miejsca akumulacji). Ponadto zamieszczono przykładowy rozkład aktywności ^{137}Cs dla stanowiska odniesienia (referencyjnego). W przypadku rozkładu aktywności ^{137}Cs w profilu glebowym na stanowisku odniesienia można zaobserwować stosunkowo szybkie eksponencjalne zmniejszanie się aktywności ^{137}Cs wraz z głębokością.

Pionowe rozkłady aktywności cezu w profilu glebowym w przypadkach pozostałych odbiegają zdecydowanie od rozkładu cezu na stanowisku odniesienia. W profilach pionowych zlokalizowanych na wierzchowinie, na nachylnym stoku jak i u podnóża stoku, gdzie akumulowane są osady, daje się wyraźnie zauważyć wymieszanie cezu w obrębie warstwy ornej, chociaż trzeba zaznaczyć, że głębokość orki nie jest granicą obecności cezu w glebie. To jego głębsze zaleganie można wyjaśnić migracją cezu w głębsze poziomy gleby. Tempo tej migracji nie jest może zbyt duże, jednakże w skali kilkudziesięciu lat jest wyraźnie zauważalne. Ta migracja odpowiada za eksponencjalne rozkłady aktywności cezu w profilach glebowych ze stanowisk odniesienia. Otrzymane wartości aktywności powierzchniowej ^{137}Cs w przypadku wierzchowiny są równe (przy uwzględnieniu niepewności pomiarowej) wartości odniesienia opadu cezu.

W części stoku podlegającej erozji można zauważyć, że zmierzone aktywności cezu dla poszczególnych próbek są mniejsze niż w przypadku stanowiska wierzchowinowego (rys. 1). Następuje tu ciągły ubytek gleby z warstwy ornej, zawierającej cez i domieszanie gleby z głębszego poziomu, bez cezu. Odzwierciedleniem jest spadek aktywności powierzchniowej ^{137}Cs , która na erodowanej części stoku wynosi od 22 do 88 % opadu cezu. Odmienny rozkład pionowy aktywności ^{137}Cs występuje u podnóża stoku, gdzie zachodzi depozycja erodowanej gleby. W tym przypadku miąższość warstwy gleby zawierającej ^{137}Cs jest

istotnie większa niż głębokość orki i jest uzależniona od tempa depozycji. Również aktywność powierzchniowa ^{137}Cs jest w tym przypadku zazwyczaj istotnie większa niż w profilu referencyjnym i osiąga nawet 200 % całkowitego opadu cezu.

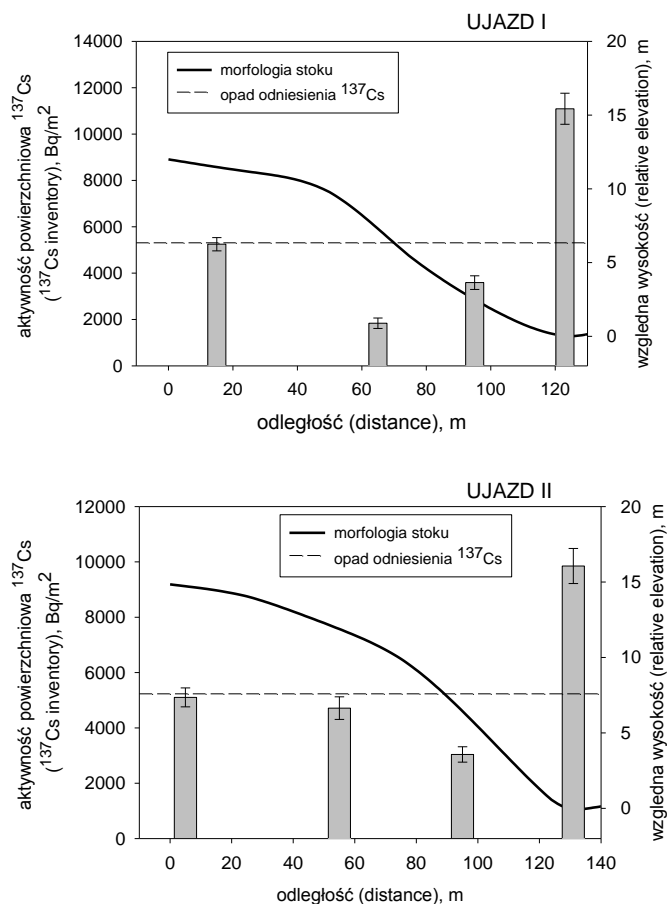


Rys. 1. Rozkłady pionowe aktywności ^{137}Cs w profilach glebowych pobranych w różnych miejscach stoku: wierzchowina, erodowana część stoku, miejsce depozycji osadów oraz stanowisko odniesienia

Fig. 1. Vertical distribution of ^{137}Cs activity in soil profiles from different parts of the slope: top, eroded part and accumulation area as well as an example of vertical distribution of ^{137}Cs in soil profile from reference site

Na rysunku 2 zostały przedstawione wyznaczone wartości aktywności powierzchniowej cezu w dwóch przekrojach, poprowadzonych wzdłuż stoków leśnych użytkowanych rolniczo. Porównanie aktywności powierzchniowej ^{137}Cs , z wartością opadu odniesienia ^{137}Cs , pozwala wyróżnić fragmenty stoku, gdzie zachodzi erozja gleby i gdzie następuje depozycja erodowanego materiału, a także miejsca gdzie procesy te nie zachodzą lub ich wypadkowa jest równa zero. Wyznaczone wartości aktywności powierzchniowej na wierzchowinie za-

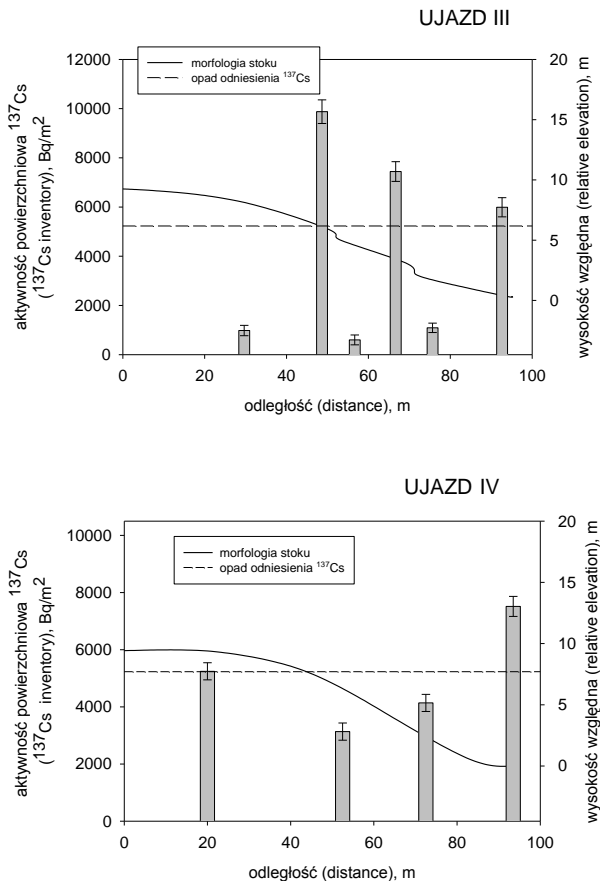
wierają się w przedziale od $4,85 \text{ kBq m}^{-2}$ do $5,21 \text{ kBq m}^{-2}$ i są bliskie wartości opadu całkowitego ^{137}Cs . Oznacza to brak erozji gleby i akumulacji lub ich bilans zerowy. Również miąższość warstwy gleby zawierającej ^{137}Cs jest zbliżona do głębokości orki. Wyznaczona aktywność powierzchniowa na wierzchowinie może być jednak mniejsza, niż aktywność powierzchniowa odniesienia (Zgłobicki 2001). Przyczyną może być erozja eoliczna lub lokalna morfologia terenu, np. położenie w pobliżu górnego, wypukłego, erodowanego załomu stołu. Z tego względu, potencjalne stanowiska reperowe raczej nie powinny być użytkowane rolniczo.



Rys. 2. Wartości aktywności powierzchniowej ^{137}Cs dla stoków. Na wykresach zaznaczono także wartość opadu odniesienia ^{137}Cs dla stanowiska Ujazd I i II oraz profile stoków

Fig. 2. Spatial distributions of the ^{137}Cs inventories for two less slopes: Ujazd I and Ujazd II. On the figures are also marked reference value of ^{137}Cs inventory for study area as well as shape of slopes

U podnóża stoków Ujazd I i II, w miejscach akumulacji osadów, wysokie wartości aktywności powierzchniowej ^{137}Cs w osadzie oraz miąższości warstwy zawierającej ^{137}Cs sugerują znaczne tempo dostawy produktów erozji gleb (wodnej i uprawowej) i szybką nadbudowę podnóża stoku. Po odliczeniu grubości warstwy ornej rzędu 25-30 cm, warstwa osadów z cezem, a więc zdeponowana w ciągu ostatnich 50 lat, liczy 20 do 80 cm miąższości. W profilach glebowych na wyżej położonej, erodowanej części stoku, wartości zmierzonej aktywności powierzchniowej ^{137}Cs zawierają się w przedziale od 37% do 84% wartości opadu ^{137}Cs w profilu referencyjnym.



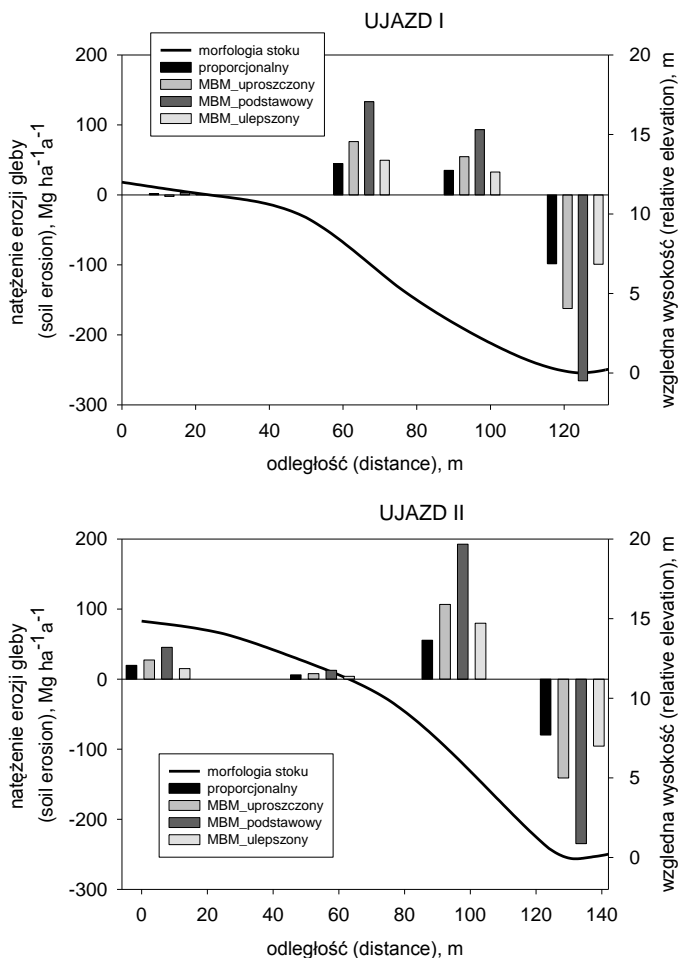
Rys. 3. Wartości aktywności powierzchniowej ^{137}Cs w profilach glebowych dla starosowanej (Ujazd III) i niestarasowanej (Ujazd IV) części stoku. Na wykresach zaznaczono także wartość opadu odniesienia ^{137}Cs dla stanowiska Ujazd oraz profile stoków **Fig. 3.** Spatial distributions of the ^{137}Cs inventories for terraced (Ujazd III) and unteraced (Ujazd IV) loess slopes. On the figures are also marked reference value of ^{137}Cs inventory for study area as well as shape of slopes

Na rysunku 3 zaprezentowany został stok, którego część jest sterasowana (Ujazd III i IV). W części niesterasowanej (Ujazd IV) rozkład aktywności powierzchniowej cezu cechują prawidłowości opisane powyżej. W części sterasowanej rozkład aktywności powierzchniowej ^{137}Cs jest zdecydowanie różny od typowego rozkładu, występującego w obrębie stoków użytkowanych rolniczo (rys. 2 i rys. 3).

Najmniejsze wartości aktywności powierzchniowej ^{137}Cs na stoku sterasowanym zostały zmierzone na poszczególnych terasach, w obrębie ich stref degradacyjnych i zawierają się w granicach $0,60$ a $1,09 \text{ kBq m}^{-2}$, co stanowi 11-21% całkowitego opadu cezu. Natomiast dla stref agradacyjnych w obrębie teras otrzymane wartości aktywności powierzchniowej cezu zawierają się w przedziale $7,44$ a $9,86 \text{ kBq m}^{-2}$, co stanowi 143-189% całkowitego opadu cezu. Ponadto miąższość warstwy gleby zawierającej ^{137}Cs w obrębie stref agradacyjnych teras jest duża, gdyż wynosi około 70 cm . U podnóża tego stoku wartość aktywności powierzchniowej cezu wynosi $5,99 \text{ kBq m}^{-2}$ i jest mniejsza od występujących w tej samej pozycji morfologicznej na sąsiednim stoku niesterasowanym ($7,52 \text{ kBq m}^{-2}$). Duże różnice w aktywności powierzchniowej ^{137}Cs oraz głębokości jego występowania w obrębie poszczególnych teras wskazują na celowe naorywanie, tak jak opisuje to S. Ziemiński (1978). U zarządcy terenu uzyskano potwierdzenie, że terasy te powstały w niedługim czasie po awarii czarnobylskiej.

W celu wyznaczenia natężenia procesów erozji i akumulacji, na podstawie otrzymanej aktywności powierzchniowej ^{137}Cs , zastosowano cztery modele – trzy modele typu bilansu masy: podstawowy, uproszczony i ulepszony oraz model proporcjonalny. Za pomocą tych modeli obliczono natężenie erozji gleby i akumulacji osadów w poszczególnych częściach stoków. Wyniki obliczeń erozji otrzymane za pomocą tych modeli zostały zaprezentowane na rysunkach 4 i 5.

Różnice pomiędzy wartościami erozji otrzymanymi za pomocą tych modeli są znaczne. W przypadku stoków niesterasowanych obliczone wartości erozji zawierają się w przedziale od $4,1$ do $79,8 \text{ t ha}^{-1}\text{rok}^{-1}$. Znacznie większe wartości zostały wyznaczone dla stoku z terasami, gdzie otrzymane wartości erozji zawierały się w przedziale od 156 do $274 \text{ t ha}^{-1}\text{rok}^{-1}$. W przypadku stoków niesterasowanych występuje zbieżność pomiędzy wynikami otrzymanymi za pomocą ulepszanego modelu bilansu masy i modelu proporcjonalnego. Model ulepszony bilansu masy jest obecnie najbardziej zaawansowanym modelem i uwzględnia dużą ilość dodatkowych parametrów, których wartości należy ustalić. Na przeciwnym biegunie znajduje się model proporcjonalny. Przy jego stosowaniu jest jednak konieczne założenie wymieszania cezu w warstwie ornej. Na dobre wymieszanie cezu w warstwie ornej wskazują uzyskane wyniki. Ze względu na prostotę formuły matematycznej i zadowalające rezultaty końcowe można stwierdzić, że model ten może mieć zastosowanie do szacunkowego wyliczenia wartości erozji i akumulacji, zwłaszcza we wstępnym etapie badań, kiedy nie dysponujemy jeszcze zestawem wszystkich parametrów niezbędnych do zastosowania ulepszanego modelu bilansu masy.

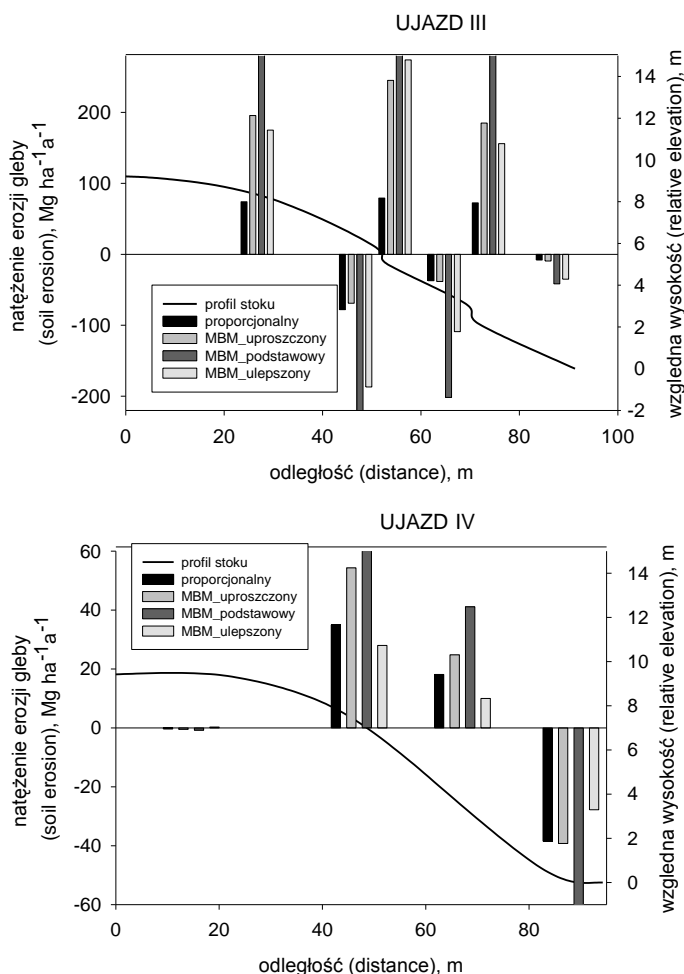


Rys. 4. Wyznaczone na podstawie danych z pomiaru aktywności ^{137}C s w glebie wartości erozji gleby dla stoków użytkowanych rolniczo: Ujazd I i II. Na wykresie zaprezentowano rezultaty obliczeń za pomocą modeli typu proporcjonalnego i modeli bilansu masy: uproszczonego, podstawowego oraz ulepszonego

Fig. 4. Results of soil erosion calculation for two loess slopes(Ujazd I and Ujazd II) based on ^{137}C s data. On the figure are presented results obtained by proportional model and mass balance models: simplified, base and improved

Wyniki obliczeń erozji otrzymane za pomocą modeli bilansu masy: podstawowego i uproszczonego, dość znacznie różnią się. Rozbieżności te wynikają z nieuwzględnienia, w przypadku modelu podstawowego, pewnych procesów, np. tzw. inicjalnej głębokości wnikania cezu po jego opadzie na powierzchnię terenu, a przed jego mechanicznym wymieszaniem na skutek zabiegów agrotechnicznych. Natomiast w przypadku modelu uproszczonego jest nie do przyjęcia jego podstawowe założenie, że cały opad cezu można traktować jako skupiony w konkretnym czasie, tj. w roku 1963. Dla rozpatrywanego obszaru prawie

80% cezu pochodzi z uszkodzonego reaktora elektrowni atomowej w Czarnobylu. Możliwe jest co prawda za pomocą tego modelu wyliczenie erozji, przyjmując za punkt wyjściowy depozycję czarnobylską cezu, jednakże niezbędne jest wówczas wyznaczenie udziału cezu czarnobylskiego w całkowitym opadzie cezu, co obecnie jest bardzo utrudnione. W przeszłości możliwe było posiłkowanie się w tym celu izotopem ^{134}Cs , który był również wyemitowany do atmosfery w trakcie awarii czarnobylskiej, a jego udział w opadzie w stosunku do ^{137}Cs był



Rys. 5. Wyznaczone na podstawie danych z pomiaru aktywności ^{137}Cs w glebie wartości erozji gleby dla stoku sterasowanego (Ujazd III) i niesterasowanego (Ujazd IV). Na wykresie zaprezentowano rezultaty obliczeń za pomocą modeli typu proporcjonalnego i modeli bilansu masy: uproszczonego, podstawowego oraz ulepszanego

Fig 5. Results of soil erosion calculation for terraced (Ujazd III) and unterraced (Ujazd IV) loess slopes based on ^{137}Cs data. On the figure are presented results obtained by proportional model and mass balance models: simplified, base and improved

znany (Cambray i in. 1987). Niestety ze względu na krótki czas połowicznego zaniku nie występuje on już w środowisku.

Obecnie metodą pozwalającą na wyznaczenie udziału cezu czarnobylskiego w całkowitym opadzie cezu i dalej wartości rocznych opadu cezu globalnego (związanego z testami broni jądrowej) są obliczenia modelowe oparte o powiązanie opadu promieniotwórczego z zapisami opadów atmosferycznych na danym terenie. Dysponując jednak takimi danymi warto pokusić się o zastosowanie ulepszonego modelu bilansu masy. Zaznaczyć jednak należy, że w przypadku bardzo silnie skażonych cezem czarnobylskim obszarów, gdzie zdecydowanie większa część (praktycznie cały cez) jest związana z opadem czarnobylskim, możliwe jest stosowanie modelu uproszczonego bilansu masy w zmienionej konwencji. Przyjąć wtedy można założenie, że praktycznie cały opad miał miejsce w 1986 roku (Zgłobicki 2001).

Dyskutowana sytuacja dotyczyła stoku niesterasowanego. W przypadku stoku sterasowanego można zauważyć pewną rozbieżność pomiędzy modelem proporcjonalnym i ulepszonym modelem bilansu masy. Jest to prawdopodobnie spowodowane faktem, że przemieszczenie warstw gleby zawierających cez było efektem celowej działalności człowieka, a nie erozji wodnej i miało miejsce po okresie wzmożonej depozycji cezu. Wyraźnie trzeba tutaj zaznaczyć, że jeśli terasy powstałyby przed rozpoczęciem testów z bronią jądrową to rozkład aktywności powierzchniowej ^{137}Cs w obrębie stoku byłby inny, tj. głębokość zalegania ^{137}Cs w strefach agradacyjnych byłaby zdecydowanie mniejsza niż obecnie obserwowana, a także mniejsza niż obecnie, byłaby różnica aktywności powierzchniowych ^{137}Cs pomiędzy strefami degradacyjnymi i agradacyjnymi teras.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Do wyznaczania wielkości erozji gleby i akumulacji materiału glebowego w obszarze lessowym użytkowanym rolniczo zastosowano metodę, opartą o pomiar aktywności ^{137}Cs w glebie. Obszar ten podlegał dość silnemu skażeniu cezem pochodzącym z uszkodzonego reaktora elektrowni atomowej w Czarnobylu i stanowiącym prawie 80% całkowitego opadu cezu. Rozkład aktywności powierzchniowej ^{137}Cs pozwolił na wyznaczenie stref erozji gleby i miejsc jej re-depozycji. Wyznaczone wartości aktywności powierzchniowej ^{137}Cs w obrębie badanych stoków lessowych wahały się w zakresie od 1,89 do 5,25 kBq m⁻² dla stoków niesterasowanych oraz od 0,60 do 9,86 kBq m⁻² dla stoku z terasami rolnymi. Tak wysokie wartości w obrębie teras wskazują wyraźnie, że stok został celowo sterasowany po okresie intensywnego opadu ^{137}Cs , czyli po roku 1986.

Do wyliczenia natężenia erozji i akumulacji, w oparciu o wyniki pomiarów aktywności ^{137}Cs w glebie, zastosowano 4 modele: proporcjonalny, podstawowy bilansu masy, ulepszony bilansu masy i uproszczony bilansu masy. Dwa z tych

modeli nie mają zastosowania na tym obszarze: model podstawowy bilansu masy, w przypadku którego nie jest uwzględniana inicjalna głębokość zalegania cezu przed jego mechanicznym wymieszaniem oraz model uproszczony bilansu masy, w przypadku którego podstawowe założenie modelu (jednorazowa emisja ^{137}Cs) jest tu nie do przyjęcia. Stwierdzono, że model proporcjonalny może być stosowany do wstępnego rozpoznania natężenia procesów erozji i akumulacji, natomiast najdokładniejsze wyniki uzyskuje się za pomocą modelu ulepszego bilansu masy, wymagającego jednak określenia wielu zmiennych. Poza tym, w przypadku silnie zmienionych obszarów uprawnych (sterasowanych), model ulepszony bilansu masy należy stosować z dużą ostrożnością.

Konieczne są dalsze szczegółowe badania nad możliwością stosowania modeli, zwłaszcza na starasowanych obszarach uprawnych. W związku ze złożonością problemu kalibracji modeli matematycznych wydaje się wskazane podjęcie kompleksowych badań nad procesami erozji gleb, łączących metody i techniki tradycyjne (badania poletkowe, pomiary geodezyjne) z badaniami izotopowymi.

Literatura

- Cambray R.S., Cawse P.A., Garland J.A., Gibson J.A.B., Johnson P., Lewis G.N.J., Newton D., Salmon L. and Wade B.O., 1987, Observations on radioactivity from the Chernobyl accident. *Nuclear Energy* 2, 77–101.
- Józefaciuk, Cz., 1991, Procesy spłukiwania i erozji wąwozowej, [w:] L. Starkel (red.), *Geografia Polski. Środowisko Przyrodnicze*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa PWN, 420–425.
- Poreba G., 2006, Caesium-137 as a soil erosion tracer: a review. *Geochronometria* 25, 37–46.
- Poreba G., Bluszcz A., 2007, Determination of the initial ^{137}Cs fallout on the areas contaminated by Chernobyl fallout. *Geochronometria* 26, 35–38.
- Poreba G., Bluszcz A., 2009, Influence of the parameters of models used to calculate soil erosion based on ^{137}Cs tracer, *Geochronometria* 32, 21–27.
- Ritchie J.C., Spraberry J.A. and McHenry J.R., 1974, Estimating soil erosion from the redistribution of fallout ^{137}Cs , *Soil Sc. Soc. Am. Proc.* 38, 137–139.
- Ritchie J.C., McHenry J.R., 1973, Determination of fallout ^{137}Cs and naturally occurring-gamma-ray emitters in sediments, *Inten. Journal of Applied Radiation and Isotopes* 24, 575–578.
- Ritchie J.C., McHenry J.R., 1990, Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review, *Journal of Environmental Quality* 19, 215–233.
- Ritchie J. C., Spraberry J. A., Mc Henry J. R., 1974, Estimating soil loss from the redistribution of fallout ^{137}Cs . *Soil Sc. Soc. Am. Proc.* 38, 137–139.
- Sawhney B.L., 1965, Sorption of cesium from dilute solutions. *Soil Sc. Soc. Am. Proc.* 29, 25–28.
- Sawhney B.L., 1966, Kinetics of cesium sorption by clay minerals. *Soil Sc. Soc. Am. Proc.* 30, 565–569.

- Sawhney B. L., 1972, Selective sorption and fixation of cations by clay minerals: a review. *Clays and Clay Minerals* 20, 93–100.
- Schulz R.K., Overstreet R., Barshad I., 1960, On the soil chemistry of cesium-137, *Soil Science* 89, 19–27.
- Stach A., 1996, Możliwości i ograniczenia zastosowania cezu-137 do badania erozji gleb na obszarze Polski, [w:] A. Józefaciuk (red.), *Ochrona agroekosystemów zagrożonych erozją*, Prace Naukowe cz. 2. K (11/1), Puławy, 203–226.
- Strzelecki R., Szewczyk J., Wołkowicz S., Jędrzejczak Z., 1992, Badania promieniotwórczości gamma na obszarze Polski: efekt Czarnobyla, skażenia przemysłowe, promieniotwórczość naturalna, *Przeł. Geol.* 6, 365–371.
- Sutherland R.A., 1994: Spatial variability of ¹³⁷Cs and the influence of sampling an estimates of sediment redistribution, *Catena* 21, 57–71.
- Walling D.E., He Q., 1999, Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements, *Journal of Environmental Quality* 28, 611–622.
- Walling D.E., Quine T.A., 1990, Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data, *Land Degradation and Rehabilitation* 2, 161–175.
- Ziemiński S., 1978, *Erozja Wodna*. PWRiL, Warszawa, 215 s.
- Zgłobicki W., 2001, *Dynamika współczesnych procesów denudacyjnych w północno-zachodniej części Wyżyny Lubelskiej*, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin, 159 s.
- Zhang, X., Walling D.E., He Q., 1999, Simplified mass balance models for assessing soil erosion rates on cultivated land using caesium-137 measurements. *Hydrologic Science* 44(1), 33–46.