

Grzegorz Poreba¹

Paweł Prokop²

¹Politechnika Śląska, Instytut Fizyki Centrum Naukowo-Dydaktyczne,
Zakład Zastosowań Radioizotopów, Gliwice
e-mail: Grzegorz.Poreba@polsl.pl

²Polska Akademia Nauk,
Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania,
Zakład Badań Geośrodowiska, Kraków
e-mail: pawel@zg.pan.krakow.pl

**METODYCZNE PROBLEMY BADANIA EROZJI GLEB
ZA POMOCĄ IZOTOPU ¹³⁷Cs NA INTENSYWNIE UŻYTKOWANYCH
ROLNICZO OBSZARACH W KLIMACIE MONSUNOWYM
PÓŁNOCNO-WSCHODNICH INDII**

**Methodological problems of soil erosion research on intensively cultivated
fields in the monsoonal climate of NE India using ¹³⁷Cs radionuclide**

Abstract: The estimation of soil erosion rates in complex tropical agricultural systems is difficult and most of the traditional methods have serious limitations. The ¹³⁷Cs technique allows to obtain relatively quickly retrospective medium term soil erosion results. The spatial variation of soil erosion rates was studied, in a small catchment under intensively cultivated fields and permanent grasslands on the hilly Meghalaya Plateau in India, using the ¹³⁷Cs technique. The measured values of cesium inventory for all sampling points are between 3% and 70% of the reference value of cesium inventory. The estimated annual soil loss depends strongly on the model used to calculation. It is visible that value obtained by simplified mass balance model (7.9-78.9 Mg·ha⁻¹·a⁻¹) and improved mass balance model (6.3-72.3 Mg·ha⁻¹·a⁻¹) are quite similar (whereas the value of soil erosion obtained by proportional model (5.6-18.1 Mg·ha⁻¹·a⁻¹) are far away from mass balance models. In case of grassland the diffusion-migration model was used and obtained results of soil erosion are lower than 0.5 Mg·ha⁻¹·a⁻¹

Słowa kluczowe: cez, modelowanie, erozja gleb

Key words: caesium, modelling, soil erosion

WSTĘP

Obszary położone w strefie tropikalnej, będące w zasięgu klimatu monsunowego, charakteryzują wysokie opady oraz niewielkie zróżnicowanie gleb (Oxisoli, Ultisoli i Inceptisoli), porośniętych w stanie naturalnym gęstym lasem (Morgan 1995, Hudson 1982). Dogodne stosunki termiczno-wilgotnościowe sprzyjają gospodarce rolnej, będącej podstawą ekonomii większości krajów rozwijających się. W ostatnich dekadach, szybki wzrost liczby ludności, spowodował zmiany użytkowania terenu i systemu uprawy. Rosnące zapotrzebowanie na żywność wymusiło uprawę na coraz bardziej stromych stokach, skrócenie okresu odłogowania pola, zwiększenie ilości zbiorów w ciągu roku oraz zastąpienie produkcji na własne potrzeby, uprawą produktów rolnych przeznaczonych na sprzedaż (Ramakrishnan 1992, Valentin i in. 2008, Prokop 2010). Zmiany te, poprzez wylesianie, doprowadziły do wymywania składników pokarmowych i przyspieszonej erozji gleb (El-Swaify 1997).

Wyżyna Meghalaya, położona w północo-wschodnich Indiach należy do obszarów o najwyższych opadach w skali globalnej, sięgających lokalnie 11000-12000 mm rocznie (Prokop, Walanus 2003, Starkel, Singh 2004, Murata i in. 2007). Ludność wiejska stanowi 80% ludności stanu Meghalaya. Około 65% ludności mieszkającej na wsi utrzymuje się z rolnictwa (Government of India 2001). Podstawą gospodarki rolnej na Wyżynie Meghalaya jest uprawa wypaleniskowa, stanowiąca główną formę użytkowania terenu w całym regionie NE Indii (Toky, Ramakrishnan 1981).

W centralnej części Wyżyny Meghalaya, na wysokości 1500-1900 m n.p.m., przy średnich opadach 2400 mm rocznie, wykształcił się system uprawy, będący połączeniem tradycyjnej dla obszarów tropikalnych gospodarki wypaleniskowej z uprawą roślin okopowych znaną ze strefy umiarkowanej. Duże zagrożenie erozją w omawianym systemie stwarza uprawa na krótkich ale stromych stokach oraz dwa zbiory w ciągu roku, z których jeden zbiera się z najwyższymi opadami w sezonie monsunowym. W ostatnich kilku dziesięcioleciach, wskutek przyrostu liczby ludności, zaznacza się wyraźna tendencja do intensyfikacji upraw i skracania okresu odłogowania pola z 5-10 lat uprawy i 5-10 lat odłogowania dawniej do 2-3 lat uprawy i 2-3 lat odłogowania obecnie. Ponadto zabiegi agrotechniczne wykonywane ręcznie (najczęściej przy pomocy motyk), umożliwiają zajmowanie pod uprawę coraz stromszych stoków o nachyleniach dochodzących nawet do 40°. Duże natężenie erozji w tego typu systemach uprawy uwidacznia się w degradacji profili glebowych na stoku i depozycji deluwiów o miąższości sięgającej 2 m. Konieczne zatem staje się ilościowe określenie strat gleby, aby możliwe było wprowadzenie odpowiedniego sposobu gospodarowania ograniczającego erozję. Jest to o tyle istotne, że obecnie brak jest szczegółowych opracowań dotyczących obszarów o tak specyficznej gospodarce rolnej.

Badania erozji gleb na obszarach uprawnych Wyżyny Meghalaya zapoczątk-

kowe zostały w połowie lat 70. XX w. przez Indian Council of Agricultural Research i były następnie kontynuowane przez North-Eastern Hill University koło Shillongu (Singh i in. 1981, Mishra, Ramakrishna 1983). Te 2-3 letnie pomiary, przy użyciu tradycyjnych technik, wykonano na niewielkich polach uprawnych. Krótkotrwałe pomiary natężenia erozji w połączeniu ze złożonym systemem uprawy w zróżnicowanym środowisku przyrodniczym utrudniają ekstrapolację wyników na większe obszary. Również wykorzystanie empirycznych modeli erozji gleb ograniczone jest ich przystosowaniem do warunków strefy umiarkowanej. Dotąd tylko jeden pomiar erozji na obszarze trwale porośniętym zbiorowiskami traw koło Cherrapunji, wykonano przy wykorzystaniu radioizotopu cezu (Froehlich 2004a, b).

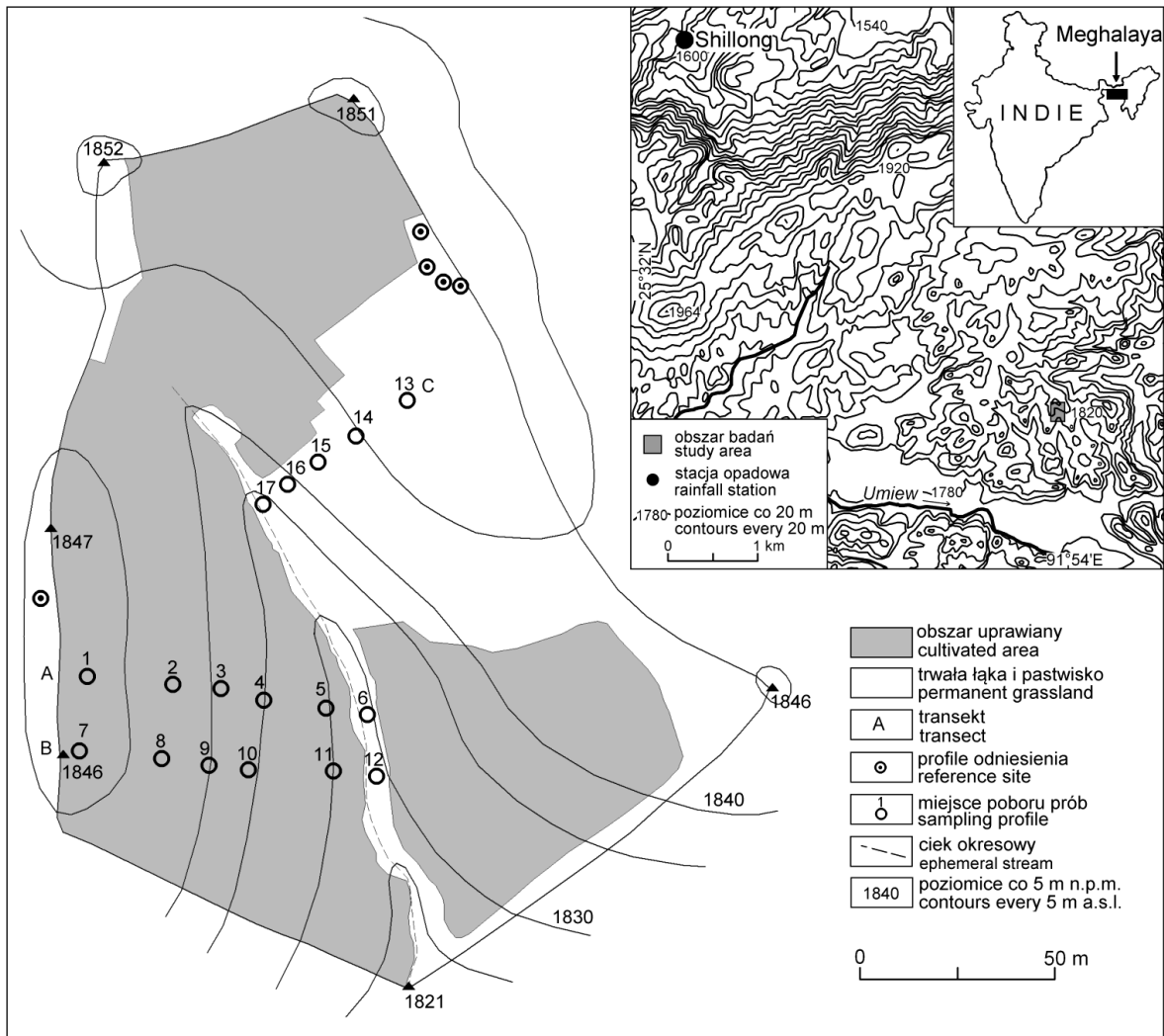
Chociaż ^{137}Cs był wykorzystywany w studiach nad erozją i depozycją od wczesnych lat 60. XX w. (Yamagata i in. 1963, Rogowski, Tamura 1965, Walling 1998, Zapata 2003), jednak niewiele badań prowadzono nad erozją gleb i wypaleniskowym systemie upraw w klimacie tropikalnym i subtropikalnym (Forsyth 1994, Nagle i in. 2000, Neergaard i in. 2008). Jedynie w dwóch opracowaniach podjęto analizę erozji uprawowej przy zastosowaniu motyk w tym systemie (Zhang i in. 2004, Dupin i in. 2009). Także w Indiach nie wykorzystywano dotąd radioizotopów do oceny erozji i redepozycji gleby na polach uprawnych.

Głównym ograniczeniem zastosowania ^{137}Cs w górach klimatu tropikalnego jest duża przestrzenna zmienność opadu, dająca znaczne zróżnicowanie opadu cezu na powierzchnię gleby oraz trudność w znalezieniu terenu referencyjnego, który nie był uprawiany w ciągu ostatnich 40-50 lat (Sutherland 1996, Mabit i in. 2008). Pomimo wspomnianych ograniczeń, wykorzystanie radioizotopu cezu wydaje się atrakcyjną alternatywą w stosunku do tradycyjnych metod badania erozji, zazwyczaj ograniczonych czasowo do kilku lat.

W niniejszej pracy zastosowano ^{137}Cs do badania natężenia erozji i akumulacji zachodzącej na rolniczo użytkowanych obszarach Wyżyny Meghalaya w Indiach. Badaniami objęto pola intensywnie uprawiane, jak i trwale porośnięte roślinnością trawiastą. W pracy, oprócz przedstawienia wyników pomiaru aktywności ^{137}Cs i ich przestrzennego rozkładu, została podjęta dyskusja na temat stosowalności modeli do wyznaczania erozji gleby na podstawie pomiarów cezu na obszarach podlegających ręcznym zabiegom agrotechnicznym.

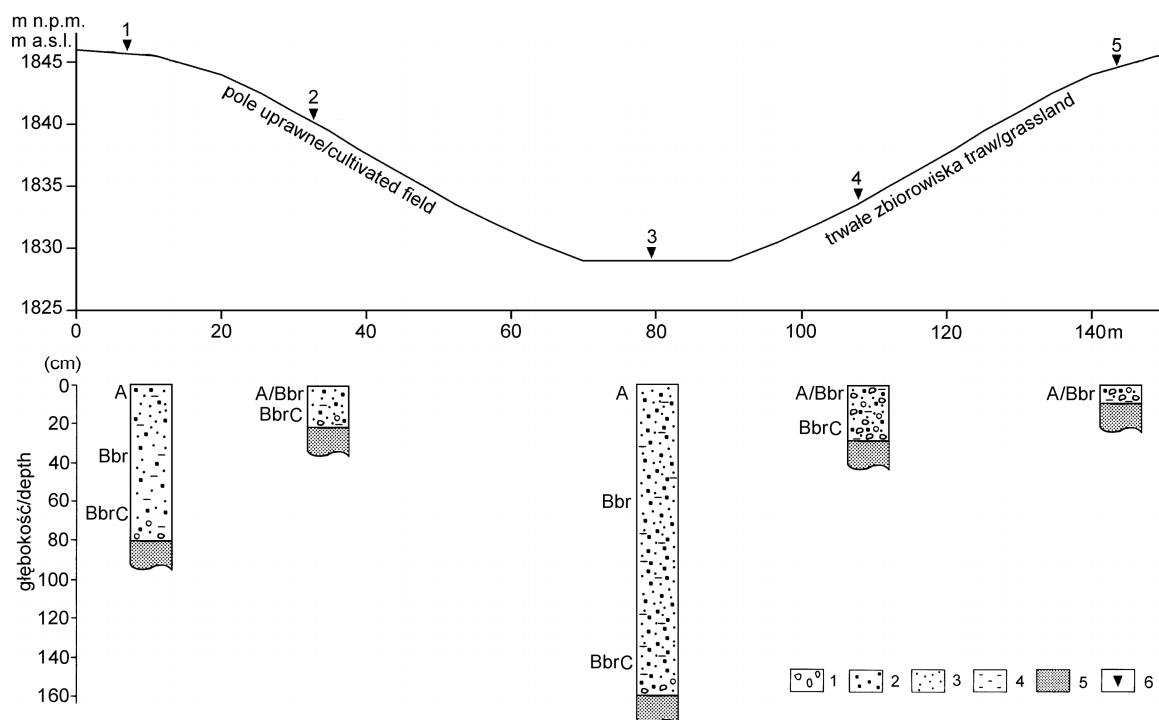
OBSZAR BADAŃ

Badania prowadzono w centralnej części Wyżyny Meghalaya położonej w NE Indiach w latach 2007-2010 (ryc. 1). Do oceny erozji gleb wybrano zlewnię o powierzchni 2,5 ha odwadnianą przez okresowy ciek pierwszego rzędu. Zlewnia położona jest na wysokości 1820-1850 m n.p.m. w odległości 5 km na SE od



Ryc. 1. Obszar badań oraz lokalizacja punktów poboru próbek
Fig. 1. Study area with location of sampling profiles

Shillongu. Warunki klimatyczne badanego obszaru kształtowane są przez deszczowy monsun południowo-zachodni w lecie i suchy monsun północno-wschodni w zimie. Średnie roczne temperatury w Shillongu sięgają 16°C a opad 2400 mm. Na okres deszczowego monsunu (czerwiec-wrzesień) przypada 70% rocznych opadów. Podłoże zlewni zbudowane jest z kwarcytów, na których rozwinęły się gleby brunatne pylasto-piaszczyste. Rzeźba terenu i system użytkowania wpływają na wyraźne zróżnicowanie pokrywy glebowej w zlewni. Stoki są krótkie, proste lub wypukło-wklęsłe o nachyleniach od 5° w górnych do $20-27^{\circ}$ w środkowych i dolnych partiach. Gleby na polach uprawnych (ok. 68% powierzchni zlewni) w obrębie wierzchołków są głębokie do 80 cm, natomiast na wypukłych fragmentach stromych stoków (do 27°) ich miąższość jest zredukowana do 20-30 cm. Gleby na trwałych zbiorowiskach traw są zdegradowane, często szkieletowe o miąższości nie przekraczającej 5-10 cm, co świadczy o dużym natężeniu erozji w przeszłości. W dnie doliny, miąższość osadów aluwialno-deluwialnych sięga 150-180 cm (ryc. 2).



Ryc. 2. Profile gleb na stoku intensywnie uprawianym (transekt A) i porośniętym trwale zbiorowiskami traw (transekt C) (por. ryc. 1): 1 – szkielet (>2 mm), 2 – piasek, 3 – pył, 4 – il, 5 – skała macierzysta (kwarcyt), 6 – położenie profili

Fig. 2. Soil profiles on cultivated slope (transect A) and with permanent grassland (transect B) (cf. Fig. 1): 1 – coarse fragments (>2 mm), 2 – sand, 3 – loam, 4 – clay, 5 – parent rock (quartzite), 6 – profile location

Mapy topograficzne i zdjęcia satelitarne wskazują, że zlewnia jest wylesiona od co najmniej 90 lat. Pola w zlewni uprawiane są dwa razy w ciągu roku - od lutego do czerwca oraz od lipca do grudnia. Przygotowanie pola zaczyna się w grudniu. Dolne gałęzie sosen i rośliny porastające sąsiednie, odłogowane pola są ścinane i rozdrabniane. Następnie biomasa jest suszona i formowana w równoległe rzędy wzdłuż stoku. Rzędy długości 2-8 m, szerokości 1 m i wysokości 30 cm, są przykrywane 10-15 cm warstwą gleby. Obniżenie między rzędami o szerokości ok. 40 cm, funkcjonuje jako linia drenażu podczas wysokich opadów. W ten sposób ok. 25% pola dostępnego pod uprawę jest zajęte przez rowy odwadniające. Po spaleniu materii organicznej pod okrywą gleby, na przełomie lutego i marca, następuje sadzenie roślin. Zbiory przypadają na czerwiec. Następnie pole jest ponownie przygotowywane do drugiego sezonu uprawowego, jednak już bez spalania biomasy. Sadzenie kończy się w lipcu, a na początku grudnia następuje drugi zbiór. Obszar zlewni trwale porośnięty zbiorowiskami traw jest wykorzystywany pod wypas i corocznie wypalany.

Główną rośliną uprawną w pierwszym sezonie są ziemniaki. Uprawa kapusty i rzodkwi z domieszką roślin strączkowych przeważa w drugiej połowie roku. Pole uprawiane jest przez 1-3 lat i pozostawiane odłogiem na taki sam okres.

Roślinność na polu odłogowanym jest wypasana lub zbierana do spalania na sąsiednich uprawianych polach.

METODYKA

W niniejszej pracy zastosowano pomiary aktywności ^{137}Cs do wyznaczenia natężenia procesów erozji i akumulacji zachodzących w obrębie obszaru użytkowanego rolniczo. Źródłem izotopu są próbne wybuchy jądrowe oraz awarie w obiektach jądrowych. Po jego opadzie na powierzchnię terenu jest on dość szybko i silnie adsorbowany na powierzchni ziaren gleby, co w połączeniu z czasem połowicznego zaniku wynoszącym ok. 30 lat sprawia że dobrze nadaje się do badania procesów geomorfologicznych zachodzących współcześnie. Metoda ta polega na porównaniu aktywności ^{137}Cs w glebie wyznaczoną dla badanych stanowisk z wartością odniesienia depozycji ^{137}Cs . Analiza otrzymanych wyników pomiarów aktywności cezu pozwala zlokalizować miejsca erozji i depozycji materiału. Daje też wstępną informację o nasileniu procesów erozji i akumulacji. Aby możliwe było ilościowe określenie natężenia tych procesów konieczne jest zastosowanie odpowiedniego modelu wiążącego zmiany zawartości cezu z erozją (lub akumulacją) gleby.

Do badań pobrano 17 rdzeni w trzech transektach za pomocą sondy rurowej o średnicy 5 cm (ryc. 1). Głębokość pobierania próbek była uzależniona od lokalizacji stanowiska w obrębie kateny stokowej, ale nie mniejsza niż 80 cm lub sięgała skały macierzystej. Ponadto 5 rdzeni pobrano z obszaru referencyjnego, którym była wierzchowina trwale porośnięta zbiorowiskami traw (ryc. 1). Pobrane rdzenie osadów dzielono na odcinki 5 cm długości, suszono, homogenizowano i umieszczano w pojemnikach pomiarowych. Pomiar aktywności ^{137}Cs był wykonywany w Zakładzie Zastosowań Radioizotopów Instytutu Fizyki CND Politechniki Śląskiej w Gliwicach za pomocą półprzewodnikowego spektrometru promieniowania gamma wyposażonego w germanowy detektor koaksjalny typu HPGe. Wydajność detektora wynosiła 35% dla energii 1332 keV. Czas pomiaru wynosił przeciętnie 86 ks. Jako standardów promieniotwórczych użyto wzorców Soil-375 oraz Soil-6 (dostarczonych przez IAEA). Otrzymane wyniki pomiarów cezu były skorygowane na rozpad promieniotwórczy i przeliczone na czas poboru próbek do badań. Wyniki pomiarów aktywności cezu w ramach jednego profilu w kolejnych próbkach gleby były przeliczane na aktywność powierzchniową zgodnie z zależnością.

$$A = \sum_{i=1}^n C_i \cdot BD_i \cdot DI_i$$

gdzie:

A – aktywność powierzchniowa ^{137}Cs , Bq m^{-2} ,

C_i – aktywność ^{137}Cs w i -tej próbce gleby, Bq kg^{-1} ,

i – indeks próbki,

n – numer najgłębszej próbki gleby zawierającej ^{137}Cs ,

BD_i – gęstość powietrznie suchej próbki gleby, kg m^{-3} ,

DI_i – grubość i -tej próbki gleby, m.

Dla badanego obszaru wyznaczono również wartość odniesienia opadu ^{137}Cs w oparciu o dwie metody:

- bezpośrednie pomiary aktywności ^{137}Cs na stanowiskach referencyjnych, tj. takich gdzie nie zachodzą procesy erozji jak i akumulacji,
- obliczenia na podstawie modelu łączącego wartości opadów atmosferycznych z opadem promieniotwórczym (opadem ^{137}Cs).

Metoda pomiarów bezpośrednich daje jako rezultat wartość całkowitej aktywności powierzchniowej ^{137}Cs na danym terenie natomiast nie pozwala na uzyskanie wartości rocznych opadu ^{137}Cs , niezbędnych podczas stosowania zaawansowanych modeli do wyznaczania erozji gleby. Dlatego też zdecydowano się na równoległe zastosowanie modelu Sarmiento-Gwinn (1986) do wyznaczenia opadu ^{137}Cs . Ponadto, w związku z brakiem opadu Czarnobylskiego ^{137}Cs (czyli opadu związanego z awarią elektrowni atomowej w Czarnobylu) otrzymana z obliczeń modelowych wartość opadu ^{137}Cs jest wartością odzwierciedlającą zarówno globalny opad ^{137}Cs (opad pochodzący z testów broni jądrowej) jak i całkowity opad ^{137}Cs (Cambray i in. 1987, Kannan i in. 2002).

Do obliczeń wielkości erozji gleby i akumulacji osadów zostały wybrane trzy modele: model proporcjonalny, model uproszczony bilansu masy oraz model ulepszony bilansu masy. Modele te były już wielokrotnie opisywane w literaturze, na przykład w pracy He, Wallinga (1999). Dyskusja ich właściwości została również przedstawiona w pracy Poręba, Bluszcz (2009). Poniżej zostały zaprezentowane jedynie podstawy w/w modeli. Modele proporcjonalne zakładają równomierne wymieszanie ^{137}Cs w warstwie ornej i co się z tym wiąże proporcjonalność erozji do względnego ubytku ^{137}Cs . W modelach tych występują dodatkowe parametry, takie jak: gęstość gleby, czas od rozpoczęcia opadu ^{137}Cs i głębokość orki. Wartość natężenia erozji gleby jest dana równaniem (de Jong i in. 1983, 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 , a,

X – zmiana aktywności powierzchniowej ^{137}Cs w stosunku do wartości odniesienia opadu cezu, %.

W swojej podstawowej wersji model proporcjonalny wymaga, oprócz informacji o aktywności ^{137}Cs , tylko informacji o głębokości orki i gęstości gleby. Podkreślić jednak należy, że w pewnych sytuacjach rezultaty otrzymane z modeli proporcjonalnych mogą być niepoprawne. Związane jest to w głównej mierze z przemieszczaniem się cząstek gleby po stoku razem z zaadsorbowanym na powierzchni ^{137}Cs , przed mechanicznym wymieszaniem gleby poprzez zabiegi agrotechniczne. Bezpośrednio po opadzie ^{137}Cs zostaje zaadsorbowany przez cząstki gleby i pozostaje w powierzchniowej warstwie gleby. Dopiero orka powoduje wymieszanie świeżego opadu ^{137}Cs w całej warstwie ornej gleby. W związku z tym wielkość erozji wynikająca z modelu proporcjonalnego może być przeszacowana. Wspomnieć także należy o mechanizmie, który powodować może efekt odwrotny. W miejscach gdzie zachodzi erozja aktywność ^{137}Cs w warstwie ornej będzie się zmniejszała w związku z ciągłym usuwaniem ^{137}Cs razem z erodowanym materiałem glebowym i jednocześnie ciągłym włączaniem w obręb warstwy ornej warstw gleby leżących poniżej, a nie zawierających ^{137}Cs . Mechanizm ten będzie powodował stopniowe zmniejszanie aktywności ^{137}Cs w warstwie ornej.

Modele proporcjonalne są proste i łatwe w użyciu, mają jednak szereg ograniczeń, o których była mowa powyżej. Jest to związane z uproszczonym charakterem tych modeli, które pomijają, na przykład, możliwość erozji gleby bezpośrednio po depozycji ^{137}Cs , a przed jego wymieszaniem w warstwie ornej czy zmienność opadu ^{137}Cs .

W celu przezwyciężenia ograniczeń modeli proporcjonalnych zaproponowano modele bilansu masy (ang. mass balance models). Jako pierwsi model bilansu masy sformułowali Kachanowski i de Jong (1984). Autorzy zaprezentowali model, który uwzględnia zmienność opadu ^{137}Cs oraz zmniejszanie się zawartości ^{137}Cs w warstwie ornej na skutek erozji gleby. W nieco innej formie został zaprezentowany model bilansu masy przez Walling and He (1999). Warto jednak zauważyć, że modele bilansu masy zaprezentowane przez różnych autorów różnią się od siebie praktycznie tylko sposobem wyrażenia szybkości ubytku ^{137}Cs w glebie na skutek erozji. Model bilansu masy, dla miejsc gdzie zachodzi erozja, może zostać zapisany za Wallingiem i He (1999) za pomocą równania:

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

gdzie:

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

t – czas (a),

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

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

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

d – głębokość orki ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$).

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 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 Walling i 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 związany z selektywnością procesów erozji wodnej;

pozostałe oznaczenia jak wyżej.

Parametr G może zostać wyznaczony na podstawie równania zaproponowanego przez Wallinga i He (1999):

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

gdzie:

γ – procent rocznego opadu ^{137}Cs mogącego podlegać usuwaniu na skutek erozji,

H – głębokość inicjalnego wnikania ^{137}Cs w głąb profilu glebowego (kg m^{-2}),

pozostałe oznaczenia jak wyżej.

Współczynnik P został przez Wallinga i He (1999) określony jako stosunek aktywności ^{137}Cs w osadzie transportowanym do aktywności materiału źródłowego. Zmiana aktywności ^{137}Cs w materiale transportowanym w stosunku do mate-

riału źródłowego jest wynikiem zmiany uziarnienia wyerodowanego osadu w stosunku do materiału źródłowego.

W 1999 została zaprezentowana uproszczona wersja modelu bilansu masy (Zhang i in. 1999). Autorzy zbudowali swój model na następujących założeniach:

- usuwana na skutek erozji warstwy ornej gleba zawierająca ^{137}Cs jest zastępowana glebą nie zawierającą ^{137}Cs z warstw leżących pierwotnie poniżej głębokości orki,
- wartość erozji pozostaje stała w rozpatrywanych latach,
- wpływ zabiegów agrotechnicznych na zawartość ^{137}Cs w glebie jest zaniebdywalny.

Zgodnie z tymi założeniami autorzy zaproponowali następujące równanie:

$$A(t) = \sum_{i=1954}^N I_i k^{(N-i)} (1 - \Delta H / D)^{(N-i)}$$

gdzie:

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

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

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.

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 powyższe można zapisać w uproszczonej postaci:

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

gdzie wszystkie oznaczenia występują jak poprzednio.

W przypadku obszarów nie będących polami uprawnymi do obliczenia natężenia erozji gleby i akumulacji osadów zastosowano model dyfuzyjno-migracyjny (Walling, He 1999), który może zostać przedstawiony za pomocą równania:

$$\frac{\partial C_u(x,t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_u(x,t)}{\partial x^2} - V \frac{\partial C_u(x,t)}{\partial x} - \lambda C_u(x,t)$$

gdzie:

$C_u(x,t)$ – aktywność ^{137}Cs (Bq kg^{-1}) w glebie

x – skumulowana głębokość masowa, m,

t – czas,

D – efektywny współczynnik dyfuzji ($\text{kg}^2 \text{m}^{-4} \text{a}^{-1}$),

V – szybkość migracji ($\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$).

Głębokość penetracji ^{137}Cs zależna jest od wartości D i V .

Model ten jest co prawda znacznie bardziej skomplikowany od modelu typu „rozkładu pionowego cezu”, jednakże zdecydowanie lepiej opisuje zachowanie się ^{137}Cs w profilu glebowym.

Oprócz analiz aktywności cezu-137 w pobranej próbkach gleby i osadów wykonano analizy uziarnienia za pomocą laserowego analizatora średnicy cząstek Analysette 22 firmy Fritsch oraz pomiary zawartości próchnicy. Celem analiz było określenie typu gleby, jej miąższości oraz podatności na erozję. Otrzymane wyniki analiz litologicznych i gleboznawczych zostały zaprezentowane w tabeli 1.

Tab. 1. Fizyczne i chemiczne właściwości gleb w profilach położonych na stoku uprawianym i porośniętym trwale zbiorowiskami traw (por. ryc. 1)

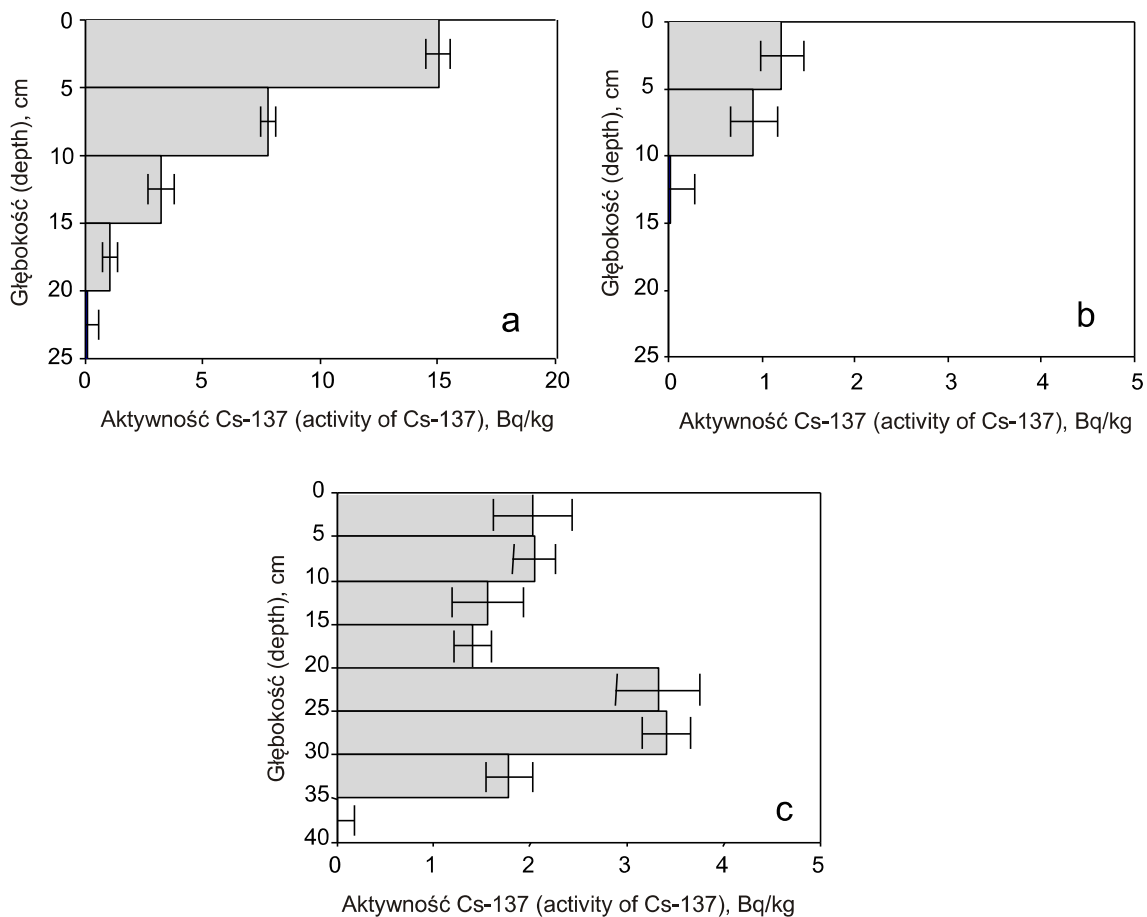
Tab. 1. Physical and chemical properties of soil profiles located on the cultivated and covered by permanent grassland slopes (cf. Fig. 1)

Numer profilu glebowego (rys. 2) Number of soil profile (Fig.2)	Głębokość Depth (cm)	Poziom Glebowy Soil horizon	Żwir Gravel (%)	Piasek Sand (%)	Pył Silt (%)	Łł Clay (%)	Tekstura Texture	Materia org. Organic matter (%)	Ciężar obj. Bulk density (g cm^{-3})	Barwa Colour
1	0-13	A	-	36,2	60,1	3,7	pył piaszczysty	1,9	1,04	10YR3/6
	13-55	Bbr	-	21,4	73,8	4,8	pył piaszczysty	0,8	1,14	10YR4/4
	55-80	BbrC	-	16,2	78,2	5,6	pył piaszczysty	0,6	1,13	10YR5/4
2	0-15	A/Bbr	-	26,7	68,9	4,4	pył piaszczysty	1,7	1,09	10YR3/6
	15-23	BbrC	-	15,2	77,8	7,0	pył piaszczysty	0,5	1,14	7.5YR4/6
3	0-40	A	1,4	8,8	77,4	13,8	pył piaszczysty	2,0	0,88	10YR3/3
	40-120	Bbr	1,0	17,8	71,9	10,3	pył piaszczysty	1,8	0,82	10YR4/3
	120-145	BbrC	5,3	17,5	73,8	8,7	pył piaszczysty	1,1	0,90	10YR3/4
4	0-7	A/Bbr	11,0	14,7	72,8	12,5	pył piaszczysty	3,9	0,90	10YR3/2
5	0-10	BbrC	5,6	18,7	66,3	15,0	pył piaszczysty	3,7	0,87	10YR3/2
	10-23	A/Bbr	42,2	27,1	57,9	15,0	pył piaszczysty	2,7	0,80	10YR3/2

WYNIKI I DYSKUSJA

Wyznaczenie wartości natężenia erozji gleb oraz dyskusja nad wyborem właściwego modelu do obliczeń natężenia erozji gleb

Na rycinie 3 zostały przedstawione przykłady pionowego rozkładu aktywności ^{137}Cs w profilach glebowych pobranych odpowiednio w obszarze odniesienia, erodowanej części stoku oraz z miejsca akumulacji u podnóża stoku. We wszystkich tych miejscach występuje mechaniczne mieszanie gleby na skutek zabiegów agrotechnicznych. Jak zaznaczono wyżej, to mieszanie ma odmienny charakter niż ma to miejsce np. w Polsce. W przypadku badanego obszaru zabiegi agrotechniczne są wykonywane ręcznie za pomocą motyki (głębokość mieszania ok. 10 cm), a pole pozostawiane jest odłogiem co parę lat. Może to mieć wpływ na zmniejszenie efektywności mieszania górnej warstwy gleby. Na wierzchołku występuje zazwyczaj tylko mechaniczne mieszanie gleby na skutek zabiegów agrotechnicznych. Na erodowanej części stoku występuje ciągłe



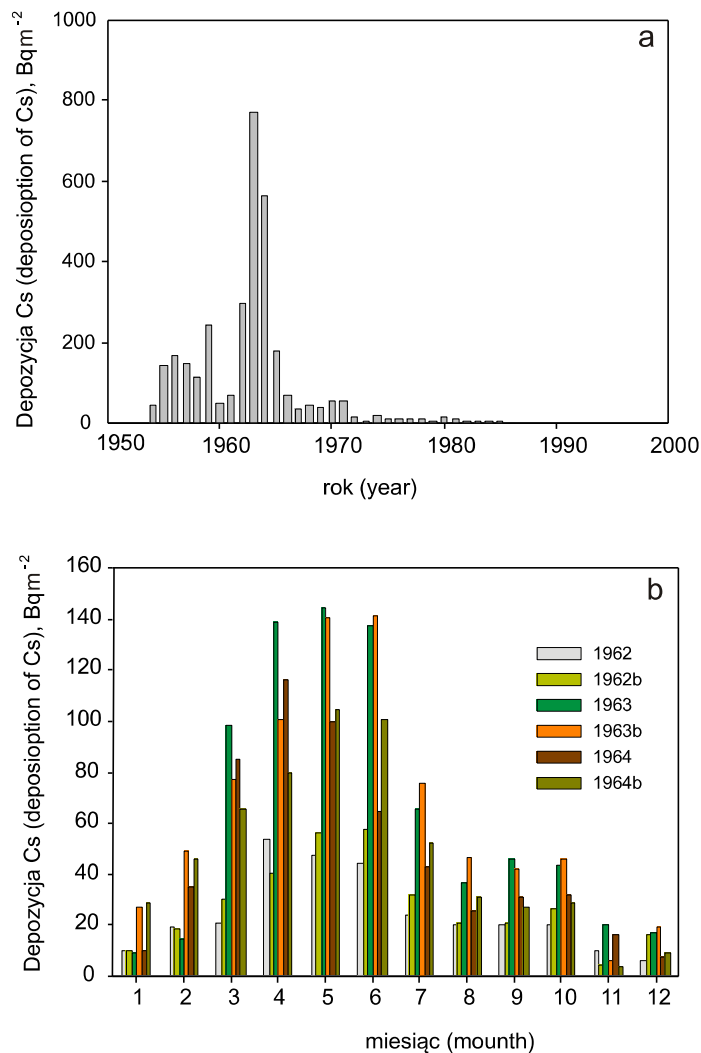
Ryc. 3. Przykłady pionowych rozkładów aktywności ^{137}Cs w glebie badanej zlewni: a) stanowisko odniesienia, b) erodowana część stoku, c) obszar akumulacji

Fig. 3. ^{137}Cs depth profiles for the study catchment: (a) undisturbed (reference) soil profile, (b) cultivation – soil profile with erosion, (c) cultivation – soil profile with deposition

usuwanie gleby z wierzchniej warstwy (zawierającej ^{137}Cs), a jednocześnie, poprzez zabiegi agrotechniczne, występuje uzupełnianie gleby w warstwie ornej glebą z warstwy leżącej niżej i nie zawierającej ^{137}Cs . W związku z tym zawartość cezu w profilu glebowym z erodowanej części stoku jest coraz mniejsza. Odmienny rozkład pionowy aktywności ^{137}Cs występuje w profilu glebowym reprezentującym obszar akumulacji osadów. W tym przypadku miąższość warstwy gleby zawierającej ^{137}Cs jest istotnie większa niż głębokość orki i jest uzależniona od tempa akumulacji gleby erodowanej ze stoku.

Proste porównywanie aktywności ^{137}Cs w glebach i osadach, czy też rozkładów pionowych tych aktywności nie pozwala na poznanie natężenia procesów erozji i akumulacji. Aby można było efektywnie porównywać otrzymane rezultaty i wyznaczać strefy o różnym natężeniu procesów erozyjnych konieczne jest wyznaczenie całkowitej aktywności cezu w profilu glebowym (warstwie ornej) wyrażonej na jednostkę powierzchni (ang. *inventory*). W przypadku polskiej terminologii najwłaściwszym wydaje się sformułowanie aktywność powierzchniowa. Wartość aktywności powierzchniowej mniejsza od wartości odniesienia tj. mniejsza od całkowitej zawartości cezu w profilu glebowym w miejscu, gdzie nie zachodzą zarówno erozja jak i akumulacja, oznacza ubytek gleby – czyli erozję, natomiast wartości większe są związane z depozycją wyerodowanego materiału. Dla badanego obszaru wyznaczono w oparciu o pomiar aktywności cezu na stanowiskach referencyjnych wartość odniesienia aktywności powierzchniowej cezu, metodą średniej ważonej na równą $1,22 \text{ kBq m}^{-2}$. Wartość ta jest dużo niższa niż wartości aktywności powierzchniowej uzyskiwane dla terenów Polski czy Europy i w połączeniu z wielokrotnie wyższą wartością średnią sumy rocznych opadów atmosferycznych wydaje się wartością zaniżoną. Pamiętać jednak należy, że w przypadku Europy większość cezu pochodzi z uszkodzonego reaktora jądrowego w Czarnobylu nazywany w literaturze opadem Czarnobylskim (Aarkrog i in. 1999, Poręba, Bluszcz 2007). Opad globalny (całkowity minus Czarnobylski) ^{137}Cs jest natomiast zbliżony do opadu wyznaczonego na naszym stanowisku badawczym (Aarkrog i in. 1999, Poręba, Bluszcz 2007). Ewentualne różnice wyjaśnić można różnicą w szerokości geograficznej, ponieważ wielkość opadu cezu ^{137}Cs jest uzależniona zarówno od wysokości opadów atmosferycznych jak i szerokości geograficznej (Ritchie, McHenry 1990). Ponadto dla lat 1962-1964, czyli okresu o największym natężeniu opadu cezu, zostały zaprezentowane na rycinie 4b wartości miesięczne opadu cezu. Widoczne są duże różnice zarówno pomiędzy poszczególnymi latami, jak i duże wahania miesięczne. Różnice te spowodowane są zarówno zmianami aktywności ^{137}Cs w powietrzu jak i zmianami wartości miesięcznych sum opadów atmosferycznych. Przykładowo średnia wieloletnia opadów w czerwcu dla badanego terenu wynosi $533,7 \text{ mm}$ podczas gdy w roku 1963 opad był o ponad 42% większy a w roku 1962 było o prawie 31% mniejszy. Dlatego też proste korelowanie wartości średniej wieloletniej rocznych opadów atmosferycznych z opadem ^{137}Cs i na tej

podstawie wnioskowanie o opadzie ^{137}Cs na danym terenie wydaje się zbyt daleko idącym uproszczeniem. Dla ilustracji tego problemu na rycinie 4 zostały zaprezentowane dane opadu ^{137}Cs uzyskane na podstawie wartości średnich wieloletnich opadów atmosferycznych oraz na podstawie wartości sum miesięcznych opadów atmosferycznych. Wyraźnie widoczne są różnice w opadzie ^{137}Cs pomiędzy poszczególnymi miesiącami. Jeśli chodzi o ogólną tendencję to różnice w opadzie cezu liczoną dwoma sposobami są wyraźnie większe w okresie zimowym (maksimum 244,6 %) niż w okresie letnim (maksimum 55,1%).

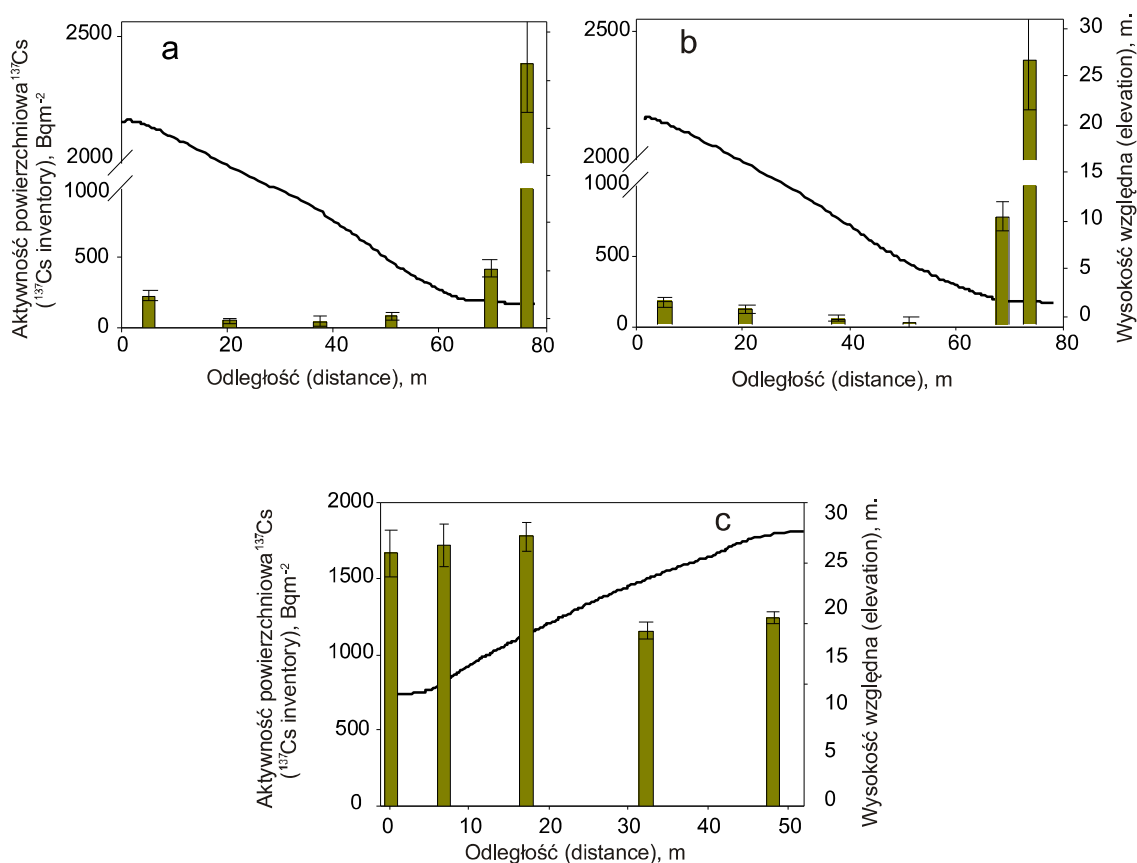


Ryc. 4. Depozycja ^{137}Cs na badanym obszarze Shillongu na podstawie modelu Sarmiento i Gwinn (1986). Na rycinie przedstawiono wartości roczne depozycji ^{137}Cs (a) oraz wartości miesięczne depozycji ^{137}Cs dla okresu o największej depozycji ^{137}Cs (1962-1964) (b). Na rysunku 4b umieszczono wyniki depozycji ^{137}Cs otrzymane dwoma metodami (opis w tekście)

Fig. 4. ^{137}Cs deposition estimation from precipitation data at Shillong based on Sarmiento and Gwinn (1986) model. (a) annual ^{137}Cs fallout to catchment, (b) monthly variation in ^{137}Cs fallout at the time of maximum atmospheric concentrations (1962–1964). On figure 4b are presented values of ^{137}Cs deposition obtained by two method (description in text)

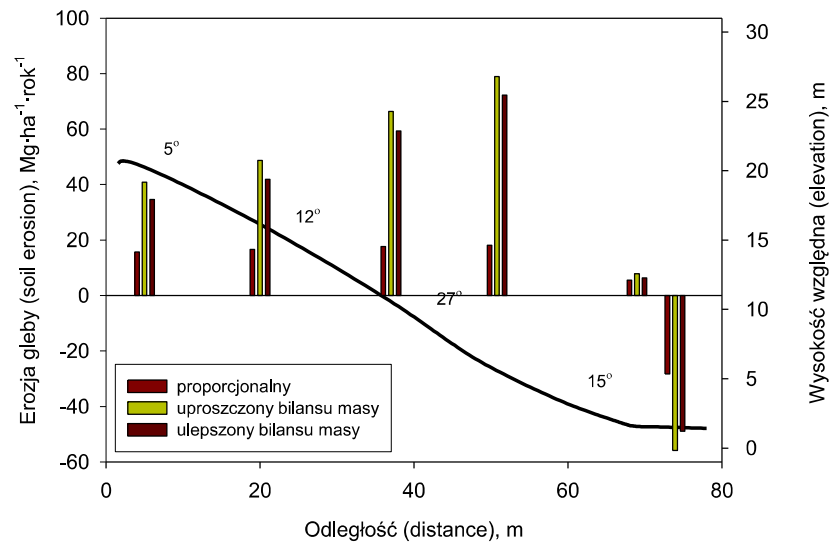
Daje się jeszcze zauważyć, że w roku o największej notowanej depozycji cezu jego wartości liczone wymienionymi dwoma metodami są bardzo do siebie zbliżone, a wartości roczne opadu cezu są niemal identyczne. Dla tego też roku wysokość opadu rocznego jest bardzo zbliżona do średniej wieloletniej.

Na rycinie 5 przedstawiono wartości aktywności powierzchniowej wyznaczone w obrębie stoku użytkowanego rolniczo oraz stoku porośniętego trawą. Wartości aktywności powierzchniowej ^{137}Cs zawierają się w przypadku stoku porośniętego trawą w przedziale od 1153 ± 40 do $1780 \pm 100 \text{ Bq m}^{-2}$, co stanowi od 95 do 146 % opadu całkowitego ^{137}Cs . Zupełnie odmiennie wygląda sytuacja w przypadku stoku użytkowanego rolniczo. Dla stoku użytkowanego rolniczo aktywności powierzchniowe ^{137}Cs zawierają się w przedziale od niespełna 100 Bq m^{-2} do ponad 1800 Bq m^{-2} , co stanowi od poniżej 10% do prawie 150% wartości opadu całkowitego ^{137}Cs . Zaznaczyć należy, że ta ostatnia wartość została uzyskana dla stanowiska pomiarowego zlokalizowanego w osi doliny. Dla punktów zlokalizowanych poza osią doliny (czyli na dolnym fragmencie stoku) największa wartość aktywności powierzchniowej cezu jest równa 778 Bq m^{-2} .



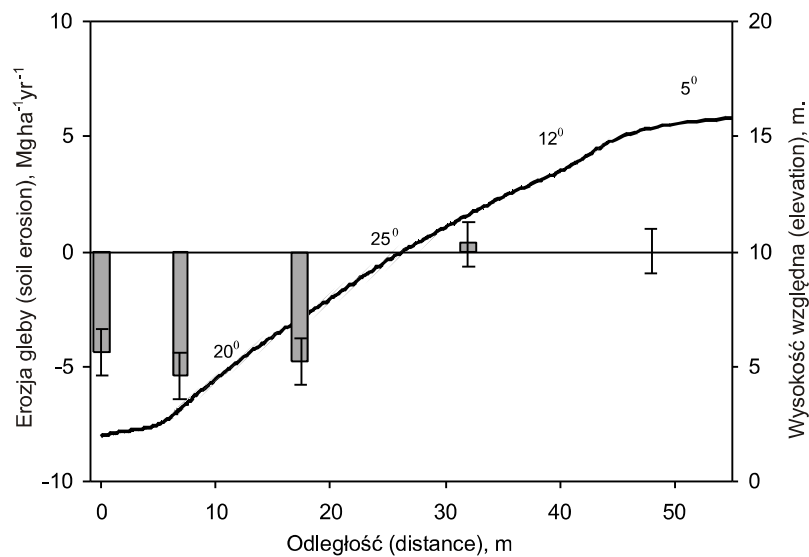
Ryc. 5. Wartości aktywności powierzchniowej ^{137}Cs w obrębie stoków użytkowanych rolniczo (a, b) oraz stoku porośniętego trawą (c). Zaznaczono profile stoku
Fig. 5. The distributions of ^{137}Cs inventory: (a, b) cultivated slopes, (c) grassland slope. Slope profiles are marked

Na rycinach 6 i 7 zostały zaprezentowane wyznaczone wartości erozji i akumulacji dla stoku użytkowanego rolniczo oraz stoku porośniętego trawą. Na rycinie 6 zaprezentowano wyniki otrzymane za pomocą trzech modeli: proporcjonalnego, bilansu masy typu uproszczonego oraz ulepszonego modelu bilansu masy.



Ryc. 6. Wartości erozji i akumulacji dla stoku użytkowanego rolniczo otrzymane za pomocą trzech modeli: proporcjonalnego, uproszczonego bilansu masy oraz ulepszonego bilansu masy

Fig. 6. Soil erosion and accumulation for cultivated slope calculated using three models: proportional, simplified mass balance, and refined mass balance



Ryc. 7. Wartości erozji i akumulacji dla stoku porośniętego trawą otrzymane za pomocą modelu dyfuzyjno-migracyjnego

Fig. 7. Soil erosion and accumulation for grassland slope calculated using diffusion and migration model

Otrzymane wartości erozji w przypadku stoku użytkowanego rolniczo zawierają się w przedziałach: od 5,6 do 18,1 Mg ha rok⁻¹ w przypadku modelu proporcjonalnego, od 7,9 do 78,9 Mg ha rok⁻¹ w przypadku modelu uproszczonego bilansu masy oraz od 6,3 do 72,3 Mg ha rok⁻¹ w przypadku modelu ulepszonego bilansu masy. Wyraźnie widoczna jest zbieżność rezultatów otrzymanych za pomocą modelu ulepszonego bilansu masy oraz modelu uproszczonego bilansu masy. W świetle historii opadu ^{137}Cs na badanym obszarze taka zbieżność nie wydaje się zaskakująca. Dla badanego obszaru brak jest opadu czarnobylskiego, co w połączeniu z podstawowym założeniem modelu uproszczonego bilansu masy - cały opad miał miejsce w roku 1963, sprawia że model ten funkcjonuje na badanym obszarze poprawnie. Natomiast dość duża rozbieżność rezultatów otrzymanych za pomocą modelu proporcjonalnego może zostać wytłumaczona niewystarczająco skutecznym mieszaniem gleby w obrębie warstwy uprawnej (ornej) w związku ze stosowaniem systemu odłogowego. Można zauważyć, że model proporcjonalny w przypadku obszarów intensywnie użytkowanych rolniczo w strefie umiarkowanej, zwraca wyniki zbliżone do modelu ulepszonego bilansu masy. Natomiast model uproszczony bilansu masy w przypadku obszaru Polski (i Europy także) może zwracać wyniki odmienne od dwu pozostałych modeli, co jest rezultatem złamania jego podstawowego założenia na skutek skażenia cezem czarnobylskim. Można zauważyć, że model uproszczony został zastosowany z powodzeniem do obszaru silnie skażonego cezem czarnobylskim ale w tym przypadku jako data opadu cezu został wzięty do analizy rok katastrofy czarnobylskiej, a nie rok największej depozycji cezu globalnego (Zgłobicki 2002).

Na rycinie 7 zostały zaprezentowane wartości erozji i akumulacji na stoku porośniętym trawą otrzymane za pomocą modelu dyfuzyjno-migracyjnego. Otrzymane wartości natężenia erozji są oczywiście dużo mniejsze niż uzyskane dla pól uprawnych i spadają poniżej 1 Mg ha⁻¹ rok⁻¹ nawet w obrębie aktywnie erodowanej części stoku. Tempo sedymentacji u podnóża stoku jest rzędu 5 Mg ha⁻¹ rok⁻¹.

Aby możliwe było efektywne porównywanie wyników pomiaru konieczna jest znajomość niepewności z nimi związanych. W przypadku analizowanych wyników erozji i akumulacji osadów jest to złożony problem ze względu na skomplikowanie modeli oraz dużą ilość potencjalnych źródeł niepewności. O ile pomiar aktywności ^{137}Cs może być obecnie wykonany ze stosunkowo niską niepewnością rzędu 5-10%, to już z określeniem depozycji ^{137}Cs jest związana duża większa niepewność wynikająca nie tylko z niepewności pomiaru aktywności ^{137}Cs ale także, a może przede wszystkim z przestrzenną zmiennością aktywności powierzchniowej ^{137}Cs (Sutherland 1994, 1996). Ta przestrzenna zmienność aktywności ^{137}Cs ma zwłaszcza miejsce na obszarach silnie skażonych cezem czarnobylskim (Poręba 2006, Poręba, Bluszcz 2007). Niemniej jednak, z punktu widzenia metody krytyczny wydaje się wybór właściwego modelu

do obliczeń erozji na podstawie uzyskanych wyników aktywności ^{137}Cs w zależności od charakterystyki użytkowania terenu oraz prawidłowe oszacowanie dodatkowych parametrów występujących w użytych modelach. Zwłaszcza ulepszony model bilansu masy wymaga znacznej liczby dodatkowych parametrów często trudnych do wyznaczenia. Szersza dyskusja związana z problemem wpływu parametrów dodatkowych na wyznaczone wartości erozji i akumulacji za pomocą modeli na bazie pomiarów aktywności ^{137}Cs zostały przedstawione w pracy Poręby i Bluszcz (2009).

Wydaje się obecnie, że najlepsze rezultaty końcowe pozwala uzyskać model ulepszony bilansu masy, który najpełniej opisuje zachodzące procesy, pod warunkiem oczywiście, że możliwe jest wyznaczenie z zadawalającą dokładnością całego szeregu parametrów dodatkowych (Walling, He 1999, Poręba, Bluszcz 2007). Dlatego też w dalszej dyskusji zostaną omówione wyniki uzyskane za jego pomocą.

Natężenie erozji gleb w świetle wybranego modelu na tle dotychczasowych badań

Opisany system uprawy jest przyczyną dużych strat gleby. Średnie natężenie erozji w opisanym systemie uprawy koło Shillongu waha się od 32 do 79 $\text{Mg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$. Mishra i Ramakrishnan (1983) obserwowali natężenie erozji zmierzonej tradycyjnymi metodami z pól uprawnych koło Shillongu między 50 a 56 $\text{Mg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ na stokach o nachyleniu do 40° i czasie odłogowania pola odpowiednio 5 i 10 lat. Wyższe wartości erozji, stwierdzone przy krótszym czasie odłogowania pola, wynikały ze stopniowego obniżenia żyzności częściej uprawianej gleby i słabszego rozwoju pokrywy roślin uprawnych.

Otrzymane wyniki są porównywalne do erozji stwierdzonej również przy użyciu radioizotopu cezu na polach uprawnych na stromych stokach z zastosowaniem motyki: 28-64 $\text{Mg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ w północnej Tajlandii (Forsyth 1994) i 6-61 $\text{Mg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ na Dominikanie (Nagle i in. 2000).

Duże natężenie erozji na polach uprawnych koło Shillongu jest związane z uprawą wzdłuż stoków o znacznych nachyleniach (do 27°), przemieszczaniem gleby w dół stoku przy użyciu motyki oraz skróceniem okresu odłogowania pola z 5-10 lat kilka dekad wcześniej do 1-3 lat obecnie. Wiele opracowań dotyczących erozji w obszarze tropikalnym opisuje wzrost erozji wraz ze wzrostem nachylenia stoku (Kimaro i in. 2005, Dupin i in. 2009), uprawie roślin okopowych w dół stoku (Zhang i in. 2004) i skróceniu okresu odłogowania (Neergard 2008). Ponadto w przypadku opisanego systemu uprawy pierwsze zbiory i drugi zasiew, pokrywają się z okresem najwyższych opadów monsunowych między czerwcem a sierpniem, kiedy gleba jest wystawiona na bezpośrednie działanie kropeł deszczu i spływ powierzchniowy.

Rozwój zbiorowisk trawiastych na polu odłogowanym lub na trwałych użytkach zielonych znacząco redukuje erozję. Straty gleby malały do 7 $\text{Mg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$

w pierwszym roku odłogowania i do $2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ po 10 latach odłogowania, wskutek rozwoju roślinności trawiastej (Singh i in. 1981, Mishra, Ramakrishnan 1983a). Podobna tendencja jest obserwowana w pomiarach z zastosowaniem radioizotopu cezu, gdzie erozja pod zbiorowiskami traw jest widoczna tylko w górnej części stoku ($0,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$). Małe straty gleby, wynikające z ochronnej roli pokrycia terenu, mogą być dodatkowo efektem niewielkiej zawartości cząstek spławialnych w powierzchniowym horyzoncie szkieletowej gleby. W takich warunkach tylko niewielka ilość gleby może być uruchomiona wskutek corocznego wypalania lub wypasu bydła. Większość uruchomionych cząstek gleby po krótkim transporcie jest zatrzymywana przez gęstą trawę i deponowana ($2-3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) w dolnej części stoku.

Otrzymane wyniki natężenia erozji pod trwałymi zbiorowiskami traw są zbliżone do uzyskanych z zastosowaniem ^{137}Cs na zdegradowanych zbiorowiskach trawiastych w okolicach Cherrapunji (Froehlich 2004a, b). Obszar ten jest znany z najwyższych w skali świata opadów rocznych sięgających 8000-24000 mm w poszczególnych latach (Murata i in. 2007, Soja, Starkel 2007). Wysokie opady w połączeniu z wylesieniem przyspieszyły tutaj erozję gleby i spowodowały wykształcenie warstwy bruku o miąższości 20 cm w jej powierzchniowym poziomie. Średnioterminowa erozja osiąga jedynie $2,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (Froehlich 2004b). Niskie wartości erozji wskazują, że kompaktacja gleby w połączeniu z gęstym systemem korzeniowym traw, skutecznie powstrzymują transfer zwierzeliny w dół stoku nawet w warunkach bardzo wysokiej energii kropel deszczu i przy intensywnym spływie powierzchniowym.

PODSUMOWANIE

Badania prowadzone w centralnej części Wyżyny Meghalaya wykazały, że obok nachylenia stoku, użytkowanie terenu w głównej mierze decyduje o przestrzennym rozkładzie erozji i depozycji. W takich warunkach prawidłowe oszacowanie strat gleby w dużej mierze uzależnione jest od doboru właściwego modelu do typu użytkowania rolniczego terenu np. pole orne lub trwałe łąki i pastwiska. W kolejnym etapie istotne jest rozpoznanie rodzaju zabiegów agrotechnicznych, jakim poddawane jest pole uprawne – ręczne czy też mechaniczne z użyciem pługa, a także intensywność uprawy – coroczna czy pozostawianie pola odłogiem na kilka lat.

Zastosowanie trzech modeli (proporcjonalnego, uproszczonego bilansu masy i ulepszonego bilansu masy) do oceny strat gleby na polu intensywnie użytkowanym rolniczo z ręcznymi zabiegami agrotechnicznymi oraz dyfuzyjnego dla pola trwale wykorzystywanego jako łąka i pastwisko wykazało znaczące różnice w obliczonej wielkości erozji gleb. W przypadku modelu proporcjonalnego otrzymany zakres natężenia erozji od $5,6$ do $18,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ wyraźnie różnił się

od wartości otrzymanych za pomocą uproszczonego modelu bilansu masy od 7,9 do 78,9 Mg ha⁻¹ oraz ulepszonego bilansu masy od 6,3 do 72,3 Mg ha⁻¹. Równocześnie natężenie erozji szacowanej w oparciu o model proporcjonalny nie odzwierciedlało różnic w nachyleniu stoku. Wraz ze wzrostem natężenia erozji wyniki otrzymywane za pomocą modelu proporcjonalnego są coraz bardziej rozbieżne od wyników otrzymywanych za pomocą pozostałych modeli.

Wydaje się, że najlepsze rezultaty końcowe dla pól uprawnych z ręcznymi zabiegami agrotechnicznymi daje model ulepszony bilansu masy, który najlepiej opisuje zachodzące procesy redystrybucji ¹³⁷Cs, pod warunkiem że możliwe jest wyznaczenie z zadawalającą dokładnością całego szeregu parametrów dodatkowych. Modele proporcjonalne są proste i łatwe w użyciu, mają jednak szereg ograniczeń związanych z ich uproszczeniem np. pominięciem możliwości erozji gleby bezpośrednio po depozycji ¹³⁷Cs, a przed jego wymieszaniem w warstwie ornej czy nie uwzględnieniem zmienności opadu ¹³⁷Cs (zarówno w skali wieloletniej jak i w ciągu roku). Ponadto, dla większych wartości natężenia erozji rozbieżności pomiędzy modelem proporcjonalnym a bilansu masy stają się coraz większe.

Wysokie natężenie erozji na polach uprawnych kontrastuje z bardzo małymi stratami gleby na trwałych łąkach i pastwiskach, szacowanymi przez model dyfuzyjny na jedynie 0,5 Mg ha⁻¹ rok⁻¹. W tym przypadku model dyfuzyjny dał dobre rezultaty końcowe, zbieżne z wynikami osiągniętymi przez innych autorów dla Wyżyny Meghalaya.

Literatura

- Aarkrog A., Bøtter-Jensen L., Qing Jiang Ch., Dahlggaard H., Hansen H., Holm E., Lauridsen B., Nielsen S.P., Strandberg M. and Søggaard-Hansen J., 1992, Environmental Radioactivity in Denmark in 1990 and 1991. Risø-R-621(EN), Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.
- Cambray R.S., Cawse P.A., Garland J.A., Gibson J.A.B., Johnson P., Lewis G.N.J., Newton D., Salmon L., Wade B.O., 1987, Observations on radioactivity from the Chernobyl accident, *Nuclear Energy* 2, 77-101.
- de Jong E., Begg C.B.M., Kachanoski R.G., 1983, Estimates of soil erosion and deposition for some Saskatchewan soils. *Canadian Journal of Soil Science* 63, 607-617.
- Dupin B, de Rouwb A, Phantahvong KB, Valentin C., 2009, Assessment of tillage erosion rates on steep slopes in northern Laos, *Soil & Tillage Research* 103, 119-126.
- El-Swaify S.A., 1997, Factors affecting soil erosion hazards and conservation needs for tropical steplands, *Soil Technology* 11, 3-16.
- Forsyth T.J., 1994, The use of cesium-137 measurements of soil erosion and farmers perception to indicate land degradation amongst shifting cultivators in northern Thailand, *Mountain Research and Development* 14, 229-244.
- Froehlich W., 2004a, Soil erosion in experimental catchment, [w:] L. Starkel, S. Singh (red.), Rainfall, runoff and soil erosion in the globally extreme humid area, Cherrapunji region, India, *Prace Geograficzne* 191, 81-89.

- Froehlich W., 2004b, Soil erosion, suspended sediment sources and deposition in the Maw-Ki-Syiem drainage basin, Cherrapunji, northeastern India, [w:] V. Golosov, V. Belyaev, D.E. Walling (red.), Sediment transfer through the fluvial system, *IAHS Publication* 288, 138-146.
- Government of India, 2011, Census of India 2001, New Delhi.
- Hudson N.W., 1982, Soil Conservation, London, Batsford.
- He Q., Walling D.E., 1997, The distribution of fallout ^{137}Cs and ^{210}Pb in undisturbed and cultivated soils, *Applied Radiation and Isotopes* 48, 677-690.
- Kachanowski R.G., de Yong E., 1984, Predicting the temporal relationship between soil cesium-137 and erosion rate, *Journal of Environmental Quality* 13, 301-304.
- Kannan V., Rajan M.P., Iyengar M.A.R., Ramesh R., 2002, Distribution of natural and anthropogenic radionuclides in soil and beach samples of Kalpakkam (India) using hyper pure germanium (HPGe) gamma ray spectrometry, *Applied Radiation and Isotopes* 57, 109-119.
- Kimaro D.N., Deckert J.A., Poesen J., Kilasarad M., Msanya B.M., 2005, Short and medium term assessment of tillage erosion in the Uluguru Mountains, Tanzania, *Soil & Tillage Research* 81, 97-108.
- Mabit L., Benmansour M., Walling D.E., 2008, Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides ^{137}Cs , ^{210}Pb and ^7Be for assessing soil erosion and sedimentation, *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 1799-1807.
- Mishra B.K., Ramakrishnan P.S., 1983, Slash and burn agriculture at higher elevations in north-eastern India. I. Sediment, water and nutrient losses, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 9, 69-82.
- Morgan R.P.C., 1995, *Soil Erosion and Conservation*, Longman.
- Murata F., Hayashi T., Matsumoto J., Asada H., 2007, Rainfall on the Meghalaya plateau in northeastern India – one of the rainiest places in the world, *Natural Hazards* 42, 2, 391-399.
- Nagle G.N., Lassoie J.P., Fahey T.J., McIntyre S.C., 2000, The use of caesium-137 to estimate agricultural erosion on steep slopes in a tropical watershed, *Hydrological Processes* 14, 957-969.
- Neergaard A., Magid J., Mertz O., 2008, Soil erosion from shifting cultivation and other smallholder land use in Sarawak, Malaysia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125, 182-190.
- Poręba G., 2006, Caesium-137 as a soil erosion tracer: a review, *Geochronometria, Journal of Methods and Applications of Absolute Chronology* 25, 37-46.
- Poręba G., Bluszcz A., 2007, Determination of the initial ^{137}Cs fallout on the areas contaminated by Chernobyl fallout, *Geochronometria* 26, 35-48.
- Poręba G., Bluszcz A., 2009, Influence of the parameters of models used to calculate soil erosion based on ^{137}Cs tracer. *Geochronometria, Journal of Methods and Applications of Absolute Chronology* 32: 21-27.
- Prokop P., 2010, Erozja gleb pod różnymi systemami upraw w klimacie nosunowym Wyżyny Meghalaya (Indie) i zapis jej skutków w pokrywach stokowych, *Prace i Studia Geograficzne* 45, 49-66.
- Prokop P., Walanus A., 2003, Trend and periodicity in the longest instrumental rainfall series for the area of most extreme rainfall in the world, northeast India, *Geographia Polonica* 76, 2, 25-35.
- 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.

- Ramakrishnan P.S., 1992, Shifting Agriculture and Sustainable Development: An Interdisciplinary Study from North-Eastern India, UNESCO-MAB Series, Parthenon Publications, Paris.
- Rogowski A.S., Tamura T., 1965, Movement of caesium-137 by run off, erosion and infiltration on the alluvial captina silt loam, *Health Physics* 11, 1333-1340.
- Sarmiento J., Gwinn E., 1986, Strontium 90 fallout prediction, *Journal of Geophysical Research* 91 (C6), 7631-4646.
- Singh G., Babu R., Chandra S., 1981, *Soil Loss Predictions in India*, CS&WCRTI, Bulletin No 12/D9, Dehra Dun, India.
- Soja R., Starkel L., 2007, Extreme rainfalls in Eastern Himalaya and southern slope of Meghalaya Plateau and their geomorphologic impacts, *Geomorphology* 84, 170-180.
- Starkel L., Singh S. (red.), 2004, Rainfall, runoff and soil erosion in the globally extreme humid area, Cherrapunji region, India, *Prace Geograficzne IGiPZ PAN* 191.
- Sutherland R.A., 1994, Spatial variability of ^{137}Cs and the influence of sampling an estimates of sediment redistribution, *Catena* 21, 57-71.
- Sutherland R.A., 1996, Caesium-137 soil sampling and inventory variability in reference samples; literature survey, *Hydrological Processes* 10, 34-54.
- Toky O.P., Ramakrishnan P.S., 1981, Cropping and yields in agricultural systems of the North-Eastern hill region of India, *Agro-Ecosystems* 7, 11-25.
- Walling D.E., 1998, The use of ^{137}Cs and other fallout radionuclides in soil erosion investigations: progress, problems and prospects, [w:] Use of ^{137}Cs in the Study of Soil Erosion and Sedimentation, International Atomic Energy Agency Publication IAEA-TECDOC-1028, IAEA, Vienna.
- Walling D.E., He Q., 1999, Improved models for estimating soil erosion rates from caesium-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.
- Valentin C., Agus F., Alamban R., Boosaner A., Bricquet J.P., Chaplot V., de Guzman T., de Rouw A., Janeau J.L., Orange D., Phachomphonh K., Phai Do Duy, Podwojewski P., Ribolzi O., Silvera N., Subagyono K., Thiebaut J.P., Toan T.D., Vadari T., 2008, Runoff and sediment losses from 27 upland catchments in Southeast Asia: Impact of rapid land use changes and conservation practices, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128, 225-238.
- Yamagata N., Matsuda S., Kodaira K., 1963, Run-off of caesium-137 and strontium-90 from rivers, *Nature* 200, 668-669.
- Zapata F., 2003, The use of environmental radionuclides as tracers in soil erosion and sedimentation investigations: recent advances and future developments, *Soil & Tillage Research* 69, 3-13.
- Zgłobicki W., 2002, *Dynamika współczesnych procesów denudacyjnych w północno-zachodniej części Wyżyny Lubelskiej*, Wydawnictwo UMCS, Lublin.
- Zhang J.H., Lobb D.A., Li Y., Liu G.C., 2004, Assessment of tillage translocation and tillage erosion by hoeing on the steep land in hilly areas of Sichuan, China, *Soil & Tillage Research* 75, 2, 99-107.
- Zhang X.B., Walling D.E., He Q., 1999, Simplified mass balance models for assessing soil erosion rates on cultivated land using caesium-137 measurements, *Hydrological Sciences* 44, 33-45.