

POLITECHNIKA WARSZAWSKA

Wydział Inżynierii Środowiska



ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr Krystyna Niesiobędzka

**Właściwości gleb jako czynniki
determinujące migrację radionuklidu ^{137}Cs
w relacji gleba – szata roślinna
na przykładzie
obszarów północno-wschodniej Polski**

WARSZAWA

1997

**POLITECHNIKA WARSZAWSKA
WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

PRACA DOKTORSKA

**WŁAŚCIWOŚCI GLEB JAKO CZYNNIKI DETERMINUJĄCE MIGRACJĘ
RADIONUKLIDU ^{137}Cs W RELACJI GLEBA - SZATA ROŚLINNA NA
PRZYKŁADZIE OBSZARÓW PÓŁNOCNO - WSCHODNIEJ POLSKI.**

Autor : mgr Krystyna Niesiołowska

Promotor : Prof. dr hab. inż. Zbigniew Szperliński

WARSZAWA 1997

Panu

Prof. dr hab. inż. Zbigniewowi Szperlińskiemu

Kierownikowi Zakładu Chemii Środowiska ISIS PW

składam serdeczne podziękowanie za cenne wskazówki

i wnikliwe uwagi podczas kierowania moją pracą .

Spis treści

1. CZĘŚĆ TEORETYCZNA.	5
1.1. Wstęp.	5
1.2. Środowiskowe warunki radiologiczne w Polsce w okresie przed awarią w Czarnobylu.	5
1.2.1. Występowanie radionuklidów naturalnych w środowisku oraz źródła ich pochodzenia.	5
1.2.2. Występowanie radionuklidów sztucznych w środowisku oraz źródła ich pochodzenia.	8
1.3. Następstwa awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu w odniesieniu do terytorium Polski.	11
1.3.1. Dynamika uwolnień substancji promieniotwórczych z uszkodzonego czwartego bloku Czarnobylskiej Elektrowni Jądrowej.	11
1.3.2. Sytuacja radiologiczna w pierwszych dniach po awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu.	13
1.3.3. Następstwa katastrofy nuklearnej w Czarnobylu w odniesieniu do wszystkich komponentów środowiska.	16
1.3.3.1. Powietrze.	16
1.3.3.2. Gleby i wody powierzchniowe.	19
1.3.3.3. Poziom skażeń radionuklidami cezu produktów żywnościowych.	20
1.4. Depozycja radionuklidów na powierzchnię ziemi.	22
1.5. Formy radionuklidów w czarnobylskim opadzie promieniotwórczym.	23
1.6. Specjacja radionuklidów w glebach i ich transformacje.	24
1.7. Metody analizy specjacyjnej radionuklidów w glebach.	27
1.8. Sorbenty glebowe.	29
1.8.1. Minerale ilaste - typy i struktura.	29
1.8.2. Minerale krystaliczne i amorficzne.	29
1.8.3. Połączenia mineralno-organiczne.	30
1.8.3. Pojemność sorpcyjna koloidów glebowych.	30
1.9. Pobieranie kationów wymiennych przez rośliny.	31
1.10. Ogólna charakterystyka cezu.	33
1.10.1. Absorpcja i dystrybucja cezu w tkankach organizmu ludzkiego.	35
1.11. Zachowanie się promieniotwórczego cezu w naturalnych i semi-naturalnych ekosystemach gleb.	36
1.11.1 Współczynnik transferu radiocezu w ekosystemie gleba-roślinność.	38
2. CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA.	41
2.1. Wstęp.	41
2.2. Cel i zakres pracy.	42
2.3. Charakterystyka obszarów objętych badaniami.	43
2.3.1. Stanowiska poboru prób gleb i szaty roślinnej.	43
2.4. Metodyka badań.	47
2.4.1. Aparatura i odczynniki.	47
2.4.2. Pobór próbek gleb i roślinności.	47

2.4.3. Przygotowanie próbek gleb i roślinności do analiz gammaspektrometrycznej i spektrometrii absorpcji atomowej.....	47
2.5. Analiza pobranych próbek gleb.	48
2.6.1. Badanie składu mechanicznego gleb.	48
2.6.2. Badanie składu mineralogicznego gleb.	48
2.6.3. Badania chemiczne gleb.	49
2.6.4 Oznaczanie metali ciężkich w glebach metodą spektrometrii absorpcji atomowej.	50
2.6. Analiza gammaspektrometryczna gleb i szaty roślinnej.	50
2.7. Pomiar ogólnej aktywności beta i gamma gleb.	52
2.8. Specjacja radionuklidu ^{137}Cs w glebach.	53
2.9. Statystyczne opracowanie wyników badań.	54
3. WYNIKI BADAŃ.	55
3.1. Właściwości badanych gleb.	55
3.1.1. Skład granulometryczny gleb.	55
3.1.2. Skład mineralogiczny gleb.	57
3.1.3. Cechy chemiczne gleb.	57
3.1.4. Zawartość metali ciężkich w glebach.	59
3.2. Promieniotwórczość gleb.	61
3.2.1. Zawartość radionuklidu ^{137}Cs w glebach.	61
3.2.2. Zawartość radionuklidu ^{40}K w glebach.	62
3.2.3. Zawartość ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi w glebach.	63
3.2.4 Ogólna aktywność beta i ogólna aktywność gamma gleb.....	64
3.3. Promieniotwórczość szaty roślinnej.	66
3.3.1. Zawartość radionuklidu ^{137}Cs w szacie roślinnej.	66
3.3.2. Zawartość ^{40}K w szacie roślinnej.	66
3.3.3. Zawartość ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi w roślinności.	67
3.4. Współczynniki transferu radionuklidów z gleb do szaty roślinnej.	68
3.4.1. Współczynniki transferu ^{137}Cs	68
3.4.2. Współczynniki transferu ^{40}K	69
3.4.3. Współczynniki transferu radionuklidów ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi	69
3.5. Specjacja ^{137}Cs w glebach.	70
3.5.1. Formy wymienne i związane ^{137}Cs w glebach.	70
3.5.2. Formy mobilne (biodostępne) ^{137}Cs w glebach.	71
4. ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ.	72
5. PODSUMOWANIE WYNIKÓW BADAŃ.	81
5.1. Zachowanie się i biodostępność ^{137}Cs w aspekcie właściwości badanych gleb.....	81
6. WNIOSKI.	88
7. SPIS TABEL.	91
7.1. Tabele.	94
8. SPIS WYKRESÓW.	137
8.1. Wykresy.	138
9. SPIS LITERATURY.	165

1. CZĘŚĆ TEORETYCZNA .

1.1. Wstęp .

Są wydarzenia , katastrofy na drodze cywilizacji , które nie powinny i nie odchodzą w zapomnienie . Należy je analizować i wyciągać wnioski . Niewątpliwie awaria elektrowni jądrowej w Czarnobylu , ze względu na swoje rozmiary , wielkość skażeń promieniotwórczych , zasięg obejmujący co najmniej Europę , jeśli nie cały świat , była wydarzeniem bez precedensu w historii ludzkości .

1.2. Środowiskowe warunki radiologiczne w Polsce w okresie przed awarią w Czarnobylu .

Na ocenę sytuacji radiologicznej ma wpływ wiele czynników takich , jak: promieniowanie jonizujące emitowane przez radionuklidy naturalne , obecne w środowisku Ziemi , radionuklidy powstałe w sposób sztuczny , które przedostały się do tego środowiska w wyniku próbných wybuchów jądrowych bądź różnego rodzaju katastrof nuklearnych , a także promieniowanie generowane przez różnego rodzaju urządzenia stosowane w diagnostyce medycznej , przemyśle , badaniach naukowych i innych dziedzinach działalności ludzkiej. Analizując zagrożenia powstałe w następstwie awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu celowym jest oceniać je w porównaniu z zagrożeniami wynikającymi z obecności w środowisku radionuklidów naturalnych i wytworzonych w sposób sztuczny , których pochodzenie nie jest związane z awarią [41].

1.2.1. Występowanie radionuklidów naturalnych w środowisku oraz źródła ich pochodzenia .

Radionuklidy naturalne obecne w środowisku można podzielić ze względu na pochodzenie na dwie grupy. Pierwszą z nich stanowią radionuklidy utworzone w okresie formowania się systemu słonecznego . Okresy ich połowicznego rozpadu są duże w stosunku do czasu istnienia Ziemi , wynoszące około 5×10^9 lat. Do grupy tej zalicza się także radionuklidy pochodne długożyjących macierzystych izotopów , tworzących naturalne szeregi promieniotwórcze. Radionuklidy tych szeregów są emiterami promieniowania alfa , beta i gamma. W środowisku Ziemi obecne są radionuklidy trzech

naturalnych szeregów promieniotwórczych : uranowo-radowego , torowego i uranowo-aktywnego. W każdym z tych szeregów występuje w postaci gazowej izotop radonu: ^{222}Rn - radon , ^{220}Rn - toron , ^{219}Rn - aktynon . Ważnym izotopem , z uwagi na jego duży udział w ziemskim tle promieniowania jonizującego, jest potas ^{40}K , stanowiący 0.0119 % składu mieszaniny izotopów potasu naturalnego, będący emiterym promieniowania beta i gamma.

Drugą grupę radionuklidów naturalnych stanowią nuklidy powstające w wyniku reakcji jądrowych zachodzących między cząstkami promieniowania kosmicznego a jądrami niektórych pierwiastków obecnych w powietrzu . Praktycznie najważniejszymi radionuklidami tej grupy są: wodór ^3H , beryl ^7Be , sód ^{22}Na , węgiel ^{14}C .

Świadoma działalność ludzka lub efekty uboczne tej działalności prowadzić mogą do kumulacji radionuklidów naturalnych, powodując skażenia o charakterze radiologicznym prowadzące do zmiany warunków środowiskowych [41].

Wartości stężeń naturalnych radionuklidów mogą się różnić między sobą o kilka rzędów wielkości w zależności od naturalnych i sztucznie wytwarzanych warunków lokalnych, np. hałdy, wysypiska , stawy osadowe [43].

Wartości stężeń radionuklidów szeregu uranowo-radowego, szeregu torowego i potasu ^{40}K w glebach są uzależnione od radioaktywności skał, z których te gleby powstały oraz od procesów glebotwórczych. Na ogół skały magmowe wykazują wyższą radioaktywność niż skały osadowe. W glebach , w których zachodzą silne procesy erozji, humifikacji, namywania i wymywania, stężenia radionuklidów naturalnych są znacznie niższe. Natomiast w czarnoziemach , gdzie procesy geochemiczne i biochemiczne nie są tak intensywne , obserwuje się wyższy poziom stężeń radionuklidów znacznie mniej odbiegający od stężeń występujących w skałach formujących te gleby [104]. Stężenia naturalnych radionuklidów, z uwagi na ich długie okresy połowicznego rozpadu, praktycznie nie ulegają zauważalnym zmianom w czasie.

Jak wynika z badań Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej średnie stężenia radu ^{226}Ra , aktynu ^{228}Ac oraz potasu ^{40}K w glebach na terenie Polski wynoszą odpowiednio: 26, 21, 413 Bq/kg suchej masy [42]. Zmierzone wartości stężeń tych radionuklidów zawierały się w przedziale :

- ^{226}Ra od 4.8 do 118 Bq/kg
- ^{228}Ac od 3.6 do 77 Bq/kg
- ^{40}K od 111 do 967 Bq/kg

Większe wartości stężeń ^{226}Ra oraz ^{228}Ac występują w glebach Polski południowej, co wynika ze struktury geologicznej kraju. Dla ^{40}K nie obserwuje się tak wyraźnego zróżnicowania ze względu na większą jednorodność występowania tego izotopu w skorupie ziemskiej. Dla porównania średnie tzw. „klarkowe” stężenia ^{226}Ra , ^{228}Ac oraz ^{40}K na świecie wynoszą odpowiednio : 26, 26, 370 Bq/kg [104].

Obecność w powietrzu ^{40}K oraz innych radionuklidów naturalnych jest następstwem poniższych procesów :

- wywiewania i unoszenia pyłów z powierzchni ziemi , w tym z różnego rodzaju wysypisk , hałd i stawów osadowych ,
- emisji pyłów przez zakłady energetyczne i przemysłowe ,
- wybuchów wulkanów ,
- pożarów ,
- użytkowania nawozów sztucznych ,
- emanacji radonu i toronu z litosfery .

Radionuklidy obecne w wodach gruntowych i powierzchniowych Polski to przede wszystkim ^{226}Ra i ^{222}Rn , przy czym obecność ^{226}Ra w wodzie jest wynikiem jej oddziaływania na skały i gleby zawierające rad. Znaczenie innych radionuklidów występujących w wodach gruntowych i powierzchniowych Polski, jako czynnika o charakterze radiologicznym , z uwagi na ich niewielkie stężenia jest znikome.

Źródłem obecności radionuklidów naturalnych w środowisku są również nawozy fosforowe i potasowe. Przedostają się one wraz z nawozami do gleby , gdzie mogą być kumulowane, bądź w następstwie wypłukiwania przenikają do wód powierzchniowych i gruntowych. Mogą być również pobierane wraz z wodą i innymi składnikami mineralnymi przez rośliny przedostając się w ten sposób do łańcucha pokarmowego ludzi i zwierząt . Przykładem terenów, na których obserwuje się zmiany lokalnych środowiskowych warunków radiologicznych powodowane działalnością przemysłu wydobywczego i energetycznego, jest obszar Górnego Śląska. Znajdujące się tu kopalnie węgla kamiennego odprowadzają na powierzchnię odpady stałe oraz wody kopalniane , w których stężenia naturalnych radionuklidów znacznie przewyższają , nawet do kilkuset razy, wartości przeciętne spotykane w przyrodzie. Elektrowniane składowiska popiołów i żużli również powodują lokalny wzrost mocy dawek promieniowania oraz stężeń naturalnych izotopów promieniotwórczych w glebie, w najbliższym otoczeniu składowisk [41].

1.2.2. Występowanie radionuklidów sztucznych w środowisku oraz źródła ich pochodzenia .

Źródłami skażeń środowiska ziemskiego przez izotopy promieniotwórcze pochodzenia sztucznego są wybuchy jądrowe, elektrownie jądrowe i inne zakłady techniki jądrowej . Zakłady te odprowadzają do środowiska pewne, bardzo niewielkie ilości substancji radioaktywnych w czasie swej normalnej pracy . Są to najczęściej: promieniotwórcze izotopy gazów szlachetnych, tryt w postaci gazu i pary wodnej, promieniotwórcze izotopy jodu, pyły promieniotwórcze.

Podstawowe źródła emisji sztucznych radionuklidów do środowiska w sposób niekontrolowany stanowią awarie i wypadki w przemyśle nuklearnym.

Przykłady ważniejszych awarii i wypadków nuklearnych [61] .

1. 26 kwietnia 1986 r. - najpoważniejsza w dziejach katastrofa elektrowni jądrowej w Czarnobylu (Ukraina) *Wielka Awaria - poziom 7* (wg 7-stopniowej „Międzynarodowej skali zdarzeń jądrowych” wydanej w 1992 r. przez MAEA i Agencję Energii Jądrowej OECD).

2. 29 września 1957 r. - wybuch w fabryce plutonu w pobliżu miasta Kysztym na Uralu .
Poważna Awaria - poziom 6 .

3. 7 października 1957 r. - pożar zniszczył rdzeń reaktora wytwarzającego pluton w Ośrodku Jądrowym w Windscale (przemianowanym później na Sellafield - Wielka Brytania). Do atmosfery dostały się chmury pyłu radioaktywnego . *Awaria z Zagrożeniem Poza Obiektem - poziom 5 .*

4. 28 marca 1979 r. - w elektrowni Three Mile Island w stanie Pensylwania (USA) częściowemu stopieniu uległ rdzeń jednego z reaktorów . Doprowadziło to do wydostania się do atmosfery gazu promieniotwórczego . *Awaria z Zagrożeniem Poza Obiektem - poziom 5 .*

5. 7 sierpnia 1979 r. - podczas wycieku wzbogaconego uranu w tajnym ośrodku nuklearnym koło Erwin w stanie Tennessee (USA) doszło do skażenia ok.1000 osób. Otrzymały one 5-krotną dawkę roczną. *Awaria bez Znaczącego Zagrożenia Poza Obiektem - poziom 4 .*

6. 24 marca 1992 r. - Sosnowy Bór, ok. 100 km od Petersburga. W wyniku uszkodzenia kanału chłodniczego promieniotwórcze gazy i jod przeniknęły do atmosfery. Według oficjalnych danych poziom radioaktywności jodu wzrósł 10-krotnie, a innych pierwiastków 6-krotnie. *Poważny Incydent - poziom 3.*

W okresie poprzedzającym katastrofę nuklearną w Czarnobylu, w środowisku występowały zanieczyszczenia promieniotwórcze pochodzenia sztucznego, którego źródłem były przede wszystkim wybuchy jądrowe przeprowadzone w atmosferze. Szczególne nasilenie tych wybuchów miało miejsce w latach 1961-1962. Poniżej, w tabeli nr 1. zestawiono dane dotyczące liczby wybuchów i ich całkowitej mocy w poszczególnych okresach poczynając od 1945 roku.

Tabela nr 1. Wybuchy jądrowe w atmosferze [93].

Lata	Liczba wybuchów	Oszacowana całkowita moc (Mt)
1945 - 1951	26	0.8
1952 - 1954	31	60
1955 - 1956	44	31
1957 - 1958	128	81
1959 - 1960	3	0.1
1961 - 1962	128	340
1963	0	0.0
1964 - 1969	22	15.5
1970 - 1974	34	12.2
1975	0	0.0
1976 - 1980	7	4.8
1980 - 1996	0	0.0

Najbardziej znaczący udział w dawce otrzymywanej przez mieszkańców różnych części świata miały : ^{137}Cs , ^{95}Zr , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{144}Ce . Do chwili obecnej pozostały w środowisku i mają wpływ na dawkę otrzymywaną przez ludzi takie radionuklidy , jak : ^{137}Cs , ^{90}Sr oraz długozyciowe alfabromieniotwórcze : ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am .

Skazanie powierzchni ziemi strefy umiarkowanej półkuli północnej przez radionuklidy , które decydowały o wielkości dawki od promieniowania zewnętrznego podano w tabeli nr 2 . Na wartość tego skażenia złożyły się wszystkie wybuchy jądrowe przeprowadzone w latach 1945 - 1980 .

Tabela nr 2. Sumaryczna depozycja spowodowana wszystkimi wybuchami jądrowymi [104].

Radionuklid	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs	¹⁴⁰ Ba	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce
Skazanie powierzchniowe (kBq/m ²)	40.1	30.1	24.2	5.17	24.9	22.1	48.4

Efektywny równoważnik dawki obciążającej powodowanej promieniowaniem radionuklidów obecnych w środowisku w następstwie wybuchów jądrowych wynosi dla mieszkańca strefy umiarkowanej , w tym także Polski , 4.4 mSv [104].

W roku 1985 stężenie ¹³⁷Cs w przyziemnej warstwie powietrza Polski wynosiło 1 - 2 μBq/m³ . Roczny opad ¹³⁷Cs wynosił około 6 Bq/m² , a ⁹⁰Sr około 2 Bq/m² . Radionuklidy te , przenikając w głąb gleby , były silnie w niej wiązane i wolno przyswajane przez rośliny . W tabeli nr 3. przedstawiono średnie wartości stężeń ¹³⁷Cs i ⁹⁰Sr w komponentach środowiska i żywności w 1985 roku (1 rok przed awarią elektrowni jądrowej w Czarnobylu) .

Tabela nr 3. Średnie wartości stężeń ^{137}Cs i ^{90}Sr w środowisku i żywności w Polsce w 1985r.[32]

Komponent środowiska lub rodzaj żywności	Jednostka	^{137}Cs	^{90}Sr
Powietrze	$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$	1 -2	nw
Opad całkowity	$\text{Bq}/(\text{m}^2\text{rok})$	6	2
Gleba (warstwa 10 cm)	kBq/m^2	0.2 - 0.95	<0.01
Wody powierzchniowe	Bq/l	< 0.1	<0.01
Produkty żywnościowe:			
mleko	Bq/l	0.3	0.1
mięso	Bq/kg	0.8	<0.1
drób	Bq/kg	0.3	<0.1
ryby	Bq/kg	0.3	<0.1
warzywa	Bq/kg	0.2 - 0.9	<0.1
owoce	Bq/kg	0.3 - 0.4	<0.1
zboże	Bq/kg	0.4 - 0.8	<0.1
Śr. roczna racja pokarmowa	Bq/rok	325	110

1.3. Następstwa awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu w odniesieniu do terytorium Polski .

1.3.1. Dynamika uwolnień substancji promieniotwórczych z uszkodzonego czwartego bloku Czarnobylskiej Elektrowni Jądrowej .

W sobotę 26 kwietnia 1986 r. o godzinie 01.24 czasu lokalnego (25 kwietnia, godz. 23.24 w Polsce) nastąpił termiczny wybuch w bloku nr 4 elektrowni jądrowej w Czarnobylu . W wyniku eksplozji nastąpiło całkowite zniszczenie budynku reaktora oraz wyrzucenie do atmosfery bardzo dużych ilości substancji radioaktywnych (produktów rozszczepienia i aktywacji).

Charakter promieniotwórczych skażeń środowiska w wyniku awarii zależny był od dynamiki uwolnień substancji promieniotwórczych i warunków meteorologicznych. Proces uwalniania radionuklidów do środowiska był wieloetapowy i rozciągnięty w

czasie. W pierwszym momencie awarii, w którym działały dwa mechanizmy: wybuch i pożar, nastąpiło wyrzucenie rozproszonego paliwa z uszkodzonego reaktora. Skład uwalnianych wówczas radioaktywnych substancji odpowiadał składowi tych substancji w wypalonym paliwie, ze zwiększoną zawartością izotopów promieniotwórczych jodu, telluru, cezu i gazów szlachetnych [1]. Według Semenowa [30] wybuch wprowadził prawie połowę uwalnianych substancji na wysokość około 1 km. Z badań Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, w których stosowano model wyniesienia smug gazów o dużej wydajności cieplnej z uwzględnieniem inwersji temperatury występującej w rejonie awarii (czynnik hamujący transport pionowy masy) wynikało, że wyniesienie nie było większe niż 1000-1500 m.

W drugim etapie, (od 26 kwietnia) w wyniku zastosowanych środków zmierzających do ugaszenia grafitu, ilość substancji promieniotwórczych uwalnianych do otoczenia uszkodzonego bloku uległa zmniejszeniu. W tym okresie skład izotopowy uwalnianych substancji również odpowiadał ich składowi w paliwie. W tym stadium strumień rozgrzanego powietrza i produkty spalania grafitu wynosiły z reaktora drobno rozproszone paliwo.

Trzeci etap uwalniania (od 3 maja) charakteryzował się szybkim wzrostem intensywności wydostawania się produktów rozszczepień z bloku reaktora. W początkowej części tego stadium obserwowano wzmożone wynoszenie składników lotnych, w szczególności jodu. Po pewnym czasie skład uwalnianych substancji ponownie zbliżał się do ich składu w wypalonym paliwie (6 maja). Wynikało to z rozgrzania paliwa w rdzeniu do temperatury powyżej 1700°C spowodowanego szczątkową generacją ciepła. W tych warunkach, wskutek zależnej od temperatury migracji produktów rozszczepienia i przemian chemicznych tlenku uranu, następowała ucieczka produktów rozszczepienia paliwa i wynoszenie ich w postaci aerozoli przez produkty spalania grafitu.

Ostatni, czwarty etap (po 6 maja) charakteryzował się szybkim zmniejszaniem uwalniania substancji promieniotwórczych. Wynikało to z zastosowania specjalnych środków, powstawaniem trudniej topliwych związków produktów rozszczepienia w efekcie ich oddziaływania z wprowadzonymi materiałami, stabilizacją paliwa i obniżeniem jego temperatury [49].

1.3.2. Sytuacja radiologiczna w pierwszych dniach po awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu .

W ciągu pierwszych 10 dni od awarii uwolniło się ogółem 10^{18} Bq (30 - 50 megacurie) całkowitej radioaktywności (bez gazów szlachetnych), co stanowiło około 20% całej zawartości lekkich i lotnych radionuklidów w rdzeniu reaktora , takich jak: ^{131}I (2.6×10^{17} Bq), ^{132}Te (4.8×10^{16} Bq) , ^{134}Cs (1.9×10^{16} Bq) , ^{137}Cs (3.8×10^{16} Bq), poza tym do 100% radioaktywnych gazów szlachetnych , takich jak ksenon i krypton , a także 3 - 6 % nielotnych izotopów takich pierwiastków , jak : ^{89}Sr (8×10^{16} Bq) , ^{90}Sr (8×10^{15} Bq) , bar , pluton itp. [75,105, 107].

Tabela nr 4. Uwolnienie radionuklidów podczas awarii reaktorów jądrowych w Windscale , Three Mile Island i Czarnobylu w porównaniu z uwolnieniami związanymi z próbami bomb atomowych (PBq) [37].

Radionuklid	Okres połowicznego rozpadu	Windscale (1957)	Three Mile Island (1979)	Czarnobyl	Próby bomb atomowych
^{89}Sr	50.5 d	0.005	-	80	90 000
^{90}Sr	28.6 l	0.00022	-	8	600
^{131}I	8.05 d	0.60	0.00055	260	700 000
^{132}Th	78.2 h	0.60	-	48	70 000
^{133}Xe	5.25 d	12	370	1700	1 900 000
^{134}Cs	2.06 l	0.0012	-	19	-
^{137}Cs	30.2 l	0.046	-	38	960
Alfa emitery		0.008	-	6	180

- nie zarejestrowano , h - godziny , d - dni , l - lata , 1 Pbq = 1 petabekerel = 10^{15} Bq

Uwolniona w ciągu pierwszych dni radioaktywność skażyła masy powietrza , które początkowo przemieściły się nad Skandynawię , następnie nad Środkową Europę , a w końcu nad Bałkany . Przesuwająca się chmura radioaktywna z różnym nasileniem

skaziła całą Europę. W Europie Środkowej z największym nasileniem opad radioaktywny wystąpił w rejonie Bawarii i Salzburga [75]. Skazenie dotyczyło wszystkich elementów środowiska : powietrza , gleby, wody , a w konsekwencji także produktów żywnościowych .

W pierwszym okresie w ogólnej aktywności dominowały najbardziej lotne substancje ; gazy szlachetne , izotopy jodu i cezu (w początkowych dniach około 50% aktywności stanowiły izotopy : ^{132}I + ^{132}Te , a 20% ^{131}I ; po 10 dniach ich zawartość spadła do 30%) . W czerwcu 1986r. decydującą rolę zaczęły odgrywać izotopy cezu : ^{134}Cs i ^{137}Cs . Stężenie długożyciowego strontu ^{90}Sr w komponentach środowiska i produktach żywnościowych było stosunkowo niewielkie i nie przekraczało kilku procent poziomu obserwowanych stężeń radioizotopów cezu [73].

Była to trzecia - po Windscale i Three Mile Island - awaria reaktora o znaczeniu globalnym . Zbiorowy efektywny równoważnik dawki z nią związany oszacowano na około 600 000 osoboSv.

Tabela nr 5. Obciążenie radiacyjne ludności w wyniku najpoważniejszych awarii reaktorów jądrowych [105].

Data awarii	Miejsce awarii , rejon , kraj	Zbiorowy efektywny równoważnik (osoboSv)*
10.10.1957	Windscale, Cumbria , Anglia	1300
28.03.1979	Three Mile Island , Pensylwania	16 -35
26.04.1986	Czarnobyl , Ukraina	600 000

* 1 Sv - siwert, jednostka równoważnika dawki , czyli wielkości będącej sumą dawek różnych rodzajów promieniowania z uwzględnieniem stopnia jego szkodliwości dla organizmu ; 1 Sv = 1 J/kg

Skazenia z elektrowni jądrowej w Czarnobylu , które najwcześniej dotarły na terytorium Polski , pochodziły z górnych warstw atmosfery (ze względu na większe prędkości wiatrów na dużych wysokościach niż na powierzchni ziemi) .

Pierwsze skażenia wystąpiły na północnym wschodzie Polski . Zostały one wywołane lewym skrajem chmury przechodzącej na poziomie 925 milibarów (ok. 800m)

nad Litwą w kierunku Bałtyku . Następnie dotarły również skażenia niesione przez przemieszczające się masy powietrza na znacznie niższych wysokościach (wiatr przyziemny) .

W rejon Warszawy skażone powietrze dotarło po godzinie 14⁰⁰ w dniu 27.04 1986 r. W Gdyni skażenia pojawiły się z 27 na 28.04 , co pozwala przypuszczać , że nie pochodziły one z warstwy przyziemnej skażonego powietrza , które było frontem atmosferycznym odizolowanym od rejonu Gdyni. Również skład skażeń zarejestrowanych w Żarnowcu (różniący się od składu , jaki występował w chmurze przyziemnej przechodzącej przez Warszawę , zwiększonym udziałem cezu , baru i lantanu) potwierdza to przypuszczenie [111,113].

W Poznaniu większe skażenia (z powietrza przyziemnego) wystąpiły dopiero przed południem 29.04. W następnych kilkunastu godzinach nad Poznań z północy napływały silnie skażone górne warstwy powietrza . Dało to w efekcie jedno z największych , choć krótkotrwałych skażeń powietrza w Polsce .

Przesuwając się dalej w kierunku południowym , skażone masy przeszły nad Legnicą i Śnieżką , powodując umiarkowane skażenia . Jeszcze mniejsze i krótkotrwałe skażenia powietrza wystąpiły w Świnoujściu . Od wieczora do północy 28.04 86r. skażone powietrze przechodziło na poziomie 925 mbar (ok. 800 m) nad województwami : białskopodlaskim , lubelskim , chełmskim , zamojskim i krośnieńskim .

Powietrze znajdujące się w dniach od 4 do 9 maja w rejonie Czarnobyla było przenoszone na terytorium Polski okrężnymi drogami , wywołując w okresie 6 - 9 maja ponowne krótkotrwałe skażenie atmosfery , wynoszące od kilku do kilkunastu Bq/m³ (o nieco zmienionym składzie izotopowym) . W tabeli nr 6 podano skład izotopowy skażeń powietrza (Warszawa) po awarii w Czarnobylu.

Tabela nr 6. Skład izotopowy skażeń powietrza (Warszawa) po awarii w Czarnobylu [44].

Izotop	Udział (%)		
	28.04.1986r.	7.05.1986r.	20.05.1986r.
¹³¹ I	34.2	44.3	50.7
¹³² Te	26.2	9.5	1.5
¹³² I	26.2	9.5	1.5
¹³⁴ Cs	0.8	1.3	6.4
¹³⁷ Cs	1.7	3.2	12.6
¹⁰³ Ru	4.8	22.1	12.2
¹⁰⁶ Ru	3.8	5.8	13.6
⁹⁹ Mo	2.0	0.5	-
⁹⁵ Zr	-	0.4	-
⁹⁵ Nb	-	0.4	-
¹⁴⁰ Ba	-	1.3	-
¹⁴⁰ La	-	1.3	-
¹⁴¹ Ce	-	0.1	-

1.3.3. Następstwa katastrofy nuklearnej w Czarnobylu w odniesieniu do wszystkich komponentów środowiska .

1.3.3.1. Powietrze .

Aktywność beta powietrza po gwałtownym wzroście w końcu kwietnia i na początku maja 1986 roku , w drugiej połowie roku wyraźnie zmniejszała się . Już od sierpnia nie przekraczała 1 Bq/m^3 i była na poziomie aktywności z roku 1985 . Podobnie było z aktywnością beta opadu całkowitego . Średnie roczne aktywności beta powietrza i opadu całkowitego w latach 1985 - 1995 zestawiono w tabeli nr 7.

Tabela nr 7. Aktywność beta powietrza i opadu całkowitego w Polsce w latach 1985 - 1995[32].

Lata	Średnia roczna aktywność beta powietrza (mBq/m ³)	Aktywność beta średniego rocznego opadu całkowitego (kBq/m ²)
1985	1	0.41
1986	964	19.01
1987	1	0.53
1988	1	0.45
1989	1	0.43
1990	1	0.39
1991	1	0.39
1992	1	0.36
1993	1	0.36
1994	1	0.34
1995	1	0.33

Stężenia izotopów cezu w powietrzu przyziemnym w drugiej połowie 1986 roku wynosiły kilkadziesiąt $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ i były niższe prawie sto tysięcy razy niż na przełomie kwietnia i maja, jednak pozostawały na wyższym poziomie w stosunku do stężeń przed awarią. Było to spowodowane przedostaniem się skażonego powietrza do wysokich warstw atmosfery, aż do dolnej stratosfery i bardzo wolnym wypadaniem do warstw przyziemnych.

Stężenia radionuklidów cezu w powietrzu stopniowo zmniejszały się w kolejnych latach, osiągając w roku 1991 średnią wartość $5 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Obserwuje się okresowe wahania w ciągu roku. Są one związane z sezonowym transportem mas powietrza przez tropopauzę i przepływającymi z masami powietrza izotopami promieniotwórczymi ze stratosfery do troposfery. Mogą być także związane z wtórnym skażeniem powietrza nad wysoko skażonymi terenami wokół Czarnobyla (pylenie, pożary lasów). Maksymalne stężenia ^{137}Cs w pojedynczych tygodniowych próbkach w powietrzu przyziemnym w Polsce były na poziomie $20 - 50 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. W tabeli nr 8. przedstawiono średnie stężenia izotopów cezu w powietrzu w Warszawie w latach 1985 - 1995.



Tabela nr 8. Średnie roczne stężenia ^{134}Cs i ^{137}Cs w przyziemnej warstwie powietrza w Warszawie w latach 1985 -1995 ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) [41].

Lata	^{134}Cs	^{137}Cs
1985	-	2
1986	27500	56800
1987	9	24
1988	2	10
1989	1	7
1990	1	7
1991	1	5
1992	1	6
1993	<1	5
1994	<1	3
1995	<1	3

Podobnie zmieniała się aktywność cezu w opadzie całkowitym . W ostatnich miesiącach 1986 roku była na poziomie kilku Bq/m^2 miesiąc , około tysiąc razy mniej niż w miesięcznym opadzie w maju . W tabeli nr 9. zestawiono dane dotyczące aktywności izotopów cezu w średnim rocznym opadzie całkowitym w Polsce w latach 1985 -1995 .

Tabela nr 9. Aktywność ^{134}Cs i ^{137}Cs w średnim rocznym opadzie całkowitym w Polsce w latach 1985 - 1995 (Bq/m²rok) [34].

Lata	^{134}Cs	^{137}Cs
1985	-	2
1986	753	22
1987	8	3.9
1988	3	4.0
1989	1.6	1.9
1990	1.0	2.0
1991	0.5	1.6
1992	0.2	<1.2
1993	<0.2	<1.2
1994	<0.2	<1.2
1995	<0.2	<1.0

1.3.3.2. Gleby i wody powierzchniowe .

Wyższe pozostały skażenia gleb. Zdeponowane na powierzchni gleby długożyjące izotopy promieniotwórcze , stopniowo przenikają w głąb gleby. Różnice w skażeniach poszczególnych próbek wynikają z wielkości skażenia opadu całkowitego w danym rejonie , ukształtowania terenu , lokalnych warunków meteorologicznych a także rodzaju gleby . W latach 1988 - 1992 przeprowadzono kontrolę skażenia gleby na terenie całego kraju . Próbkę nie uprawianej gleby z warstwy 10 cm pobierano co 2 lata w tych samych ponad 300 punktach. Średnie stężenia ^{137}Cs i ^{134}Cs w roku 1988 wynosiły odpowiednio 4.7 kBq/m² i 1.0 kBq/m². Maksymalne zarejestrowane wartości to 81 kBq/m² dla ^{137}Cs i 20 kBq/m² dla ^{134}Cs . W kolejnych latach średnie stężenia ^{137}Cs zmieniały się nieznacznie , natomiast stężenia ^{134}Cs malały zgodnie z rozpadem tego izotopu (Tabela nr 10.).

Tabela nr 10. Stężenia izotopów ^{137}Cs i ^{134}Cs w 10 cm warstwie gleby w Polsce w latach 1988 -1992 w kBq/m^2 (wartości średnie i zakres) [41].

Lata	^{134}Cs	^{137}Cs
1988	1.03 (0.03 - 20.1)	4.69 (0.21 - 81.0)
1990	0.51 (0.02 - 6.8)	4.72 (0.74 - 54.5)
1992	0.25 (0.01 - 3.4)	4.24 (0.51 - 49.9)

Dalszy spadek stężeń izotopów cezu w glebie będzie wynikiem rozpadu promieniotwórczego , dalszej migracji pionowej w glebie i przyswajania przez rośliny . W okresie przed awarią, stężenia ^{137}Cs w glebie nie przekraczały wartości 1 kBq/m^2 .

Skażenia promieniotwórcze wód powierzchniowych i w konsekwencji wody wodociągowej , pochodzącej z ujęć z otwartych zbiorników , już od roku 1987 były praktycznie na poziomie rejestrowanym przed awarią ($0.01 - 0.03 \text{ Bq/l}$) [41]

1.3.3.3. Poziom skażeń radionuklidami cezu produktów żywnościowych .

Skumulowane i związane w glebie radionuklidy cezu są stopniowo uwalniane i przyswajane przez rośliny , co ma wpływ na poziom skażeń produktów żywnościowych. W latach 1980 - 1985 średnie stężenia ^{137}Cs w produktach żywnościowych w Polsce nie przekraczały wartości 1 Bq/kg .

W maju 1986 roku średnie aktywności ^{137}Cs i ^{134}Cs w mleku wynosiły odpowiednio 25 Bq/l i 13 Bq/l . Skażenia pojedynczych próbek dochodziły do kilkuset bekereli na litr . Różnice w skażeniu mleka na terenie kraju wynikały z różnic poziomu cezu w opadzie całkowitym na poszczególnych obszarach Polski. Stężenie cezu w mleku w czerwcu 1986 zmalało dwukrotnie - powietrze było tylko nieznacznie skażone , świeża trawa na pastwiskach nie była bezpośrednio skażona . W kolejnych miesiącach średni poziom stężeń obniżał się do 2.4 Bq/l ^{137}Cs i 1.1 Bq/l ^{134}Cs (październik 1986), a następnie w kwietniu 1987r. wzrósł do 7 Bq/l ^{137}Cs i 2.5 Bq/l ^{134}Cs . Związane to było z karmieniem krów paszą zbieraną w połowie roku 1986. Dalej następował stopniowy spadek aktywności izotopów cezu w mleku do wartości 1 Bq/l , co potwierdzają dane przedstawione w tabeli nr 11.

Tabela nr 11. Średnie aktywności ^{134}Cs i ^{137}Cs w mleku w Polsce w latach 1985 - 1995 (Bq/l).[34].

Rok	^{134}Cs	^{137}Cs
1985	-	0.3
1986	2.5	5.2
1987	1.5	4.2
1988	0.4	1.8
1989	0.3	1.5
1990	0.2	1.4
1991	0.1	1.3
1992	<0.1	1.1
1993	<0.1	1.0
1994	<0.1	1.0
1995	<0.1	1.0

Bardzo zróżnicowane stężenia radionuklidów cezu rejestrowano w owocach , przy czym najwyższe wartości wykazywały porzeczki , dla których średnie aktywności sumy ^{134}Cs i ^{137}Cs dochodziły do 400 Bq/kg (czerwiec - lipiec 1986 r.) , a w pojedynczych próbkach nawet do 2000Bq/kg . Wyraźnie niższe były skażenia owoców późnych . Stosunkowo niewielkie skażenia obserwowano w przypadku warzyw i zbóż , dla których średnie aktywności izotopów cezu nie przekraczały kilkunastu Bq/kg . Jedynie warzywa liściaste zbierane w maju i czerwcu 1986 r. zawierały do kilkuset Bq/kg izotopów cezu . W roku 1987 poziom skażeń warzyw i zbóż obniżył się do wartości średnio 1.5 Bq/kg , a począwszy od roku 1988 do wartości poniżej 1 Bq/kg [34] .

Skażenia mięsa izotopami cezu do połowy maja 1986 r. nie przekraczały 40 Bq/kg (suma aktywności obu izotopów) , następnie zaczęły rosnać w wyniku kumulacji tych radionuklidów w organizmach zwierząt . W miesiącach letnich 1986 roku średnie skażenie izotopami cezu dla wołowiny wynosiło 40 -50 Bq/kg , dla wieprzowiny 20 - 30 Bq/kg . W pojedynczych próbkach wołowiny aktywność cezu przekraczała 300 Bq/kg . Znacznie wyższy poziomy stężenie rejestrowano w przypadku koniny i baraniny (60 -100 Bq/kg -średnio) , w pojedynczych próbkach dochodziły do wartości powyżej 600 Bq/kg. Rozrzut stężeń cezu w mięsie zależał od skażenia paszy , od sposobu karmienia

różnych gatunków zwierząt jak i poszczególnych sztuk , z których pochodziły próbki do badań. Można było zaobserwować rejonizację poziomu skażeń zależną od wartości opadu całkowitego . Od końca 1986 roku stężenia cezu w mięsie ulegały systematycznie obniżeniu do wartości średnio 2 - 2.5 Bq/kg (w latach 1992 -1995). Wyraźnie wyższe skażenia izotopami cezu obserwowano w dziczyźnie . Średnie aktywności mięsa sarniego (suma ^{134}Cs i ^{137}Cs) wynosiły 334 Bq/kg , a w pojedynczych próbkach przekraczały wartość 6000 Bq/kg . Podobne poziomy skażeń rejestrowano dla mięsa dzików . W latach 1994 - 1995 średnie wartości stężeń uległy obniżeniu do 20 - 40 Bq/kg . Wysokie skażenia dziczyzny wynikają ze specyfiki zachowania się cezu w środowisku leśnym , w którym izotop ten wolno migruje w głąb gleby i przede wszystkim kumuluje się w ściółce leśnej , mchach i porostach , stanowiących pożywienie zwierząt. Z faktem tym związane są również wysokie skażenia izotopami cezu grzybów leśnych oraz czarnych jagód , które utrzymują się nadal na dość wysokim poziomie w stosunku do innych produktów żywnościowych .

W kolejnych latach poziom skażeń środowiska i żywności będzie powoli obniżał się w wyniku rozpadu promieniotwórczego cezu i przemieszczaniu się tych izotopów w głąb gleby. Aktywność cezu w aktualnym rocznym opadzie całkowitym nie ma żadnego znaczenia dla skażeń środowiska [33].

1.4. Depozycja radionuklidów na powierzchnię ziemi .

Izotopy promieniotwórcze obecne w atmosferze opadają na powierzchnię ziemi w wyniku dwóch procesów : suchej i mokrej depozycji . Wielkość depozycji zależy od wielu czynników takich , jak : ukształtowanie i rzeźba terenu , wielkość i rodzaj biomasy, rodzaj gleby , szybkość wiatru , opady atmosferyczne itp. W wyniku suchej depozycji następuje sedymentacja radionuklidów na powierzchnię ziemi w postaci pary , aerozoli lub cząstek stałych. Skuteczność filtracji przez roślinność zależy od fizyczno - chemicznej natury oddziaływujących cząstek , panujących warunków klimatycznych (wiatr , względna wilgotność) [12,13,91]. W przypadku cząstek o średnicy powyżej 45 mikrometrów , stwierdzono na podstawie badań , że nie są one zatrzymywane przez rośliny i opadają w wyniku opłukiwania deszczem na powierzchnię gleby , podczas gdy drobniejsze cząstki są przechwytywane przez rośliny w znaczny sposób [62,84] . Dla

cząstek o bardzo małych rozmiarach (w postaci aerozoli lub pary) sedymentacja zachodzi w niewielkim stopniu , typowe są dla nich raczej procesy dyfuzji.

Mokra depozycja następuje w wyniku wyflukiwania izotopów promieniotwórczych z radioaktywnych cząstek przez krople deszczu, mgłę i śnieg. Istnieje możliwość inkorporacji aktywnych cząstek aerozoli wewnątrz chmury, które następnie trafiają na ziemię w postaci radioaktywnego opadu deszczu.

Radionuklidy uwolnione do środowiska zachowują się inaczej w ekosystemach naturalnych i semi-naturalnych niż na terenach wykorzystywanych rolniczo. Wyraża się to znacznie wyższymi stężeniami tych radionuklidów w roślinach i zwierzętach żyjących w ekosystemach naturalnych w porównaniu do terenów rolniczych o takim samym skażeniu. Podstawowa różnica między środowiskiem naturalnym i wykorzystywanym rolniczo polega na tym, że obszary rolnicze są uprawiane, podczas gdy ekosystemy naturalne pozostają nie naruszone. Po awarii czarnobylskiej nastąpiła intensyfikacja badań środowiska naturalnego i semi-naturalnego dotyczących między innymi mechanizmów decydujących o dostępności biologicznej, cezu .

Zagadnienia dotyczące zachowania się promieniotwórczego cezu są bardzo ważne z punktu widzenia ochrony radiologicznej , ponieważ izotop ten ze względu na swój długi okres półrozpadu długo jeszcze będzie obecny w środowisku i może mieć decydujący wpływ na przyszłe dawki promieniowania dla populacji ludności .

1.5. Formy radionuklidów w czarnobylskim opadzie promieniotwórczym .

Los długożyciowych radionuklidów uwolnionych do środowiska w wyniku katastrofy nuklearnej w ekosystemie gleba - roślinność jest uzależniony od form fizyczno - chemicznych izotopów obecnych w opadzie promieniotwórczym . Szczególnie charakterystyczną formą uwolnionych radionuklidów z Czarnobyla były nuklidy związane z cząstkami paliwa jądrowego , tzw. „gorące cząstki” oraz aerozole [9,39]. W składzie radioaktywnej chmury zaobserwowano cząstki paliwa jądrowego (tlenki uranu) łącznie z refraktorami rozszczepialnych i aktywnych produktów w ilościach proporcjonalnych do ilości napromienionego paliwa [7,59]. Większe cząstki (o średnicy rzędu dziesiątek mikrometrów) uwolnione w czasie inicjacji eksplozji zostały zdeponowane w bezpośrednim sąsiedztwie reaktora (w promieniu 60 km) [59]. Mniejsze cząstki rzędu kilku mikrometrów, uwolnione w wyniku spalania rdzenia reaktora , były roznoszone na znaczne odległości od miejsca awarii [9]. Tego typu

cząstki (rzędu kilku μm) zidentyfikowano w Norwegii w odległości 1500 km od reaktora [86]. Liczba i rozmiar radioaktywnych cząstek zmniejszały się wraz z odległością od źródła skażenia, wewnątrz 30-kilometrowej strefy wokół Czarnobyla [9,59,87]. W roku 1988 „relatywna biologiczna dostępność” radionuklidu ^{137}Cs była niższa na obszarach z wysoką depozycją gorących cząstek (nie rozpuszczalnych w wodzie) niż na terenach o znacznie mniejszym stopniu skażenia izotopem ^{137}Cs , gdzie dominowały inne bardziej dostępne biologicznie formy cezu [8] i nierzadko wzrastała wraz z odległością od reaktora [72]. Na podstawie badań stwierdzono, że w opadzie pochodzącym z próbných wybuchów jądrowych ponad 90% cezu występowało w formie rozpuszczalnej i jonowymiennej, podczas gdy w opadzie czarnobylskim w pobliżu Czarnobyla - tylko 35%, w regionie Bryansk 40-50% [24]. W miarę upływu czasu, w wyniku oddziaływań między radionuklidami a glebą zachodzą procesy transformacyjne, zmieniające oryginalne formy chemiczne zdeponowanych radionuklidów w inne bardziej lub mniej dostępne biologicznie. Mobilność oraz biodostępność radioizotopów w ekosystemie gleba - roślinność zależy od wielu czynników, z których bardzo istotne są właściwości gleb [26, 31,50,57, 66].

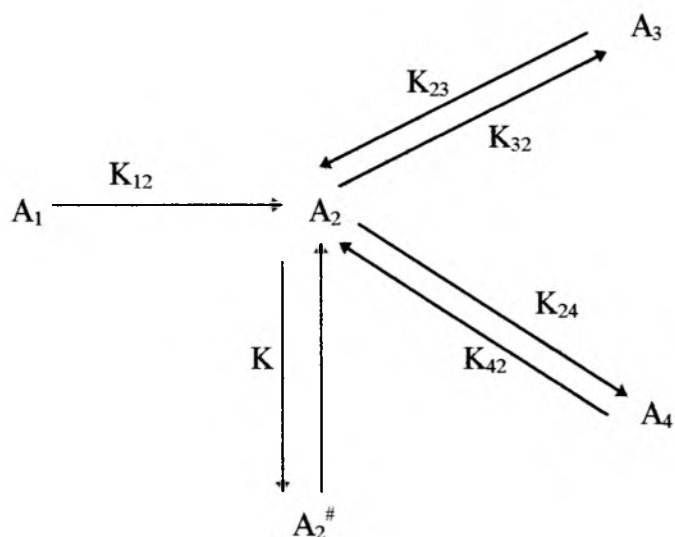
1.6. Specjacja radionuklidów w glebach i ich transformacje.

Radionuklidy zaakumulowane w glebie mogą generalnie występować w formach rozpuszczalnych, jonowymiennych oraz w formach niewymiennych (związanych). Formy wymienne obejmują nuklidy zasorbowane według mechanizmu jonowymiennego, które mogą być przenoszone do roztworu glebowego [18]. Rozdziału chemicznych form radionuklidów dokonuje się na drodze sekwencyjnej ekstrakcji z wykorzystaniem odpowiednich roztworów o różnym składzie chemicznym. Równowaga między formami rozpuszczalnymi i jonowymiennymi ustala się szybko i w wielu przypadkach, co wydaje się być uzasadnione, uznaje się je za pojedynczą mobilną frakcję radionuklidów. Wiązanie radionuklidów przez sorbenty gleby jest procesem przejścia radionuklidu z mobilnej formy do formy związanej. W matematycznych opisach procesów transformacyjnych, modelach, wiązanie to traktuje się jako proces nieodwracalny [46,16]. Dane dostępne w literaturze sugerują, że dla początkowego stadium wiązania i dla procesów zachodzących we względnie krótkim czasie, przyjęcie nieodwracalności procesu wiązania jest uzasadnione. Natomiast dla długoterminowych transformacji

należy uwzględnić możliwość wystąpienia zjawiska przeciwnego do procesu wiązania - remobilizacji.

Gleba poprzez swą dynamikę pod wpływem pedogenezy zdolna jest dokonywać przemian form chemicznych zdeponowanych radionuklidów. Radionuklidy w zależności od formy, w jakiej opadły na glebę, mogą być sorbowane przez składniki gleby i ulegać reakcjom kompleksowania (rozpuszczalne formy) lub też tak, jak to miało miejsce w przypadku „gorących cząstek”, ulegać rozdrobnieniu pod wpływem różnych procesów, w wyniku których następuje tak duże zwiększenie efektywnej powierzchni dostępnej dla reakcji z wodą, że mogą one przejść do roztworu glebowego [45].

Procesy transformacyjne zachodzące w glebach między formami radionuklidów występujących w glebie i roztworze glebowym można przedstawić schematycznie w następujący sposób :



Rys. 1 . Schemat procesów przemian form chemicznych radionuklidów w glebie.

gdzie : A_1 - radionuklid związany z cząstką paliwa („gorąca cząstka”)

A_2 - kationowa forma radionuklidu w roztworze gleby

$A_2^\#$ - kation zaadsorbowany przez składniki gleby według mechanizmu jonowymiennego

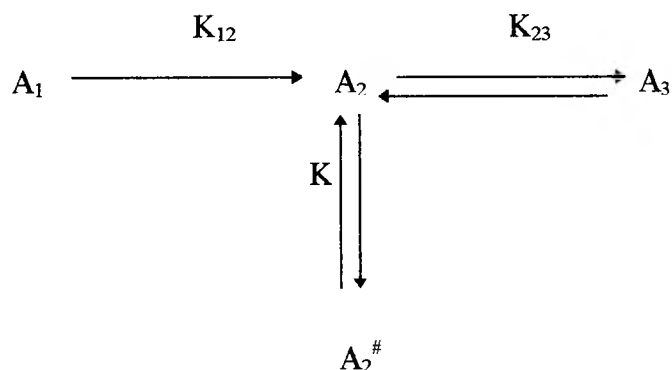
A_3 - niewymienna forma radionuklidu silnie związana z glebą

A_4 - rozpuszczalny kompleksowy związek radionuklidu

K - stała równowagi wymiany jonowej

K_{ij} - stała odpowiedniego procesu przemiany

Dla radionuklidu cezu powyższy schemat przyjmuje postać bardziej uproszczoną z uwagi na fakt, że w większości rodzajów gleb nie ulega on reakcjom kompleksowania (z wyjątkiem gleb bagiennych i torfowych):



Rys. 2. Schemat procesów przemian form chemicznych ^{137}Cs w glebie.

Konoplew i Bobownikowa na podstawie określenia form chemicznych radionuklidu cezu wyznaczyli wartości stałych przemian K_{ij} dla reprezentatywnych rodzajów gleb w promieniu 30 km od Czarnobyla (tabela nr 12).

Tabela nr 12. Wartości stałych przemian form chemicznych ^{137}Cs dla gleb leżących w promieniu 30 km od elektrowni jądrowej w Czarnobylu [47].

Miejsce	Rodzaj gleby	Stałe przemian		
		$K_{12}, \text{dzień}^{-1}$	$K_{23}, \text{dzień}^{-1}$	$K_{32}, \text{dzień}^{-1}$
Czarnobyl	darniowo- bielkowa	1.5×10^{-3}	1.5×10^{-2}	9.6×10^{-4}
Benevka	aluwialna kwaśna	1.7×10^{-3}	1.2×10^{-2}	8.5×10^{-4}
Korogod	bielkowa	1.5×10^{-2}	1.5×10^{-2}	3.7×10^{-3}

Stała przemiany $K_{32} < K_{23}$, co wskazuje, że cez wykazuje tendencję do wbudowywania się do sieci krystalicznej minerałów, dzięki czemu staje się niedostępny dla roślin. Zbliżone wartości stałych otrzymali Surkowa i Pogodin na podstawie badań eksperymentalnych w warunkach laboratoryjnych [99].

1.7. Metody analizy specjacyjnej radionuklidów w glebach .

Analityka specjacyjna sprowadza się w swojej istocie do wyboru odpowiednio selektywnych metod analitycznych . Według definicji IUPAC specjacja to proces mający na celu dostarczenie dowodów na fakt istnienia atomowych i molekularnych postaci analitów [70]. Analityka specjacyjna powstała w rezultacie nagromadzenia informacji analitycznych z zakresu kinetyki i termodynamiki , które wraz z wynikami analiz pozwoliły na rozróżnienie pomiędzy współistniejącymi w roztworach postaciami związków , utlenionymi i zredukowanymi , skompleksowanymi lub nie , itp.

Dla wielu pierwiastków, w tym również dla radionuklidu cezu , mało jest informacji na temat ich form chemicznych, w jakich występują w różnych komponentach środowiska oraz metod analityki specjacyjnej . Najczęściej, w celu określenia form chemicznych radionuklidów, postępuje się zgodnie z już akceptowaną ilościową metodą, jaką stosuje się w przypadku badań specjacyjnych metali ciężkich w glebie .

Zgodnie z definicją , specjacja powinna obejmować wszystkie formy chemiczne radionuklidów , w jakich występują w poszczególnych komponentach środowiska , a zatem :

$$MS = (M)^{n+/-} + (M_m L_m)^{n+/-} + (M_m A)$$

- gdzie :
- MS - suma wszystkich form chemicznych
 - $(M)^{n+/-}$ - radionuklid w postaci wolnego jonu
 - $(M_m L_m)^{n+/-}$ - radionuklid w postaci kompleksu z ligandem L_m
 - L_m - ligand (tlenki , formy organiczne i inne naładowane dodatnio lub ujemnie)
 - $(M_m A)$ - radionuklid zaadsorbowany na powierzchni lub wychwycony przez sieć krystaliczną minerałów lub inny sorbent o strukturze amorficznej
 - m - liczba jonów radionuklidu lub ligandów
 - $n+/-$ - wartość ładunku

W celu określenia specjacji radionuklidu cezu w glebie Carbol i in.[11] wykorzystali zmodyfikowaną wersję metody Tessiera i in. [102] oraz Forstnera i in.[27]. Do wyodrębnienia pięciu podstawowych frakcji stosowali następujące reagenty:

- 1 M CH_3COONa , (pH = 8.2) - frakcja jonowymienna ,
- 0.2 M $\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$ + 0.2 M $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$, (pH =3) - frakcja węglanowa ,
- 10 M H_2O_2 + HNO_3 do pH =2 + 1M $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ - frakcja organiczna
- 0.3 M HCl - frakcja związana z tlenkami żelaza i manganu
- 6 M HCl - frakcja pozostałościowa .

W innej wersji metody Tessiera stosuje się do rozdzielenia frakcji jonowymiennej 1 M $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, frakcja związana z tlenkami żelaza i manganu ekstrahowana jest za pomocą 0.04 M $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ w 25% CH_3COOH , frakcja organiczna uzyskiwana jest w tych samych warunkach jak w poprzedniej wersji metody , natomiast frakcja silnie związana rozdzielana jest na drodze ekstrakcji za pomocą HNO_3 (1:1). Frakcja pozostałościowa określana jest na podstawie pomiaru gammaspektrometrycznego próbki gleby poddanej wyżej wymienionym ekstrakcjom [61].

Schemat specjacyjnej ekstrakcji według metody Povlatskovej [61] obejmuje następujące formy :

- formy rozpuszczalne : ekstrahowane za pomocą wody destylowanej ,
- formy wymienne : ekstrahowane za pomocą 1 M $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (pH =7),
- formy związane z tlenkami Fe - Mn : ekstrahowane za pomocą 1 M HCl ,
- formy niewymienne : ekstrahowane za pomocą 6 M HCl
- formy trwale związane z minerałami poprzez bezpośredni pomiar gammaspektrometryczny próbki poddanej powyższym ekstrakcjom .

Badania specjacyjne radionuklidów pozwalają na wyjaśnienie zmian zachodzących w zachowaniu się tych izotopów w czasie, obejmującym procesy przejścia z frakcji mobilnej do frakcji związanej i odwrotnie. Wg Povlatskovej formy mobilne stanowią sumę form chemicznych cezu ekstrahowanego w pierwszych trzech frakcjach uzyskiwanych zgodnie ze schematem sekwencyjnej ekstrakcji.

1.8. Sorbenty glebowe.

1.8.1. *Minerały ilaste - typy i struktura .*

Gleba jest złożonym , heterogenicznym środowiskiem , składającym się z trzech faz występujących w różnych proporcjach : stałej , ciekłej i gazowej. Fazę ciekłą stanowią roztwory wypełniające przestrzenie międzyziarnowe i kapilary , a fazę gazową powietrze i składniki gazowe gleby. Faza stała to przede wszystkim różnego typu minerały (piasek , ił , gliny) , tlenki , substancje organiczne oraz żywe organizmy . Najbardziej aktywną pod względem chemicznym częścią gleby są koloidy glebowe. Stanowią one najdrobniejszą frakcję glebową nie przekraczającą 1 mikrometra . Są złożone z cząstek mineralnych - minerały ilaste i inne oraz organicznych - próchnica. Koloidy glebowe charakteryzują się dużą powierzchnią właściwą oraz obecnością ładunków elektrycznych na ich powierzchni . W świetle badań dotyczących zachowania się radionuklidu cezu w glebach odgrywają one bardzo istotną rolę.

Minerały ilaste to głównie związki krzemionki z glinem . W glebach wyróżnia się trzy zasadnicze grupy minerałów ilastych : krystaliczne minerały glinokrzemianowe, krystaliczne uwodnione tlenki żelaza i glinu oraz minerały bezpostaciowe. Wymienione minerały występują w glebach najczęściej jako mieszaniny różnych minerałów .

1.8.2. *Minerały krystaliczne i amorficzne .*

Do minerałów krystalicznych uwodnionych tlenków żelaza i glinu najczęściej występujących w glebach należą : getyt - $\text{Fe}_2\text{O}_3 \times \text{H}_2\text{O}$, limonit - $\text{Fe}_2\text{O}_3 \times n\text{H}_2\text{O}$, gipsyt - $\text{Al}_2\text{O}_3 \times 3\text{H}_2\text{O}$, bemit - $\text{Al}_2\text{O}_3 \times \text{H}_2\text{O}$. Mają one podobne właściwości jak minerały glinokrzemianowe : budowa krystaliczna , ładunek najczęściej ujemny , z tym że ilość tego ładunku na jednostkę koloidu jest znacznie mniejsza . Wykazują jednak większą zdolność sorpcyjną w stosunku do anionów niż minerały ilaste .

Minerały bezpostaciowe są to niekiedy występujące w znacznych ilościach w glebach wodorotlenki żelaza i glinu oraz krzemionki w postaci amorficznej . Najbardziej poznanym jest allofan , będący kombinacją krzemionki i półtoratlenków o składzie $\text{Al}_2\text{O}_3 \times \text{SiO}_2 \times n \text{H}_2\text{O}$. Ma on dużą pojemność w stosunku do kationów , jak również i do anionów .

1.8.3 Połączenia mineralno-organiczne.

W glebach występują również połączenia próchnicy z minerałami ilastymi . Są to tzw. kompleksy ilasto-próchnicze. Powstają one w przewodach pokarmowych dżdżownic w czasie trawienia resztek roślinnych z cząstkami ilastymi gleby . Kwasy huminowe wiążą się z minerałami ilastymi prawdopodobnie za pośrednictwem półorotlenków żelaza i glinu , spełniających rolę mostków pomiędzy substancją mineralną a organiczną gleby . Możliwe są również bezpośrednie powiązania między zjonizowanymi grupami karboksylowymi kwasów huminowych a dodatnio naładowanymi minerałami ilastymi . Kompleksy te są trwałe , a ich zdolności sorpcyjne są silniejsze niż każdego komponentu osobno .

1.8.4. Pojemność sorpcyjna koloidów glebowych .

Suma wszystkich wymiennych kationów łącznie z jonami wodorowymi , które mogą być wymienione w równoważnych ilościach na jakikolwiek inny kation , wyrażona w miligramorównoważnikach na 100 g gleby, stanowi pojemność sorpcyjną gleby (mR/100g - obecnie stosowaną jednostką jest cmol(+)/kg). Jest wielkością zależną od wielu czynników , między innymi od ilości , rodzaju i budowy koloidów wchodzących w skład kompleksu sorpcyjnego oraz odczynu gleby.

W tabeli nr 13. podano przykładowe wartości pojemności sorpcyjnej niektórych koloidów glebowych, które mogą wywierać istotny wpływ na imobilizację jonów radioaktywnego cezu w środowisku glebowym i w konsekwencji prowadzić do obniżenia jego dostępności biologicznej dla roślinności.

Tabela nr 13. Zestawienie wartości pojemności sorpcyjnej koloidów glebowych [35].

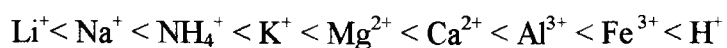
Składnik	me/100g
Kaolinit	3 - 15
Montmorylonit	80 - 120
Wermikulit	100 - 200
Illit	20 - 50
Chloryt	10 - 40
Allofan	100
Uwodnione tlenki Fe i Al	4
Próchnica	150 - 250

Minerały ilaste o budowie typu 2:1, jak np. wermikulit i illit, wykazują szczególną zdolność specyficznego wiązania jednododatnich kationów: Cs^+ , NH_4^+ , K^+ . Minerały te, mając ładunki na wewnętrznych powierzchniach kryształów, mogą sorbować jony w przestrzeniach międzypakietowych. Jeżeli do takich przestrzeni wejdą jony wymiarami równe tym przestrzeniom, jak np. jony potasu czy cezu, wówczas zostaną one trwale zatrzymane jako część sieci krystalicznej [35].

1.9. Pobieranie kationów wymiennych przez rośliny.

Osiągnięcia nauki o sorpcyjnych właściwościach gleby i pobieraniu składników pokarmowych przez rośliny mogą sugerować, że odżywianie się roślin w warunkach glebowych zachodzi w ścisłym związku, jaki wytworzył się między dwoma systemami: korzeniami (biokoloidami) a koloidami gleby [35,82,90]. Każdy z tych układów jest zdolny do wymiany kationów z innym układem koloidalnym lub z roztworem glebowym. Kierunek wymiany zależy od potencjału elektrycznego i stopnia nasycenia kationami koloidów danego układu.

Wymiana kationów między kompleksem sorpcyjnym a rośliną odbywa się w środowisku wodnym (w roztworze glebowym), a obecność w nim rozpuszczalnych soli mineralnych wymianie tej raczej sprzyja. Doświadczalnie stwierdzono, że ruch kationów przy wzajemnym oddziaływaniu korzeni na koloidy gleby nie jest procesem jednokierunkowym, idącym zawsze od gleby do rośliny [90]. Kierunek i intensywność tego procesu określone są przemianami biochemicznymi roślin, składem chemicznym koloidów glebowych i energią wyjścia do roztworu zasorbowanych kationów. Obecność dużych ilości wymiennych kationów o małej energii wyjścia zabezpiecza inne silnie związane kationy przed wyjściem z kompleksu sorpcyjnego do roztworu i przed pobieraniem ich przez rośliny. Kationy z dużą energią związane przez kompleks sorpcyjny, trudniej z niego wychodzą i należy użyć większej ilości kationów o małej energii wejścia, aby wyprzeć je do roztworu. Energia wyparcia tych kationów jest bardzo duża i proporcjonalna do energii wejścia. Kationy można uszeregować według wzrastającej energii wejścia w następujący sposób, przy czym średnica kationów uwodnionych wynosi: 0.5 - 1.0 nm.



Jak wynika z przedstawionego szeregu, kationy, z wyjątkiem wodoru, są tym silniej sorbowane, im większy jest ich ładunek i masa atomowa. Energia wejścia kationu do kompleksu sorpcyjnego zależy również od stopnia hydratacji, od właściwości sorbenta, od składu mineralogicznego gleby.

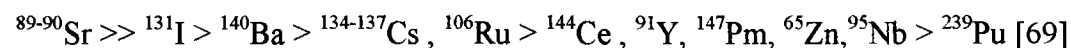
Ogólnie znany jest fakt, że składniki pokarmowe roślin występują w glebach w dwóch zasadniczych formach, a mianowicie: jako związki złożone, na ogół nierozpuszczalne w wodzie i niedostępne dla roślin oraz jako związki proste, rozpuszczalne w wodzie i stosunkowo łatwo dostępne dla roślin. Rośliny pobierają niezbędne im do życia składniki pokarmowe takie, jak: kationy potasu, wapnia, magnezu i inne. Bardzo istotne jest występowanie określonego stanu równowagi pomiędzy stężeniami różnych składników znajdujących się w roztworze glebowym. Wprowadzenie do roztworu glebowego dodatkowych jonów może tę równowagę zakłócić i spowodować pewne zaburzenia w przyswajaniu niezbędnych do prawidłowego rozwoju składników pokarmowych.

Uwolniony do środowiska w wyniku awarii czernobylskiej radioaktywny cez przedostał się do środowiska glebowego i występuje obok niezbędnych makroelementów (K, Ca, Mg i inne) i jest również pobierany poprzez system korzeniowy roślin (absorpcja jonowa). Ze względu na swoje podobieństwo do potasu (chemiczne i metaboliczne) może zachowywać się konkurencyjnie w stosunku do tego pierwiastka.

Główne czynniki mające wpływ na pobór jonów radionuklidów z roztworu glebowego przez roślinność są następujące:

- stężenie jonów w roztworze: dla niskich stężeń ($< 1 \text{ meq/l}$), tak jak w przypadku produktów rozszczepienia uwolnionych do środowiska, wartość absorpcji jest proporcjonalna do stężenia jonów w fazie wodnej gleby;

- chemiczne właściwości jonów: jony o niższym ładunku są generalnie łatwiej absorbowane niż jony o wyższych ładunkach; względna wartość absorpcji dla niektórych radionuklidów jest następująca:



- wpływ pH i Eh na proces strącania niektórych pierwiastków oraz silny wpływ na wartość współczynnika podziału K_d [2];

- oddziaływania między jonami (antagonizm i konkurencyjność do sorpcji w kompleksie sorpcyjnym gleby lub absorpcji jonowej przez rośliny);

- rodzaj i ilości kationów w kompleksie sorpcyjnym;

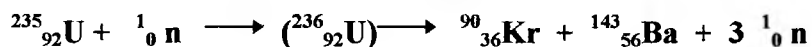
- stopień nasycenia kationami biokoloidów plazmy roślinnej oraz procesów asymilacji i dysymilacji jako procesów regulujących energię życiową żywego organizmu .

1.10. Ogólna charakterystyka cezu .

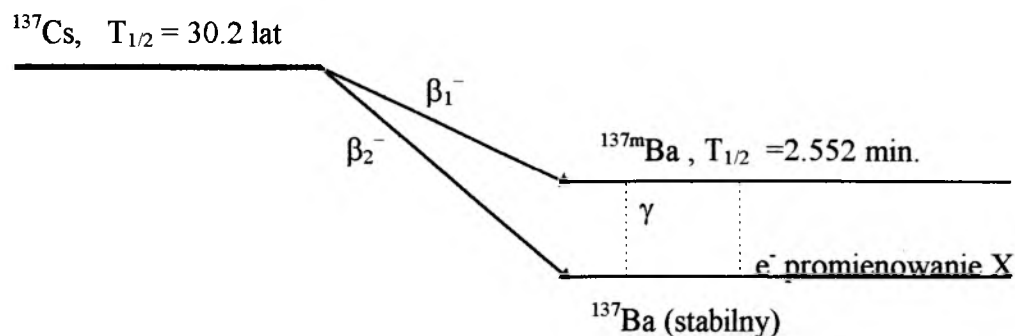
Cez został odkryty przez Bunsena i Kirchhoffa w 1860 r. w wodzie mineralnej w Durkheim , na podstawie widm emisyjnych , od których otrzymał nazwę . Jest on - podobnie jak potas - metalem alkalicznym i metabolicznie również zbliżony jest do potasu . Podczas , gdy potas jest pierwiastkiem niezbędnym do prawidłowego funkcjonowania organizmu człowieka , to brak dowodów na to , że cez ma podobne znaczenie .

Radionuklid ten przez szereg lat nie budził zupełnie zainteresowania biologów. Znajdowano go wprawdzie w ilościach śladowych w roślinach i organizmach zwierząt , ale nie stwierdzono swoistego działania na ustroje żywe. Dopiero w okresie rozwoju energetyki jądrowej zwrócono uwagę na ten pierwiastek. Obecnie zidentyfikowano 22 sztuczne radionuklidy cezu, spośród których najważniejszy i najbardziej niebezpieczny jest ^{137}Cs .

Radioaktywny cez powstaje wskutek samorzutnego rozszczepienia jąder ^{235}U lub pod wpływem bombardowania ^{235}U neutronami termicznymi . Zjawisko rozszczepienia uranu ma charakter reakcji łańcuchowej .



Powstające jądra kryptonu i baru mają nadmiar neutronów i ulegają kolejnym przemianom beta, w wyniku których tworzy się wiele pierwiastków , głównie jądra o masach od 82 do 105 oraz od 128 do 150 [92]. ^{137}Cs jest emitentem promieniowania beta o maksymalnej energii 511.6 keV, a produkt pośredni jego rozpadu ^{137}Ba jest źródłem promieniowania gamma o energii 173.5 keV.



Rodzaj promieniowania		Energia (keV)	Intensywność (%)
^{137}Cs	β_1^- maksymalna	511.6	94.6
	średnia	173.5	
^{137}Cs	β_2^- maksymalna	1173.2	5.4
	średnia	415.4	
Całkowite	β średnia	186.6	100.0
$^{137\text{m}}\text{Ba}$	γ	661.6	89.9

Rys. nr 3. Schemat rozpadu promieniotwórczego ^{137}Cs . Rodzaj i energia promieniowania emitowanego w trakcie rozpadu ^{137}Cs .

Okresy półrozpadu tego izotopu kształtują się następująco: fizyczny 30.2 lat, biologiczny u ludzi 110 - 140 dni , u bydła 40 dni , efektywny u ludzi średnio 123,5 dni , u bydła 39.8 dni [74].

Towarzyszące procesom rozpadu promieniowanie jonizujące , przechodząc przez żywą komórkę organizmu , wywiera szkodliwy wpływ somatyczny bądź genetyczny na organizm . Skutkami somatycznymi są różnego rodzaju choroby nowotworowe typu białaczka i inne . Wpływ genetyczny polega na zjawisku mutacji genów zawartych w komórkach rozrodczych , co w konsekwencji może powodować wady rozwojowe u potomstwa , zarówno fizyczne jak i psychiczne (tabela nr 14)

Tabela nr 14. Szacowana liczba następstw popromiennych w Polsce w ciągu 50 lat w wyniku awarii czarnobylskiej [55].

Skutki stochastyczne	Liczba przypadków
1. Nowotwory złośliwe (zgony)	740 - 6600
- w tym rak tarczycy (zgony)	80 - 250
2. Mutacje dziedziczne (2 pokolenia)	200 *
3. Wady rozwojowe (organogeneza)	0 - 10 *
4. Niedorozwój umysłowy (8-15 tyg. ciąży)	0 - 10 *
RAZEM	820 - 6800

* - górne granice przedziału są mało prawdopodobne (wynika to z przeceny dawek, założeń dotyczących charakteru zależności dawka - skutek, założeń o rozłożeniu dawki w czasie).

1.10.1. Absorpcja i dystrybucja cezu w tkankach organizmu ludzkiego.

Jako główną zasadę przyjmuje się, że związki cezu są rozpuszczalne w płynach ustrojowych człowieka. Absorpcja jelitowa w warunkach eksperymentalnych jest pełna (100%) [81,94], jednak przy normalnej diecie jest prawdopodobnie mniejsza i wynosi od 50 do 80 %. W organizmie ludzkim cez jest wydzielany w obszarze układu pokarmowego pomiędzy żołądkiem a jelitem cienkim - i jest on także łatwo powtórnie absorbowany [38]. Po wchłonięciu radionuklid ten migruje do komórek i zostaje stosunkowo jednorodnie rozłożony w tkankach miękkich [81,83]. Badany był także metabolizm zachodzący u matek i dzieci. Wydaje się, że nie zachodzi łożyskowe wydzielanie cezu, gdyż stężenia ^{137}Cs u noworodków były w przybliżeniu równe

odpowiednim wartościom u matek [4]. Stężenia cezu są małe w tkankach tłuszczowych, dlatego też - przy równych aktywnościach ^{137}Cs w substancji wchłoniętej - stężenie ^{137}Cs (Bq/kg masy ciała) u mężczyzn jest większe niż u kobiet, co spowodowane jest proporcjonalnie większą zawartością tkanki tłuszczowej w ciele kobiety. Nie do końca rozstrzygnięty jest problem akumulacji cezu w kościach. Najprawdopodobniej izotop ten związany z kośćmi obecny jest w części szpikowej, natomiast twarda tkanka wychwytuje go jedynie w niewielkim stopniu [36].

1.11. Zachowanie się promieniotwórczego cezu w naturalnych i semi-naturalnych ekosystemach gleb.

Naturalne i semi-naturalne ekosystemy gleb reprezentują krytyczne systemy odpowiedzialne za główny udział w dawce ekspozycyjnej dla populacji ludzi po wypadku nuklearnym. Jednym z ogniw łańcucha troficznego są zwierzęta wypasane na skażonych łąkach i pastwiskach, na których nastąpiła depozycja opadu promieniotwórczego. Cez promieniotwórczy przechodzi do roślin przez system korzeniowy i części nadziemne. Udział tych dróg w różnych okresach po uwolnieniu radionuklidów do środowiska jest zróżnicowany. W przypadku występowania świeżego opadu decydujące znaczenie ma przenikanie nuklidów promieniotwórczych przez nadziemne części roślin. W późniejszym okresie dominującą rolę zaczyna odgrywać migracja izotopów do szaty roślinnej przez system korzeniowy. Jest to bardzo złożony proces zależny od wielu czynników, z których bardzo istotne są: fizyczne-chemiczne właściwości gleb (pH, pojemność sorpcyjna, skład roztworu glebowego, zawartość substancji organicznych, skład mineralogiczny i granulometryczny), jak również związane z nimi rodzaje form chemicznych radionuklidu w glebie. Zawartość form rozpuszczalnych i jonowymiennych przyjmuje się za kryterium oceny mobilności radionuklidów w glebie. Ostatnie badania dowiodły, że czarnobylski cez jest znacznie mniej mobilny niż cez pochodzący z wybuchów nuklearnych, co jest uzasadnione niższą zawartością mobilnych form cezu w opadzie promieniotwórczym po awarii elektrowni w Czarnobylu [24]. Obecnie ponad 90% radioaktywności występuje w powierzchniowej 10-centymetrowej warstwie gleby [65]. Średnia wartość pionowej migracji radionuklidów oceniana jest jako 0.2-1 cm/rok. Najwyższą zdolność penetracji obserwowano w pierwszych miesiącach po awarii w związku z migracją cząstek w postaci stałej o

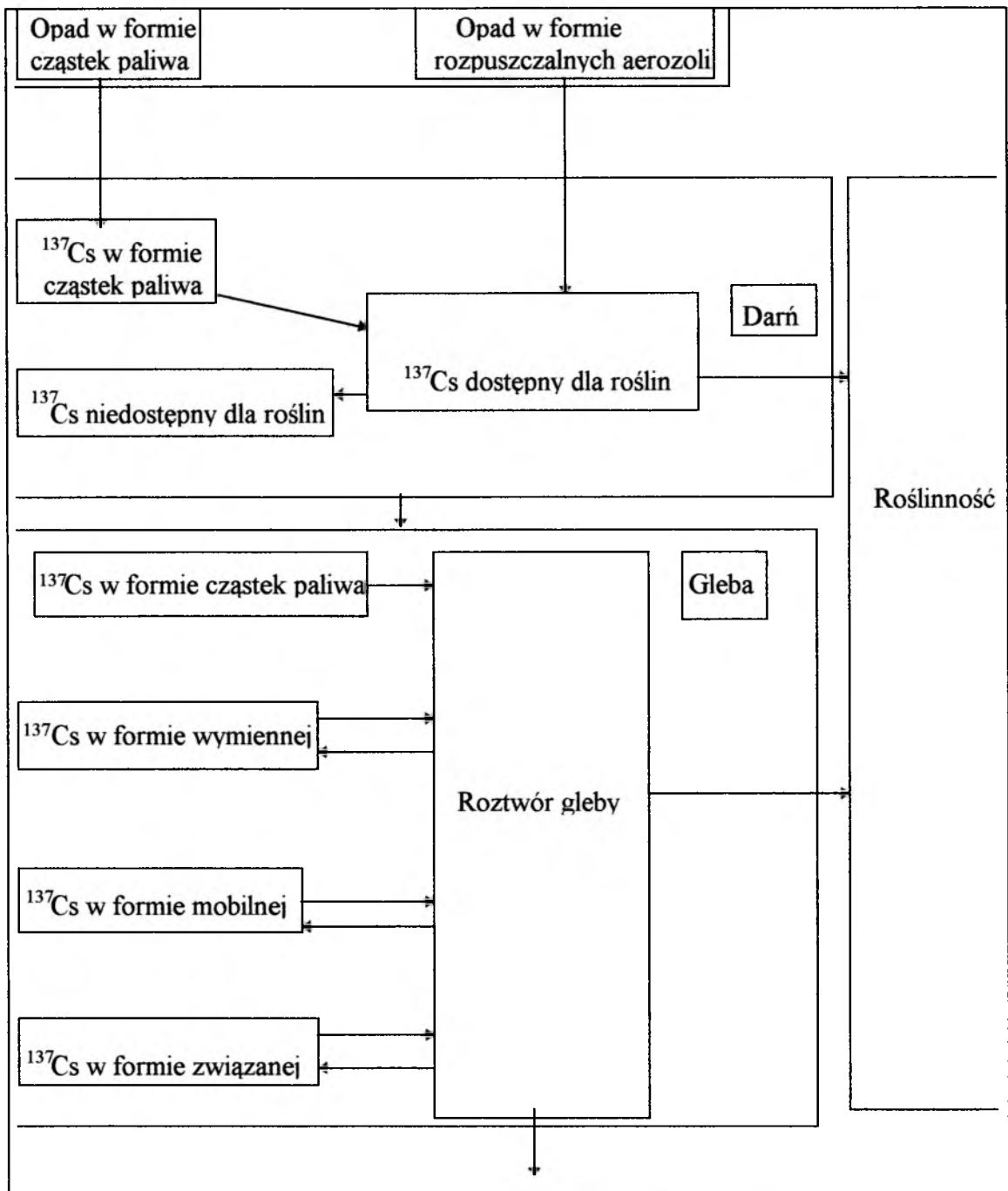
niewielkich rozmiarach. We wszystkich przypadkach , niższe profile gleb zawierają mniej mobilne formy radionuklidów w stosunku do wyższych profili glebowych .

Proces migracji radionuklidu ^{137}Cs w komponentach naturalnych ekosystemów gleb można przedstawić schematycznie według modelu (rys. nr 4), który pozwala przewidzieć długoterminową biodostępność ^{137}Cs w określonych przedziałach środowiska .

W schemacie uwzględniono następujące procesy :

- przejście ^{137}Cs w formie rozpuszczalnych aerozoli i cząstek paliwa na powierzchnię darni i do gleby ;
- destrukcja cząstek paliwa w glebie i darni prowadząca do przejścia ^{137}Cs w formę dostępną dla roślin ;
- dekompozycja darni i ługowanie z niej ^{137}Cs do niższych warstw gleby (poziom korzenny) ;
- redystrybucja ^{137}Cs między różne glebowe frakcje ;
- migracja ^{137}Cs z gleby i darni do szaty roślinnej ;
- przejście ^{137}Cs z poziomu korzennego do niższych poziomów profilu gleby .

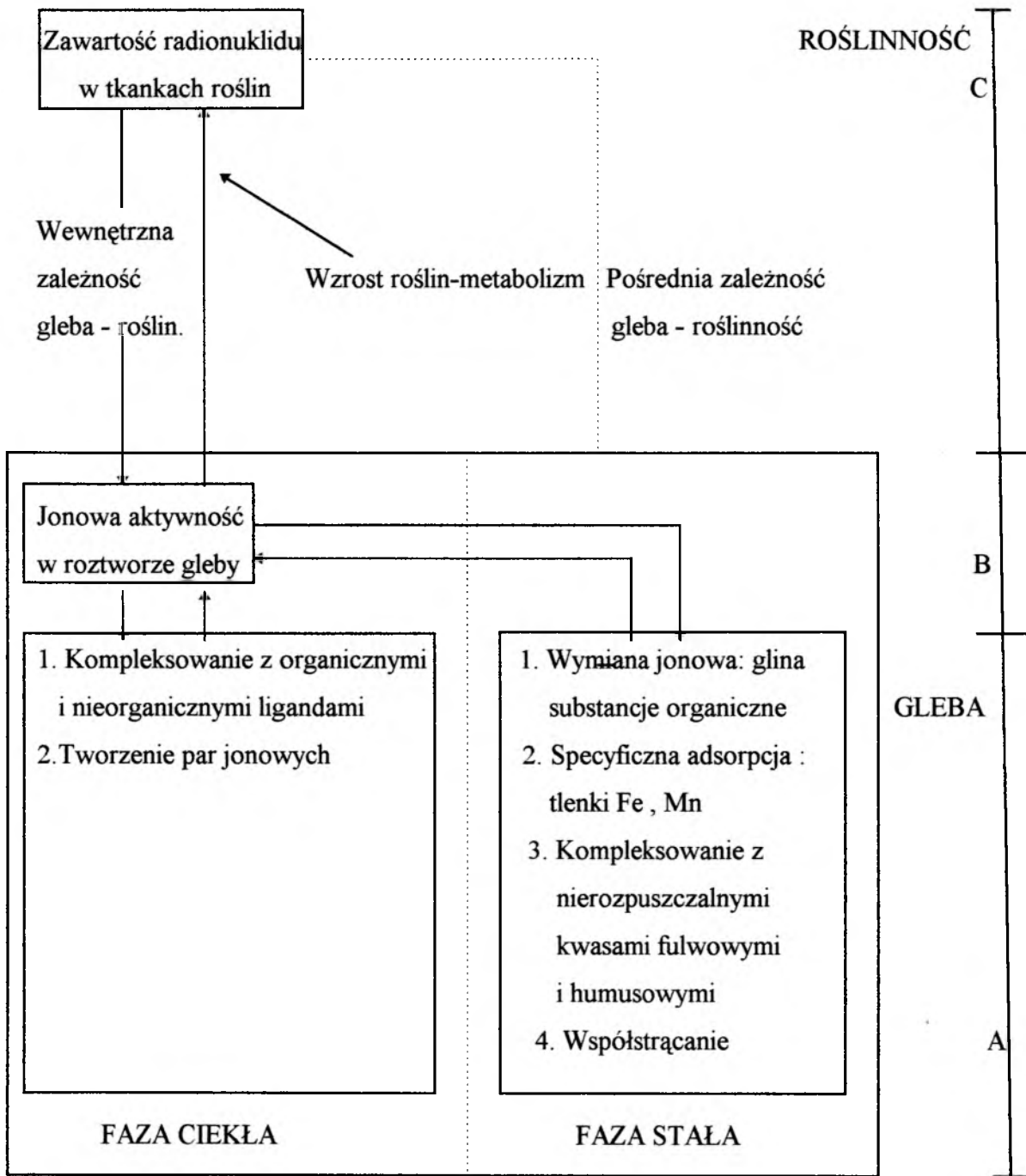
Intensywność przechodzenia radionuklidów w różnych typach ekosystemów zmienia się w czasie , w związku z czym badania dotyczące długoterminowych konsekwencji awarii w Czarnobylu, jak również długoterminowego zachowania się cezu w ekosystemach gleba-roślinność są bardzo ważne i w pełni uzasadnione.



Rys. nr 4. Model procesu migracji ^{137}Cs w ekosystemie gleba - roślinność .

1.11.1 Współczynnik transferu radiocezu w ekosystemie gleba-roślinność .

Zależność między zawartością radionuklidu ^{137}Cs w glebie i roślinności (uwzględniającą mechanizm transportu) można opisać graficznie w sposób przedstawiony na rys nr 5 [20].



Rys. nr 5. Zależność między zawartością radionuklidu w glebie i w szacie roślinnej.

Glebowe formy cezu występują w strefie A tego schematu. Strefa B reprezentuje aktywną strefę roślinności wytworzoną poprzez jonową absorpcję radionuklidu z gleby. Strefa C jest przedziałem roślinności, w której na

zawartość izotopu promieniotwórczego w tkankach roślin mają wpływ procesy fizjologiczne .

Zdolność migracji radionuklidów z gleby do szaty roślinnej jest określana poprzez stosunek zawartości tego pierwiastka w roślinności do jego zawartości w glebie, tzw. współczynnik transferu .

$$TF = \frac{R_i \text{ w roślin. (Bq/ kg suchej masy)}}{R_i \text{ w glebie (Bq/ kg suchej masy)}}$$

gdzie: R_i - zawartość radionuklidu

Z przeglądu literatury naukowej wynika, że najwyższe wartości współczynników transferu ^{137}Cs stwierdzono w przypadku gleb naturalnych, nie uprawianych, często przeznaczonych do wypasu zwierząt [48,79,80]. W glebach użytkowanych rolniczo może następować obniżenie poziomu stężenia radionuklidu w roztworze glebowym w warstwie ornej (warstwie korzeniowej roślin) w wyniku zabiegów agrotechnicznych takich , jak orka , bronowanie, wapnowanie gleby, co w konsekwencji prowadzi do zmniejszenia wartości współczynników transferu cezu ze środowiska glebowego do szaty roślinnej. Nawożenie gleb również wywiera istotny wpływ na dynamikę procesu przenikania ^{137}Cs z gleby do roślin, o czym informują liczne publikacje naukowe [53,68].

2. CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA .

2.1. Wstęp .

Od lat obserwuje się w literaturze zainteresowanie radioizotopem cezu ^{137}Cs , który pojawił się w środowisku na skutek opadów promieniotwórczych po awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu .

W tym aspekcie , jednym z najczęściej badanych problemów była ocena stężeń cezu i ich zmienności w ujęciu przestrzennym. Badania te z reguły miały charakter kontrolny [5, 96, 97, 101] , nie pozwalały wnikać w mechanizm retencji i migracji tego izotopu , a tym samym przewidzieć jego zachowania się w sytuacji niekontrolowanego uwolnienia się tego pierwiastka do środowiska. Sporadycznie odnoszą się one do budowy i właściwości gleb. Jak wynika z przeglądu literatury światowej , czynniki te mogą decydować o specyficznym zachowaniu się tego radionuklidu [6,23] i jego dostępności biologicznej [1,29,33].

Bioindykacyjne właściwości mszaków i roślin były wielokrotnie wykorzystywane do oceny stopnia zanieczyszczenia obszarów południowej Polski substancjami radioaktywnymi pochodzącymi z wybuchów jądrowych oraz radionuklidów uwolnionych w wyniku awarii czarnobylskiej [51, 52].

Radionuklid ^{137}Cs stanowi szczególnie problem dla środowiska przyrodniczego ze względu na długi okres półrozpadu , łatwą migrację w łańcuchach troficznych i dużą dostępność biologiczną .

Rozwijanie i rozszerzanie badań dotyczących skażeń promieniotwórczych, poza elementem poznawczym , ma duże znaczenie radiologiczne i ekologiczne , a może mieć również znaczenie szczególne w diagnozie i prognozie stanu radiologicznego naszych rodzimych gleb, w przypadku wystąpienia niekontrolowanych katastrof radioekologicznych. Rozbudowa energetyki atomowej systematycznie zwiększa tego typu zagrożenia , także dla ludności Polski, mimo braku w kraju reaktorów atomowych pracujących dla celów energetycznych. Zagrożenia te wynikają z globalnego zasięgu skażeń promieniotwórczych. Łącznie w otoczeniu Polski aktualnie funkcjonują 74 reaktory atomowe a 31 reaktorów jest budowanych. Po oddaniu ich do eksploatacji , w najbliższym otoczeniu naszego kraju, będzie pracować (według stanu na 1992 rok) 105 reaktorów. Świadomość potencjalnego zagrożenia, jak również skutki dotychczasowych

awarii urządzeń nuklearnych, uzasadniają konieczność prowadzenia szeroko zakrojonych badań, dotyczących pierwiastków promieniotwórczych i to nie tylko monitoringowych (wykonywanych najczęściej), ale również bardziej dogłębnych z wnikliwą analizą procesów towarzyszących badanemu zagadnieniu.

2.2. Cel i zakres pracy .

Celem pracy było zbadanie procesu migracji radionuklidu ^{137}Cs z naturalnego środowiska glebowego o zróżnicowanej charakterystyce fizyczno-chemicznej do szaty roślinnej oraz ocena biodostępności ^{137}Cs z perspektywy 10 lat po katastrofie nuklearnej w Czarnobylu.

Dla realizacji powyższego celu przyjęto przeprowadzenie wieloetapowych badań umożliwiających:

- określenie poziomu aktywności ^{137}Cs w glebach i roślinności oraz wyznaczenie współczynników transferu ^{137}Cs z badanych gleb do szaty roślinnej;
- określenie zawartości ^{40}K oraz innych naturalnych radionuklidów szeregu torowego (^{228}Ac , ^{214}Tl) i uranowego (^{214}Pb , ^{214}Bi) w glebach i roślinności z wyznaczeniem ich współczynników transferu ;
- określenie form mobilnych ^{137}Cs w badanych glebach;
- określenie właściwości fizycznych i chemicznych badanych gleb ;
- określenie ogólnej aktywności beta oraz ogólnej aktywności gamma gleb ;

Zakres pracy obejmował :

- przegląd światowej literatury naukowej;
- analizę mechaniczną i mineralogiczną gleb;
- analizę chemiczną gleb;
- analizę gammaspektrometryczną gleb i szaty roślinnej pod kątem zawartości ^{137}Cs i ^{40}K i innych naturalnych radionuklidów;
- sekwencyjną ekstrakcję gleb przeprowadzoną w celu określenia form chemicznych ^{137}Cs w glebach;
- ustalenie współzależności między wartościami współczynników transferu ^{137}Cs

- z gleb do szaty roślinnej a badanymi właściwościami gleb ;
- ustalenie współzależności między zawartością form mobilnych cezu zdeponowanego w glebach a badanymi właściwościami gleb ;
 - wyznaczenie wielowymiarowych zależności regresyjnych między wartościami współczynników transferu ^{137}Cs z badanych gleb do szaty roślinnej a najbardziej istotnymi parametrami glebowymi i zawartością form mobilnych ^{137}Cs w glebach.

2.3. Charakterystyka obszarów objętych badaniami .

2.3.1. Stanowiska poboru gleb i szaty roślinnej .

Zasięg badań obejmował obszary naturalnych gleb (niezaburzonych uprawami rolnymi), leżących w północno - wschodniej Polsce (województwa: ciechanowskie, ostrołęckie, białostockie, suwalskie i elbląskie). Są to gleby piaszczyste, wykazujące względnie wysokie poziomy stężenie potasu ^{40}K , który jest podobny pod względem chemicznym i metabolicznym do cezu i może zachowywać się konkurencyjnie w stosunku do ^{137}Cs .

W większości tereny badawcze stanowią obszar tzw. Zielonych Płuc Polski, gdzie zaczęto rozwijać rolnictwo ekologiczne i produkcję zdrowej żywności [112]. Dużym zainteresowaniem na tym obszarze cieszy się również skup ziół , które są stosowane w popularnych mieszankach ziołowych, jak również są eksportowane za granicę.

Zalegające tu gleby z racji ich położenia geograficznego, J. Lis i A. Pasieczna [56] przyporządkowują do gleb geochemicznej prowincji Polski. Są to utwory glacialne najmłodszego zlodowacenia czwartorzędowego, z których w swej przeważającej części zbudowana jest powierzchnia Polski . Oprócz utworów glacialnych różnych frakcji na osady czwartorzędowe składają się głównie utwory peryglacialne i rzeczne. Jak wynika z map glebowych, badane gleby zalicza się do kompleksu gleb brunatnoziemnych i bielicoziemnych (zajmują one trzy czwarte obszaru całego kraju) . Gleby brunatnoziemne wytworzyły się one głównie z glin zwałowych oraz piasków naglinowych , a w przypadku gleb płowych z utworów pyłowych wodnego pochodzenia oraz lessów. Gleby określane mianem bielicoziemnych grupują się przede wszystkim w

miejscach występowania piasków luźnych i słabogliniastych , a więc utworów często występujących na obszarach sandrów , wydym nadmorskich i śródlądowych, a także w pradolinach. Gleby brunatnoziemne i bielicoziemne często sprawiają trudności w ich przestrzennym rozgraniczeniu, stąd przedstawia się je niekiedy razem i określa mianem kompleksu [21].

Badane obszary charakteryzowały się najwyższym stopniem skażenia w I fazie eksplozji jądrowej w Czarnobylu.

Interesujący jest również fakt , że stężenie cezu w mleku pochodzącym z tych rejonów (dane z 1992 roku) było wyższe niż w innych częściach Polski z wyjątkiem stref anomalnych (Opole, Radomsko, Warszawa - pomiędzy Rawą Maz. a Wołominem). Ma to wyraźny związek z procesem migracji tego radionuklidu z gleb do trawy, która jest głównym pożywieniem zwierząt , w okresie jej wegetacji .

Ustalono 18 rejonów badawczych , przy wyborze których kierowano się syntaksonomicznym podobieństwem roślinności (zbliżony układ strukturalno-florystyczny). W każdym rejonie, z uwagi na nierównomierny charakter skażeń radioaktywnych i możliwość zdeponowania pojedynczych „gorących cząstek” w początkowym okresie po awarii , wytyczono 6 mikropoletek badań empirycznych (ok. 1m²) oddalonych od siebie o ok. 5 m .

Usytuowanie powierzchni badawczych przedstawiało się następująco: (dokładną lokalizację podano na rys.nr 6. Mapa północno-wschodniej Polski z usytuowaniem rejonów badawczych).

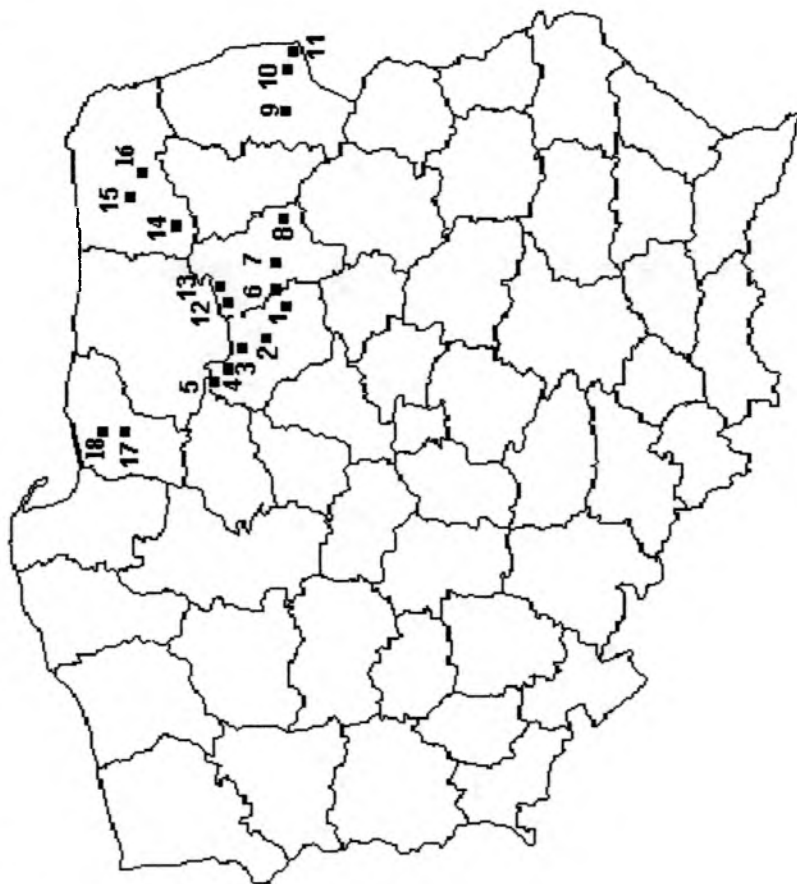
- rejon nr 1 - Gogole , woj. ciechanowskie
- rejon nr 2 - Krośnice , woj. ciechanowskie
- rejon nr 3 - Mława , woj. ciechanowskie
- rejon nr 4 - Działdowo , woj. ciechanowskie
- rejon nr 5 - Nowa Wieś , woj. ciechanowskie
- rejon nr 6 - Maków Mazowiecki , woj. ostrołęckie
- rejon nr 7 - Różan , woj. ostrołęckie
- rejon nr 8 - Ostrów Mazowiecka , woj. ostrołęckie
- rejon nr 9 - Kleszczele , woj. białostockie
- rejon nr 10 - Hajnówka , woj. białostockie
- rejon nr 11 - Białowieża , woj. białostockie
- rejon nr 12 - Chorzele , woj. ostrołęckie

- rejon nr 13 - Myszyniec, woj. ostrołęckie
- rejon nr 14 - Pisz, woj. suwalskie
- rejon nr 15 - Ełk, woj. suwalskie
- rejon nr 16 - Rogale, woj. suwalskie
- rejon nr 17 - Bogdanki, woj. elbląskie
- rejon nr 18 - Elbląg, woj. elbląskie

W ciągu 3 lat (od początku maja 1994 do października 1996) prowadzone były badania obejmujące wybrane właściwości gleb oraz radioaktywności cezu i innych naturalnych pierwiastków promieniotwórczych w glebach i szacie roślinnej.

W pierwszym roku badawczym przeprowadzono badania pilotowe gleb z 6 rejonów badawczych, natomiast w ciągu 2 następnych lat, badania rozszerzono do 18 rejonów badawczych. Próby gleb i roślinności pobierano trzykrotnie w ciągu roku: w maju, na przełomie lipca i sierpnia oraz w październiku każdego roku (łącznie pobrano 108 niezależnych prób gleb i 108 prób roślinności z 18 rejonów, nie uwzględniając badań pilotowych). Podstawowym kryterium wyboru terminów poboru prób było objęcie pełnego okresu wegetacyjnego roślinności, związanego również z wypasem zwierząt.

Rys. nr 6. Mapa Polski z usytuowaniem rejonów badawczych.



2.4. Metodyka badań .

2.4.1. Aparatura , odczynniki .

Aparatura :

- spektrometr gamma typu LIVIUS (16 tys. kanałów) prod. Silena (Włochy) z detektorem germanowym (HPG prod. PGT USA);
- spektrometr absorpcji atomowej typu PU 9100X/74 z atomizacją płomieniową (powietrze/acetylen) firmy Philips, Anglia;
- radiometryczny system pomiarowy (analizator) typu SAPOS-90 , ZTJ POLON-Warszawa;
- dyfraktometr typu DRON z lampą kobaltową;
- zestaw do sączenia firmy Sartorius oraz inny niezbędny sprzęt laboratoryjny.

Odczynniki i roztwory :

Do wszystkich analiz wykorzystywano odczynniki chemiczne cz.d.a. Roztwory wzorcowe (Ca , Mg , K , Na i metale ciężkie) przygotowano z ampułek analitycznych Tristol firmy Merck . Do sporządzenia wszystkich roztworów stosowano wodę dejonizowaną (aparat Milli-Q) .

2.4.2. Pobór próbek gleb i roślinności .

Szate roślinną przeznaczoną do badań ścinano tuż przy powierzchni gruntu i z tego samego miejsca pobierano próbki gleb (o masie ok 2kg) z głębokości 0-10 cm zgodnie z zaleceniami Międzynarodowej Agencji Atomistyki i UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effect of Radiation) [106]. Próbki roślinności i gleb pobierano z powierzchni 1m².

2.4.3. Przygotowanie próbek gleb i roślinności do analizy gammaspektrometrycznej i spektrometrii absorpcji płomieniowej.

Pobrany materiał roślinny przemywano wodą destylowaną , suszono w suszarce w temperaturze 65°C, następnie homogenizowano . Próbki gleb suszono w temperaturze pokojowej i przesiewano przez sito o rozmiarze 1 mm w celu usunięcia kamieni i resztek

korzeni. Po homogenizacji i zważeniu glebę oraz roślinność poddawano analizie gammaspektrometrycznej.

Przed przystąpieniem do oznaczenia metali ciężkich metodą spektrometrii absorpcji atomowej próbki gleb poddano mineralizacji mokrej z wykorzystaniem mieszaniny kwasów: azotowego i nadchlorowego.

2.5. Analiza pobranych próbek gleb.

2.5.1. Badanie składu mechanicznego gleb.

W celu rozdzielania materiału glebowego na poszczególne frakcje mechaniczne zastosowano metodę areometryczną Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego [78].

W zależności od uzyskanego składu granulometrycznego dokonano podziału gleb zgodnie z normą stosowaną w budownictwie i gruntoznawstwie: PN-86/B-02480. Podział gleb oparty o kryteria stosowane w budownictwie i gruntoznawstwie przyjęty był celowo ze względu na uziarnienie gleb, ponieważ wyszczególnia on wyraźnie frakcję łu koloidalnego ($<0.002\text{mm}$), która w świetle uzyskanych wyników odgrywa bardzo istotną rolę. Ponadto stosowane nazewnictwo gatunków gleb jednoznacznie wyznacza dominującą frakcję o określonym uziarnieniu w badanych utworach glebowych, co może mieć znaczenie w interpretacji wyników badań. Z ostatnich badań wiadomo, że rozmiary ziarn wywierają wpływ na procesy sorpcji i desorpcji zaakumulowanych w glebie radionuklidów [31].

W gleboznawstwie stosuje się podział gleb na grupy granulometryczne, stanowiące podstawę określenia gatunków gleb według normy branżowej BN-78/9180-11 (obowiązuje od 1979r.). Opiera się on na trzech podstawowych frakcjach: frakcji piasku (1-0.1 mm), frakcji pyłu (0.1-0.02 mm) oraz frakcji cząstek spławialnych ($<0.02\text{ mm}$) [22].

2.5.2. Badanie składu mineralogicznego gleb.

Badanie składu mineralogicznego gleb wymaga użycia zespołu metod analitycznych. Do najczęściej stosowanych metod badania glebowych minerałów należą metody: rentgenograficzne, termiczne (zwłaszcza DTA), elektronowe (elektronografia

oraz mikroskopia elektronowa transmisyjna i skaningowa), spektroskopowe, fizykochemiczne i przy użyciu analiz chemicznych. Podstawowymi metodami badawczymi są metody rentgenograficzne, spośród których do analizy mineralogicznej frakcji ilastych gleb używa się t.zw. metod proszkowych. Należą do nich między innymi: metoda dyfraktometrii rentgenowskiej (obecnie najczęściej stosowana) oraz klasyczna metoda Debye-Scherrera z kamerą cylindryczną, do niedawna dość powszechnie stosowana.

Do zbadania składu mineralogicznego gleb wykorzystano metodę dyfraktometrii rentgenowskiej przy użyciu dyfraktometru typu DRON -2. Zasada tej metody polega na dyfrakcji promieni X od drobnych kryształów badanej substancji [21]. Na podstawie uzyskanych rentgenogramów dokonano identyfikacji poszczególnych minerałów glebowych.

2.5.3. Badania chemiczne gleb.

Do wszystkich analiz laboratoryjnych stosowano ogólnie przyjęte metody oznaczeń analitycznych i techniki przeliczeń [71]. Prace analityczne prowadzono na powietrznie suchym materiale glebowym, wykonując trzy replikacje każdego oznaczenia. Wykonano następujące oznaczenia:

- kwasowość czynną gleby ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) - potencjometrycznie;
- zawartość substancji organicznych - grawimetrycznie;
- węgiel organiczny utleniały - zmodyfikowaną metodą Tiurina
- zasadowe kationy wymienne (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) - metodą spektrometrii atomowej (stosując jako roztwór wypierający 1 M octan amonu o $\text{pH} = 6.8$);
- kwasowość hydrolityczną (H_h) - metodą Kappena;
- węglany - metodą Rauerta i Rubio;
- metale ciężkie (Fe , Mn , Zn , Cu , Pb , Cr , Ni , Cd) - metodą spektrometrii atomowej.

Na podstawie otrzymanych wyników oznaczeń analitycznych obliczono:

- sumę zasadowych kationów wymiennych (S) - suma K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} ;
- pojemność kompleksu sorpcyjnego (T) - jako $\text{H}_h + S$;
- stopień wysycenia gleb kationami o charakterze zasadowym (V) - jako $S/T \times 100\%$.

2.5.4. Oznaczenie metali ciężkich w glebach metodą spektrometrii absorpcji atomowej .

W celu poznania warunków występowania radionuklidów w glebie podjęto próbę określenia ich zachowania w odniesieniu do właściwości gleb , które rutynowo służą do charakterystyki chemicznej gleb pod kątem nagromadzenia metali ciężkich, pierwiastków zbliżonych właściwościami chemicznymi do radionuklidów .

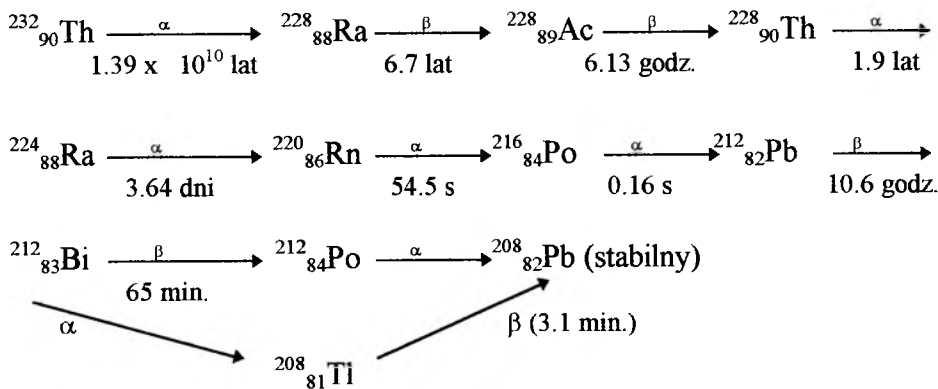
Zawartość żelaza , manganu , cynku , miedzi , ołowiu , chromu , niklu i kadmu w glebach oznaczono bezpośrednio metodą spektrometrii absorpcji atomowej z atomizacją płomieniową. Zastosowano 100 mm palnik zasilany stechiometryczną mieszaniną powietrza i acetyleny medycznego (acetylen A) . Temperatura płomienia wynosiła 2100-2300°C . Jako źródła promieniowania wykorzystano lampy z katodą węgłową produkcji Philips . Spektrometr był sterowany programem : Unicam Atomic Absorption - „Data Station ver.1.7” firmy Unicam .

Wykorzystano następujące długości fal analitycznych :

<u>Metal</u>	<u>Długość fali (nm)</u>	<u>Szczelina (nm)</u>
Żelazo	248.3	0.2
Mangan	279.5	0.5
Cynk	213.9	0.5
Miedź	324.8	0.5
Ołów	283.3	0.5
Chrom	357.9	0.5
Nikiel	232.0	0.5
Kadm	228.8	0.5

2.6. Analiza gammaspektrometryczna próbek gleb i szaty roślinnej .

Zawartość radioaktywnego cezu (^{137}Cs) , potasu (^{40}K) i innych naturalnych pierwiastków promieniotwórczych z szeregu uranowego: ołowiu (^{214}Pb), bizmutu (^{214}Bi) oraz z szeregu torowego: aktynu (^{228}Ac) i talu (^{208}Tl) oznaczono metodą gammaspektrometryczną z wykorzystaniem spektrometru gamma typu LIVIUS (16 tys. kanałów) prod. Silena (Włochy) z detektorem germanowym (HPG prod. PGT USA) o



Rys. nr 8. Szereg promieniotwórczy toru (^{232}Th).

Próbki analizowano w pojemnikach typu Marnelli o stałej geometrii zliczeń i o objętości 450 ml. Do kalibracji energetycznej i wydajnościowej detektora stosowano źródło kalibracyjne (mieszanina gamma) QCY-48 prod. Instytutu Badań Jądrowych w Świerku. Zgodnie z procedurą stosowaną przy małych aktywnościach wyznaczono dolną granicę detekcji (LLD) dla detektora metodą zaproponowaną przez Curriego [19].

Dotyczyło to przede wszystkim niskich aktywności ^{137}Cs w roślinności i frakcjach specjacyjnych cezu. Czas pomiaru gammaspektrometrycznego był dobierany w zależności od aktywności badanych prób (w celu minimalizacji błędów pomiarowych) i wahał się w granicach od kilkudziesięciu tysięcy do kilkuset tysięcy sekund. W przypadku badanych gleb statystyczny błąd pomiaru nie przekraczał 5%, natomiast dla szaty roślinnej wahał się w granicach 5 - 10%.

2.7. Pomiar ogólnej aktywności beta i gamma badanych gleb.

Ogólną aktywność beta mierzono za pomocą radiometrycznego systemu pomiarowego typu SAPOS-90. Działanie urządzenia polegało na niezależnym pomiarze aktywności badanych preparatów przez sondę scyntylicyjną do detekcji promieniowania beta (BP) typu SSU-70-2. Do kalibracji użyto wzorca potasowego KCl nr 100J CLOR (Pracownia Analizy Skazań CLOR).

Pomiaru ogólnej aktywności gamma dokonano za pomocą spektrometru gamma typu LIVIUS, stosując źródło kalibracyjne (mieszanina gamma) QCY-48 prod. Instytutu Badań Jądrowych w Świerku.

2.8. Specjacja radionuklidu ^{137}Cs w glebach .

Rozdzielenia form chemicznych ^{137}Cs w glebach dokonano w oparciu o zmodyfikowany schemat sekwencyjnej ekstrakcji opracowany przez Tessiera [11, 102]. Wyodrębniono pięć frakcji , w których występuje cez zaakumulowany w glebach :

1. frakcja wymienna zawierająca słabo związane wymienne kationy cezu : do 250-gramowych próbek gleb przesianych przez sito o rozmiarze oczek 1mm dodano w stosunku 1:10 1 M octan sodowy (pH = 8.2). Plastikowy pojemnik z zawiesiną umieszczono na wytrząsarce . Gleba była ługowana w ciągu 4 godzin. Następnie zawiesinę sączono (tę procedurę powtarzano dwukrotnie) a roztwór wodny po zateżeniu (odparowywano do objętości 450 cm³) poddano analizie gammaspektrometrycznej ;
2. frakcja węglanowa zawierająca jony związane z węglanami : do pozostałości z p.1. dodano roztwór zawierający 0.2 M szczawian sodu i 0.2 M kwas szczawiowy (pH = 3) i wytrząsano. Po 4-godzinnym wytrząsaniu zawiesinę przesączono i po zateżeniu poddano analizie gammaspektrometrycznej ;
3. frakcja związana z materia organiczną (głównie z kwasami fulwowymi i humusowymi) : pozostałość z p. 2 poddano ługowaniu za pomocą 30 % nadtlenu wodoru w temperaturze 80⁰C przy pH = 2 (pH korygowano przez dodanie kwasu azotowego) . Po upływie 6 godzin dodano równoważną objętość 1 M octanu amonowego w celu uniemożliwienia ponownej adsorpcji wyekstrahowanych już form cezu. W dalszym etapie zawiesinę przesączono i roztwór wodny po zateżeniu poddano analizie gammaspektrometrycznej .
4. frakcja związana z tlenkami metali (głównie Fe i Mn): pozostałość z p. 3. wytrząsano 6 godzin z 0.3 M kwasem solnym . Po przesączeniu i zateżeniu roztwór wodny poddano analizie gammaspektrometrycznej .
5. frakcja pozostałościowa - pozostałość po 4 ekstrakcjach zgodnie z p.1.,2.,3.,4 poddano wytrząsaniu ze stężonym kwasem solnym przez 6 godzin. Uzyskany po przesączeniu roztwór wodny uprzednio zateżony badano gammaspektrometrycznie .

Metodę tę zastosowano dla 6 próbek gleb reprezentujących różne gatunki gleb w celu uzyskania ogólnego rozeznania w zakresie specjacji cezu w glebach. W następnych latach badania specjacyjne ograniczono do określenia frakcji mobilnej (formy rozpuszczalne i wymienne cezu), która wywiera bezpośredni wpływ na badany proces migracji do szaty roślinnej. Frakcje mobilne (biodostępne) badano wspomnianą już wcześniej metodą Povlowskiej [58]. Po sekwencyjnej ekstrakcji gleb za pomocą wody redestylowanej, 1 M $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ i 1 M HCl, próbkę przepłukiwano wodą redestylowaną, a następnie powietrznie suchą pozostałość gleby (uzyskaną po przesączeniu) poddawano analizie gammaspektrometrycznej (zamiast roztworów wodnych po przesączeniu). Postępowano w ten sposób, z uwagi na niskie stężenia mobilnego ^{137}Cs (często na poziomie detekcji) w roztworach wodnych po ekstrakcji gleb. Zawartość ^{137}Cs w mobilnej frakcji obliczano z różnicy pomiędzy całkowitą zawartością cezu (przed ekstrakcją) a zawartością cezu w próbce po przeprowadzonej 3-krotnej ekstrakcji.

2.9. Statystyczne opracowanie wyników badań.

Materiałem wyjściowym do statystycznego opracowania danych były tabele (nr 17-22) zawierające bezpośrednie wyniki oznaczeń analitycznych badanego materiału glebowego i roślinnego. Tabele zostały sporządzone oddzielnie dla 6 poborów prób z 18 rejonów badawczych (oznaczenia literowe obok numeru rejonu odpowiadają kolejnym poborom prób). Analizą statystyczną objęto 108 niezależnych próbek gleb, pobranych z populacji gleb piaszczystych oraz 108 prób roślinności trawiastej. Na podstawie zawartych w tabelach danych wyjściowych obliczono dla badanych właściwości gleb następujące charakterystyki statystyczne:

- wartości średnie, minimalne, maksymalne
- współczynniki korelacji liniowej (w układzie każda z każdą) pomiędzy wyznaczonymi wartościami współczynników transferu ^{137}Cs , zawartością ^{137}Cs w glebach, udziałem frakcji mobilnej cezu a badanymi właściwościami gleb (łącznie z danymi dotyczącymi radionuklidów naturalnych). Wartości wyznaczonych współczynników korelacji zamieszczono w tabelach nr 43-47.

W kolejnym etapie, po dokonaniu transformacji logarytmicznej (logarytm naturalny) zmiennej zależnej $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ i zmiennych opisujących, wyznaczono

jednowymiarowe równania regresji opisujące zależności współczynników transferu cezu od pojedynczych parametrów glebowych i innych istotnych badanych zmiennych (zawartość frakcji mobilnej cezu w glebach, współczynnik transferu ^{40}K), jak również jednowymiarowe równania dotyczące wzajemnych relacji pomiędzy naturalnymi izotopami promieniotwórczymi. Następnie, wykorzystując procedury STEP (STATGRAF-metoda krokowa), ustalono wielowymiarowe równania regresji TF(^{137}Cs). W każdym przypadku badano istotność współzależności (przy założonym 95% przedziale ufności) między zmienną opisywaną a zmiennymi opisującymi, jak również istotność współczynników regresji oraz wyrazu wolnego poprzez zastosowanie analizy wariancji. Wyznaczone równania regresji oraz wyniki testów prezentowane przez wartości odpowiednich statystyk (są to statystyki F Fischera-Snedecora i t-Studenta) wraz z odpowiadającymi im poziomami istotności zamieszczono w tabelach nr 48-66.

Rozkład wartości TF(^{137}Cs) obliczonych na podstawie wielowymiarowych równań regresji i wartości eksperymentalnych przedstawiono na wykresach nr 26, 27.

W celu graficznej prezentacji wyników wykonano dla gleb pochodzących z 18 rejonów badawczych :

- rozkład wybranych cech chemicznych (wartości średnie , minimalne i maksymalne),
- rozkład zawartości ^{137}Cs i innych badanych radionuklidów ,
- rozkład wartości współczynników transferu ^{137}Cs i innych badanych radionuklidów,
- rozkład zawartości ^{137}Cs i innych badanych radionuklidów w szacie roślinnej ,
- wykresy zależności regresyjnych współczynników transferu ^{137}Cs od najbardziej istotnych parametrów glebowych.

3. Wyniki badań.

3.1. Właściwości badanych gleb .

3.1.1. Skład granulometryczny gleb.

Dane dotyczące zawartości procentowej poszczególnych frakcji granulometrycznych w składzie mechanicznym badanych gleb umieszczono w tabeli nr 15.

Z przedstawionego składu granulometrycznego wynika, że badane gleby zbudowane były głównie z luźnych skał osadowych - piasków.

Różnice, które zaznaczały się w ich składzie mechanicznym, wynikały z właściwości litologicznych podłoża, procesów, które kształtowały rzeźbę badanego obszaru oraz procesów glebotwórczych. Podzielono je na 4 gatunki ze względu na uziarnienie badanych utworów glebowych.

Zgodnie z normą PN-86/B-02480, w grupie gleb złożonych z piasków średnich znalazły się utwory glebowe, których zawartość ziarn o średnicy większej niż 0.5 mm wynosiła nie więcej niż 50 %, a jednocześnie zawartość ziarn o średnicy większej niż 0.25 mm wynosiła więcej niż 50 % ($0.5 \text{ mm} \geq d_{50} > 0.25 \text{ mm}$). Z tabeli nr 15 wynika, że zawartość ziarn o średnicy $> 0.5 \text{ mm}$ w tych glebach wahała się w przedziale 9 -22 %, a zawartość ziarn o średnicy $> 0.25 \text{ mm}$ mieściła się w w granicach: 55 -74 %. Druga grupa gleb określona jako piaski drobne objęła gleby, w składzie granulometrycznym których zawartość ziarn o średnicy mniejszej niż 0.25 mm wynosiła więcej niż 50 % ($d_{50} < 0.25 \text{ mm}$). Z tabeli nr 15 wynika, że frakcja ziarn o średnicy $< 0.25 \text{ mm}$ w tej kategorii gleb wynosiła od 55 - 60 %. Do piasków pylistych zaliczono spośród badanych te gleby, w których frakcja piaskowa (ziarna o średnicy: $2 \text{ mm} \geq d > 0.05 \text{ mm}$) mieściła się w granicach: 68-90 %, frakcja pyłowa (ziarna o średnicy: $0.05 \text{ mm} \geq d > 0.002 \text{ mm}$) zawierała się w przedziale 10-30 %, a frakcja ilowa (ziarna o średnicy: $0.002 \text{ mm} \geq d$) nie przekraczała 2 %. Jako piaski gliniaste potraktowano gleby zawierające w swym składzie granulometrycznym frakcję łu koloidalnego mieszczącą się w przedziale: 2-10 %, frakcję pyłową: 0-30 % i frakcję piasku: 60-98 %.

Zawartość łu koloidalnego w glebach wahała się od 0.5 do 5 %. Wyższe zawartości tej frakcji obserwowano w glebach złożonych z piasków gliniastych pochodzących z rejonu nr 3 i rejonu nr 17. Gleby złożone z piasków średnich, drobnych i pylistych charakteryzowały się niewielkim udziałem łu koloidalnego (0.5-1%).

W dalszej części pracy gleby złożone z piasków gliniastych, piasków średnich, piasków drobnych, piasków pylistych zwane będą odpowiednio: piaskami gliniastymi, piaskami średnimi, piaski drobnymi, piaski pylistymi.

3.1.2. Skład mineralogiczny gleb .

Głównym składnikiem wszystkich badanych gleb był kwarc (tabela nr 16). Zawierały one ponadto skalenie w zróżnicowanej ilości . Najwyższą zawartością skaleni wyróżniały się próbki gleb pobranych z rejonów nr 7, 3, najniższą natomiast odznaczały się gleby pochodzące z rejonu nr 10. Niewątpliwie jest współwystępowanie różnych rodzajów skaleni - potasowych (ortoklaz, mikroklin) oraz wapniowo- sodowych plagioklazów .

Zdecydowaną przewagą , lub wręcz występowaniem jednego rodzaju skaleni (potasowy) odznaczały się próbki pochodzące z rejonów nr 3, 4, 5 i 17. W pozostałych glebach występowały dwa rodzaje skaleni z przewagą odmiany potasowej, z wyjątkiem prób z rejonów nr 7, 13, 16 w których dominował plagioklaz .

Gleby pochodzące z rejonów nr 3, 14, 17, 18 wyróżniały się ponadto występowaniem kalcytu , który również w mniejszych ilościach występował w glebach z rejonów nr 2, 13, 15, 16. Natomiast gleby pobrane z rejonów nr 2, 3, 17 charakteryzowały się zawartością minerałów warstwowych. Obecne były w nich łuszczyki (illit) i podrzędnie kaolinit . Sądząc na podstawie linii przebiegu tła w zakresie niskich kątów ugięcia , możliwe wydaje się występowanie w tych próbkach smektytów. Minerale te prawdopodobnie występowały także w próbkach gleb pochodzących z rejonu nr 13. W glebach z rejonu nr 7 prawdopodobne jest występowanie getytu (jedna linia 0.268 nm). Nie zidentyfikowano refleksów: 0.151 nm w próbkach nr 13 (lepidokrolit ?) i 0.314 nm w próbce nr 11 (tu również refleks 0.404 nm przypisany skaleniom, lecz sądząc na podstawie podwyższonej intensywności , może być efektem koincydencji z innym minerałem).

Refleksy zarejestrowane na rentgenogramach a zwłaszcza frakcji koloidalnej , są z reguły nieostre i szerokie (rozmyte). Wiąże się to z dużą dyspersją minerałów , z nieprawidłowościami w budowie i z często występującymi izomorficznymi podstawieniami oraz przewarstwieniami .

3.1.3. Cechy chemiczne gleb.

Analiza badanych gleb wykazała duże ich zróżnicowanie pod względem właściwości chemicznych . Wyniki badań chemicznych gleb przedstawiono w tabelach nr

17-22 (zestawienie wszystkich badanych cech według kolejności poborów próbek gleb), natomiast wartości minimalne, maksymalne i średnie poszczególnych cech chemicznych gleb - w tabeli nr 23.

Odczyn pH zmieniał się w szerokim zakresie i przyjmował wartości od 4.74 (gleby pochodzące z rejonu nr 11- piaski pylaste) do 7.92 (gleby z rejonu nr 3 - piaski gliniaste). W większości gleby charakteryzowały się odczynem słabo kwaśnym lub kwaśnym z wyjątkiem gleb pobranych z rejonów nr 3, 14, 15, których wartości średnie pH wynosiły odpowiednio: 7.65, 7.3, 7.12, a zatem były to gleby zasadowe.

Wartości kwasowości hydrolitycznej przedstawiono w tabeli nr 24. Kwasowość hydrolityczna badanych gleb mieściła się w zakresie: 0.38 - 9.34 cmol(+)/kg. Najniższe wartości tego parametru uzyskano w przypadku gleb zasadowych (rejon nr 3, 4, 15 - piaski gliniaste), najwyższe natomiast dla gleb kwaśnych pochodzących z rejonu nr 10 (piasek drobny) i rejonu nr 11 (piasek pylasty).

Zawartość związków organicznych w badanych glebach mieściła się w zakresie 3.17 - 13.26 %, natomiast węgla organicznego (utlenialnego) w zakresie 1.14 - 5.42 %. Generalnie były to gleby mineralno - organiczne, w których średnia zawartość związków organicznych oscylowała na poziomie 7 - 10 %.

Wszystkie badane gleby wykazywały duże zróżnicowanie w zawartości węglanów, których wartości zmieniały się od 0.1% do 5.2 %. Największe ilości węglanów stwierdzono w glebach pochodzących z rejonów nr 3, 15, 17, 18 (piaski gliniaste: średnio 2.28-4.91%). Pozostałe gleby zawierały średnio od 0.55 % do 2 % węglanów.

Zawartość zasadowych kationów wymiennych takich, jak: sód, potas, magnez, wapń również zmieniała się w szerokich granicach. Zawartość kationów sodu zmieniała się od 0.16 do 0.58 cmol(+)/kg, kationów potasu od 0.05 do 0.89 cmol(+)/kg, kationów magnezu od 0.30 do 6.49 cmol(+)/kg i kationów wapnia od 1.84 do 20.60 cmol(+)/kg.

Duże zróżnicowanie zawartości zasadowych kationów wymiennych w badanych glebach powodowało również znaczne zróżnicowanie właściwości sorpcyjnych gleb. Pojemność kompleksu sorpcyjnego pozostawała w ścisłej zależności z zawartością zasadowych kationów wymiennych, jak również ze składem granulometrycznym. Najwyższą pojemnością sorpcyjną charakteryzowały się gleby pochodzące z rejonów nr 3, 14, 17, 18 (piaski gliniaste z wyjątkiem gleby pochodzącej z rejonu nr 14 - piasku

drobnego), które odznaczały się najwyższą zawartością ilu koloidalnego oraz zasadowych kationów wymiennych.

Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym był najniższy (32.04 %) w glebach pochodzących z rejonu nr 11 (piaski pylaste), natomiast najwyższe wartości tego parametru (w granicach 90.14 - 96.07 %) stwierdzono w glebach pochodzących z rejonów nr 3 , 5 , 14 , 15 , 17 , 18 (przede wszystkim piaski gliniaste).

Zróznicowanie właściwości chemicznych badanych gleb w poszczególnych rejonach badawczych przedstawiono graficznie (wykresy nr 1-12).

3.1.4. Zawartość metali ciężkich w glebach .

W celu poznania warunków występowania pierwiastków promieniotwórczych w glebie, podjęto próbę określenia ich zachowania w odniesieniu do właściwości gleb pod kątem nagromadzenia się metali ciężkich, pierwiastków zbliżonych właściwościami chemicznymi do radionuklidów .

Wyniki dotyczące całkowitej zawartości metali ciężkich w badanych glebach przedstawiono w tabelach nr 24.

Spośród badanych metali w glebach w największych ilościach występowały żelazo oraz mangan, które są zaliczane do makroelementów gleb. Zawartość żelaza w poszczególnych rejonach charakteryzowała się dużym zróżnicowaniem , zmieniała się w zakresie od 2487.2 mg/kg do 13764.0 mg/kg. Najwięcej żelaza zarejestrowano w glebach pochodzących z rejonów nr 3 , 6 , 13 , 17 , 18. W pozostałych glebach poziom nagromadzenia żelaza był zdecydowanie niższy, oscylując w pobliżu wartości średniej wynoszącej 6.219.6 mg/kg, z wyjątkiem gleb usytowanych w rejonach nr 9, 10, 11, 12, wykazujących najniższe nagromadzenie żelaza w granicach: 2487.2-3373.7 mg/kg. Jak wynika z opublikowanych danych , średnia zawartość żelaza w glebach wynosi 2.5% , ale może ulegać dużym wahaniom , dzięki ruchliwości tego pierwiastka w profilach glebowych [22] .

Zawartość manganu mieściła się w zakresie: 47.5 - 370.8 mg/kg (wartość średnia 171.3 mg/kg) , zawartość miedzi : 3.1 - 18.3 mg/kg (wartość średnia 9.4 mg/kg), zawartość cynku : 19.5 - 101.0 mg/kg (wartość średnia 44.7 mg/kg). Według IUNG [71] (Instytut Uprawy, Nawożenia i gleboznawstwa) naturalne zawartości cynku wynoszą 50

mg/kg s.m. w glebach lekkich o odczynie kwaśnym, 70 mg/kg w glebach lekkich o odczynie obojętnym oraz 100 mg/kg w glebach średnio ciężkich i ciężkich o odczynie lekko kwaśnym lub obojętnym. Z porównania oznaczonych zawartości cynku z z cytowanymi danymi, wynika, że badane gleby zawierają ten pierwiastek w ilościach naturalnych. Jedyny wyjątek stanowiła gleba pobrana z rejonu nr 5, w której zaobserwowano maksymalną zawartość cynku na poziomie 101.0 mg/kg, nieznacznie przekraczającą ilość naturalną określoną przez IUNG dla tej kategorii gleb.

Oznaczone zawartości zawartości miedzi i manganu również nie przekraczały wartości naturalnych ustalonych przez IUNG, a wręcz w przypadku miedzi zaobserwowano gleby o znacznym deficycie tego pierwiastka (zwłaszcza rejony nr 9, 10, 11, 12, 13). Fakt ten potwierdził znane już wcześniej informacje, dotyczące największego niedoboru miedzi w północno-wschodniej części kraju.

Ołów w glebie przeciętnie występuje w ilościach od 3 do 50 mg/kg [22]. IUNG [71] za naturalną wartość zawartość ołowiu przyjmuje około 31 mg/kg Pb w glebach lekkich kwaśnych, około 50 mg/kg Pb w glebach lekkich o odczynie obojętnym oraz 70 mg/kg w glebach średnio ciężkich i ciężkich o odczynie lekko kwaśnym lub obojętnym.

W badanych glebach średnia zawartość ołowiu wynosiła 27.38 mg/kg, wahając się w przedziale 13.7 - 60.9 mg/kg. Maksymalną zawartość zaobserwowano jednorazowo w glebie pobranej z rejonu nr 16. Na podstawie uzyskanych wyników badań, można badane gleby zaklasyfikować jako gleby „czyste”, o naturalnej zawartości tego składnika.

Zawartość chromu w badanych glebach wahała się w granicach: 1.6 - 23.3 mg/kg z wartością średnią 11.1 mg/kg. Maksymalną zawartość chromu zaobserwowano w glebach pochodzących z rejonu nr 8, minimalną natomiast w glebach usytuowanych w rejonie nr 1. W żadnej z badanych gleb zawartość chromu nie przekraczała poziomu tła określonego przez Bridgesea [10].

Średnia zawartość niklu nie przekraczała 24.7 mg/kg i mieściła się w zakresie ilości naturalnych tego pierwiastka w glebie. IUNG proponuje uznać za naturalną zawartość niklu wynoszącą w zależności od kategorii gleb od 10 mg/kg w glebach lekkich kwaśnych do 50 mg/kg w glebach średnio ciężkich i ciężkich. W glebie pochodzącej z rejonu nr 6 zawartość niklu była powyżej poziomu naturalnych ilości tego metalu w glebach (63.5 mg/kg) (wg 5-stopniowej skali zanieczyszczeń IUNG - II stopień

wskazujący na słabe zanieczyszczenie tym metalem). Nieco podwyższone ilości niklu zaobserwowano również rejonach nr 3 i 15.

Średnia zawartość kadmu występowała na poziomie 0.5 mg/kg. Nie stwierdzono dużego zróżnicowania w nagromadzeniu tego pierwiastka w badanych glebach. Zmieniało się ono w zakresie od 0.1 mg/kg do 0.9 mg/kg i w żadnej z analizowanych gleb nie przekraczało wartości tła naturalnego, określonego przez IUNG (naturalny poziom kadmu w glebach w zależności od kategorii gleb waha się w granicach: 0.1-0.99 mg/kg). Uzyskane wyniki dotyczące zawartości kadmu są zgodne z wynikami Gworka [71], który badał akumulację tego metalu w glebach północno-wschodniej Polski.

3.2. Promieniotwórczość gleb .

3.2.1. Zawartość radionuklidu ^{137}Cs w glebach .

Wyniki dotyczące zawartości ^{137}Cs w badanych glebach zamieszczono w tabeli nr 25. Rozkład zawartości ^{137}Cs przedstawiono graficznie na wykresie nr 13.

Skażenia gleb ^{137}Cs miały charakter nierównomierny, co potwierdzają uzyskane wyniki badań zawartości tego radionuklidu w glebach. Są one zróżnicowane nawet w przypadku próbek gleb pobranych z tych samych rejonów. O tych różnicach mogły zadecydować pojedyncze gorące cząstki, jakie opadały zaraz po awarii wraz z opadem promieniotwórczym na powierzchnię gleb i w późniejszym czasie ulegały różnym procesom transformacyjnym w wyniku wzajemnych oddziaływań ze składnikami środowiska glebowego. Zawartość ^{137}Cs wahała się w granicach od 59.85 Bq/kg w glebach pobranych z rejonu nr 14 (okolice Pisz) do 5.95 Bq/kg w glebach z rejonu nr 18 (okolice Elbląga). Warto podkreślić, że gleby pobrane z sąsiedniego rejonu nr 17 należące do tego samego gatunku gleb ze względu na uziarnienie (również woj. elbląskie) wykazywały znacznie wyższą akumulację tego izotopu: wartość minimalna - 33.25 Bq/kg, wartość maksymalna - 57.95 Bq/kg.

Zestawienie średnich zawartości ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach utworów glebowych zamieszczono w tabeli nr 40. Nie zaobserwowano wyraźnych różnic w wartościach średnich dotyczących akumulacji tego radionuklidu w poszczególnych gatunkach gleb. Zatem nie właściwości gleb decydowały głównie o nagromadzeniu się cezu w glebach, lecz bardziej prawdopodobny wydaje się być w tym przypadku wpływ

innych czynników takich, jak np. warunki atmosferyczne, rodzaj depozycji, formy chemiczne zdeponowanego radionuklidu w opadzie promieniotwórczym.

Kierunek zmian poziomu nagromadzenia się ^{137}Cs w badanych glebach w aspekcie ich składu granulometrycznego przedstawiał się następująco:

piaski drobne (34.71 Bq/kg) > piaski pylaste (32.41 Bq/kg) > piaski średnie (27.81 Bq/kg) > piaski gliniaste (27.45 Bq/kg).

3.2.2. Zawartość ^{40}K w glebach .

Udział promieniotwórczego izotopu potasu ^{40}K w składzie izotopowym potasu naturalnego występującego w przyrodzie wynosi 0.019 %. Jego znaczenie pod względem ilości wydzielanego ciepła radiogenicznego spada wraz ze starzeniem się skorupy ziemskiej, pozostaje jednak nadal ważnym źródłem promieniowania jonizującego. Izotop ^{40}K występuje przede wszystkim w najważniejszym mineralu potasu naturalnego - skaleniu potasowym, jak również w plagioklazach, biotycie i muskowiecie. W procesach wietrzenia najłatwiej uwalniany jest potas zawarty w biotytach, bardzo odporne na wietrzenie są skalenie, natomiast muskowitz praktycznie nie ulega wietrzeniu.

Dane dotyczące zawartości radionuklidu ^{40}K przedstawiono w tabeli nr 26 (graficznie na wykresie nr 14).

Zawartość ^{40}K w 10-cm warstwie analizowanych gleb była zróżnicowana i mieściła się w zakresie od 194.91 do 664.01 Bq/kg. Najwyższą zawartość ^{40}K w zakresie 400-600 Bq/kg zarejestrowano w przypadku gleb leżących w północnej części Polski (rejon nr 15,16,17,18), we wschodniej części (rejon nr 11) oraz w rejonie nr 3.

W pozostałych rejonach zawartość ^{40}K była na poziomie 200-400 Bq/kg. Jest to wartość zbliżona do wielkości podawanej przez CLOR - 396 Bq/kg gleby. Ilość ta stanowi 60-90 % ogólnej aktywności gamma badanych próbek gleb (tabela nr 36). Najwyższą akumulację ^{40}K zaobserwowano w piaskach gliniastych, najniższą natomiast w piaskach średnich (tabela nr 40).

Kierunek zmian poziomu nagromadzenia się izotopu ^{40}K w badanych glebach w aspekcie ich składu granulometrycznego przedstawiał się następująco:

piaski gliniaste (452.52 Bq/kg) > piaski pyłaste (396.35 Bq/kg) > piaski drobne (321.94 Bq/kg) > piaski średnie (284.30 Bq/kg).

3.2.3. Zawartość ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi w glebach.

Spośród radionuklidów serii torowej głównymi źródłami emitowanej dawki promieniowania są aktyn ^{228}Ac i tal ^{208}Tl . Dane dotyczące zawartości radionuklidów naturalnych w glebach w poszczególnych rejonach badawczych zestawiono w tabeli nr 27 (graficznie na wykresie nr 15). Wartości średnie oraz zakresy zawartości radionuklidów dla wszystkich gleb umieszczono w tabeli nr 38. Zawartości tych izotopów w aspekcie składu granulometrycznego przedstawiono w tabeli nr 40.

W badanych glebach przeciętna zawartość ^{228}Ac wynosiła 13.47 Bq/kg, zmieniając się w granicach od 6.40 Bq/kg w przypadku gleb pochodzących z rejonu nr 12 do 24.10 Bq/kg w glebach pobranych z rejonu nr 3. Wyższe wartości nagromadzenia ^{228}Ac w stosunku do pozostałych gleb stwierdzono również w glebach pochodzących z rejonów nr 15, 16 (Pojezierze Mazurskie) i wynosiły one odpowiednio 17.88 Bq/kg i 17.95 Bq/kg.

Kierunek zmian poziomu nagromadzenia się izotopu ^{228}Ac w badanych glebach w aspekcie ich składu granulometrycznego przedstawiał się w analogiczny sposób, jak w przypadku nagromadzenia ^{40}K w glebach:

piaski gliniaste (16.86 Bq/kg) > piaski pyłaste (14.43 Bq/kg) > piaski drobne (12.16 Bq/kg) > piaski średnie (10.10 Bq/kg).

Przeciętna zawartość ^{208}Tl w badanych glebach wynosiła 12.53 Bq/kg i była nieco niższa niż średnia wartość nagromadzenia ^{228}Ac w glebach. Najwyższą zawartość ^{208}Tl stwierdzono w glebach zalegających w rejonie nr 3 (21.90 Bq/kg) oraz rejonach nr 15, 16 (odpowiednio: 15.86 Bq/kg, 17.28 Bq/kg), a więc dokładnie w tych samych rejonach, gdzie zaobserwowano również wyższą akumulację ^{228}Ac . We wszystkich badanych glebach poziom nagromadzenia ^{208}Tl był bardzo zbliżony do nagromadzenia ^{228}Ac , jednak zawsze wykazywał wartości nieco niższe w stosunku do zawartości ^{228}Ac w glebach.

Kierunek zmian poziomu nagromadzenia ^{208}Tl w aspekcie składu granulometrycznego badanych gleb był identyczny, jak w przypadku ^{228}Ac :

piaski gliniaste (15.83 Bq/kg) > piaski pylaste (13.65 Bq/kg) > piaski drobne (10.68 Bq/kg) > piaski średnie (9.51 Bq/kg).

Spośród nietrwałych radionuklidów szeregu uranowego głównymi źródłami dawki promieniowania jonizującego są izotopy ołowiu ^{214}Pb i bizmutu ^{214}Bi . Pierwiastki te są krótkozyciowymi produktami rozpadu gazowego radonu ^{222}Rn . Średnia zawartość ^{214}Pb w badanych glebach wynosiła 10.59 Bq/kg i była nieco wyższa od przeciętnej zawartości ^{214}Bi , będącej na poziomie 9.97 Bq/kg. Zakres zmian akumulacji ^{214}Pb i ^{214}Bi był również bardzo zbliżony i wahał się w granicach: 10.01-15.50 Bq/kg (dla ^{214}Pb) oraz 8.98-15.46 Bq/kg (dla ^{214}Bi). W zestawieniu ich stężeń z gatunkami gleb wyraźnie zarysowuje się trend zmierzający w tym samym kierunku, jak w przypadku izotopów z szeregu torowego.

Kierunek zmian poziomu nagromadzenia ^{214}Pb i ^{214}Bi w aspekcie składu granulometrycznego badanych gleb był identyczny, jak w przypadku ^{228}Ac i ^{208}Tl oraz ^{40}K :

piaski gliniaste (^{214}Pb -12.95 Bq/kg, ^{214}Bi -12.40 Bq/kg) > piaski pylaste (^{214}Pb -11.22 Bq/kg, ^{214}Bi -10.20 Bq/kg) > piaski drobne (^{214}Pb -9.35 Bq/kg, ^{214}Bi -8.82 Bq/kg) > piaski średnie (^{214}Pb -8.80 Bq/kg, ^{214}Bi -8.31 Bq/kg).

3.2.4. Ogólna aktywność beta i ogólna aktywność gamma gleb.

Wyniki pomiaru ogólnej aktywności beta i ogólnej aktywności gamma badanych gleb oraz udział procentowy ^{137}Cs i naturalnych radionuklidów w ogólnej aktywności gamma prezentuje tabela nr 36.

Ogólna aktywność beta gleb wahała się w szerokich granicach 298.59 - 701.65 Bq/kg z wartością średnią wynoszącą 481,65 Bq/kg i medianą - 451.38 Bq/kg. Najwyższy poziom aktywności beta zaobserwowano w próbkach gleb pobranych z rejonów nr 3, 11, 15, 16 (powyżej 600 Bq/kg), natomiast najniższe wartości zanotowano w glebach leżących w rejonach nr 2, 10, 12, 13 (300-400 Bq/kg).

Ogólna aktywność gamma gleb wahała się w granicach 294.07 - 835.65 Bq/kg z wartością średnią wynoszącą 544.79 Bq/kg i medianą - 552.13 Bq/kg. Najwyższą aktywność gamma wykazywały próbki gleb pobranych z rejonu nr 3 (na poziomie 835.36 Bq/kg) oraz z rejonów nr 6, 7, 8, 11, 17 (powyżej 600 Bq/kg), najniższe wartości aktywności gamma stwierdzono w glebach zalegających w rejonach nr 9, 10, 12 (odpowiednio: 394.06 Bq/kg, 294.07 Bq/kg, 323.65 Bq/kg).

Kierunek zmian poziomu aktywności gamma w aspekcie składu granulometrycznego badanych gleb przedstawiał się następująco:

piaski gliniaste (582.72 Bq/kg) > piaski pyłaste (562.98 Bq/kg) > piaski drobne (539.47 Bq/kg) > piaski średnie (440.01 Bq/kg).

Tendencje zmian poziomu aktywności gamma gleb w zestawieniu z gatunkami gleb miały identyczny kierunek, jaki zaobserwowano w przypadku nagromadzenia się radionuklidów naturalnych w badanych glebach.

Spośród badanych radionuklidów zdecydowanie najwyższy udział procentowy w ogólnej aktywności gamma wykazał ^{40}K . Przeciętny udział potasu wynosił 67.94 % i pokrywał się prawie z wartością mediany (68.75 %). Różnica między skrajnymi wartościami była na poziomie ok. 31 %. Najwyższym udziałem ^{40}K w ogólnej aktywności gamma (powyżej 80 %) wyróżniały się gleby pochodzące z rejonów nr 15, 18 (piaski gliniaste). W glebach złożonych z piasków drobnych i średnich udział ^{40}K w ogólnej aktywności gamma był najniższy (odpowiednio: 61.48 %, 64.74 %).

Na drugim miejscu pod względem udziału procentowego był ^{137}Cs , którego wartości zmieniały się w zakresie: 1.62 - 10.71 % , z przeciętną wartością 5.60 % i medianą 5.50 %. Najwyższy udział ^{137}Cs na poziomie 10.71 % zarejestrowano w próbce pochodzącej z rejonu nr 10, przy czym warto podkreślić, że wymieniona gleba wykazywała bardzo niską aktywność gamma. Najwyższy udział ^{137}Cs w ogólnej aktywności gamma stwierdzono w piaskach drobnych (6.70 %) i piaskach pylistych (6.27 %), a najniższy w piaskach gliniastych, w których występowała najwyższa akumulacja ^{40}K . Zatem kierunek zmian udziału ^{137}Cs w ogólnej aktywności gamma był przeciwny niż w przypadku naturalnego radionuklidu ^{40}K .

Średni udział procentowy radionuklidów z szeregu torowego i uranowego był odpowiednio na poziomie : 4.75 % , 3.79 % . Mediana przyjmowała bardzo zbliżone

wartości (odpowiednio : 4.63 % , 3.71 %). Różnice między wartościami średnimi a wartościami minimalnymi były niewielkie w granicach 1.5 %. Kierunek zmian udziału tych radionuklidów w ogólnej aktywności gamma był analogiczny, jak w przypadku udziału ^{40}K . Rozkład udziału procentowego badanych radionuklidów w ogólnej aktywności gamma przedstawiono graficznie - wykres nr 16.

3.3. Promieniotwórczość szaty roślinnej.

3.3.2. Zawartość ^{137}Cs w szacie roślinnej.

Dane dotyczące zawartości ^{137}Cs w szacie roślinnej zamieszczono w tabeli nr 28. Wszystkie wartości podano w Bq/kg suchej masy roślinności .

We wszystkich próbkach roślinności zaobserwowano duże zróżnicowanie zawartości ^{137}Cs . Zmieniała się ona w szerokim zakresie od 0.39 Bq/kg do 17.25 Bq/kg, przy czym wartość średnia wynosiła 4.39 Bq/kg. Widać wyraźny związek zawartości radioaktywnego cezu w szacie roślinnej ze składem granulometrycznym gleb, które pokrywa dana roślinność (tabela nr 41). Najwyższe zawartości cezu zanotowano w roślinności rosnącej na glebach złożonych z piasków pylastych, natomiast najniższe w roślinności pokrywającej gleby złożone z piasków gliniastych. Szata roślinna rosnąca na glebach złożonych z piasków średnich zawierała 2.50 Bq/kg ^{137}Cs , wartość ta była niższa od zawartości ^{137}Cs w roślinności pokrywającej gleby złożone z piasków drobnych.

Kierunek zmian poziomu nagromadzenia się ^{137}Cs w szacie roślinnej w zależności od składu granulometrycznego gleb układał się według następującego porządku:

piaski pylaste (10.04 Bq/kg) > piaski drobne (4.99 Bq/kg) > piaski średnie (2.50 Bq/kg) > piaski gliniaste (1.58 Bq/kg).

3.3.3. Zawartość ^{40}K w szacie roślinnej.

W tabeli nr 29 przedstawiono dane dotyczące zawartości radionuklidu ^{40}K w badanej szacie roślinnej .

Zawartość ^{40}K , podobnie jak ^{137}Cs , była bardzo zróżnicowana i wahała się w szerokim zakresie od 316.29 Bq/kg do 1484.83 Bq/kg. Najwięcej prób roślinności

charakteryzowało się zawartością ^{40}K na poziomie 800 - 1000 Bq/kg. Zmienność w nagromadzeniu ^{40}K w szacie roślinnej w zestawieniu z gatunkami gleb wykazała tendencję o kierunku odwrotnym w stosunku do zmian zawartości ^{137}Cs w roślinności. Świadczyć to może o konkurencyjnym (współzawodniczącym) charakterze obu pierwiastków. Najwięcej ^{40}K zawierała roślinność rosnąca na glebach złożonych z piasków gliniastych (1036.97 Bq/kg), nieco mniej roślinność pobrana z powierzchni gleb złożonych z piasków średnich i pylastych (odpowiednio: 869.26 Bq/kg i 775.73 Bq/kg). Najniższą zawartość ^{40}K na poziomie 597.78 Bq/kg zarejestrowano w szacie roślinnej rosnącej na glebach złożonych z piasków drobnych (tabela nr 41).

Kierunek zmian poziomu nagromadzenia się ^{40}K w szacie roślinnej w zależności od składu granulometrycznego gleb układał się według następującego porządku:

piaski gliniaste (1013.72 Bq/kg) > piaski pylaste (10.04 Bq/kg) > piaski średnie (869.26 Bq/kg) > piaski pylaste (775.73 Bq/kg) > piaski drobne (597.78 Bq/kg).

3.3.3. Zawartość ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi w roślinności.

Zawartości naturalnych radionuklidów ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi w szacie roślinnej przedstawiono w tabeli nr 30.

Średnie zawartości ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi w badanej roślinności były na poziomie odpowiednio: 4.04 Bq/kg, 2.42 Bq/kg, 3.90 Bq/kg, 3.80 Bq/kg.

Największym zróżnicowaniem odznaczał się ^{214}Bi , przyjmując wartości od 1.02 Bq/kg do 15.19 Bq/kg oraz ^{228}Ac , który zmieniał się w zakresie 1.23 - 9.50 Bq/kg. Najmniejsze różnice w zawartości wykazywał ^{208}Tl , dla którego wartość maksymalna była ok. 5 razy wyższa od wartości minimalnej wynoszącej 1.01. Maksymalną zawartość ^{214}Pb zarejestrowano na poziomie 8.41 Bq/kg, natomiast wartość minimalną - na poziomie 0.92 Bq/kg (tabela nr 38).

Kierunek zmian poziomu nagromadzenia się ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi (tabela nr 41) w szacie roślinnej w zależności od składu granulometrycznego gleb przedstawiał się następującego:

^{228}Ac : piaski średnie (4.81 Bq/kg) > piaski drobne (4.19 Bq/kg) > piaski gliniaste (3.68 Bq/kg) > piaski pylaste (3.54 Bq/kg);

²⁰⁸Tl: piaski średnie (2.63 Bq/kg) > piaski gliniaste (2.45 Bq/kg) > piaski pylaste (2.38 Bq/kg) > piaski drobne (2.12 Bq/kg);

²¹⁴Pb: piaski drobne (4.73 Bq/kg) > piaski średnie (4.09 Bq/kg) > piaski pylaste (3.69 Bq/kg) > piaski gliniaste (3.26 Bq/kg);

²¹⁴Bi: piaski pylaste (4.42 Bq/kg) > piaski średnie (4.41 Bq/kg) > piaski drobne (4.27 Bq/kg) > piaski gliniaste (2.41 Bq/kg).

3.4. Współczynniki transferu radionuklidów z gleb do szaty roślinnej.

3.4.1. Współczynniki transferu ¹³⁷Cs.

Współczynniki transferu TF(¹³⁷Cs) ze środowiska glebowego do szaty roślinnej wykazywały znaczne zróżnicowanie wartości (tabela nr 31), podobnie jak większość badanych właściwości gleb .

Średnią wartość współczynników transferu dla wszystkich badanych gleb oszacowano na poziomie 0.143, przy czym różnica między wartością minimalną a maksymalną wynosiła 0.369 (tabela nr 38).

Najniższą wartość TF(¹³⁷Cs) określono w przypadku gleb złożonych z piasków gliniastych zalegających w rejonie nr 3 (0.027), natomiast najwyższą wynoszącą 0.396 - w rejonie nr 11 (gleby złożone z piasków pylastych). Podobne podwyższone wartości TF(¹³⁷Cs) w stosunku do pozostałych badanych gleb zanotowano w glebach złożonych również z piasków pylastych, pochodzących z rejonów nr 8 i 13 (odpowiednio: 0.291, 0.344 - wartości maksymalne w tych rejonach), (tabela nr 31).

W zestawieniu wartości TF(¹³⁷Cs) z poszczególnymi gatunkami gleb wyraźnie zarysowuje się tendencja o określonym kierunku zmian. Najniższe wartości TF(¹³⁷Cs) na poziomie 0.065 zaobserwowano w przypadku gleb złożonych z piasków gliniastych, nieco wyższe - dla gleb złożonych z piasków średnich. Zdecydowanie wyższe wartości TF(¹³⁷Cs) w stosunku do wyżej wymienionych gatunków gleb uzyskano dla gleb złożonych z piasków drobnych., jednak były one niższe od wartości TF(¹³⁷Cs) wyznaczonych dla gleb złożonych z piasków pylastych. Maksymalna wartość TF(¹³⁷Cs) oszacowana dla piasków pylastych dziesięciokrotnie przewyższała najniższą wartość

TF(^{137}Cs) zarejestrowaną w przypadku gleb złożonych z piasków gliniastych (tabela nr 42).

Kierunek zmienności TF(^{137}Cs) w aspekcie składu granulometrycznego gleb był następujący:

piaski pylaste (0.310) > piaski drobne (0.147) > piaski średnie (0.091) > piaski gliniaste (0.065).

3.4.2. Współczynniki transferu ^{40}K .

Dane dotyczące wartości wyznaczonych współczynników transferu TF(^{40}K) przedstawiono w tabeli nr 32.

Wartości współczynników transferu TF(^{40}K) ze środowiska glebowego do szaty roślinnej wykazywały znaczne zróżnicowanie, podobnie jak wartości TF(^{137}Cs).

Średnią wartość współczynników transferu TF(^{40}K) dla wszystkich badanych gleb oszacowano na poziomie 2.370 (tabela nr 38). Najniższe wartości TF(^{40}K) określono w przypadku gleb złożonych z piasków drobnych i pylastych zalegających w rejonach nr 7, 13, 14, 16, natomiast najwyższe - dla gleb złożonych z piasków średnich i gliniastych, pochodzących z rejonów nr 2, 5, 12. Wartości TF(^{40}K) w badanych glebach wahały się w zakresie 1.157 - 4.609.

Kierunek zmienności poziomu TF(^{40}K) w aspekcie składu granulometrycznego (tabela nr 42) gleb przedstawiał się według następującego porządku:

piaski średnie (3.128) > piaski gliniaste (2.402) > piaski pylaste (1.972) > piaski drobne (1.959).

3.4.3. Współczynniki transferu radionuklidów: ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi .

W celu sprawdzenia, czy istnieją zależności między akumulacją radionuklidu ^{137}Cs w szacie roślinnej a nagromadzeniem naturalnych pierwiastków promieniotwórczych w roślinności oszacowano wartości współczynników transferu radionuklidów naturalnych w sposób analogiczny, jak w przypadku radioaktywnego cezu i potasu.

Wartości współczynników transferu $TF(^{228}\text{Ac})$, $TF(^{208}\text{Tl})$, $TF(^{214}\text{Pb})$, $TF(^{214}\text{Bi})$ zamieszczono w tabeli nr 33.

Średnie wartości współczynników transferu naturalnych radionuklidów $TF(^{228}\text{Ac})$, $TF(^{208}\text{Tl})$, $TF(^{214}\text{Pb})$, $TF(^{214}\text{Bi})$ wynosiły odpowiednio : 0.340 , 0.214 , 0.408 , 0.441. Największe zróżnicowanie wartości TF zanotowano w przypadku ^{214}Bi , dla którego $TF(^{214}\text{Bi})$ wahał się od 0.09 do 1.53 . Nieco niższe różnice między wartością minimalną a maksymalną zarejestrowano dla ^{228}Ac (zakres : 1.232), a najmniejszy zakres zmienności reprezentował ^{208}Tl - 0.657 (tabela nr 38). W zestawieniu z gatunkami gleb trend zmienności wartości współczynników transferu omawianych radioizotopów był bardzo zbliżony do trendu, jaki wykazywał $TF(^{40}\text{K})$ (tabela nr 42).

Kierunek zmienności poziomu współczynników transferu radionuklidów serii torowej i uranowej w aspekcie składu granulometrycznego gleb przedstawiał się według następującego porządku:

$TF(^{228}\text{Ac})$: piaski średnie (0.490) > piaski pylaste (0.372) > piaski drobne (0.322) > piaski gliniaste (0.231);

$TF(^{208}\text{Tl})$: piaski średnie (0.336) > piaski drobne (0.193) > piaski pylaste (0.183) > piaski gliniaste (0.167);

$TF(^{214}\text{Pb})$: piaski średnie (0.500) > piaski drobne (0.493) > piaski gliniaste (0.345) > piaski pylaste (0.326);

$TF(^{214}\text{Bi})$: piaski średnie (0.569) > piaski drobne (0.545) > piaski gliniaste (0.356) > piaski pylaste (0.338).

3.5. Specjacja ^{137}Cs w glebach .

3.5.1. *Formy wymienne i związane ^{137}Cs w glebach .*

Procedurę sekwencyjnej ekstrakcji zastosowano dla 6 próbek reprezentujących 4 gatunki gleb zróżnicowane pod kątem uziarnienia (piaski gliniaste, piaski średnie, piaski drobne i piaski pylaste) . Dane dotyczące wyników analizy specjacyjnej zamieszczono w

tabeli nr 34. Rozkład udziału form specjacyjnych cezu przedstawiono graficznie na wykresie nr 117.

Uzyskane wyniki sugerują, że ^{137}Cs wykazuje silną tendencję do trwałego wiązania ze składnikami gleb. We wszystkich badanych rodzajach gleb dominującą formą cezu jest forma, silnie związana z komponentami gleby tzw. frakcja pozostałościowa. Stanowi ona średnio od 90.45 % (w piaskach gliniastych) do 57.94 % w piaskach pylastych. Drugą pod względem wielkości procentowego udziału form ^{137}Cs jest frakcja związana z materią organiczną. Jej średni udział wahał się w granicach od 6.92 % (w piaskach gliniastych) do 30.78 % (w piaskach pylastych). Kolejną frakcją, w której występował cez w znaczniejszych ilościach, jest frakcja wymienna, której średni udział procentowy zmieniał się w zakresie od 1.15 % do 8.07 % w zależności od gatunku utworu glebowego. Najwyższy udział form wymiennych ^{137}Cs zarejestrowano w piaskach pylastych, najniższy natomiast w piaskach gliniastych. Formy cezu związane z frakcją węglanową były nieliczne, ich udział procentowy zmieniał się w zakresie od 0.28 % do 1.26 %. Zmienność udziału procentowego tej frakcji nie wykazuje tendencji o określonym kierunku, podobnie jak frakcja związana z tlenkami żelaza i manganu, której średnia zawartość procentowa wahała się w granicach: 0.80 - 2.65 %. Rozkład udziału procentowego specjacyjnych form cezu jest porównywalny z wartościami uzyskanymi z wcześniej prowadzonych badań [64].

3.5.2. Formy mobilne (biodostępne) ^{137}Cs w glebach.

Udział procentowy form mobilnych ^{137}Cs w glebach wykazywał duże zróżnicowanie w zależności od chemicznych właściwości badanych utworów glebowych, jak również ich składu granulometrycznego i mineralogicznego. Zawartość procentową tych form cezu zamieszczono w tabeli nr 35.

Średni udział tej frakcji w całkowitej zawartości ^{137}Cs w glebach sięgał wartości 3.56 %, mediana - 1.89 %. Zawartości form biodostępnych były wysoce zróżnicowane i zmieniały się w zakresie od 0.53 % do 12.59 %. Widać wyraźne zależności pomiędzy udziałem procentowym tej frakcji a uziarnieniem gleb. Najniższym udziałem procentowym form mobilnych ^{137}Cs charakteryzowały się piaski gliniaste, udział ten wynosił średnio 1.16 %. W glebach tych zanotowano najwyższą zawartość ilu koloidalnego, w tym również zidentyfikowano minerały warstwowe typu illit,

odpowiedzialne za trwałe wiązanie radionuklidu cezu w postaci form niewymiennych. Natomiast najwyższą zawartość procentową tej frakcji, dochodzącą do wartości średniej 10.09 % stwierdzono w piaskach pylastych o niewielkiej ilości iłu koloidalnego. Piaski drobne zawierały 3.44 % mobilnego ^{137}Cs , co odpowiada w przybliżeniu wartości średniej dla wszystkich gatunków gleb. Dwukrotnie niższą wartość w stosunku do gleb wyżej podanych zanotowano w przypadku gleb złożonych z piasku średniego (tabela nr 39). Wyraźnie zaznacza się tendencja zmian o tym samym kierunku, jaki obserwowano w przypadku omawianych wartości współczynników transferu cezu z gleb do szaty roślinnej. Fakt ten sugeruje istnienie silnych współzależności między zawartością form mobilnych cezu a uzyskanymi wartościami $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ określającymi biodostępność cezu w układzie: środowisko glebowe-szata roślinna.

Kierunek zmienności udziału form mobilnych ^{137}Cs w ogólnej zawartości ^{137}Cs w aspekcie składu granulometrycznego gleb był następujący:

piaski pylaste (0.310) > piaski drobne (0.147) > piaski średnie (0.091) > piaski gliniaste (0.065).

4. Analiza wyników badań.

Właściwości gleb.

Wyniki badań składu granulometrycznego umożliwiły dokonanie podziału analizowanych gleb na odpowiednie gatunki utworów glebowych. Wszystkie gleby zaklasyfikowano jako piaski. Spośród 108 badanych gleb piaszczystych 36 prób stanowiły piaski gliniaste (próbki pobrane z rejonu nr 2, 3, 4, 15, 17, 18), 24 próby swoim składem granulometrycznym odpowiadały piaskom średnim (rejon nr 1, 5, 9, 12), kolejne 24 próby określono jako piaski drobne (rejon nr 6, 7, 10, 14) i 24 próby pobrane z rejonów nr 8, 11, 13, 15 identyfikowały się z piaskami pylastymi.

Wyniki analizy mineralogicznej wskazują, że głównym składnikiem wszystkich badanych gleb był kwarc, obok którego w mniejszych ilościach występowały różnego rodzaju skalenie: potasowe - ortoklaz (glinokrzemian potasu KAlSi_3O_8), mikroclin (trójskośna odmiana glinokrzemianu potasu $\text{K}[\text{AlSi}_3\text{O}_8]$), wapniowo-sodowe - plagioklaz (tworzą szereg izomorficzny od albitu $\text{Na}_2\text{O} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 6 \text{SiO}_2$ do anortytu $\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot$

SiO₂). Oprócz wymienionych minerałów obecny był w zróżnicowanych ilościach kalcyt (węglan wapnia CaCO₃). Jego najwyższe ilości zaobserwowano w próbach pobranych z rejonów nr 2, 3, 17, 18 (piaski gliniaste). Na szczególną uwagę zasługuje zidentyfikowana w glebach złożonych z piasków gliniastych (rejon nr 2, 3, 17) grupa minerałów: łyszczyki - illit, która niewątpliwie przyczyniła się do znacznego obniżenia biodostępności ¹³⁷Cs, sądząc po najmniejszych wartościach TF(¹³⁷Cs) oraz minimalnych udziałach frakcji mobilnej cezu w wymienionych glebach. Wymienione gleby charakteryzowały się najwyższym udziałem iltu koloidalnego oraz najwyższym udziałem ¹³⁷Cs we frakcji pozostałościowej (formy niewymienne cezu, trwale związane z minerałami glebowymi).

Skład mechaniczny i mineralogiczny gleb jest jednym z podstawowych czynników determinujących kształtowanie się właściwości analizowanych gleb. Cechy chemiczne gleb wykazywały wyraźne współzależności z zawartością frakcji granulometrycznych badanych utworów glebowych.

Najwyższą wartością pH świadczącą o odczynie zasadowym charakteryzowały się gleby złożone piasków gliniastych, nieco niższą gleby złożone z piasków średnich i piasków drobnych, natomiast najniższą o odczynie kwaśnym - gleby złożone z piasków pylastych. W tym samym kierunku zmieniała się pojemność sorpcyjna gleb, suma kationów wymiennych o charakterze zasadowym (szczególnie wyraźna zmienność w przypadku kationów potasu i wapnia) oraz stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami, poczynając od najwyższych wartości zanotowanych w przypadku gleb złożonych z piasków gliniastych a kończąc na wartościach najniższych zarejestrowanych dla gleb złożonych z piasków pylastych.

Kierunek zmienności parametrów chemicznych (pH, T, K wym., Ca wym., V) badanych utworów glebowych w aspekcie składu granulometrycznego gleb był następujący:

piaski gliniaste > piaski średnie > piaski drobne > piaski pylaste.

Zawartość węgla organicznego (utleniającego) oraz kwasowość hydrolityczna wykazywała trend zmienności o kierunku dokładnie przeciwnym niż wyżej wymienione cechy glebowe. W przypadku pozostałych właściwości gleb nie zaobserwowano tendencji o tak wyraźnym kierunku zmian.

Kierunek zmienności parametrów chemicznych (C org., Hh) badanych utworów glebowych w aspekcie składu granulometrycznego gleb był następujący:

piaski pylaste > piaski drobne > piaski średnie > piaski gliniaste.

Metale ciężkie.

Zawartość metali ciężkich w badanych glebach była zróżnicowana w zależności od właściwości gleb, ale generalnie w żadnym z rejonów badawczych nie przekraczała wartości tzw. tła geologicznego, co świadczy o braku oddziaływań antropogennych źródeł metali ciężkich w badanych glebach. Większość badanych gleb pochodziła z obszarów Polski uznawanych za ekologicznie czyste.

Analiza statystyczna wykazała istotne współzależności między zawartością metali ciężkich a zawartością radionuklidów naturalnych w badanych glebach. Na uwagę zasługują istotne współczynniki korelacji uzyskane między nagromadzeniem metali takich, jak żelazo (r na poziomie 0.61 - 0.67), miedź (r na poziomie 0.49 - 0.55), nikiel (r na poziomie 0.40 - 0.45), mangan (r na poziomie 0.33 - 0.37) a akumulacją naturalnych pierwiastków promieniotwórczych w badanych glebach (tabela nr 43).

Radionuklidy naturalne.

Poziom akumulacji naturalnych pierwiastków promieniotwórczych, w tym ^{40}K , wykazywał duże zróżnicowanie nawiązujące do wykształcenia litologicznego badanych utworów glebowych. Najwyższe zawartości ^{40}K w zakresie 400-600 Bq/kg zarejestrowano w przypadku gleb leżących w północnej części Polski (rejon nr 15,16,17,18), we wschodniej części (rejon nr 11) oraz w rejonie nr 3. Podobne wartości stężeń ^{40}K zanotowano w makroregionie lubelskim - 560 Bq/kg gleby [14]. Zdecydowanie najwyższą zawartością ^{40}K wyróżniały się gleby złożone z piasków gliniastych (452.52 Bq/kg), najniższą natomiast - gleby złożone z piasków średnich (284.30 Bq/kg). Podobne wartości uzyskano dla gleb województwa bydgoskiego [15].

Średnie zawartości ^{228}Ac i ^{208}Tl w badanych glebach były na poziomie wartości podawanych przez CLOR [41], natomiast niższe niż analogiczne wartości rejestrowane

na Lubelszczyźnie [14]. Zawartości ^{214}Pb i ^{214}Bi również nie odbiegały od wartości typowych dla określonych regionów kraju w nawiązaniu do ich geologii.

Analiza statystyczna zawartości ^{40}K w badanych glebach (tabela nr 44) wykazała istotną dodatnią korelację z niektórymi właściwościami gleb (węglany $r = 0.56$, pojemność sorpcyjna gleby $r = 0.43$, suma zasadowych kationów wymiennych $r = 0.44$). W glebach odznaczających się wyższą pojemnością sorpcyjną, wyższą zawartością zasadowych kationów wymiennych i węglanów obserwowano znacznie silniejszą akumulację potasu w stosunku do pozostałych badanych gleb.

Na szczególną uwagę zasługują wysoce istotne współczynniki korelacji między zawartością ^{40}K w badanych glebach a zawartością w nich naturalnych pierwiastków radioaktywnych z szeregu uranowego: ^{228}Ac , ^{208}Tl i szeregu torowego: ^{214}Pb , ^{214}Bi . Fakt ten w pełni może być wyjaśniony ich wspólnym źródłem pochodzenia (geochemiczne przemiany skał macierzystych).

Przyjmując logarytmiczny rozkład zmiennych określających zawartości poszczególnych radionuklidów oraz interpretację rozkładu F Snedecora okazało się, że współwystępowanie naturalnych izotopów promieniotwórczych w badanych glebach opisują równania typu:

$Y = a X^b$ gdzie: Y - zawartość ^{40}K w glebach (Bq/kg),

X - zawartość ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi w glebach (Bq/kg)

Ponizej podano istotne zależności dotyczące współwystępowania radionuklidów naturalnych w badanych glebach:

4.1. $[^{40}\text{K}] = 59.67 [^{228}\text{Ac}]^{0.70}$ (tabela nr 48)

4.2. $[^{40}\text{K}] = 65.49 [^{208}\text{Tl}]^{0.68}$ (tabela nr 49)

4.3. $[^{40}\text{K}] = 53.97 [^{214}\text{Pb}]^{0.81}$ (tabela nr 50)

4.4. $[^{40}\text{K}] = 64.97 [^{214}\text{Bi}]^{0.75}$ (tabela nr 51)

Na uwagę zasługują wysoce istotne współzależności pomiędzy radionuklidami należącymi do tego samego szeregu promieniotwórczego.

Analogicznie, jak wyżej, wyznaczono jednowymiarowe równania regresji, pozwalające na prognozowanie zawartości danego radionuklidu w glebach na podstawie

zawartości innego radioizotopu, pozostającego z nim w dużej zależności współwystępowania.

$$4.5. \quad [^{228}\text{Ac}] = 1.17 [^{208}\text{Tl}]^{0.97} \quad (\text{tabela nr 52})$$

$$4.6. \quad [^{214}\text{Pb}] = 1.30 [^{214}\text{Bi}]^{0.91} \quad (\text{tabela nr 53})$$

Zanotowano również istotne zależności między zawartością naturalnych radionuklidów a zawartością metali ciężkich, występujących w badanych glebach w ilościach nie przekraczających poziomu tła geochemicznego. Fakt ten potwierdza istnienie wspólnego źródła pochodzenia radionuklidów naturalnych oraz metali ciężkich w glebach nie narażonych na presje antropogenne. Podwyższonej akumulacji naturalnych radionuklidów towarzyszyły zazwyczaj podwyższone zawartości metali ciężkich, z którymi radionuklidy te wykazywały silne korelacje.

Analizując udział radionuklidów pochodzenia naturalnego i sztucznego we właściwej aktywności gamma, należy zauważyć, że w przypadku badanych gleb, przeciętnie powyżej 60 % aktywności stanowiły izotopy pochodzenia naturalnego, których intensywność występowania związana jest głównie z geochemicznymi przemianami skał macierzystych tych gleb. Głównym emitentem gamma w obrębie analizowanych radionuklidów jest ^{40}K (wykres nr 16, 17).

Radionuklid ^{137}Cs .

Analiza statystyczna nie wykazała żadnych istotnych zależności pomiędzy akumulacją ^{137}Cs a podstawowymi właściwościami gleb, co w pełni może być uzasadnione jego pochodzeniem i specyfiką zachowania się w glebach. Nie stwierdzono także korelacji między zawartością ^{137}Cs a zawartością naturalnych radionuklidów w glebach. Z makroelementami takimi, jak żelazo, mangan i innymi badanymi metalami ciężkimi nie zanotowano istotnych współzależności (tabela nr 43, 44, 45). Fakt braku współzależności z naturalnymi izotopami promieniotwórczymi, jak również z makroelementami gleb, jednoznacznie wskazuje na różne źródła pochodzenia radiocezu (źródło antropogenne) i omawianych pierwiastków (źródło naturalne).

Na udział procentowy form mobilnych (biodostępnych) ^{137}Cs wyraźny wpływ miały właściwości gleb, w których cez uległ akumulacji. Wysoce istotną ujemną

korelację tej frakcji cezu zanotowano z odczynem pH gleb (współczynnik korelacji $r = - 0.63$). Na tym samym poziomie liczbowym, ale z przeciwnym znakiem, wyznaczono współczynnik korelacji z zawartością węgla organicznego (korelacja dodatnia). Podobną dodatnią korelację zaobserwowano również z zawartością substancji organicznych ($r = 0.50$) i kwasowością hydrolytyczną ($r = 0.47$). Formy mobilne ^{137}Cs ze wszystkimi pozostałymi badanymi parametrami gleb wykazywały istotne ujemne korelacje. Do najbardziej istotnych należy zaliczyć współzależności z zawartością kationów potasu wymiennego ($r = - 0.49$), ze stopniem wysycenia zasadami ($r = - 0.52$), zawartością kationów wapnia wymiennego ($r = - 0.43$) oraz zasługująca na podkreślenie ujemna korelacja z zawartością iłu koloidalnego ($r = - 0.48$). Porównanie wyników badań dotyczących frakcji mobilnej ^{137}Cs w glebach nie było możliwe ze względu na brak analogicznych danych w dostępnej literaturze.

Udział form mobilnych cezu był wysoce skorelowany z wartościami współczynników transferu ^{137}Cs z gleb do szaty roślinnej. Można zatem przypuszczać, że za biodostępność cezu odpowiedzialna jest w znacznej mierze zawartość frakcji mobilnej cezu, w której obecne są formy jonowe cezu, łatwo absorbowane przez roślinność. Wzrost udziału form biodostępnych cezu będzie powodował wzrost wartości $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$, a w konsekwencji wzrost zawartości tego radionuklidu w szacie roślinnej. Zależność ta opisywana jest poniższym równaniem typu:

$$Y = aX^b \quad \text{gdzie: } Y - \text{wartość współczynnika transferu } \text{TF}(^{137}\text{Cs}), \\ X - \text{udział form mobilnych } ^{137}\text{Cs} \text{ w glebie}$$

$$4.7. \quad \text{TF}(^{137}\text{Cs}) = 0.06 [\text{Fr. mob.}]^{0.78} \quad (\text{tabela nr 54})$$

Podobnie jak w przypadku frakcji mobilnej ^{137}Cs , na wartości $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ bardzo silny wpływ wywierała jakość środowiska glebowego. Występujące współzależności z właściwościami gleb były równie istotne jak w przypadku udziału form mobilnych cezu.

Najsilniejszą ujemną korelację, spośród badanych parametrów chemicznych gleb, stwierdzono z odczynem gleby pH ($r = - 0.70$), następnie ze stopniem wysycenia zasadami ($r = -0.61$). Na podobnym poziomie wyznaczono współczynnik korelacji z zawartością wymiennych kationów potasu ($r = - 0.55$), z sumą zasadowych kationów wymiennych ($r = - 0.52$), pojemnością sorpcyjną ($r = - 0.41$). Dodatkowo korelacje

zanotowano z zawartością węgla organicznego ($r = 0.61$), z kwasowością hydrolityczną ($r = 0.52$) oraz z zawartością substancji organicznych ($r = 0.46$). Ujemne istotne współzależności uzyskano również z zawartością iłu koloidalnego ($r = -0.55$). Piaski pylaste o najniższej zawartości iłu koloidalnego charakteryzowały się najwyższym współczynnikiem transferu cezu do szaty roślinnej. Wiązało się to również z największą zawartością form biodostępnych tego radionuklidu, najwyższą zawartością węgla organicznego (utl.), najniższą wartością pH i najniższą zawartością zasadowych kationów wymiennych w kompleksie sorpcyjnym w badanych glebach.

Livens i in. [57] uzyskali analogiczne korelacje na nieco niższym poziomie: z pH ($r = -0.51$), iłem koloidalnym ($r = -0.27$), z pojemnością sorpcyjną ($r = -0.29$). Mogło to być spowodowane olbrzymim zróżnicowaniem gleb i wpływem klimatycznym, ponieważ analizowane próbki gleb i szaty roślinnej pochodziły z różnych części Europy (Włochy, Norwegia, Szkocja). Kuhn i in. [50] wykazali silne współzależności między TF(^{137}Cs) a wartością pH ($r = -0.81$), zawartością wymiennych kationów potasu ($r = -0.50$), udziałem procentowym iłu koloidalnego ($r = -0.54$). Są to wartości bardzo zbliżone do wyników uzyskanych w niniejszej pracy.

Analiza statystyczna danych wykazała istnienie współzależności pomiędzy TF(^{137}Cs) a TF(^{40}K) ($r = -0.34$). Fakt ten potwierdza konkurencyjny charakter izotopów cezu i potasu w procesie jonowej absorpcji tych pierwiastków przez roślinność. Wzrost pobierania jonów potasu przez roślinność powodował obniżenie absorpcji jonów cezu z roztworu glebowego do szaty roślinnej. Zależność tę opisuje poniższe równanie:

$$4.8. \quad [\text{TF}(^{137}\text{Cs})] = 0.20 [\text{TF}(^{40}\text{K})]^{-0.72} \quad (\text{tabela nr 55})$$

gdzie: X - współczynnik transferu ^{40}K

Przyjmując rozkład logarytmiczny wszystkich badanych parametrów gleb oraz interpretację rozkładu F Snedecora analogicznie, jak w przypadku wyżej podanych równań, uzyskano zależności regresyjne współczynnika transferu cezu z gleb do szaty roślinnej TF(^{137}Cs) od wybranych właściwości gleb:

pH-odczyn gleb, Corg.-zawartość węgla organicznego (utl.), Kwym.-zawartość wymiennych kationów potasu, Ił kol.-zawartość iłu koloidalnego, Sub. org.-zawartość substancji organicznych, CO_3^{2-} -zawartość węglanów, Ca wym.-zawartość kationów wymiennych wapnia, Hh-kwasowość hydrolityczna, S-suma zasadowych kationów

wymiennych, V-stopień wysycenia zasadami. Wszystkie otrzymane równania należą do równań typu: $Y = aX^b$

4.9. $TF(^{137}Cs) = 0.12 (CO_3^{2-})^{-0.36}$ (tabela nr 56)

4.10. $TF(^{137}Cs) = 0.43 [Ca \text{ wym.}]^{-0.76}$ (tabela nr 57)

4.11. $TF(^{137}Cs) = 0.07 [Hh]^{0.66}$ (tabela nr 58)

4.12. $TF(^{137}Cs) = 0.68 [S]^{-0.85}$ (tabela nr 59)

4.13. $TF(^{137}Cs) = 222.65 [V]^{-1.77}$ (tabela nr 60)

4.14. $TF(^{137}Cs) = 157.95 [pH]^{-3.97}$ (tabela nr 61)

4.15. $TF(^{137}Cs) = 0.04 [C \text{ org.}]^{1.07}$ (tabela nr 62)

4.16. $TF(^{137}Cs) = 0.04 [Kwym.]^{-0.76}$ (tabela nr 63)

4.17. $TF(^{137}Cs) = 0.13 [H \text{ kol.}]^{-0.57}$ (tabela nr 64)

Zależności $TF(^{137}Cs)$ od wybranych parametrów gleb wraz z rozkładem linii dopasowanej (metodą najmniejszych kwadratów) przedstawiono na wykresach nr 21-24.

Wyniki testów (tabele nr 56 - 64) potwierdzają istotność współzależności $TF(^{137}Cs)$ z wybranymi właściwościami gleb. Fakt współistnienia w środowisku glebowym procesów uzależnionych od jego właściwości, warunkujących biodostępność ^{137}Cs , stwarza konieczność uwzględnienia ich sumarycznego wpływu na wartości $TF(^{137}Cs)$.

Na podstawie potwierdzonych przez wyniki badań związków korelacyjnych pomiędzy $TF(^{137}Cs)$ i właściwościami gleb, podjęto próbę ich integracji w celu znalezienia analitycznej formy zależności funkcyjnej $TF(^{137}Cs)$ od dominujących parametrów glebowych dla badanych gleb piaszczystych z północno-wschodniej Polski.

Otrzymane równanie regresji wielowymiarowej (w warunkach prowadzonych badań), opisujące zależność współczynnika transferu $TF(^{137}Cs)$ od istotnych parametrów glebowych, ma postać: (tabela nr 65).

4.18. $\ln[TF(^{137}Cs)] = -1.50 - 0.24 [pH] - 0.25 \ln[Kwym.] + 0.48 \ln[Corg.] - 0.25 \ln[H \text{ kol.}]$

$r = 0.80$; $R^2 = 0.64$; $p < 0.05$; $n = 108$; $df = 4,103$

gdzie: $TF(^{137}Cs)$ - współczynnik transferu ^{137}Cs z gleb do szaty roślinnej

pH - odczyn gleb

Kwym. - zawartość kationów wymiennych potasu [cmol(+)/kg]

Corg. - zawartość węgla organicznego (utleniającego) [%]

Ił kol. - zawartość iltu koloidalnego [%]

r - współczynnik korelacji

R² - kwadrat współczynnika korelacji

n - liczba obserwacji

p - poziom istotności

df - liczba stopni swobody

Z wartości kwadratu współczynnika regresji wynika, że zmienność TF(¹³⁷Cs) w 64 % jest wyjaśniona zmiennymi opisującymi uwzględnionymi w równaniu. Zatem już na podstawie znajomości 4 parametrów glebowych można dokonać oszacowania wartości TF(¹³⁷Cs) dla gleb piaszczystych o zbliżonym składzie florystycznym.

Schuller i in.[88] ustalili model opisujący zależność TF(¹³⁷Cs) od zawartości iltu koloidalnego, węgla organicznego oraz wymiennych kationów potasu wykorzystując wyniki badań Kuhna i in.[50], dotyczących transferu ¹³⁷Cs uwolnionego w wyniku próbnych wybuchów jądrowych z gleb do trawy w północno-wschodniej części Niemiec w latach 1980, 1981. Z otrzymanej przez nich wartości R² wynika, że 74% zmienności TF(¹³⁷Cs) wyjaśniają uwzględnione w równaniu właściwości gleb. Wyżej wymienieni autorzy do analizy regresyjnej wykorzystali wyniki badań dotyczących 31 próbek i na podstawie wykazania silnych zależności regresyjnych wartości pH od użytych w modelu zmiennych charakteryzujących badane gleby, zaproponowali metodę oszacowania wartości TF(¹³⁷Cs) w warunkach długoterminowych poprzez określenie tylko jednej właściwości gleby (pojedynczy pomiar pH gleby). Jest to nazbyt optymistyczne podejście, być może mogące znaleźć zastosowanie dla bardzo ograniczonego obszaru badawczego, z którego pobierano próbki gleb (promień obszaru badawczego wynosił 20 km).

Otrzymane w niniejszej pracy wyniki badań potwierdziły istnienie silnych współzależności pomiędzy TF(¹³⁷Cs) i udziałem form mobilnych ¹³⁷Cs w glebach. W związku z powyższym podjęto próbę włączenia tej zmiennej do równania opisującego TF(¹³⁷Cs) obok istotnych parametrów charakteryzujących badane gleby. W rezultacie otrzymano następujące równanie: (tabela nr 66)

$$4.19. \ln[\text{TF}(^{137}\text{Cs})] = -1.90 - 0.14[\text{pH}] - 0.15 \ln[\text{Kwym.}] + 0.12[\text{Fr.mob.}] - 0.16 \ln[\Pi \text{ kol.}]$$

$r = 0.91$; $R^2 = 0.83$; $p < 0.05$; $n = 108$; $df = 4, 103$

Po uwzględnieniu udziału form biodostępnych cezu w równaniu, kwadrat współczynnika regresji R^2 uległ wzrostowi do 83%, co wskazuje, że 83% zmienności $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ wyjaśniają zmienne opisujące, występujące w równaniu (4.19), tj. odczyn pH gleby, zawartość wymiennych kationów potasu, zawartość węgla oraz procentowy udział form mobilnych ^{137}Cs w glebie. Pozostały procent zmienności (17%) mogą powodować inne zjawiska nie uwzględnione w przeprowadzonych badaniach, np. procesy fizjologiczne roślin.

Dokonano weryfikacji otrzymanych zależności regresyjnych (równania 4.18., 4.19.) na materiale niezależnym pochodzącym z roku 1994. Odpowiednie dane zamieszczono w tabeli nr 67. Wyniki weryfikacji potwierdzają prawidłowość doboru równań. Średni błąd procentowy $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ przy zastosowaniu równania nr 4.18. wynosił 16 %, natomiast przy zastosowaniu równania nr 4.19. - 5.4 %.

Z przeprowadzonej weryfikacji jasno wynika, że na podstawie przytoczonych równań (4.18., 4.19.), można prognozować wartości $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$, pozostających w istotnej współzależności z wybranymi właściwościami gleb. Jednak w przypadku zastosowania równania nr 4.18. istnieje ryzyko popełnienia znacznie większego błędu, niż w przypadku zastosowania równania nr 4.19., w którym obok właściwości gleb uwzględniona została dodatkowa zmienna, jaką jest zawartość form mobilnych ^{137}Cs w glebach.

5. PODSUMOWANIE WYNIKÓW BADAŃ .

5.1. Zachowanie się i biodostępność ^{137}Cs w aspekcie właściwości badanych gleb.

Badania dotyczące procesu migracji i związanej z nim biodostępności radionuklidu ^{137}Cs , uwolnionego w wyniku katastrofy nuklearnej w Czarnobylu do środowiska, rozpoczęto po upływie 8 lat od wybuchu elektrowni jądrowej. Zdobyte na podstawie badań informacje dotyczą zatem długoterminowego zachowania izotopu ^{137}Cs w ekosystemach naturalnych. Zachowanie się ^{137}Cs w glebach uprawnych było dość dobrze poznane już przed awarią, natomiast znacznie mniej było informacji na temat

mechanizmów decydujących o dostępności biologicznej cezu z gleb w warunkach naturalnych i semi-naturalnych .

Heterogeniczny charakter radioaktywnej depozycji oraz zróżnicowanie gleb pod względem fizyczno-chemicznym (głównego odbiorcy opadu promieniotwórczego) wykreowały różne scenariusze dla zachowania się ^{137}Cs , jego mobilności i biodostępności . Zdolność cezu do przejścia z fazy stałej gleby do ciekłej (roztwór glebowy) wywiera wpływ na jego migrację pionową wzdłuż profilu oraz migrację do szaty roślinnej , której wielkość można oszacować za pomocą współczynnika transferu tego radionuklidu .

W związku z intensyfikacją badań radioekologicznych po roku 1986, pojawiło się w literaturze naukowej szereg publikacji dotyczących zachowania się ^{137}Cs w środowisku gleb uprawnych i możliwości migracji do płodów rolnych. Pierwsza grupa publikacji prezentowana przez liczniejszych badaczy dużo uwagi poświęca na temat dynamiki współczynników transferu ^{137}Cs do różnych warzyw w zależności od gatunku gleb.

Steffens [95] badał transfer cezu i strontu z różnych gleb do 15 rodzajów warzyw w ciągu 8 lat i obserwował znaczne fluktuacje TF na przestrzeni okresu badawczego . Jedną z konkluzji podkreśla istotny wpływ właściwości chemicznych gleb na wartości współczynników transferu.

Lembrechts i inni [53] prowadzili badania nad transferem cezu z gleb piaszczystych i glin do trawy, które dowiodły, że współczynnik transferu cezu w przypadku glin był 7 razy niższy niż w przypadku gleb piaszczystych. Van Bergeijk [109] rozpatrywał gleby piaszczyste, piaszczysto-gliniaste i gliniaste, dla których uzyskał podobne wyniki. Wartość $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ dla gleb gliniastych i gleb piaszczysto-gliniastych była odpowiednio 5 i 3 razy niższa niż $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ dla gleb piaszczystych.

Pietrzak-Flis i inni [76] prowadzili badania nad przenikaniem cezu do traw w okresie od 1988 r. do 1991 r. w północno-wschodniej Polsce w aspekcie 4 różnych gleb. Oszacowane wartości $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ wzrastały w następującej kolejności: gleby gliniaste (0.13) < gleby piaszczyste nr II (0.77) < torf (0.99) < gleby piaszczyste nr I (1.29) Gleby piaszczyste oznaczone w publikacji jako nr I i nr II różniły się przede wszystkim zawartością potasu, który prawdopodobnie obniżał przechodzenie radioaktywnego cezu do roślin w przypadku gleb piaszczystych nr II, gdzie stężenie potasu było ok. 50 % wyższe niż w glebach piaszczystych nr I. W cytowanych pracach nie prowadzono badań

nad specjacją radionuklidu ^{137}Cs , co wydaje się być bardzo istotne w ocenie dynamiki transferu radionuklidów z gleb do szaty roślinnej.

Druga, mniej liczna grupa publikacji traktuje o fundamentalnych aspektach biologicznego procesu transportu radionuklidów z gleb do roślinności [68,89].

Liczba publikacji dotyczących badania wpływu właściwości gleb na wartość współczynnika transferu ^{137}Cs w warunkach naturalnych i semi-naturalnych jest bardzo ograniczona. Przeważają artykuły dotyczące specyficznych badań radionuklidów, prowadzonych w warunkach symulowanych (np. badania sorpcji i desorpcji cezu w glebach sztucznie skażonych, badania wpływu potasu na biodostępność cezu poprzez aplikowanie roztworów jonów potasu o różnych stężeniach) służące do opracowania scenariuszy zachowań tych pierwiastków w zależności od wielu czynników i rodzajów gleb. Są one bardzo cenne, jednak nie zawsze uzyskane wyniki można odnieść do naturalnego środowiska glebowego, w którym zachodzą nieustannie różnorodne, często nieprzewidziane procesy. Zatem istnieje konieczność prowadzenia badań nad zachowaniem się radionuklidów zarówno w warunkach laboratoryjnych jak i naturalnych.

W nawiązaniu do wyników badań zamieszczonych w niniejszej pracy, należy podkreślić, że wszystkie badane gleby ze względu na swój skład mechaniczny reprezentowały gleby piaszczyste. Powierzchniowe 10-cm warstwy gleb charakteryzowały się wyraźnym zróżnicowaniem udziału w składzie granulometrycznym frakcji pyłowej oraz dość niską zawartością frakcji iłu koloidalnego, co bezpośrednio wpływało na właściwości chemiczne badanych utworów glebowych. Fakt ten powodował również duże zróżnicowanie wyznaczonych wartości współczynników transferu ^{137}Cs z gleb do szaty roślinnej.

Kierunek poziomu zmienności wartości współczynników transferu ^{137}Cs w aspekcie składu granulometrycznego gleb układał się według następującego porządku:

piaski pylaste > piaski drobne > piaski średnie > piaski gliniaste.

Średnia wartość $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ dla piasków pylastych przekraczała prawie 5-krotnie wartość $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ wyznaczoną dla piasków gliniastych. Podobne rezultaty otrzymała wspomniana już Pietrzak-Flis w kategorii gleb gliniastych i piaszczystych. Porównując jednak wartości $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ uzyskane w niniejszej pracy i Pietrzak-Flis, należy podkreślić,

że są one dwukrotnie niższe. Jest to w pełni wytłumaczalne, jako że badania Pietrzak-Flis prowadzone były w latach wcześniejszych (1988-1991), kiedy na skażenia roślinności mogły mieć wpływ inne dodatkowe procesy (oprócz absorpcji korzeniowej), np. zjawisko resuspensji, opad pyłu na powierzchnię roślin i możliwość absorpcji cezu poprzez liście, podczas gdy w okresie późniejszym, główną drogą przechodzenia radionuklidu była absorpcja poprzez system korzeniowy. Ponadto z uwagi na silną tendencję ^{137}Cs do wiązania z komponentami gleby i jego fizyczny rozpad promieniotwórczy, biodostępność ^{137}Cs będzie malała na przestrzeni lat.

W latach 1992-1994 na Ukrainie przeprowadzono badania, w wyniku których stwierdzono, że za stopień skażeń cezem roślinności odpowiada jonowa absorpcja korzeniowa, której udział oszacowali na ok. 94 %, podczas gdy absorpcja liściowa obejmuje tylko 3 % ogólnej kontaminacji radionuklidem cezu badanej roślinności [25].

Pięciokrotna różnica w uzyskanych wartościach $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ pomiędzy piaskami gliniastymi a piaskami pylastymi wiąże się bezpośrednio z zawartością procentową form mobilnych ^{137}Cs w całkowitej zawartości ^{137}Cs w glebach, z którą $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ był bardzo silnie skorelowany (dodatnia korelacja). W glebach o najwyższej zawartości form mobilnych ^{137}Cs zarejestrowano najwyższe wartości współczynników transferu $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$. Kierunek poziomej zmienności $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ w aspekcie składu granulometrycznego gleb był analogiczny jak kierunek poziomej zmienności udziału form mobilnych w ogólnej zawartości ^{137}Cs w badanych gatunkach gleb.

Silna dodatnia korelacja wystąpiła także pomiędzy wartościami $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ a takimi właściwościami chemicznymi gleb, jak: zawartość substancji organicznych, a przede wszystkim zawartość węgla organicznego (utlenialnego) oraz kwasowość hydrolityczna. Zatem o wzmożonym przenikaniu radioaktywnego ^{137}Cs do szaty roślinnej decydowały wyżej wymienione parametry chemiczne charakteryzujące badane gleby oraz udział form mobilnych ^{137}Cs w glebach. W przypadku gleb o największej zawartości węgla organicznego, wysokich wartościach kwasowości hydrolitycznej (gleby złożone z piasków pylastych) stwierdzono najwyższe wartości $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$, natomiast dla gleb o stosunkowo niskiej zawartości węgla organicznego, niskiej kwasowości hydrolitycznej (gleby złożone z piasków gliniastych) uzyskane wartości $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ były najniższe.

Pozostałe badane parametry chemiczne gleb, takie, jak: odczyn pH, zawartość kationów wymiennych potasu, suma zasadowych kationów wymiennych, pojemność

sorpcyjna, stopień wysycenia zasadami kompleksu sorpcyjnego analizowanych gleb oraz zawartość ilu koloidalnego były ujemnie skorelowane z wartościami TF(¹³⁷Cs).

Kierunek poziomej zmienności ujemnie skorelowanych parametrów charakteryzujących badane gleby z wartościami TF(¹³⁷Cs) w aspekcie ich składu granulometrycznego był odwrotny w stosunku do kierunku zmienności dodatnio skorelowanych właściwości gleb z wartościami TF(¹³⁷Cs). Np. zawartość kationów wymiennych potasu, pojemność sorpcyjna, wartości pH zmieniały się w następującym porządku:

piaski gliniaste > piaski średnie > piaski drobne > piaski pylaste.

Z analizy wyników badań wynika, że na biodostępność radionuklidu ¹³⁷Cs wpływało szereg różnorodnych czynników związanych z właściwościami środowiska glebowego. Ich oddziaływanie miało różny charakter, np. wzrost dodatnio skorelowanych parametrów charakteryzujących gleby wywoływał również wzrost biodostępności ¹³⁷Cs i jego wzmożone przenikanie do roślinności, a z kolei równoległe oddziaływanie innych ujemnie skorelowanych właściwości efektywnie hamowało ten proces.

Jednym z głównych czynników rządzących transportem ¹³⁷Cs ze środowiska glebowego do szaty roślinnej, jest stężenie składników mineralnych i pierwiastków śladowych w roztworze glebowym obejmującym warstwę korzeniową roślin. Kluczowym współzawodniczącym jonem cezu zarówno w sorpcji, jak i w przenikaniu do roślin, jest niewątpliwie jon potasu bardzo zbliżony pod względem fizycznym i chemicznym do radionuklidu cezu. Potwierdzają to uzyskane wyniki badań, gdzie obserwuje się wyraźne ujemne korelacje pomiędzy TF(¹³⁷Cs) a TF(⁴⁰K), jak również między zawartością wymiennych jonów potasu a udziałem procentowym frakcji mobilnej cezu. Roślinność w trakcie przyjmowania składników odżywczych z roztworu glebowego nie jest zdolna rozróżnić tych dwóch kationów, co w konsekwencji prowadzi do wzrostu przyjmowania jonów cezu przy niedoborze jonów potasowych w roztworze gleby i odwrotnie. Badane gleby o najniższej zawartości wymiennych jonów potasu charakteryzowały się najwyższym udziałem frakcji biodostępnej cezu i najwyższymi wartościami współczynników transferu cezu do szaty roślinnej. Podobny efekt uzyskali Fredriksson [28] oraz Kuhn [50]. Należy podkreślić, że pozytywny wpływ oddziaływania potasu na wartości współczynników transferu cezu zaobserwowano w

naturalnych glebach , nie nawożonych , niezaburzonych uprawą rolną (bez ingerencji człowieka).

Cez i potas wykazują tendencję do adsorpcji w wymiennych miejscach koloidów glebowych. Według Cremersa [18] istnieją dwa rodzaje miejsc sorpcji w glebach: pierwszy rodzaj o charakterze regularnym (REC - Regular Exchange Complex o małej selektywności w stosunku do cezu) i drugi - o charakterze specyficznym (FES - Frayed Edge Sites o dużej selektywności - związane z postrzępionymi krawędziami niektórych minerałów), wykazujące wysoce selektywną sorpcję w stosunku do słabo hydratowanych jednododatnich kationów . Stwierdził on , że istnienie miejsc REC i FES, zależnych od stosunku substancji mineralnej do organicznej, różnicuje gleby pod kątem ich powinowactwa do wiązania jonów cezu. Obliczając ilość miejsc FES w badanej glebie, Sweeck [100] opracował pomiar zdolności tej gleby do zatrzymywania cezu w formie niedostępnej dla roślin, wprowadzając pojęcie zwane ISPR (Specyficzna Zdolność Przechwytywania Radiocezu). Cremers próbował wykorzystać tę metodę do badań 8 gleb pochodzących z Cumbrii . Jednak tak rygorystyczne podejście, jakie zaproponował Sweeck, nie znalazło zastosowania do problemu zanieczyszczenia radiocezem gleb i osadów wzdłuż wybrzeża Cumbryjskiego.

W miejscach specyficznych sorpcja radionuklidu jest nieodwracalna i w tej postaci nie jest on dostępny dla roślin. Przykładami takich sorbentów są minerały ilaste o budowie typu 2:1 , jak np. wermikulit i illit, wykazujące zdolność specyficznego wiązania jednododatnich kationów potasu, bądź cezu. Minerały te, mając ładunki na wewnętrznych powierzchniach kryształów, mogą sorbować jony w przestrzeniach międzypakietowych. Jeżeli do takich przestrzeni wejdą jony wymiarami równe tym przestrzeniom , jak np. jony potasu czy cezu , wówczas zostaną one trwale zatrzymane jako część sieci krystalicznej . Analiza rentgenograficzna badanych gleb wykazała w niektórych z nich obecność minerałów warstwowych. W próbkach gleb złożonych z piasków gliniastych, pochodzących z rejonów nr 2, 3, 17 zidentyfikowano ływczyki (illit) oraz w mniejszych ilościach kaolinit, co prawdopodobnie wpłynęło na niskie wartości współczynników transferu ^{137}Cs w przypadku tych gleb. Fakt ten rzutował zarówno na udział procentowy form mobilnych ^{137}Cs (najniższe wartości), jak również zawartość frakcji pozostałościowej (najwyższe wartości), z której trudno jest wyekstrahować cez niedestrukcyjnymi metodami za pomocą ługowania różnymi reagentami.

Na fakt silnego wiązania radionuklidu ^{137}Cs we frakcji pozostałościowej zwróciło uwagę szereg autorów, którzy w swoich badaniach nad procesem specyficznej sorpcji [18] stosowali różne techniki sekwencyjnej ekstrakcji [58,110]. Niniejsza praca wykazała, że zasada mechanizmu rządzącego zachowaniem się cezu w badanych glebach, polegająca na wiązaniu tego nuklidu z mineralnymi składnikami gleb, jest taka sama, a frakcją odpowiedzialną za silne wiązanie jest najprawdopodobniej frakcja reprezentująca krzemopochodne minerały, a w szczególności illit.

Zaobserwowano istotne relacje pomiędzy współczynnikami transferu ^{137}Cs a zawartością węgla organicznego w badanych glebach, co również znalazło odbicie w rezultatach sekwencyjnej ekstrakcji, dotyczących form cezu związanych z materią organiczną. Była to druga pod względem ilościowym forma chemiczna, w jakiej obecny był cez w glebach. Substancje organiczne stosunkowo słabo wiążą ^{137}Cs , stąd biologiczna dostępność tego radionuklidu w glebach o dużej zawartości frakcji organicznej jest względnie wysoka. Otrzymane wyniki badań potwierdzają słuszność tej tezy; gleby charakteryzujące się najwyższą zawartością węgla organicznego wykazywały najwyższą wartość współczynnika transferu ^{137}Cs oraz najwyższą zawartość cezu w postaci jonowej. Podobne rezultaty otrzymali Valcke i Cremers [108], którzy badali procesy sorpcji i desorpcji cezu w glebach organicznych w aspekcie jego dostępności biologicznej. Stwierdzili oni, że w glebach o dużej zawartości substancji organicznej, przy małym wysyceniu kompleksu sorpcyjnego kationami potasu, pojemność sorpcyjna związana jest głównie z materią organiczną, na której zachodzi sorpcja ^{137}Cs o charakterze odwracalnym. W warunkach, kiedy w roztworze glebowym zmniejsza się stężenie jonów cezu, będące skutkiem transportu do roślin, może być ono łatwo i konsekwentnie uzupełniane w dodatkowe jony tego nuklidu ze źródła, jakim jest materia organiczna. Zatem materia organiczna stanowi potencjalne źródło remobilizacji form biodostępnych cezu w postaci jonowej przyjmowanej przez rośliny.

Reasumując, w nawiązaniu do uzyskanych wielowymiarowych równań opisujących zmienność wartości $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ w funkcji właściwości gleb, minerały ilaste o średnicy ziarn poniżej 0.002 mm, odznaczające się ładunkiem ujemnym, wykazują zdolności zatrzymywania jonów wodorowych, jak również jonów ^{137}Cs . W związku z tym, wzrost zawartości minerałów o uziarnieniu < 0.002 mm prowadzi do wzrostu pH gleby, obniżenia udziału frakcji mobilnej cezu a przy tym do obniżenia wartości współczynnika transferu ^{137}Cs z gleb do roślinności. Wzrost wymiennych kationów

potasu również powoduje wzrost pH, a jednocześnie, w związku z chemicznym podobieństwem między cezem i potasem i ich konkurencyjnym oddziaływaniem, wywołuje obniżenie wartości TF(^{137}Cs). Z drugiej strony, organiczna materia wiąże jednododatnie jony wodorowe oraz w sposób bardzo nietrwały jony cezu, które na skutek obniżenia pH mogą być łatwo uruchamiane do roztworu glebowego (wzrasta udział form biodostępnych cezu), z którego są pobierane przez roślinność tym intensywniej, im mniej jonów potasowych znajduje się w roztworze gleby. Zatem większa zawartość węgla organicznego, niższa wartość pH w glebie implikuje wyższą biodostępność ^{137}Cs , co odzwierciedlają wyznaczone eksperymentalnie wartości współczynników transferu ^{137}Cs z badanych gleb do szaty roślinnej.

6. WNIOSKI.

Przeprowadzone badania upoważniają do sformułowania następujących wniosków:

1. Awaria reaktora w Czarnobylu w sposób znaczący, a jednocześnie w sposób bardzo zróżnicowany przestrzennie, zaburzyła naturalne pole promieniowania gamma w pierwszych latach po wybuchu. Po upływie 10 lat od eksplozji reaktora w Czarnobylu, w wyniku rozpadu promieniotwórczego większości pierwiastków i samoregulujących właściwości środowiska naturalnego, generalnie można stwierdzić, że nastąpiło wyrównanie naturalnego tła promieniowania do poziomu normalnego, rejestrowanego przed awarią.

Zdecydowanie największy udział w ogólnej aktywności gamma miał ^{40}K , drugi pod tym względem był ^{137}Cs , a najniższy udział przypadł radionuklidom z serii torowej ^{228}Ac , ^{208}Tl i uranowej ^{214}Pb i ^{214}Bi .

2. Akumulacja ^{137}Cs w badanych glebach miała charakter nierównomierny, świadczący o heterogenicznym i specyficznym charakterze opadu promieniotwórczego, będącego wynikiem awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu. Analiza statystyczna nie wykazała istotnych korelacji pomiędzy zawartością cezu a właściwościami gleb, zatem czynnikiem decydującym o rozmieszczeniu tego radionuklidu były niewątpliwie warunki meteorologiczne.

3. Nie stwierdzono stref obszarowo anomalnych świadczących o znacznym skażeniu cezem, w żadnym z badanych rejonów, o których donosi R. Strzelecki i in. [98] (między innymi okolice Myszyńca, Pojezierze Mazurskie, Wysoczyzna Bielsko-Podlaska - miejsca lokalizacji punktów poboru). Jest to kolejny dowód na nierównomierny charakter rozmieszczenia ^{137}Cs w glebach na terenie kraju .

4. Około 90 % całkowitej zawartości ^{137}Cs znajduje się w 10-centymetrowej warstwie gleb nieuprawnych, co świadczy o niewielkiej zdolności do migracji pionowej w głąb profilu glebowego, ze względu na duże powinowactwo tego radionuklidu do wiązania się z koloidami glebowymi.

5. Badania nad specją ^{137}Cs w glebach dowiodły, że wykazuje on silną tendencję do trwałego wiązania z komponentami gleby. Jego dominującą formą chemiczną jest forma związana z frakcją pozostałościową , stanowiąca od 90.45 % w piaskach gliniastych do 57.94 % całkowitej zawartości ^{137}Cs w piaskach pylastych (korespondująca z zawartością ihu koloidalnego). Drugą pod względem wielkości jest frakcja związana z materią organiczną , której średni udział wahał się od 6.92 do 30.78 % w zależności od gatunku gleb.

5. Formą decydującą o dostępności biologicznej ^{137}Cs jest forma mobilna cezu wysoce skorelowana z wartością współczynnika transferu $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$. Udział procentowy form mobilnych cezu w badanych glebach był zróżnicowany i wykazywał ścisły związek z właściwościami gleb. Zawartość frakcji mobilnej ^{137}Cs w badanych glebach wynosiła średnio 5.56%, przyjmując największe wartości w piaskach pylastych , a najmniejsze w piaskach gliniastych.

6. Na podstawie analizy statystycznej uzyskanych wyników badań stwierdzono istotne zależności pomiędzy współczynnikami transferu ^{137}Cs z gleb do szaty roślinnej a analizowanymi parametrami chemicznymi gleb. Fakt ten potwierdza istotę i wręcz konieczność prowadzenia tego typu badań, dotyczących biodostępności radionuklidów w aspekcie właściwości środowiska glebowego , w którym uległy one akumulacji.

7. Najbardziej istotne ujemne korelacje wartości współczynników transferu $TF(^{137}\text{Cs})$ stwierdzono z odczynem gleby pH , z zawartością kationów wymiennych potasu , z zawartością iłu koloidalnego w glebach , natomiast dodatnie współzależności wystąpiły z zawartością węgla organicznego (utleniającego), z zawartością form mobilnych ^{137}Cs w badanych glebach.

8. Jednym z głównych czynników rządzących transportem ^{137}Cs ze środowiska glebowego do szaty roślinnej jest stężenie składników mineralnych w roztworze glebowym, obejmującym warstwę korzeniową. Biodostępność tego radionuklidu uwarunkowana jest czynnikami sterującymi przemianami w układzie: gleba - roztwór gleby - roślinność.

9. Kierunek zmian poziomu wartości współczynników transferu $TF(^{137}\text{Cs})$ w aspekcie składu granulometrycznego gleb układał się w następującym porządku:
piaski pylaste > piaski drobne > piaski średnie > piaski gliniaste

10. Uzyskany w niniejszej pracy model wielowymiarowej regresji daje możliwość szacunkowego wyznaczenia wielkości współczynników transferu radionuklidu ^{137}Cs z gleb do szaty roślinnej na podstawie danych obejmujących wartości wybranych parametrów chemicznych gleb. Analiza zgodności wartości eksperymentalnych $TF(^{137}\text{Cs})$ i obliczonych wykazała prawidłowość doboru równania.

6. SPIS TABEL .

6.1. Tabele

Tabela nr 1. Wybuchy jądrowe w atmosferze.....	9
Tabela nr 2. Sumaryczna depozycja spowodowana wszystkimi wybuchami jądrowymi.....	10
Tabela nr 3. Średnie wartości stężeń ^{137}Cs i ^{90}Sr w środowisku i żywności w Polsce w 1985r.....	11
Tabela nr 4. Uwolnienie radionuklidów podczas awarii reaktorów jądrowych w Windscale, Three Mile Island i Czarnobylu w porównaniu z uwolnieniami związanymi z próbami bomb atomowych (PBq).....	13
Tabela nr 5. Obciążenie radiacyjne ludności w wyniku najpoważniejszych awarii reaktorów jądrowych.....	14
Tabela nr 6. Skład izotopowy skażeń powietrza (Warszawa) po awarii w Czarnobylu.	16
Tabela nr 7. Aktywność beta powietrza i opadu całkowitego w Polsce w latach 1985 - 1995.....	17
Tabela nr 8. Średnie roczne stężenia ^{134}Cs i ^{137}Cs w przyziemnej warstwie powietrza w Warszawie w latach 1985 -1995 ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).....	18
Tabela nr 9. Aktywność ^{134}Cs i ^{137}Cs w średnim rocznym opadzie całkowitym w Polsce w latach 1985 - 1995 ($\text{Bq}/\text{m}^2/\text{rok}$).....	19
Tabela nr 10. Stężenia izotopów ^{137}Cs i ^{134}Cs w 10 cm warstwie gleby w Polsce w latach 1988 -1992 w kBq/m^2 (wartości średnie i zakres).....	20
Tabela nr 11. Średnie aktywności ^{134}Cs i ^{137}Cs w mleku w Polsce w latach 1985 - 1995.....	21
Tabela nr 12. Wartości stałych przemian form chemicznych ^{137}Cs dla gleb leżących leżących w promieniu 30 km od elektrowni jądrowej w Czarnobylu	26
Tabela nr 13. Zestawienie wartości pojemności sorpcyjnej koloidów glebowych.	30
Tabela nr 14. Szacowana liczba następstw popromiennych w Polsce w ciągu 50 lat w wyniku awarii czarnobylskiej.....	34
Tabela nr 15. Skład granulometryczny badanych gleb. Podział utworów glebowych	94
Tabela nr 16. Skład mineralogiczny badanych utworów glebowych	95
Tabela nr 17. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w maju 1995 r. (próbki a).....	96
Tabela nr 18. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w sierpniu 1995 r (próbki b).....	97
Tabela nr 19. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w październiku 1995 r. (próbki c).....	98
Tabela nr 20. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w maju 1996 r. (próbki d).....	99
Tabela nr 21. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w sierpniu 1996r (próbki e).....	100
Tabela nr 22. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w październiku 1996r. (próbki f).....	101
Tabela nr 23. Wartości średnie oraz zakres chemicznych parametrów badanych gleb	102
Tabela nr 24. Średnia zawartość metali ciężkich w badanych glebach (mg/kg).....	103
Tabela nr 25. Zawartość Cs-137 (Bq/kg) w badanych glebach	104
Tabela nr 26. Zawartość K-40 [Bq/kg] w badanych glebach	105
Tabela nr 27. Zawartość aktynu , talu , ołowiu i bizmutu w glebach (Bq/kg)	106
Tabela nr 28. Zawartość Cs-137 (Bq/kg) w badanej szacie roślinnej	107

Tabela nr 29. Zawartość K-40 (Bq/kg) w badanej szacie roślinnej.....	108
Tabela nr 30. Zawartość aktywności, talu, ołowiu i bizmutu w szacie roślinnej	109
Tabela nr 31. Wartości współczynników transferu Cs-137 z gleby do szaty roślinnej.....	110
Tabela nr 32. Wartości współczynników transferu K-40 z gleby do szaty roślinnej	111
Tabela nr 33. Wartości współczynników transferu naturalnych radionuklidów (Ac-228, TI-208, Pb-214, Bi-214) z gleby do szaty roślinnej.	112
Tabela nr 34. Wyniki sekwencyjnej ekstrakcji gleb wg zmodyfikowanej metody Tessiera Udział procentowy radionuklidu cezu w poszczególnych frakcjach	113
Tabela nr 35. Udział procentowy frakcji mobilnej (biodostępnej) Cs-137 w glebach.....	114
Tabela nr 36. Ogólna aktywność beta oraz aktywność gamma badanych gleb. Udział procentowy Cs-137 i radionuklidów naturalnych w aktywności gamma.....	115
Tabela nr 37. Statystyka podsumowująca cechy chemiczne wszystkich badanych gleb.	116
Tabela nr 38. Statystyka podsumowująca zawartości radionuklidów we wszystkich badanych glebach, roślinności oraz współczynników transferu	117
Tabela nr 39. Udział procentowy frakcji mobilnej Cs-137 (%)	117
Tabela nr 40. Statystyka podsumowująca zawartości radionuklidów w aspekcie różnych gatunków gleb	118
Tabela nr 41. Statystyka podsumowująca zawartości radionuklidów w roślinności w aspekcie różnych gatunków gleb	119
Tabela nr 42. Statystyka podsumowująca wartości współczynników transferu radionuklidów w aspekcie różnych gatunków gleb	120
Tabela nr 43. Współczynniki korelacji między zawartością radionuklidów w glebach a zawartością metali ciężkich w glebach.....	121
Tabela nr 44. Współczynniki korelacji między zawartością radionuklidów a parametrami chem. gleb	121
Tabela nr 45. Współczynniki korelacji pomiędzy: Cs-137(gl.), TF(Cs-137), Fr.mob. cezu a parametrami chem. gleb	122
Tabela nr 46. Współczynniki korelacji między zawartością Cs-137 w glebach udziałem % frakcji mobilnej Cs-137, współczynnikiem transferu Cs-137 a frakcjami granulometrycznymi.....	122
Tabela nr 47. Współczynniki korelacji między TF(Cs-137), TF(K-40), TF(Ac-228), TF(TI-208), TF(Pb-214), TF(Bi-214).....	122
Tabela nr 48. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[K-40]$ od $\ln[Ac-228]$)	123
Tabela nr 49. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[K-40]$ od $\ln[TI-208]$)	123
Tabela nr 50. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[K-40]$ od $\ln[Pb-214]$)	124
Tabela nr 51. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[K-40]$ od $\ln[Bi-214]$)	124
Tabela nr 52. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[Ac-228]$ od $\ln[TI-208]$)	125
Tabela nr 53. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[Pb-214]$ od $\ln[Bi-214]$).....	126
Tabela nr 54. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[TF(Cs-137)]$ od $\ln[Fr.mob.]$)	127
Tabela nr 55. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[TF(Cs-137)]$ od $\ln[TF(K-40)]$)	128

Tabela nr 56. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})]$ od $\ln[\text{CO}_3^{2-}]$)	129
Tabela nr 57. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})]$ od $\ln[\text{Ca wym.}]$)	130
Tabela nr 58. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})]$ od $\ln[\text{Hh}]$)	130
Tabela nr 59. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})]$ od $\ln[\text{S}]$)	131
Tabela nr 60. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})]$ od $\ln[\text{V}]$)	131
Tabela nr 61. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs})]$ od $\ln[\text{pH}]$).....	132
Tabela nr 62. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs})]$ od $\ln[\text{Corg.}]$).....	132
Tabela nr 63. Analiza statystyczna . Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs})]$ od $\ln[\text{Kwym.}]$).....	133
Tabela nr 64. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs})]$ od $\ln[\text{Ił kol.}]$)	133
Tabela nr 65. Analiza statystyczna. Równanie regresji wielowymiarowej ($\ln[\text{TF}(\text{Cs})]$ w funkcji właściwości gleb)	134
Tabela nr 66. Analiza statystyczna. Równanie regresji wielowymiarowej ($\ln[\text{TF}(\text{Cs})]$ w funkcji właściwości gleb i zawartości form mobilnych cezu)...	135
Tabela nr 67. Weryfikacja równań regresji wielowymiarowych	136

Tabela nr 15. Skład granulometryczny badanych gleb. Podział utworów glebowych.

Nr rejonu	Zawartość (%) poszczególnych frakcji o rozmiarze ziarn w mm										Zawartość trzech podstawowych frakcji w procentach			
	2-0.5	0.5-0.25	0.25-0.1	0.1-0.05	0.05-0.02	0.02-0.005	0.05-0.002	<0.002	piaskowa 2-0,05mm	pyłowa 0.05-0.002mm	iłowa >0.002mm	Nazwa utworu		
1	18	52	16	5	4	2.5	1.5	1	91	8	1	piasek średni		
2	10	20	35	15	9	5	3	3	80	17	3	piasek gliniasty		
3	14	15	27	14	10	8	7	5	70	25	5	piasek gliniasty		
4	22	25	30	8	5	6	1	3	85	12	3	piasek gliniasty		
5	20	35	26	11	3	3	1	1	92	7	1	piasek średni		
6	15	25	34	9	5	9	2	1	83	16	1	piasek drobny		
7	17	23	50	8	0.5	0.5	0.5	0.5	98	1.5	0.5	piasek drobny		
8	10	16	36	18	10	7	2	1	80	19	1	piasek pyłasty		
9	22	52	10	11	2.5	1	0.5	1	95	4	1	piasek średni		
10	10	30	45	9	4	1	0.5	0.5	94	5.5	0.5	piasek drobny		
11	10	20	31.5	17	9	10	2	0.5	78.5	21	0.5	piasek pyłasty		
12	9	51	30	5	3	1	0.5	0.5	95	4.5	0.5	piasek średni		
13	10	19	33	16	15	5	1	1	78	21	1	piasek pyłasty		
14	10	35	39	13	1	0.5	0.5	1	97	2	1	piasek drobny		
15	13	20	35	12	8	7	2	3	80	17	3	piasek gliniasty		
16	10	20	32	17	10	7	3	1	79	20	1	piasek pyłasty		
17	16	13	27	12	13	10	5	4	68	28	4	piasek gliniasty		
18	14	18	35	13	9	5	3	3	80	17	3	piasek gliniasty		

Tabela nr 16. Skład mineralogiczny badanych utworów glebowych.

Nr rejonu badawczego	Minerały występujące w badanych utworach glebowych					
	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz	kalcyt	illit, kaolinit, smektyt	illit, kaolinit, smektyt
1	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz	kalcyt	illit, kaolinit, smektyt	illit, kaolinit, smektyt
2	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz	kalcyt		
3	kwarc	ortoklaz, mikroklin,				
4	kwarc	ortoklaz, mikroklin,				
5	kwarc	ortoklaz, mikroklin,				
6	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz			
7	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz			getyt
8	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz			
9	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz			
10	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz			
11	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz			
12	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz			
13	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz	kalcyt		smektyt
14	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz	kalcyt		
15	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz	kalcyt		
16	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz	kalcyt		
17	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz	kalcyt		illit, kaolinit, smektyt
18	kwarc	ortoklaz, mikroklin,	plagioklaz	kalcyt		

Tabela nr 17. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w maju 1995 r. (próbki a).

Oznaczenie/ Nr rejonu bad.	pH	Sub.org. (%)	C org.utl. (%)	Węglany (%)	Ca wym. [cmol(+)/kg]	Mg wym. [cmol(+)/kg]	Na wym. [cmol(+)/kg]	K wym. [cmol(+)/kg]	Hh [cmol(+)/kg]	S [cmol(+)/kg]	T (%)	V (%)
1a	5.42	6.70	3.33	0.6	5.12	0.48	0.25	0.15	3.81	6.00	9.81	61.14
2a	6.54	6.95	2.34	0.6	4.64	2.88	0.33	0.34	1.83	8.19	10.02	81.74
3a	7.92	7.00	2.11	4.8	18.56	5.76	0.53	0.89	1.17	25.74	26.91	95.65
4a	6.68	3.69	1.32	0.3	3.04	1.12	0.28	0.63	1.42	5.07	6.49	78.12
5a	7.35	7.52	2.35	0.4	4.64	2.08	0.26	0.85	1.06	7.83	8.89	88.08
6a	5.72	10.10	2.84	0.6	4.28	1.44	0.35	0.45	2.62	6.52	9.14	71.33
7a	5.84	10.29	4.60	0.4	2.24	0.82	0.34	0.08	2.95	3.48	6.43	54.09
8a	5.72	9.45	2.42	0.4	3.20	0.96	0.21	0.35	3.76	4.72	8.48	55.66
9a	5.48	8.21	3.30	0.2	2.08	1.28	0.33	0.13	3.41	3.82	7.23	52.84
10a	5.82	9.20	2.11	0.4	3.04	1.62	0.32	0.18	4.02	5.16	9.18	56.19
11a	4.98	11.50	4.52	0.1	2.72	2.08	0.41	0.14	4.65	5.35	10.00	53.51
12a	7.12	6.16	2.15	0.5	5.28	2.88	0.43	0.34	1.66	8.93	10.59	84.32
13a	5.38	12.98	5.42	0.4	9.28	5.92	0.25	0.07	2.61	15.52	18.13	85.60
14a	7.48	6.45	2.11	1.2	6.88	4.16	0.56	0.44	1.23	12.04	13.27	90.73
15a	7.34	5.55	1.81	1.3	8.32	5.28	0.25	0.45	0.82	14.30	15.12	94.58
16a	5.71	10.50	4.83	1.3	5.40	1.48	0.27	0.11	2.31	7.26	9.57	75.87
17a	6.45	9.65	3.91	2.1	7.96	2.21	0.30	0.48	1.28	10.95	12.23	89.53
18a	6.78	10.24	4.43	3.8	9.52	1.65	0.29	0.29	1.10	11.75	12.85	91.44

Tabela nr 18. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w sierpniu 1995 r. (próbki b).

Oznaczenie/ Nr rejonu bad.	pH	Sub.org. (%)	C org. utl. (%)	Węglany (%)	Ca wym. [cmol(+)/kg]	Mg wym. [cmol(+)/kg]	Na wym. [cmol(+)/kg]	K wym. [cmol(+)/kg]	Hh [cmol(+)/kg]	S [cmol(+)/kg]	T (%)	V (%)
1b	5.26	7.71	3.47	0.8	3.70	1.43	0.29	0.21	3.16	5.63	8.79	64.03
2b	6.36	5.82	2.21	0.9	7.78	2.59	0.28	0.42	2.59	11.07	13.66	81.03
3b	7.44	8.21	2.33	5.2	16.73	2.17	0.34	0.83	1.09	20.07	21.16	94.85
4b	6.56	3.94	1.55	0.5	7.69	1.53	0.38	0.68	1.19	10.28	11.47	89.63
5b	7.24	6.99	2.42	0.7	5.54	4.99	0.34	0.52	1.04	11.39	12.43	91.63
6b	5.98	8.48	2.51	0.7	4.25	2.15	0.33	0.12	2.94	6.85	9.79	69.98
7b	5.72	9.14	4.90	0.2	5.74	4.19	0.58	0.18	3.71	10.69	14.40	74.24
8b	5.32	8.43	2.43	0.5	2.37	0.59	0.18	0.23	3.56	3.37	6.93	48.63
9b	5.78	8.40	3.21	0.1	5.46	2.77	0.29	0.14	4.21	8.66	12.87	67.29
10b	5.30	9.58	2.26	0.2	2.62	0.63	0.16	0.11	4.84	3.52	8.36	42.09
11b	4.86	9.28	4.43	0.2	2.31	1.29	0.20	0.10	4.96	3.90	8.86	44.03
12b	6.94	5.78	2.21	0.5	3.19	1.47	0.34	0.16	1.69	5.16	6.85	75.31
13b	5.92	10.81	4.52	0.6	2.70	1.12	0.32	0.05	2.39	4.19	6.58	63.65
14b	7.34	7.42	2.83	1.4	9.35	6.49	0.43	0.08	0.94	16.35	17.29	94.56
15b	6.88	6.96	1.51	2.1	5.97	3.79	0.44	0.28	0.74	10.48	11.22	93.40
16b	5.32	9.85	4.95	1.9	5.02	1.11	0.41	0.09	2.71	6.63	9.34	70.97
17b	6.32	10.30	3.84	2.5	8.75	1.17	0.28	0.52	1.43	10.72	12.15	88.23
18b	6.68	9.10	3.23	4.4	7.38	1.33	0.30	0.29	0.83	9.30	10.13	91.81

Tabela nr 19. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w październiku 1995 r. (próbki c).

Oznaczenie/ Nr rejonu bad.	pH	Sub.org. (%)	C org.utl. (%)	Węglany (%)	Ca wym. [cmol(+)/kg]	Mg wym. [cmol(+)/kg]	Na wym. [cmol(+)/kg]	K wym. [cmol(+)/kg]	Hh [cmol(+)/kg]	S [cmol(+)/kg]	T (%)	V (%)
1c	6.35	8.75	2.45	0.9	4.28	0.39	0.28	0.14	2.85	5.09	7.94	64.11
2c	6.48	6.52	2.13	1.3	6.06	1.25	0.35	0.31	2.43	7.97	10.40	76.63
3c	7.58	6.32	2.41	4.9	12.11	2.24	0.29	0.62	0.41	15.26	15.67	97.38
4c	6.46	4.97	1.92	0.5	5.12	0.49	0.41	0.32	4.28	6.34	10.62	59.68
5c	6.48	6.74	2.22	1.3	4.42	0.99	0.38	0.35	1.12	6.14	7.26	84.57
6c	5.62	8.63	4.27	0.7	4.76	1.35	0.31	0.15	2.99	6.57	9.56	68.73
7c	5.82	6.07	2.99	1.2	7.35	1.13	0.28	0.12	2.45	8.88	11.33	78.37
8c	5.74	3.17	2.66	0.5	1.84	0.44	0.17	0.23	2.53	2.68	5.21	51.44
9c	5.92	5.72	2.79	1.0	5.11	0.65	0.26	0.12	3.12	6.14	9.26	66.29
10c	5.22	11.87	4.22	0.9	3.97	1.29	0.23	0.18	9.34	5.67	15.01	37.79
11c	4.74	10.59	4.49	0.8	3.12	0.74	0.33	0.18	9.26	4.37	13.63	32.04
12c	6.88	4.05	1.97	0.6	4.33	0.81	0.38	0.38	2.59	5.90	8.49	69.48
13c	6.08	11.29	4.38	0.9	8.19	1.19	0.44	0.11	1.91	9.93	11.84	83.86
14c	6.82	7.25	3.18	2.4	8.35	0.92	0.41	0.20	0.82	9.88	10.70	92.34
15c	6.86	5.23	1.71	2.2	8.70	1.54	0.27	0.43	0.76	10.94	11.70	93.50
16c	5.43	9.84	3.86	2.6	4.83	1.01	0.27	0.21	2.94	6.32	9.26	68.25
17c	6.92	11.05	3.65	2.5	13.75	1.95	0.24	0.30	1.95	16.24	18.19	89.28
18c	6.92	9.78	3.42	3.4	9.76	1.28	0.33	0.28	0.78	11.65	12.43	93.72

Tabela nr 20. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w maju 1996 r. (próbki d).

Oznaczenie/ Nr rejonu bad.	pH	Sub.org. (%)	C org.utl. (%)	Węglany (%)	Ca wym. [cmol(+)/kg]	Mg wym. [cmol(+)/kg]	Na wym. [cmol(+)/kg]	K wym. [cmol(+)/kg]	Hh [cmol(+)/kg]	S [cmol(+)/kg]	T (%)	V (%)
1d	6.35	8.75	2.45	0.9	4.28	0.39	0.28	0.14	2.85	5.09	7.94	64.11
2d	6.48	6.52	2.13	1.3	6.06	1.25	0.35	0.31	2.43	7.97	10.40	76.63
3d	7.58	6.32	2.41	4.9	12.11	2.24	0.29	0.62	0.41	15.26	15.67	97.38
4d	6.46	4.97	1.92	0.5	5.12	0.49	0.41	0.32	4.28	6.34	10.62	59.68
5d	6.48	6.74	2.22	1.3	4.42	0.99	0.38	0.35	1.12	6.14	7.26	84.57
6d	5.62	8.63	4.27	0.7	4.76	1.35	0.31	0.15	2.99	6.57	9.56	68.73
7d	5.82	6.07	2.99	1.2	7.35	1.13	0.28	0.12	2.45	8.88	11.33	78.37
8d	5.74	3.17	2.66	0.5	1.84	0.44	0.17	0.23	2.53	2.68	5.21	51.44
9d	5.92	5.72	2.79	1.0	5.11	0.65	0.26	0.12	3.12	6.14	9.26	66.29
10d	5.22	11.87	4.22	0.9	3.97	1.29	0.23	0.18	9.34	5.67	15.01	37.79
11d	4.74	10.59	4.49	0.8	3.12	0.74	0.33	0.18	9.26	4.37	13.63	32.04
12d	6.88	4.05	1.97	0.6	4.33	0.81	0.38	0.38	2.59	5.90	8.49	69.48
13d	6.08	11.29	4.38	0.9	8.19	1.19	0.44	0.11	1.91	9.93	11.84	83.86
14d	6.82	7.25	3.18	2.4	8.35	0.92	0.41	0.20	0.82	9.88	10.70	92.34
15d	6.86	5.23	1.71	2.2	8.70	1.54	0.27	0.43	0.76	10.94	11.70	93.50
16d	5.43	9.84	3.86	2.6	4.83	1.01	0.27	0.21	2.94	6.32	9.26	68.25
17d	6.92	11.05	3.65	2.5	13.75	1.95	0.24	0.30	1.95	16.24	18.19	89.28
18	6.92	9.78	3.42	3.4	9.76	1.28	0.33	0.28	0.78	11.65	12.43	93.72

Tabela nr 21. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w sierpniu 1996r. (próbki e).

Oznaczenie/ Nr rejonu bad.	pH	Sub.org. (%)	C org.utl. (%)	Węglany (%)	Ca wym. [cmol(+)/kg]	Mg wym. [cmol(+)/kg]	Na wym. [cmol(+)/kg]	K wym. [cmol(+)/kg]	Hh [cmol(+)/kg]	S [cmol(+)/kg]	T (%)	V (%)
1e	5.34	9.23	3.40	0.9	3.99	0.96	0.26	0.15	3.49	5.36	8.84	60.59
2e	6.45	6.17	2.28	1.3	6.92	2.74	0.34	0.34	2.21	10.34	12.55	82.38
3e	7.68	8.77	2.22	5.0	14.42	3.97	0.41	0.64	1.13	19.43	20.56	94.50
4e	6.62	4.46	1.44	0.7	6.41	1.33	0.34	0.37	2.05	8.44	10.49	80.46
5e	7.15	6.87	2.89	1.1	13.48	4.54	0.32	0.33	1.35	18.67	20.02	93.26
6e	5.35	9.56	3.68	1.2	5.51	2.80	0.33	0.19	3.28	8.82	12.10	72.90
7e	5.78	9.61	4.75	1.3	6.55	2.51	0.31	0.09	2.11	9.45	11.55	81.78
8e	5.52	4.80	1.93	1.0	2.11	0.78	0.19	0.29	3.16	3.36	6.52	51.53
9e	5.63	7.06	3.26	0.7	5.29	2.03	0.29	0.15	4.31	7.75	12.06	64.27
10e	5.56	10.73	3.19	0.8	3.30	1.13	0.27	0.18	4.43	4.87	9.30	52.38
11e	4.92	11.94	3.98	0.8	2.72	1.69	0.37	0.16	5.81	4.93	10.73	45.92
12e	7.03	5.42	2.18	1.0	3.76	2.18	0.40	0.41	1.68	6.75	8.42	80.11
13e	5.25	12.55	4.47	1.0	5.45	3.52	0.34	0.09	2.85	9.40	12.25	76.73
14e	7.41	7.34	2.47	3.3	8.85	5.33	0.49	0.18	1.09	14.84	15.93	93.19
15e	7.11	6.10	2.66	2.7	7.34	4.54	0.26	0.50	0.98	12.63	13.61	92.80
16e	5.52	10.35	4.89	2.1	4.93	1.80	0.27	0.18	2.51	7.17	9.68	74.07
17e	6.39	10.68	4.38	2.3	11.25	1.69	0.27	0.35	1.36	13.56	14.91	90.91
18e	6.93	8.44	3.83	4.1	7.07	1.49	0.31	0.32	1.10	9.19	10.29	89.34

Tabela nr 22. Wyniki analizy chemicznej gleb pobranych w październiku 1996r. (próbki f).

Oznaczenie/ Nr rejonu bad.	pH	Sub.org. (%)	C org.utl. (%)	Węglany (%)	Ca wym. [cmol(+)/kg]	Mg wym. [cmol(+)/kg]	Na wym. [cmol(+)/kg]	K wym. [cmol(+)/kg]	Hh [cmol(+)/kg]	S [cmol(+)/kg]	T (%)	V (%)
1f	5.81	6.09	2.36	1.0	6.86	0.91	0.28	0.18	3.01	8.22	11.23	73.24
2f	6.87	8.39	2.06	1.6	8.90	1.92	0.31	0.37	1.71	11.50	13.21	87.05
3f	7.51	9.00	2.21	5.1	15.13	2.21	0.31	0.73	0.75	18.37	19.12	96.08
4f	6.26	4.53	1.85	0.8	5.07	1.01	0.39	0.50	2.74	6.97	9.70	71.82
5f	7.26	8.33	2.32	1.5	11.07	3.99	0.36	0.39	1.18	15.80	16.98	93.05
6f	5.72	8.81	3.61	1.2	4.45	1.25	0.32	0.19	3.07	6.20	9.27	66.93
7f	5.57	10.10	3.95	1.7	5.24	2.66	0.43	0.15	2.58	8.48	11.06	76.66
8f	5.98	9.26	3.55	1.0	2.47	0.52	0.18	0.23	3.55	3.39	6.93	48.85
9f	5.65	7.97	3.00	1.1	3.55	1.71	0.27	0.13	4.17	5.66	9.82	57.60
10f	5.16	12.32	4.24	1.1	3.56	0.96	0.20	0.15	5.09	4.86	9.95	48.82
11f	4.80	13.26	5.26	1.2	3.05	1.02	0.26	0.14	6.11	4.47	10.58	42.24
12f	6.91	4.19	2.09	1.1	8.67	1.14	0.36	0.27	2.14	10.43	12.57	82.98
13f	5.41	10.84	4.65	1.3	5.37	1.16	0.38	0.08	3.15	6.98	10.13	68.91
14f	7.58	7.83	2.65	3.9	12.89	3.71	0.42	0.14	0.88	17.16	18.04	95.12
15f	7.34	6.04	2.61	3.2	14.06	2.67	0.36	0.41	0.75	17.48	18.23	95.89
16f	5.86	8.89	3.91	2.8	4.87	1.26	0.34	0.15	2.83	6.62	9.44	70.08
17f	6.62	9.69	4.24	2.7	20.60	1.56	0.26	0.41	1.69	22.82	24.51	93.11
18f	6.65	8.45	3.33	4.1	15.90	1.31	0.32	0.29	1.55	17.81	19.36	91.99

Tabela nr 23. Wartości średnie oraz zakres parametrów chemicznych gleb w 18 rejonach badawczych.

Oznaczenie/ Nr rej. bad.	pH	Sub.org. (%)	C org. utl. (%)	Węglany (%)	Ca wym. [cmol(+)/kg]	Mg wym. [cmol(+)/kg]	Na wym. [cmol(+)/kg]	K wym. [cmol(+)/kg]	Hh [cmol(+)/kg]	S [cmol(+)/kg]	T (%)	V (%)
1	5.58 (5.26-6.35)	7.65 (6.09-9.23)	2.88 (2.26-3.47)	0.8 (0.6-1.0)	4.90 (3.70-6.86)	0.81 (0.39-1.43)	0.26 (0.22-0.29)	0.16 (0.14-0.21)	3.43 (2.85-4.28)	5.90 (5.09-11.50)	9.56 (7.94-11.23)	63.90 (60.30-73.24)
2	6.55 (6.36-6.87)	7.35 (5.82-10.26)	2.18 (2.04-2.34)	1.1 (0.6-1.6)	7.01 (4.64-8.90)	2.13 (1.25-2.88)	0.33 (0.28-0.35)	0.35 (0.31-0.42)	2.12 (1.79-2.59)	9.50 (7.97-11.50)	11.93 (10.02-13.66)	82.07 (76.63-87.05)
3	7.65 (7.44-7.92)	8.49 (6.32-11.67)	2.25 (2.11-2.41)	4.9 (4.5-5.2)	15.18 (12.11-18.56)	3.19 (2.17-5.76)	0.39 (0.29-0.53)	0.72 (0.62-0.89)	0.82 (0.38-1.17)	19.02 (15.26-25.74)	20.31 (15.67-26.91)	96.07 (94.50-97.94)
4	6.54 (6.26-6.86)	4.28 (3.69-4.97)	1.63 (1.32-1.92)	0.6 (0.3-0.8)	5.39 (3.04-7.69)	1.03 (0.49-1.53)	0.34 (0.25-0.41)	0.47 (0.32-0.68)	2.42 (1.19-4.28)	7.24 (5.07-10.28)	9.65 (6.49-11.47)	74.80 (59.68-89.63)
5	6.98 (6.42-7.35)	7.73 (6.74-9.91)	2.37 (2.01-2.89)	1.0 (0.4-1.5)	7.81 (4.42-13.48)	2.90 (0.84-4.99)	0.32 (0.26-0.38)	0.45 (0.25-0.85)	1.12 (0.98-1.35)	10.99 (6.14-18.67)	12.61 (7.26-20.02)	90.14 (84.57-93.26)
6	5.66 (5.35-5.98)	9.43 (8.48-10.98)	3.50 (2.51-4.27)	0.8 (0.6-1.2)	5.40 (4.25-9.13)	2.37 (1.25-5.24)	0.33 (0.31-0.35)	0.22 (0.12-0.45)	2.97 (2.62-3.28)	6.92 (6.20-8.82)	11.29 (9.14-17.87)	72.26 (66.93-83.71)
7	5.76 (5.57-5.84)	8.39 (5.12-10.29)	4.02 (2.92-4.90)	1.0 (0.2-1.7)	5.04 (2.24-7.35)	2.07 (0.82-4.19)	0.38 (0.28-0.58)	0.12 (0.08-0.18)	2.74 (2.11-3.71)	8.31 (3.48-10.69)	10.36 (6.43-14.40)	71.55 (54.09-81.78)
8	5.65 (5.32-5.98)	7.41 (3.17-9.45)	2.68 (1.93-3.55)	0.7 (0.4-1.0)	2.51 (1.84-3.20)	0.73 (0.44-1.07)	0.19 (0.17-0.21)	0.26 (0.23-0.35)	3.17 (2.45-3.76)	3.37 (2.68-4.72)	6.85 (5.21-8.48)	53.55 (48.63-65.19)
9	5.67 (5.48-5.92)	6.93 (4.22-8.0)	2.78 (1.14-3.30)	0.7 (0.1-1.1)	3.91 (1.98-5.46)	1.63 (0.65-2.77)	0.30 (0.26-0.33)	0.13 (0.12-0.15)	3.77 (3.12-4.31)	6.36 (3.82-8.66)	9.74 (7.17-12.87)	60.14 (52.58-67.29)
10	5.36 (5.12-5.82)	11.08 (9.20-12.76)	3.36 (2.11-4.24)	0.6 (0.2-1.1)	3.27 (2.62-3.97)	1.19 (0.63-1.62)	0.24 (0.16-0.32)	0.16 (0.11-0.18)	5.31 (4.02-9.34)	4.96 (3.52-5.67)	10.17 (8.36-15.01)	48.76 (37.79-56.16)
11	4.90 (4.74-5.11)	11.25 (9.28-13.26)	4.57 (3.98-5.26)	0.6 (0.1-1.2)	2.82 (2.31-3.12)	1.46 (0.74-2.08)	0.32 (0.20-0.41)	0.15 (0.10-0.18)	5.92 (4.65-9.26)	4.56 (3.90-5.35)	10.68 (8.86-13.63)	45.23 (32.04-53.65)
12	6.95 (6.80-7.12)	4.99 (4.05-6.16)	1.97 (1.24-2.21)	0.7 (0.5-1.1)	5.09 (3.19-8.67)	1.75 (0.81-2.88)	0.37 (0.34-0.43)	0.32 (0.16-0.41)	2.10 (1.66-2.86)	7.17 (5.16-10.43)	9.64 (6.85-12.57)	77.67 (69.48-84.32)
13	5.55 (5.25-6.08)	11.31 (9.38-12.96)	4.65 (4.38-5.42)	0.9 (0.4-1.3)	5.59 (2.55-9.28)	2.20 (0.30-5.92)	0.33 (0.25-0.44)	0.09 (0.05-0.11)	2.65 (1.91-3.15)	9.32 (4.19-15.52)	10.85 (6.19-18.13)	71.82 (52.18-85.60)
14	7.31 (6.82-7.58)	7.28 (6.45-7.83)	2.70 (2.11-3.18)	2.3 (1.2-3.9)	8.96 (6.88-12.89)	3.54 (0.63-6.49)	0.47 (0.41-0.56)	0.21 (0.08-0.44)	0.97 (0.82-1.23)	13.36 (9.88-17.16)	14.14 (9.62-18.04)	92.83 (90.73-95.12)
15	7.12 (6.86-7.34)	6.12 (5.23-6.96)	2.24 (1.51-3.13)	2.3 (1.3-3.2)	8.97 (5.97-14.06)	3.23 (1.54-5.28)	0.30 (0.22-0.44)	0.40 (0.28-0.50)	0.79 (0.71-0.98)	12.80 (10.48-17.48)	13.69 (11.22-18.23)	94.06 (92.80-95.89)
16	5.61 (5.32-5.86)	9.89 (8.89-10.50)	4.31 (3.45-4.95)	2.0 (1.2-2.8)	5.16 (4.83-5.91)	1.36 (1.01-1.80)	0.30 (0.27-0.41)	0.16 (0.09-0.21)	2.68 (2.31-2.94)	6.72 (6.32-7.26)	9.67 (9.26-10.70)	72.19 (68.25-75.87)
17	6.61 (6.32-6.96)	9.95 (8.32-11.05)	3.83 (2.98-4.38)	2.4 (2.1-2.7)	13.29 (7.96-20.60)	1.78 (1.17-2.21)	0.27 (0.24-0.30)	0.39 (0.30-0.52)	1.46 (1.03-1.95)	15.09 (10.72-22.82)	17.19 (12.15-24.51)	91.03 (88.23-95.13)
18	6.81 (6.65-6.93)	8.86 (7.12-10.24)	3.51 (2.83-4.43)	3.9 (3.4-4.4)	11.28 (7.07-18.04)	1.39 (1.28-1.65)	0.31 (0.29-0.33)	0.29 (0.28-0.32)	1.06 (0.78-1.55)	11.89 (9.19-17.81)	14.33 (10.13-20.91)	92.27 (89.34-95.31)

Tabela nr 24. Średnia zawartość metali ciężkich w badanych glebach (mg/kg).

Nr rejonu bad.	Fe	Mn	Pb	Cu	Zn	Cr	Cd	Ni
1	5311.4	370.8	21.1	13.9	39.6	1.6	0.5	12.1
2	5446.0	344.9	19.7	6.0	52.8	8.1	0.1	11.0
3	13764.0	250.1	34.3	18.3	43.9	11.4	0.6	50.9
4	4008.6	206.8	19.6	9.1	38.1	11.4	0.2	11.9
5	4192.8	47.5	19.6	9.8	101.0	10.3	0.4	13.6
6	8130.1	160.4	37.3	13.7	37.6	4.2	0.9	63.5
7	5385.3	85.8	22.9	13.8	38.8	7.1	0.6	36.4
8	5544.2	244.4	36.2	9.7	49.5	23.3	0.8	17.9
9	2487.2	84.9	20.8	6.4	33.9	5.2	0.5	13.9
10	2899.8	104.2	25.4	4.1	29.9	4.4	0.2	23.3
11	3373.7	212.6	18.0	3.1	37.0	14.8	0.6	31.2
12	2952.8	58.8	21.3	4.0	19.5	10.1	0.6	17.4
13	9925.6	113.6	16.4	3.3	29.5	14.2	0.5	19.1
14	3985.8	77.1	43.7	11.2	30.8	18.6	0.8	19.1
15	6466.4	142.5	24.4	6.7	40.2	10.9	0.4	47.6
16	7892.9	178.5	60.9	11.7	52.1	17.7	0.5	27.1
17	11642.0	297.1	13.7	14.1	77.3	14.7	0.3	24.0
18	8544.0	103.2	37.7	9.8	53.0	12.0	0.2	4.2
Średnia	6219.6	171.3	27.4	9.4	44.7	11.1	0.5	24.7
Minimum	2487.2	47.5	13.7	3.1	19.5	1.6	0.1	4.2
Maksimum	13764.0	370.8	60.9	18.3	101.0	23.3	0.9	63.5
Mediana	5415.7	151.5	22.1	9.8	39.2	11.2	0.5	19.1

Tabela nr 25. Zawartość Cs-137 (Bq/kg) w badanych glebach .

Nr rejonu bad.	Próbka						Cs-śr.	Cs-min.	Cs-max.
	a	b	c	d	e	f			
1	22.95	17.25	21.95	18.51	20.10	20.23	20.17	17.25	22.95
2	27.70	30.90	30.53	28.74	29.30	29.64	29.47	27.70	30.90
3	22.80	28.93	31.57	32.68	25.87	32.13	29.00	22.80	32.68
4	25.88	23.51	26.97	21.05	24.70	24.01	24.35	21.05	26.97
5	31.98	30.44	36.35	49.40	31.21	42.88	37.04	30.44	49.40
6	43.80	32.96	39.86	34.54	38.38	37.20	37.79	32.96	43.80
7	34.75	28.42	33.49	40.16	31.59	36.83	34.21	28.42	40.16
8	31.83	45.07	34.31	32.78	38.45	33.55	36.00	31.83	45.07
9	28.57	33.38	26.98	29.39	30.98	28.19	29.58	26.98	33.38
10	17.78	16.84	26.91	19.49	17.31	23.20	20.26	16.84	26.91
11	31.78	43.57	51.01	44.65	37.68	47.83	42.75	31.78	51.01
12	22.04	25.36	24.68	25.79	23.70	25.24	24.47	22.04	25.79
13	15.17	18.94	23.28	12.18	17.06	17.73	17.39	12.18	23.28
14	34.29	44.82	47.45	59.85	39.56	53.65	46.60	34.29	59.85
15	12.54	8.74	10.69	11.84	10.64	11.27	10.95	8.74	12.54
16	23.68	27.03	37.34	45.91	25.36	41.63	33.49	23.68	45.91
17	33.25	45.75	40.89	57.95	39.50	49.42	44.46	33.25	57.95
18	7.52	5.95	10.67	7.51	6.74	9.09	7.91	5.95	10.67

Tabela nr 26. Zawartość K-40 [Bq/kg] w badanych glebach .

Nr rejonu bad.	a	b	c	d	e	f	Wartość śr.	Wartość min.	Wartość max.
1	397.81	362.59	348.45	358.55	380.20	355.52	367.19	348.45	397.81
2	326.56	299.33	308.73	312.17	312.95	304.03	310.63	299.33	326.56
3	592.74	576.19	504.06	664.01	584.47	540.13	576.93	504.06	664.01
4	415.78	367.57	387.12	386.35	391.68	377.35	387.64	367.57	415.78
5	294.53	306.85	312.98	301.16	300.69	309.92	304.36	294.53	312.98
6	362.55	370.98	373.02	325.88	366.77	372.00	361.87	325.88	373.02
7	280.93	497.97	339.12	445.42	389.45	418.55	395.24	280.93	497.97
8	410.96	325.77	293.53	308.78	368.37	309.65	336.18	293.53	410.96
9	223.32	272.60	257.45	289.25	247.96	265.03	259.27	223.32	289.25
10	194.91	215.48	236.39	215.83	205.20	225.94	215.63	194.91	236.39
11	429.08	444.75	452.85	549.89	436.92	448.80	460.38	429.08	549.89
12	196.27	213.31	206.96	206.98	204.79	210.14	206.41	196.27	213.31
13	373.30	290.75	332.50	220.68	332.03	311.63	310.15	220.68	373.30
14	297.68	322.88	324.33	311.28	310.28	323.61	315.01	297.68	324.33
15	449.58	495.07	485.56	487.84	472.33	490.32	480.12	449.58	495.07
16	493.14	456.44	439.78	559.96	474.79	448.11	478.70	439.78	559.96
17	454.49	451.13	450.45	412.66	452.81	450.79	445.39	412.66	454.49
18	397.77	402.05	400.56	381.02	399.91	401.31	397.10	381.02	402.05

Tabela 27. Zawartość aktywności, talu, ołowiu i bizmutu w glebach (Bq/kg).

Nr rejonu bad.	Gleba - 1995			Gleba - 1996			Wartości średnie			
	Ac-228	Tl-208	Pb-214	Ac-228	Tl-208	Pb-214	Ac-228	Tl-208	Pb-214	Bi-214
1	14.45	13.93	12.27	12.52	12.73	10.74	13.49	13.33	11.51	11.23
2	11.86	11.43	9.15	10.72	9.92	7.36	11.29	10.68	8.26	8.09
3	22.42	20.85	15.88	25.77	22.94	18.47	24.10	21.90	17.18	16.98
4	14.30	13.28	11.30	12.82	13.36	11.35	13.56	13.32	11.33	10.83
5	10.59	9.45	8.57	13.84	12.43	12.30	12.22	10.94	10.44	9.67
6	14.94	14.47	13.31	14.22	13.09	11.03	14.58	13.78	12.17	10.56
7	8.34	5.87	6.76	22.66	18.20	13.94	15.50	12.04	10.35	10.17
8	18.35	16.19	13.50	12.72	11.14	9.78	15.54	13.67	11.64	10.60
9	8.07	8.49	6.26	7.88	6.02	6.64	7.98	7.26	6.45	6.43
10	6.93	6.82	5.97	7.01	6.11	5.93	6.97	6.47	5.95	5.53
11	15.72	14.98	11.74	13.58	12.66	12.62	14.65	13.82	12.18	9.97
12	5.97	5.85	5.73	6.83	6.89	6.99	6.40	6.37	6.36	5.46
13	12.10	12.47	10.70	9.20	9.35	8.17	10.65	10.91	9.44	9.59
14	9.13	8.06	7.29	11.41	10.70	9.41	10.27	9.38	8.35	7.91
15	19.21	16.05	12.52	16.55	15.66	12.16	17.88	15.86	12.34	11.60
16	19.03	18.47	11.96	16.87	16.08	12.18	17.95	17.28	12.07	11.32
17	15.45	14.97	13.50	14.35	14.09	12.65	14.90	14.53	13.08	11.88
18	14.56	13.65	11.62	13.98	14.02	10.67	14.27	13.84	11.15	11.15

Tabela nr 28. Zawartość Cs-137 (Bq/kg) w badanej szacie roślinnej .

Nr rejonu bad.	Próbka						Cs- śr.	Cs- min.	Cs- max.
	a	b	c	d	e	f			
1	2.34	1.91	1.71	1.61	2.35	1.92	1.97	1.61	2.35
2	1.94	2.29	2.63	1.35	2.11	2.37	2.12	1.35	2.63
3	0.64	1.04	1.17	1.27	0.70	1.19	1.00	0.64	1.27
4	1.55	2.19	2.35	1.96	1.90	2.16	2.02	1.55	2.35
5	2.21	2.34	3.24	2.91	3.03	3.56	2.88	2.21	3.56
6	7.62	6.10	4.66	5.39	3.99	6.92	5.78	3.99	7.62
7	8.20	5.00	4.55	6.26	3.73	3.90	5.27	3.73	8.20
8	8.08	13.03	9.98	8.82	10.46	9.73	10.02	8.08	13.03
9	3.29	4.31	2.72	3.59	3.01	3.24	3.36	2.72	4.31
10	3.54	2.88	4.98	2.07	2.39	3.67	3.26	2.07	4.98
11	10.01	17.25	14.54	15.05	11.53	16.31	14.12	10.01	17.25
12	1.68	2.33	1.85	0.90	1.75	2.12	1.77	0.90	2.33
13	4.79	6.52	6.38	3.75	5.63	5.48	5.43	3.75	6.52
14	4.90	4.39	5.31	9.34	4.00	5.85	5.63	4.00	9.34
15	0.39	0.51	1.04	0.71	0.48	0.88	0.67	0.39	1.04
16	6.49	9.68	12.92	11.98	8.01	14.65	10.62	6.49	14.65
17	3.29	1.78	2.49	2.67	2.73	2.47	2.57	1.78	3.29
18	0.72	0.43	0.91	0.42	0.57	0.72	0.63	0.42	0.91

Tabela nr 29. Zawartość K-40 (Bq/kg) w badanej szacie roślinnej.

Nr rejonu bad.	a	b	c	d	e	f	Wartość śr.	Wartość min.	Wartość max.
1	1080.68	1041.26	1181.59	996.48	798.99	939.84	1006.47	798.99	1181.59
2	827.50	1026.39	1034.25	956.77	960.11	893.81	949.81	827.50	1034.25
3	1091.82	1059.74	1087.26	999.06	1022.45	1057.14	1052.91	999.06	1091.82
4	918.53	1040.34	1104.84	896.89	978.04	948.29	981.16	896.89	1104.84
5	1086.13	885.56	968.67	1022.45	890.34	988.24	973.57	885.56	1086.13
6	832.32	648.33	584.52	796.89	725.76	779.04	727.81	584.52	832.32
7	413.53	634.32	649.08	534.22	554.98	484.26	545.07	413.53	649.08
8	930.47	518.35	404.19	667.45	945.34	937.91	733.95	404.19	945.34
9	988.13	584.21	556.86	888.98	620.23	804.18	740.43	556.86	988.13
10	898.36	351.66	316.29	675.67	443.77	671.07	559.47	316.29	898.36
11	1484.83	806.26	891.21	1284.08	992.12	1238.48	1116.16	806.26	1484.83
12	824.92	708.40	660.41	814.24	745.98	785.45	756.57	660.41	824.92
13	576.35	377.06	693.60	622.98	460.33	518.34	541.44	377.06	693.60
14	403.36	643.08	723.58	530.11	567.23	485.29	558.77	403.36	723.58
15	1068.54	964.10	1011.91	1025.76	997.20	1032.87	1016.73	964.10	1068.54
16	822.07	610.97	609.54	734.15	720.24	771.16	711.36	609.54	822.07
17	1012.60	1085.27	1144.14	998.98	919.24	965.92	1021.02	919.24	1144.14
18	922.83	1036.78	1154.01	990.23	1013.08	967.96	1014.15	922.83	1154.01

Tabela 30. Zawartość aktynu, talu, ołowiu i bizmutu w szacie roślinnej (Bq/kg).

Nr regionu bad.	Szata roślinna - 1995			Szata roślinna - 1996			Wartości średnie					
	Ac-228	Tl-208	Pb-214	Bi-214	Ac-228	Tl-208	Pb-214	Bi-214	228Ac	208Tl	214Pb	214Bi
1	8.43	4.56	5.61	1.20	3.65	3.45	1.54	1.02	6.07	4.01	3.58	1.11
2	3.08	2.39	5.26	3.18	7.43	4.95	3.24	2.19	5.26	3.67	4.25	2.69
3	2.75	1.83	2.26	2.05	5.95	2.33	5.19	1.90	4.35	2.08	3.73	1.98
4	4.08	2.53	4.46	2.61	2.04	2.23	6.21	4.29	3.06	2.38	5.34	3.45
5	2.53	2.68	4.78	1.99	4.18	2.89	7.10	15.19	3.36	2.79	5.94	8.59
6	4.05	1.58	3.85	4.97	1.93	1.48	3.45	1.47	2.99	1.53	3.65	3.22
7	1.74	1.64	7.16	5.50	4.84	1.81	8.39	3.59	3.29	1.73	7.78	4.55
8	4.32	1.73	4.08	2.62	1.59	2.40	1.86	1.56	2.96	2.07	2.97	2.09
9	3.64	2.70	6.08	3.59	9.08	1.77	3.07	2.81	6.36	2.24	4.58	3.20
10	4.42	2.17	4.37	5.28	9.50	4.53	4.22	9.22	6.96	3.35	4.30	7.25
11	4.71	3.07	8.41	7.04	7.08	3.99	6.00	8.61	5.90	3.53	7.21	7.83
12	1.92	1.54	2.07	3.71	3.52	1.58	2.49	3.68	2.72	1.56	2.28	3.70
13	2.88	1.79	2.38	2.71	1.23	1.35	1.51	6.37	2.06	1.57	1.95	4.54
14	3.79	1.01	3.76	2.41	2.45	2.11	2.73	2.01	3.12	1.56	3.25	2.21
15	3.10	1.73	2.82	3.04	2.94	1.31	0.92	3.91	3.02	1.52	1.87	3.48
16	2.81	1.90	1.27	1.10	3.84	2.51	4.41	4.11	3.33	2.21	2.84	2.61
17	2.11	1.98	1.87	1.38	2.45	2.63	1.94	1.20	2.28	2.31	1.91	1.29
18	3.84	2.51	3.12	2.95	4.23	3.21	2.90	3.07	4.04	2.86	3.01	3.01

Tabela nr 31. Wartości współczynników transferu Cs-137z gleb do szaty roślinnej.

Nr rejonu bad.	Próbka						TF[Cs]-sr.	TF[Cs]- min.	TF[Cs]- max.
	a	b	c	d	e	f			
1	0.102	0.111	0.078	0.087	0.117	0.095	0.098	0.078	0.117
2	0.070	0.074	0.086	0.047	0.072	0.080	0.072	0.047	0.086
3	0.028	0.036	0.037	0.039	0.027	0.037	0.034	0.027	0.039
4	0.060	0.093	0.087	0.093	0.077	0.090	0.083	0.060	0.093
5	0.069	0.077	0.089	0.059	0.097	0.083	0.079	0.059	0.097
6	0.174	0.185	0.117	0.156	0.104	0.186	0.154	0.104	0.186
7	0.236	0.176	0.136	0.156	0.118	0.106	0.155	0.106	0.236
8	0.254	0.289	0.291	0.269	0.272	0.290	0.278	0.254	0.291
9	0.115	0.129	0.101	0.122	0.097	0.115	0.113	0.097	0.129
10	0.199	0.171	0.185	0.106	0.138	0.158	0.160	0.106	0.199
11	0.315	0.396	0.285	0.337	0.306	0.341	0.330	0.285	0.396
12	0.076	0.092	0.075	0.035	0.074	0.084	0.073	0.035	0.092
13	0.316	0.344	0.274	0.308	0.330	0.309	0.314	0.274	0.344
14	0.143	0.098	0.112	0.156	0.101	0.109	0.120	0.098	0.156
15	0.031	0.058	0.097	0.060	0.045	0.078	0.062	0.031	0.097
16	0.274	0.358	0.346	0.261	0.316	0.352	0.318	0.261	0.358
17	0.099	0.039	0.061	0.046	0.069	0.050	0.061	0.039	0.099
18	0.096	0.072	0.085	0.056	0.084	0.079	0.079	0.056	0.096

Tabela nr 32. Wartości współczynników transferu K-40 z gleby do szaty roślinnej .

Nr rejonu bad.	a	b	c	d	e	f	Wartość śr.	Wartość min.	Wartość max.
1	2.72	2.87	3.39	2.78	2.10	2.64	2.75	2.10	3.39
2	2.53	3.43	3.35	3.07	3.07	2.94	3.06	2.53	3.43
3	1.84	1.84	2.16	1.51	1.75	1.96	1.84	1.51	2.16
4	2.21	2.83	2.85	2.32	2.50	2.51	2.54	2.21	2.85
5	3.69	2.89	3.10	3.40	2.96	3.19	3.20	2.89	3.69
6	2.30	1.75	1.57	2.45	1.98	2.09	2.02	1.57	2.45
7	1.47	1.27	1.91	1.20	1.43	1.16	1.41	1.16	1.91
8	2.26	1.59	1.38	2.16	2.57	3.03	2.17	1.38	3.03
9	4.43	2.14	2.16	3.07	2.50	3.03	2.89	2.14	4.43
10	4.61	1.63	1.34	3.13	2.16	2.97	2.64	1.34	4.61
11	3.46	1.81	1.97	2.34	2.27	2.76	2.44	1.81	3.46
12	4.20	3.32	3.19	3.93	3.64	3.74	3.67	3.19	4.20
13	1.54	1.30	2.09	2.82	1.39	1.66	1.80	1.30	2.82
14	1.36	1.99	2.23	1.70	1.83	1.50	1.77	1.36	2.23
15	2.38	1.95	2.08	2.10	2.11	2.11	2.12	1.95	2.38
16	1.67	1.34	1.39	1.31	1.52	1.72	1.49	1.31	1.72
17	2.23	2.41	2.54	2.42	2.03	2.14	2.30	2.03	2.54
18	2.32	2.58	2.88	2.60	2.53	2.41	2.55	2.32	2.88

Tabela nr 33. Wartości współczynników transferu naturalnych radionuklidów: Ac-228, Tl-208, Pb-214, Bi-214.

Nr regionu bad.	1995r.				1996r.				Wartości średnie			
	TF[Ac-228]	TF[Tl-208]	TF[Pb-214]	TF[Bi-214]	TF[Ac-228]	TF[Tl-208]	TF[Pb-214]	TF[Bi-214]	TF(Ac)	TF(Tl)	TF(Pb)	TF(Bi)
	1	0.587	0.327	0.457	0.101	0.693	0.499	0.440	0.314	0.840	0.413	0.449
2	0.260	0.209	0.575	0.345	0.231	0.102	0.281	0.103	0.246	0.156	0.428	0.224
3	0.123	0.088	0.142	0.133	0.159	0.167	0.547	0.429	0.141	0.128	0.345	0.281
4	0.285	0.191	0.395	0.224	0.302	0.233	0.577	1.336	0.294	0.212	0.486	0.780
5	0.239	0.284	0.558	0.250	0.136	0.113	0.313	0.124	0.188	0.199	0.436	0.187
6	0.271	0.109	0.289	0.534	0.214	0.099	0.602	0.254	0.243	0.104	0.446	0.394
7	0.209	0.279	1.059	0.890	0.125	0.215	0.190	0.195	0.167	0.247	0.625	0.543
8	0.235	0.107	0.302	0.198	1.152	0.294	0.462	0.385	0.694	0.201	0.382	0.292
9	0.451	0.318	0.971	0.647	1.355	0.741	0.712	1.620	0.903	0.530	0.842	1.134
10	0.638	0.318	0.732	0.985	0.521	0.315	0.475	0.776	0.580	0.317	0.604	0.881
11	0.300	0.205	0.716	0.796	0.515	0.229	0.356	0.662	0.408	0.217	0.536	0.729
12	0.322	0.263	0.361	0.693	0.134	0.144	0.185	0.799	0.228	0.204	0.273	0.746
13	0.238	0.144	0.222	0.242	0.215	0.197	0.290	0.219	0.227	0.171	0.256	0.231
14	0.415	0.125	0.516	0.362	0.178	0.084	0.076	0.361	0.297	0.105	0.296	0.362
15	0.161	0.108	0.225	0.246	0.228	0.156	0.362	0.394	0.195	0.132	0.294	0.320
16	0.148	0.103	0.106	0.090	0.171	0.187	0.153	0.109	0.160	0.145	0.130	0.100
17	0.137	0.132	0.139	0.108	0.303	0.229	0.272	0.274	0.220	0.181	0.206	0.191
18	0.264	0.184	0.269	0.266	0.321	0.207	0.349	0.419	0.293	0.196	0.309	0.343

**Tabela nr 34. Wyniki sekwencyjnej ekstrakcji gleb wg zmodyfikowanej metody Tessiera.
Udział procentowy radionuklidu cezu w poszczególnych frakcjach .**

Nazwa utworu glebowego	Udział procentowy poszczególnych frakcji cezu w jego całkowitej zawartości w glebie				
	Frakcja nr 1	Frakcja nr 2	Frakcja nr 3	Frakcja nr 4	Frakcja nr 5
Piaski gliniaste					
Rejon nr 3	0.58	1.98	5.38	1.12	91.52
Rejon nr 17	1.15	0.54	8.45	0.48	89.38
Wartość średnia	1.15	1.26	6.92	0.80	90.45
Piaski średnie					
Rejon nr 5	2.40	0	10.17	1.54	85.89
Rejon nr 12	1.67	0.64	13.10	0.84	83.75
Wartość średnia	2.04	0.32	11.64	1.19	84.82
Piaski drobne					
Rejon nr 6	3.08	0.55	22.48	0.98	72.91
Rejon nr 7	5.25	0	32.65	0.64	61.46
Wartość średnia	4.17	0.28	27.57	0.81	67.19
Piaski pylaste					
Rejon nr 8	6.95	0.40	29.60	2.95	60.10
Rejon nr 11	9.18	0.74	31.95	2.35	55.78
Wartość średnia	8.07	0.57	30.78	2.65	57.94

Frakcja 1 - wymienna

Frakcja 2 - związana z węglanami

Frakcja 3 - związana z materią organiczną

Frakcja 4 - związana z tlenkami Fe i Mn

Frakcja 5 - tzw. pozostałościowa

Tabela nr 35. Udział procentowy form mobilnych (F.mob.) Cs-137 w glebach (%).

Nr rejonu bad.	Próbka						F.mob.- śr.	F.mob.- min.	F.mob.- max.
	a	b	c	d	e	f			
1	1.94	1.63	1.22	0.89	1.59	1.07	1.39	0.89	1.94
2	1.45	1.65	1.71	1.04	1.60	1.78	1.54	1.04	1.78
3	0.53	0.88	0.90	0.94	0.66	0.89	0.80	0.53	0.94
4	1.08	1.67	1.56	1.27	1.37	1.61	1.43	1.08	1.67
5	1.40	2.25	2.60	1.56	1.56	2.42	1.97	1.40	2.60
6	2.72	3.78	4.29	2.24	3.25	4.03	3.39	2.24	4.29
7	5.83	1.86	2.36	6.28	5.35	2.11	3.97	1.86	6.28
8	5.79	5.18	4.20	4.19	5.98	8.19	5.59	4.19	8.19
9	1.30	1.59	2.32	2.24	1.94	2.41	1.97	1.30	2.41
10	2.94	4.05	4.16	3.15	4.19	4.26	3.79	2.94	4.26
11	9.64	12.59	9.91	10.71	11.12	10.85	10.80	9.64	12.59
12	1.45	1.07	1.22	0.96	0.79	0.97	1.08	0.79	1.45
13	10.22	11.06	9.26	10.04	10.54	10.06	10.20	9.26	11.06
14	5.57	1.06	3.16	1.44	2.43	2.13	2.63	1.06	5.57
15	1.01	1.35	1.92	1.19	0.89	1.54	1.32	0.89	1.92
16	10.57	10.31	9.09	10.11	11.05	11.30	10.41	9.09	11.30
17	1.51	0.59	0.93	0.70	1.05	0.76	0.92	0.59	1.51
18	1.15	0.86	1.02	0.67	1.01	0.94	0.94	0.67	1.15

Tabela 36. Ogólna aktywność beta oraz gamma badanych gleb. Udział procentowy Cs-137 i radionuklidów naturalnych w ogólnej aktywności gamma.

Nr rejonu badawczego	Og.akt. beta (Bq/kg)	Og.akt. gamma (Bq/kg)	Cs-137 (%)	K-40 (%)	Seria torowa (%)	Seria uranowa (%)
1	484,74	503.86	4.93	72.88	5.32	4.51
2	382.91	453.87	6.44	68.44	4.84	3.60
3	634.65	835.36	3.19	69.06	5.51	4.09
4	456.43	552.32	5.56	70.18	4.87	4.01
5	406.42	538.47	6.95	56.52	4.30	3.73
6	451.38	618.05	5.82	58.55	4.59	3.68
7	431.98	693.82	5.06	56.97	3.97	2.96
8	527.96	628.63	5.22	53.48	4.65	3.54
9	366.78	394.06	6.32	65.79	3.87	3.27
10	298.59	294.07	10.71	73.33	4.57	3.90
11	604.88	617.50	5.44	74.56	4.61	3.59
12	358.88	323.65	6.47	63.78	3.95	3.65
13	365.59	402.81	7.94	77.00	5.35	4.72
14	462.19	551.93	5.21	57.07	3.56	2.95
15	695.98	570.87	3.89	84.10	5.91	4.19
16	701.65	602.99	6.46	79.39	5.84	3.88
17	612.57	734.67	3.56	60.62	4.01	3.40
18	429.13	489.32	1.62	81.15	5.74	4.56
Średnia	481.65	544.79	5.60	67.94	4.75	3.79
Minimum	298.59	294.07	1.62	53.48	3.56	2.95
Maksimum	701.65	835.36	10.71	84.10	5.91	4.72
Mediana	451.38	552.13	5.50	68.75	4.63	3.71

	Og.akt. gamma (Bq/kg)	Cs-137 (%)	K-40 (%)	Suma (Ac,TL,Bi,Pb) [%]
Piasek gliniasty	582.72	4.20	72.21	9.30
Piasek pylasty	562.98	6.27	71.10	9.05
Piasek drobny	539.47	6.70	61.48	7.54
Piasek średni	440.01	6.17	64.74	8.15

Tabela nr 37. Statystyka podsumowująca cechy chemiczne wszystkich badanych gleb.

Wszystkie gleby		Sub.org.	C org.utl.	Węglany	Ca wym.	Mg wym.	Na wym.	K wym.	Hh	S	T	V
pH	6.24	8.24	3.08	1.52	6.75	1.93	0.32	0.28	2.53	9.29	11.81	75.02
Średnia												
Mediana	6.29	8.44	2.95	1.03	5.42	1.48	0.31	0.23	2.48	8.13	10.66	76.65
Minimum	4.74	3.17	1.14	0.10	1.84	0.30	0.16	0.05	0.38	2.68	5.21	32.04
Maksimum	7.92	13.26	5.42	5.20	20.60	6.49	0.58	0.89	9.34	25.74	26.91	97.94
Licznik	108	108	108	108	108	108	108	108	108	108	108	108

Piaszki pylaste		Sub.org.	C org.utl.	Węglany	Ca wym.	Mg wym.	Na wym.	K wym.	Hh	S	T	V
pH	5.43	9.96	4.05	1.02	4.02	1.44	0.29	0.16	3.60	5.91	9.51	60.70
Średnia												
Mediana	5.42	10.14	4.44	0.93	3.11	1.14	0.27	0.16	2.95	5.14	9.51	59.66
Minimum	4.74	3.17	1.93	0.10	1.84	0.30	0.17	0.05	1.91	2.68	5.21	32.04
Maksimum	6.08	13.26	5.42	2.75	9.28	5.92	0.44	0.35	9.26	15.52	18.13	85.60
Licznik	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24

Piaszki drobne		Sub.org.	C org.utl.	Węglany	Ca wym.	Mg wym.	Na wym.	K wym.	Hh	S	T	V
pH	6.02	9.04	3.40	1.19	5.67	2.29	0.36	0.18	3.00	8.49	11.49	71.35
Średnia												
Mediana	5.75	9.17	3.18	0.98	5.00	1.47	0.33	0.18	2.93	7.66	10.32	72.12
Minimum	5.12	5.12	2.11	0.20	2.24	0.63	0.16	0.08	0.82	3.48	6.43	37.79
Maksimum	7.58	12.76	4.90	3.90	12.89	6.49	0.58	0.45	9.34	17.16	18.04	95.12
Licznik	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24

Piaszki średnie		Sub.org.	C org.utl.	Węglany	Ca wym.	Mg wym.	Na wym.	K wym.	Hh	S	T	V
pH	6.30	6.82	2.50	0.82	5.43	1.78	0.31	0.27	2.61	7.78	10.39	72.96
Średnia												
Mediana	6.39	6.93	2.36	0.88	5.12	1.39	0.31	0.19	2.86	6.62	9.81	71.36
Minimum	5.26	4.05	1.14	0.10	1.98	0.39	0.22	0.12	0.98	3.77	6.85	52.58
Maksimum	7.35	9.91	3.47	1.50	13.48	4.99	0.43	0.85	4.31	18.67	20.02	93.26
Licznik	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24

Piaszki gliniaste		Sub.org.	C org.utl.	Węglany	Ca wym.	Mg wym.	Na wym.	K wym.	Hh	S	T	V
pH	6.88	7.51	2.61	2.53	10.19	2.12	0.32	0.44	1.44	13.07	14.51	88.38
Średnia												
Mediana	6.82	7.06	2.30	2.40	8.73	1.67	0.31	0.37	1.18	11.52	12.70	91.62
Minimum	6.26	3.69	1.32	0.30	3.04	0.49	0.22	0.28	0.38	5.07	6.49	59.68
Maksimum	7.92	11.67	4.43	5.20	20.60	5.76	0.53	0.89	4.28	25.74	26.91	97.94
Licznik	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36

Tabela nr 38. Statystyka podsumowująca zawartości radionuklidów we wszystkich badanych glebach, roślinności oraz współczynniki transferu .

	<i>Cs-137(gl.)</i>	<i>K-40(gl.)</i>	<i>Ac-228(gl.)</i>	<i>Tl-208(gl.)</i>	<i>Pb-214(gl.)</i>	<i>Bi-214(gl.)</i>
Średnia	29.22	367.12	13.47	12.53	10.59	9.97
Mediana	29.12	367.17	13.58	13.09	11.23	10.49
Minimum	5.95	194.91	5.97	5.85	5.73	5.35
Maksimum	59.85	664.01	25.77	22.94	18.47	18.53
Licznik	108	108	108	108	108	108

	<i>Cs-137(rośl.)</i>	<i>K-40(rośl.)</i>	<i>Ac-228(rośl.)</i>	<i>Tl-208(rośl.)</i>	<i>Pb-214(rośl.)</i>	<i>Bi-214(rośl.)</i>
Średnia	4.39	833.71	4.04	2.42	3.90	3.80
Mediana	2.96	890.78	3.64	2.23	3.52	3.06
Minimum	0.39	316.29	1.23	1.01	0.92	1.02
Maksimum	17.25	1484.83	9.50	4.95	8.41	15.19
Licznik	108	108	108	108	108	108

	<i>TF(Cs)</i>	<i>TF(K)</i>	<i>TF(Ac)</i>	<i>TF(Tl)</i>	<i>TF(Pb)</i>	<i>TF(Bi)</i>
Średnia	0.143	2.370	0.340	0.214	0.408	0.441
Mediana	0.101	2.268	0.245	0.197	0.362	0.332
Minimum	0.027	1.157	0.123	0.084	0.076	0.090
Maksimum	0.396	4.609	1.355	0.741	1.059	1.620
Licznik	108	108	108	108	108	108

Tabela nr 39. Udział procentowy frakcji mobilnej Cs-137 (%) .

Parametry statyst.	Frakcja mobilna Cs-137 (%)				
	<i>Wszystkie gleby</i>	<i>Piaski gliniaste</i>	<i>Piaski średnie</i>	<i>Piaski drobne</i>	<i>Piaski pylaste</i>
Średnia	3.56	1.16	1.58	3.44	9.25
Mediana	1.89	1.05	1.56	3.21	10.09
Minimum	0.53	0.53	0.79	1.06	4.19
Maksimum	12.59	1.92	2.60	6.28	12.59
Licznik	108	36	24	24	24

Tabela nr 40. Statystyka podsumowująca zawartości radionuklidów w aspekcie różnych gatunków gleb .

Piaski gliniaste	<i>Cs-137(gl.)</i>	<i>K-40(gl.)</i>	<i>Ac-228(gl.)</i>	<i>Tl-208(gl.)</i>	<i>Pb-214(gl.)</i>	<i>Bi-214(gl.)</i>
Średnia	27.45	452.52	16.86	15.83	12.95	12.40
Mediana	24.88	437.00	16.46	15.71	13.00	12.47
Minimum	14.38	356.00	12.54	12.01	10.01	8.98
Maksimum	44.43	579.54	22.49	19.50	15.50	15.46
Licznik	36	36	36	36	36	36

Piaski średnie	<i>Cs-137(gl.)</i>	<i>K-40(gl.)</i>	<i>Ac-228(gl.)</i>	<i>Tl-208(gl.)</i>	<i>Pb-214(gl.)</i>	<i>Bi-214(gl.)</i>
Średnia	27.81	284.30	10.10	9.51	8.80	8.31
Mediana	26.39	291.89	9.33	8.97	7.78	7.64
Minimum	17.25	196.27	5.97	5.85	5.73	5.35
Maksimum	49.40	397.81	14.45	13.93	12.30	11.83
Licznik	24	24	24	24	24	24

Piaski drobne	<i>Cs-137(gl.)</i>	<i>K-40(gl.)</i>	<i>Ac-228(gl.)</i>	<i>Tl-208(gl.)</i>	<i>Pb-214(gl.)</i>	<i>Bi-214(gl.)</i>
Średnia	34.71	321.94	12.16	10.68	9.35	8.82
Mediana	34.65	323.97	11.41	10.70	9.41	9.16
Minimum	16.84	194.91	6.93	5.87	5.93	5.36
Maksimum	59.85	497.97	22.66	18.20	13.94	14.15
Licznik	24	24	24	24	24	24

Piaski pylaste	<i>Cs-137(gl.)</i>	<i>K-40(gl.)</i>	<i>Ac-228(gl.)</i>	<i>Tl-208(gl.)</i>	<i>Pb-214(gl.)</i>	<i>Bi-214(gl.)</i>
Średnia	32.41	396.35	14.43	13.65	11.22	10.20
Mediana	33.17	420.02	14.12	13.17	11.85	10.42
Minimum	12.18	220.68	9.20	9.35	8.17	7.97
Maksimum	51.01	559.96	19.03	18.47	13.50	13.21
Licznik	24	24	24	24	24	24

Tabela nr 41. Statystyka podsumowująca zawartości radionuklidów w roślinności w aspekcie różnych gatunków gleb .

Piaski gliniaste	Cs-137(rośl.)	K-40(rośl.)	Ac-228(rośl.)	Tl-208(rośl.)	Pb-214(rośl.)	Bi-214(rośl.)
Średnia	1.57	1013.71	3.68	2.45	3.25	2.40
Mediana	1.36	1016.76	3.04	2.39	2.64	2.36
Minimum	0.52	873.37	2.08	1.57	1.40	1.70
Maksimum	2.96	1149.08	6.69	3.79	5.70	3.17
Licznik	36	36	36	36	36	36

Piaski średnie	Cs-137(rośl.)	K-40(rośl.)	Ac-228(rośl.)	Tl-208(rośl.)	Pb-214(rośl.)	Bi-214(rośl.)
Średnia	2.50	869.26	4.81	2.63	4.09	4.41
Mediana	2.34	887.27	3.65	2.69	3.58	3.40
Minimum	0.90	556.86	1.92	1.54	1.54	1.02
Maksimum	4.31	1181.59	9.08	4.56	7.10	15.19
Licznik	24	24	24	24	24	24

Piaski drobne	Cs-137(rośl.)	K-40(rośl.)	Ac-228(rośl.)	Tl-208(rośl.)	Pb-214(rośl.)	Bi-214(rośl.)
Średnia	4.99	597.78	4.19	2.12	4.73	4.27
Mediana	4.78	609.42	3.79	1.77	4.04	3.59
Minimum	2.07	316.29	1.74	1.01	2.73	1.47
Maksimum	9.34	898.36	9.50	4.53	8.39	9.22
Licznik	24	24	24	24	24	24

Piaski pylaste	Cs-137(rośl.)	K-40(rośl.)	Ac-228(rośl.)	Tl-208(rośl.)	Pb-214(rośl.)	Bi-214(rośl.)
Średnia	10.04	775.73	3.54	2.38	3.69	4.42
Mediana	9.86	727.20	3.15	2.31	2.91	4.11
Minimum	3.75	377.06	1.23	1.35	1.27	1.10
Maksimum	17.25	1484.83	7.08	3.99	8.41	8.61
Licznik	24	24	24	24	24	24

Tabela nr 42. Statystyka podsumowująca wartości współczynników transferu radionuklidów w aspekcie różnych gatunków gleb.

Piaski gliniaste	<i>TF(Cs)</i>	<i>TF(K)</i>	<i>TF(Ac)</i>	<i>TF(Tl)</i>	<i>TF(Pb)</i>	<i>TF(Bi)</i>
Średnia	0.065	2.402	0.231	0.167	0.345	0.356
Mediana	0.070	2.392	0.239	0.174	0.327	0.278
Minimum	0.027	1.505	0.123	0.088	0.139	0.103
Maksimum	0.099	3.429	0.321	0.233	0.577	1.336
Licznik	36	36	36	36	36	36

Piaski średnie	<i>TF(Cs)</i>	<i>TF(K)</i>	<i>TF(ac)</i>	<i>TF(Tl)</i>	<i>TF(Pb)</i>	<i>TF(Bi)</i>
Średnia	0.091	3.129	0.490	0.336	0.500	0.569
Mediana	0.094	2.324	1.221	0.628	0.786	1.519
Minimum	0.035	2.101	0.134	0.113	0.185	0.101
Maksimum	2.179	75.087	11.752	8.070	11.994	13.646
Licznik	24	24	24	24	24	24

Piaski drobne	<i>TF(Cs)</i>	<i>TF(K)</i>	<i>TF(Ac)</i>	<i>TF(Tl)</i>	<i>TF(Pb)</i>	<i>TF(Bi)</i>
Średnia	0.150	1.788	0.257	0.170	0.496	0.464
Mediana	0.138	3.452	0.513	0.234	0.983	0.790
Minimum	0.236	4.609	0.638	0.318	1.059	0.985
Maksimum	3.526	47.022	7.716	4.634	11.820	13.074
Licznik	24	24	24	24	24	24

Piaski pylaste	<i>TF(Cs)</i>	<i>TF(K)</i>	<i>TF(Ac)</i>	<i>TF(Tl)</i>	<i>TF(Pb)</i>	<i>TF(Bi)</i>
Średnia	0.309	1.767	0.237	0.192	0.296	0.237
Mediana	0.142	2.163	1.004	0.191	0.610	0.706
Minimum	0.396	3.460	1.152	0.294	0.716	0.796
Maksimum	0.254	1.297	0.148	0.103	0.106	0.09
Licznik	24	24	24	24	24	24

Tabela nr 43. Współczynniki korelacji między zawartością radionuklidów w glebach a zawartością metali ciężkich w glebach.

	<i>Cs-137</i>	<i>K-40</i>	<i>Ac-228</i>	<i>Tl-208</i>	<i>Pb-214</i>	<i>Bi-214</i>
<i>Cs-137</i>	1					
<i>K-40</i>	0.073	1				
<i>Ac-228</i>	0.033	0.851	1			
<i>Tl-208</i>	-0.005	0.870	0.977	1		
<i>Pb-214</i>	0.087	0.831	0.940	0.955	1	
<i>Bi-214</i>	-0.011	0.796	0.935	0.935	0.953	1
Fe	-0.026	0.636	0.611	0.662	0.649	0.669
Mn	0.074	0.363	0.312	0.372	0.364	0.333
Pb	0.156	0.224	0.235	0.240	0.151	0.144
Cu	0.248	0.490	0.528	0.510	0.522	0.545
Zn	0.238	0.194	0.226	0.232	0.285	0.258
Cr	0.383	0.195	0.144	0.169	0.152	0.087
Cd	0.249	0.022	0.095	0.058	0.097	0.047
Ni	0.162	0.423	0.449	0.407	0.425	0.355

Tabela nr 44. Współczynniki korelacji między zawartością radionuklidów a parametrami chemicznymi gleb.

	<i>Cs-137</i>	<i>K-40</i>	<i>Ac-228</i>	<i>Tl-208</i>	<i>Pb-214</i>	<i>Bi-214</i>
<i>Cs-137</i>	1					
<i>K-40</i>	0.073	1				
<i>Ac-228</i>	0.033	0.851	1			
<i>Tl-208</i>	-0.005	0.870	0.977	1		
<i>Pb-214</i>	0.087	0.831	0.940	0.955	1	
<i>Bi-214</i>	-0.011	0.796	0.935	0.935	0.953	1
pH	-0.085	0.182	0.215	0.213	0.210	0.256
Sub.org.	0.132	0.163	0.110	0.129	0.139	0.116
C org.utl.	0.108	0.153	0.092	0.099	0.107	0.075
Węglany	-0.105	0.559	0.546	0.570	0.528	0.571
Ca wym.	0.009	0.444	0.437	0.461	0.481	0.504
Mg wym.	-0.017	0.178	0.226	0.202	0.213	0.219
Na wym.	0.115	0.136	0.064	0.065	0.038	0.031
K wym.	-0.063	0.375	0.405	0.420	0.442	0.417
Hh	0.132	-0.225	-0.290	-0.302	-0.271	-0.315
S	0.002	0.436	0.443	0.457	0.477	0.497
T	0.053	0.427	0.410	0.423	0.458	0.465
V	-0.098	0.323	0.351	0.367	0.344	0.389

**Tabela nr 45. Współczynniki korelacji pomiędzy:Cs(gl.) ,TF(Cs),
Fr.mob.(Cs) a parametrami chem. gleb .**

	Cs(gl)	TF(Cs)	Fr.mob.(Cs)
Cs(gleba)	1		
TF(Cs)	0.181	1	
Fr.mob.(Cs)	0.170	0.935	1
pH	-0.085	-0.700	-0.630
Sub.org.	0.132	0.455	0.501
C org.utl.	0.108	0.607	0.635
Węglany	-0.105	-0.364	-0.283
Ca wym.	0.009	-0.518	-0.432
Mg wym.	-0.017	-0.233	-0.163
Na wym.	0.115	-0.180	-0.113
K wym.	-0.063	-0.554	-0.490
Hh	0.132	0.518	0.470
S	0.002	-0.519	-0.425
T	0.053	-0.414	-0.322
V	-0.098	-0.614	-0.519

**Tabela nr 46. Współczynniki korelacji między zawartością Cs w glebach,
udziałem % frakcji mobilnej (jonowej) Cs , współczynnikiem
transferu a frakcjami granulometrycznymi.**

	Cs(gleba)	TF(Cs)	Fr.mob.
Cs(gleba)	1		
TF(Cs)	0.181	1	
Fr.jon.	0.170	0.935	1
piasek 2-0,05mm	0.004	-0.110	-0.169
pył 0.05-0.002mm	0.022	0.214	0.268
il koloid.>0.002	-0.162	-0.552	-0.479

Tabela nr 47. Współczynniki korelacji między TF(Cs),TF(K),TF(Ac),TF(Tl),TF(Pb),TF(Bi) .

	TF(Cs)	TF(K)	TF(Ac)	TF(Tl)	TF(Pb)
TF(Cs)	1				
TF(K)	-0.340	1			
TF(Ac)	0.134	0.131	1		
TF(Tl)	-0.039	0.203	0.817	1	
TF(Pb)	-0.033	0.208	0.447	0.562	1
TF(Bi)	-0.019	0.218	0.516	0.600	0.620

Tabela nr 48. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[K-40]$ od $\ln[Ac-228]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.8780
R kwadrat	0.7710
Dopasowany R kwadrat	0.7688
Błąd standardowy	0.1348
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI					
	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	6.4857	6.4857	356.8177	0.0000
Resztkowy	106	1.9267	0.0182		
Razem	107	8.4124			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	4.0888	0.0951	43.0082	0.0000	3.9003	4.2773
$\ln[Ac-228]$	0.7001	0.0371	18.8896	0.0000	0.6266	0.7735

$$\ln[K-40] = 4.09 + 0.70 \ln[Ac-228]$$

K-40 - zawartość radionuklidu K-40 w glebach (Bq/kg)

Ac-228 - zawartość radionuklidu Ac-228 w glebach (Bq/kg)

Tabela nr 49. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[K-40]$ od $\ln[Tl-208]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.8627
R kwadrat	0.7443
Dopasowany R kwadrat	0.7418
Błąd standardowy	0.1425
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI					
	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	6.2610	6.2610	308.4841	0.0000
Resztkowy	106	2.1514	0.0203		
Razem	107	8.4124			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	4.1820	0.0970	43.1293	0.0000	3.9897	4.3742
$\ln[Tl-208]$	0.6827	0.0389	17.5637	0.0000	0.6057	0.7598

$$\ln[K-40] = 4.18 + 0.68 \ln[Tl-208]$$

K-40 - zawartość radionuklidu K-40 w glebach (Bq/kg)

Tl-208 - zawartość radionuklidu Tl-208 w glebach (Bq/kg)

Tabela nr 50. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[K-40]$ od $\ln[Pb-214]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.8470
R kwadrat	0.7173
Dopasowany R kwadrat	0.7147
Błąd standardowy	0.1498
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	6.0346	6.0346	269.0183	0.0000
Resztkowy	106	2.3778	0.0224		
Razem	107	8.4124			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	3.9884	0.1155	34.5332	0.0000	3.7594	4.2174
$\ln[Pb-214]$	0.8103	0.0494	16.4018	0.0000	0.7123	0.9082

$$\ln[K-40] = 3.99 + 0.81 \ln[Pb-214]$$

K-40 - zawartość radionuklidu K-40 w glebach (Bq/kg)

Pb-214 - zawartość radionuklidu Pb-214 w glebach (Bq/kg)

Tabela nr 51. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[K-40]$ od $\ln[Bi-214]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.8239
R kwadrat	0.6789
Dopasowany R kwadrat	0.6758
Błąd standardowy	0.1596
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	5.7108	5.7108	224.0661	0.0000
Resztkowy	106	2.7016	0.0255		
Razem	107	8.4124			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	4.1739	0.1142	36.5475	0.0000	3.9475	4.4003
$\ln[Bi-214]$	0.7514	0.0502	14.9688	0.0000	0.6519	0.8509

$$\ln[K-40] = 4.17 + 0.75 \ln[Bi-214]$$

K-40 - zawartość radionuklidu K-40 w glebach (Bq/kg)

Bi-214 - zawartość radionuklidu Bi-214 w glebach (Bq/kg)

Tabela nr 52. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{Ac-228}]$ od $\ln[\text{TI-208}]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.9744
R kwadrat	0.9494
Dopasowany R kwadrat	0.9489
Błąd standardowy	0.0795
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	12.5638	12.5638	1988.2403	0.0000
Reszkowy	106	0.6698	0.0063		
Razem	107	13.2336			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	0.1530	0.0541	2.8285	0.0056	0.0458	0.2603
$\ln[\text{TI-208}]$	0.9671	0.0217	44.5897	0.0000	0.9241	1.0101

$$\ln[\text{Ac-228}] = 0.15 + 0.97 \ln[\text{TI-208}]$$

Ac-228 - zawartość radionuklidu Ac-228 w glebach (Bq/kg)

TI-208 - zawartość radionuklidu TI-208 w glebach (Bq/kg)

Tabela nr 53. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{Pb-214}]$ od $\ln[\text{Bi-214}]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.9568
R kwadrat	0.9155
Dopasowany R kwadrat	0.9147
Błąd standardowy	0.0856
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	8.4151	8.4151	1148.1926	0.0000
Reszkowy	106	0.7769	0.0073		
Razem	107	9.1919			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	0.2633	0.0612	4.2999	0.0000	0.1419	0.3848
$\ln[\text{Bi-214}]$	0.9121	0.0269	33.8850	0.0000	0.8587	0.9655

$$\ln[\text{Pb-214}] = 0.26 + 0.91 \ln[\text{Bi-214}]$$

Pb-214 - zawartość radionuklidu Pb-214 w glebach (Bq/kg)

Bi-214 - zawartość radionuklidu Bi-214 w glebach (Bq/kg)

Tabela nr 54. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs})]$ od $\ln[\text{Fr. mob.}]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.8909
R kwadrat	0.7937
Dopasowany R kwadrat	0.7917
Błąd standardowy	0.3520
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	50.5059	50.5059	407.7127	0.0000
Reszkowy	106	13.1309	0.1239		
Razem	107	63.6367			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	-2.8915	0.0474	-61.0049	0.0000	-2.9855	-2.7976
$\ln[\text{Fr.mob.}]$	0.7764	0.0385	20.1919	0.0000	0.7002	0.8526

$$\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})] = -2.89 + 0.78 \ln [\text{Fr. mob.}]$$

Fr. mob. - udział procentowy form mobilnych Cs-137(%)

Tabela nr 55. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})]$ od $\ln[\text{TF}(\text{K-40})]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.332
R kwadrat	0.111
Dopasowany R kwadrat	0.102
Błąd standardowy	0.644
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	5.4695	5.4695	13.1728	0.0004
Resztkowy	106	44.0120	0.4152		
Razem	107	49.4814			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	-1.5853	0.1723	-9.2007	0.0000	-1.9269	-1.2437
$\ln[\text{TF}(\text{K-40})]$	-0.7167	0.1975	-3.6294	0.0004	-1.1082	-0.3252

$$\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})] = -1.59 - 0.72 \ln[\text{TF}(\text{K40})]$$

TF(Cs-137) - współczynnik transferu Cs-137

TF(K-40) - współczynnik transferu K-40

Tabela nr 56. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})]$ od $\ln[\text{CO}_3]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.4449
R kwadrat	0.1980
Dopasowany R kwadrat	0.1904
Błąd standardowy	0.6119
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	9.7955	9.7955	26.1634	0.0000
Reszkowy	106	39.6860	0.3744		
Razem	107	49.4814			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	-2.1389	0.0592	-36.1495	0.0000	-2.2562	-2.0216
$\ln[\text{CO}_3]$	-0.3566	0.0697	-5.1150	0.0000	-0.4948	-0.2184

$$\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})] = - 2.14 - 0.36 \ln[\text{CO}_3]$$

TF(Cs-137) - współczynnik transferu Cs-137

CO₃ - zawartość węglanów (%)

Tabela nr 57. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})]$ od $\ln[\text{Ca wym.}]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.6401
R kwadrat	0.4097
Dopasowany R kwadrat	0.4042
Błąd standardowy	0.5249
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	20.2743	20.2743	73.5808	0.0000
Resztkowy	106	29.2071	0.2755		
Razem	107	49.4814			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	-0.8419	0.1627	-5.1734	0.0000	-1.1645	-0.5192
$\ln[\text{Ca wym.}]$	-0.7603	0.0886	-8.5779	0.0000	-0.9361	-0.5846

$$\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})] = -0.84 - 0.76 \ln[\text{Ca wym.}]$$

TF(Cs-137) - współczynnik transferu Cs-137

Ca wym. - zawartość kationów wymiennych wapnia w glebach (%)

Tabela nr 58. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})]$ od $\ln[\text{Hh}]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.6278
R kwadrat	0.3941
Dopasowany R kwadrat	0.3884
Błąd standardowy	0.5318
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	19.5014	19.5014	68.9510	0.0000
Resztkowy	106	29.9800	0.2828		
Razem	107	49.4814			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	-2.6563	0.0779	-34.1069	0.0000	-2.8107	-2.5019
$\ln[\text{Hh}]$	0.6630	0.0798	8.3037	0.0000	0.5047	0.8213

$$\ln[\text{TF}(\text{Cs-137})] = -2.66 + 0.66 \ln[\text{Hh}]$$

TF(Cs-137) - współczynnik transferu Cs-137

Hh - kwasowość hydrolityczna gleb (cmol(+)/kg)

Tabela nr 59. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[TF(Cs-137)]$ od $\ln[S]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.6394
R kwadrat	0.4088
Dopasowany R kwadrat	0.4032
Błąd standardowy	0.5253
Observacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	20.2281	20.2281	73.2970	0.0000
Resztkowy	106	29.2533	0.2760		
Razem	107	49.4814			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	-0.3896	0.2139	-1.8218	0.0713	-0.8137	0.0344
$\ln[S]$	-0.8481	0.0991	-8.5614	0.0000	-1.0445	-0.6517

$$\ln[TF(Cs-137)] = -0.39 - 0.85 \ln[S]$$

TF(Cs-137) - współczynnik transferu Cs-137
S - pojemność sorpcyjna gleb (cmol(+)/kg)

Tabela nr 60. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[TF(Cs-137)]$ od $\ln[V]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.6431
R kwadrat	0.4136
Dopasowany R kwadrat	0.4081
Błąd standardowy	0.5232
Observacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	20.4650	20.4650	74.7608	0.0000
Resztkowy	106	29.0164	0.2737		
Razem	107	49.4814			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	5.4056	0.8775	6.1605	0.0000	3.6659	7.1452
$\ln[V]$	-1.7658	0.2042	-8.6464	0.0000	-2.1707	-1.3609

$$\ln[TF(Cs-137)] = 5.41 - 1.77 \ln[V]$$

TF(Cs-137) - współczynnik transferu Cs-137
V - stopień wysycenia zasadami gleb (%)

Tabela nr 61. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs})]$ od $\ln[\text{pH}]$).

Statystyki regresji	
Wielokrotność R	0.7570
R kwadrat	0.5731
Dopasowany R kwadrat	0.5691
Błąd standardowy	0.4464
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	df	SS	MS	F	Istotność F
Regresja	1	28.3584	28.3584	142.3091	0.0000
Resztkowy	106	21.1230	0.1993		
Razem	107	49.4814			

	Współczynniki	Błąd standardowy	t Stat	Wartość-p	Dolne 95%	Górne 95%
Przecięcie	5.0623	0.6077	8.3305	0.0000	3.8575	6.2671
$\ln[\text{pH}]$	-3.9686	0.3327	-11.9293	0.0000	-4.6282	-3.3091

$$\ln[\text{TF}(\text{Cs})] = 5.062 - 3.969 \ln[\text{pH}]$$

pH - odczyn gleb

Tabela nr 62. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[\text{TF}(\text{Cs})]$ od $\ln[\text{pCorg.}]$).

Statystyki regresji	
Wielokrotność R	0.5569
R kwadrat	0.3102
Dopasowany R kwadrat	0.3037
Błąd standardowy	0.5675
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	df	SS	MS	F	Istotność F
Regresja	1	15.3488	15.3488	47.6662	0.0000
Resztkowy	106	34.1326	0.3220		
Razem	107	49.4814			

	Współczynniki	Błąd standardowy	t Stat	Wartość-p	Dolne 95%	Górne 95%
Przecięcie	-3.3081	0.1738	-19.0318	0.0000	-3.6528	-2.9635
$\ln[\text{Corg.}]$	1.0694	0.1549	6.9041	0.0000	0.7623	1.3766

$$\ln[\text{TF}(\text{Cs})] = -3.308 + 3.969 \ln[\text{Corg.}]$$

Cor. - zawartość węgla organicznego (utl.) (%)

Tabela nr 63. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[TF(Cs)]$ od $\ln[Kwym.]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.6906
R kwadrat	0.4769
Dopasowany R kwadrat	0.4719
Błąd standardowy	0.4942
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	23.5960	23.5960	96.6244	0.0000
Resztkowy	106	25.8855	0.2442		
Razem	107	49.4814			

	<i>Współczynnik</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	-3.2799	0.1226	-26.7471	0.0000	-3.5230	-3.0368
$\ln[K wym.]$	-0.7635	0.0777	-9.8298	0.0000	-0.9175	-0.6095

$$\ln[TF(Cs)] = - 3.280 - 0.764 \ln[Kwym.]$$

K wym. - zawartość kationów wymiennych potasu [cmol(+)/kg]

Tabela nr 64. Analiza statystyczna. Równanie regresji jednowymiarowej (zależność $\ln[TF(Cs)]$ od $\ln[II kol.]$).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.6333
R kwadrat	0.4010
Dopasowany R kwadrat	0.3954
Błąd standardowy	0.5288
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	1	19.8442	19.8442	70.9743	0.0000
Resztkowy	106	29.6373	0.2796		
Razem	107	49.4814			

	<i>Współczynnik</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	-2.0218	0.0538	-37.5889	0.0000	-2.1285	-1.9152
$\ln[II kol.]$	-0.5729	0.0680	-8.4246	0.0000	-0.7077	-0.4381

$$\ln[TF(Cs)] = - 2.022 - 0.573 \ln[II kol.]$$

II kol. - zawartość ilu koloidalnego

Tabela nr 65. Analiza statystyczna. Równanie regresji wielowymiarowej (ln[TF(Cs)] w funkcji parametrów gleb).

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.8025
R kwadrat	0.6440
Dopasowany R kwadrat	0.6302
Błąd standardowy	0.4136
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	4	31.8659	7.9665	46.5809	0.0000
Resztkowy	103	17.6155	0.1710		
Razem	107	49.4814			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	-1.4991	0.4718	-3.1772	0.0020	-2.4349	-0.5634
pH	-0.2366	0.0624	-3.7938	0.0003	-0.3604	-0.1129
ln[K wym.]	-0.2525	0.0995	-2.5374	0.0127	-0.4498	-0.0551
ln[Corg.]	0.4806	0.1339	3.5886	0.0005	0.2150	0.7462
ln[II kol.]	-0.2528	0.0714	-3.5404	0.0006	-0.3944	-0.1112

$$\ln[\text{TF}(\text{Cs})] = -1.499 - 0.237 * [\text{pH}] - 0.252 \ln [\text{Kwym.}] + 0.481 * \ln [\text{Corg.}] - 0.253 \ln [\text{II kol.}]$$

pH - odczyn gleb

K wym. - zawartość kationów wymiennych potasu (%)

Corg. -zawartość węgla organicznego (utlen.) (%)

II - zawartość iłu koloidalnego (%)

**Tabela nr 66. Analiza statystyczna . Równanie regresji wielowymiarowej
(ln[TF(Cs)] w funkcji właściwości gleb i zawartości form mobilnych cezu).**

<i>Statystyki regresji</i>	
Wielokrotność R	0.9106
R kwadrat	0.8293
Dopasowany R kwadrat	0.8227
Błąd standardowy	0.2864
Obserwacje	108

ANALIZA WARIANCJI

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Istotność F</i>
Regresja	4	41.0341	10.2585	125.0842	0.0000
Reszkowy	103	8.4473	0.0820		
Razem	107	49.4814			

	<i>Współczynniki</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>t Stat</i>	<i>Wartość-p</i>	<i>Dolne 95%</i>	<i>Górne 95%</i>
Przecięcie	-1.9029	0.3231	-5.8889	0.0000	-2.5437	-1.2620
pH	-0.1389	0.0442	-3.1455	0.0022	-0.2265	-0.0513
ln[K wym.]	-0.1495	0.0663	-2.2552	0.0262	-0.2810	-0.0180
Fr.mob.	0.1209	0.0103	11.7747	0.0000	0.1006	0.1413
ln[II kol.]	-0.1616	0.0495	-3.2625	0.0015	-0.2599	-0.0634

$$\ln[TF(Cs)] = -1.903 - 0.139 \cdot [pH] - 0.150 \ln[Kwym.] + 0.121 \cdot [Fr.mob.] - 0.162 \ln [II kol.]$$

pH - odczyn gleb

K wym. - zawartość kationów wymiennych potasu (%)

Fr.mob. - zawartość % form mobilnych cezu (%)

II - zawartość ilu koloidalnego (%)

Tabela nr 67. Weryfikacja równań regresji wielowymiarowych.

Równanie nr 4.18. $\ln[TF(Cs)] = -1.499 - 0.237*[pH] - 0.252 \ln[Kwym.] + 0.481*[Corg.] - 0.253 \ln[\text{ł kol.}]$

Równanie nr 4.19. $\ln[TF(Cs)] = -1.902 - 0.139*[pH] - 0.150 \ln[Kwym.] + 0.121*[Fr.mob.] - 0.162 \ln[\text{ł kol.}]$

Parametry gleb badanych w roku 1994 nie objętych analizą regresji (materiał niezależny).

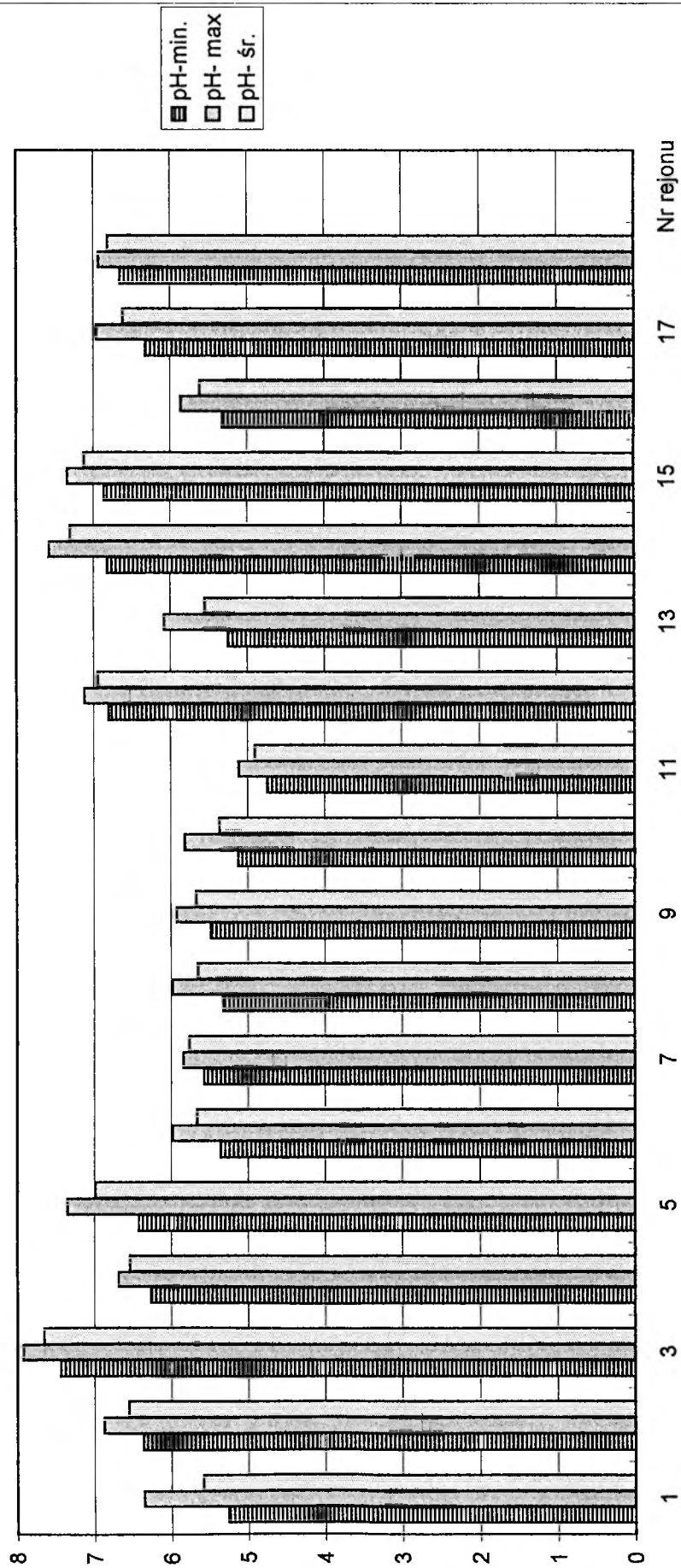
Nr próbki	pH	Kwym. [cmol(+)/kg]	Corg.(%)	Fr.mob.(%)	Zawartość iłu koloid.(%)	Wartość TF(Cs) eksper.	Wartość TF(Cs) obliczona wg równ.nr 4.18. ± błąd stand.	Wartość TF(Cs) obliczona wg równ.nr 4.19. ± błąd stand.	Błąd % między wart. oblicz. i eksper. równ.nr 4.18.	Błąd % między wart. oblicz. i eksper. równ.nr 4.19.
1	7.93	0.78	2.96	1.01	6.2	0.038	0.039 ± 0.023	0.043 ± 0.012	1.8	12.2
2	5.75	0.33	2.51	2.12	2.6	0.108	0.093 ± 0.054	0.112 ± 0.032	14	3.2
3	6.44	0.18	2.53	1.39	1.9	0.085	0.100 ± 0.058	0.084 ± 0.024	17.1	1.2
4	5.16	0.15	3.13	6.30	0.8	0.223	0.195 ± 0.114	0.215 ± 0.061	12.7	3.8
5	5.07	0.12	3.68	6.59	0.5	0.389	0.256 ± 0.150	0.365 ± 0.103	34.2	6.7
Średni błąd %									16.0	5.4

7. SPIS WYKRESÓW.

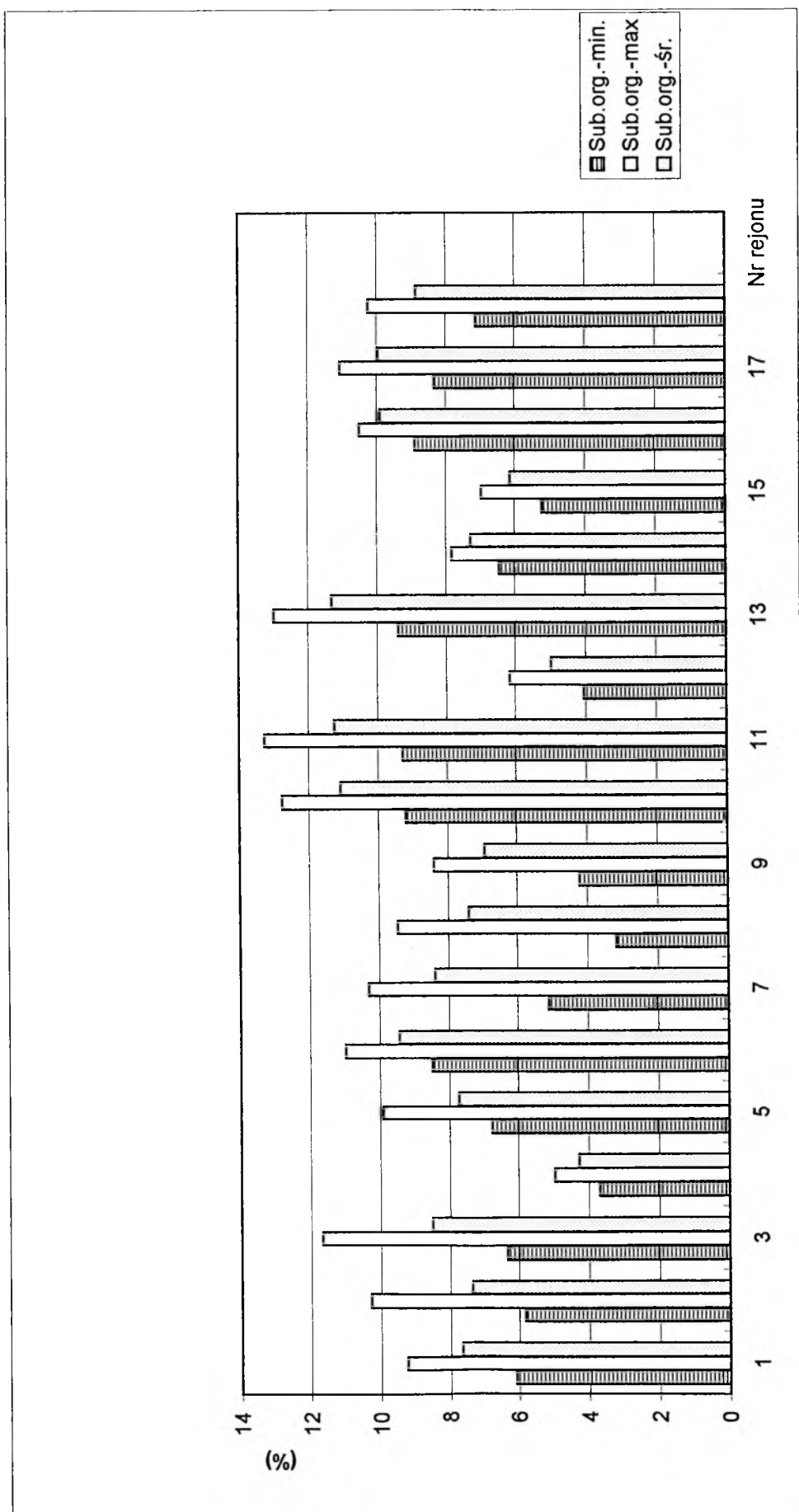
7.1. Wykresy

Wykres nr 1. Rozkład wartości pH w badanych glebach	138
Wykres nr 2. Rozkład zawartości substancji organicznych w badanych glebach	139
Wykres nr 3. Rozkład zawartości węgla organicznego (utlen.) w badanych glebach	140
Wykres nr 4. Rozkład zawartości węglanów w badanych glebach	141
Wykres nr 5. Rozkład zawartości kationów wymiennych Ca w badanych glebach	142
Wykres nr 6. Rozkład zawartości kationów wymiennych Mg w badanych glebach	143
Wykres nr 7. Rozkład zawartości kationów wymiennych Na w badanych glebach	144
Wykres nr 8. Rozkład zawartości kationów wymiennych K w badanych glebach	145
Wykres nr 9. Rozkład wartości kwasowości hydrolitycznej badanych gleb	146
Wykres nr 10. Rozkład wartości pojemności sorpcyjnej badanych gleb	147
Wykres nr 11. Rozkład wartości stopnia wysycenia zasadami badanych gleb	148
Wykres nr 12. Rozkład wartości sumy zasadowych kationów wymiennych w badanych glebach	149
Wykres nr 13. Rozkład zawartości ^{137}Cs w badanych glebach	150
Wykres nr 14. Rozkład zawartości ^{40}K w badanych glebach	151
Wykres nr 15. Rozkład zawartości ^{228}Ac , ^{208}Tl , ^{214}Pb , ^{214}Bi w badanych glebach	152
Wykres nr 16. Udział procentowy radionuklidów w ogólnej aktywności gamma gleb w 18 rejonach badawczych.	153
Wykres nr 17. Udział procentowy radionuklidów w ogólnej aktywności gamma gleb w aspekcie ich składu granulometrycznego.	154
Wykres nr 18. Rozkład zawartości procentowej frakcji mobilnej ^{137}Cs w badanych glebach.	155
Wykres nr 19. Rozkład udziału procentowego form specjacyjnych ^{137}Cs w badanych glebach.....	156
Wykres nr 20. Rozkład wartości współczynników transferu ^{137}Cs w badanych glebach	157
Wykres nr 21. Rozkład wartości współczynników transferu ^{40}K w badanych glebach	158
Wykres nr 22. Zależność $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ od pH.....	159
Wykres nr 23. Zależność $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ od zawartości Corg.	160
Wykres nr 24. Zależność $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ od zawartości Kwym.	161
Wykres nr 25. Zależność $\text{TF}(^{137}\text{Cs})$ od udziału % frakcji mobilnej ^{137}Cs	162
Wykres nr 26. Rozkład wartości $\ln [\text{TF}(^{137}\text{Cs})]$ eksperymentalnych i obliczonych (przewidywanych) na podstawie równania nr 4.18.	163
Wykres nr 27. Rozkład wartości $\ln [\text{TF}(^{137}\text{Cs})]$ eksperymentalnych i obliczonych na podstawie równania nr 4.19.	164

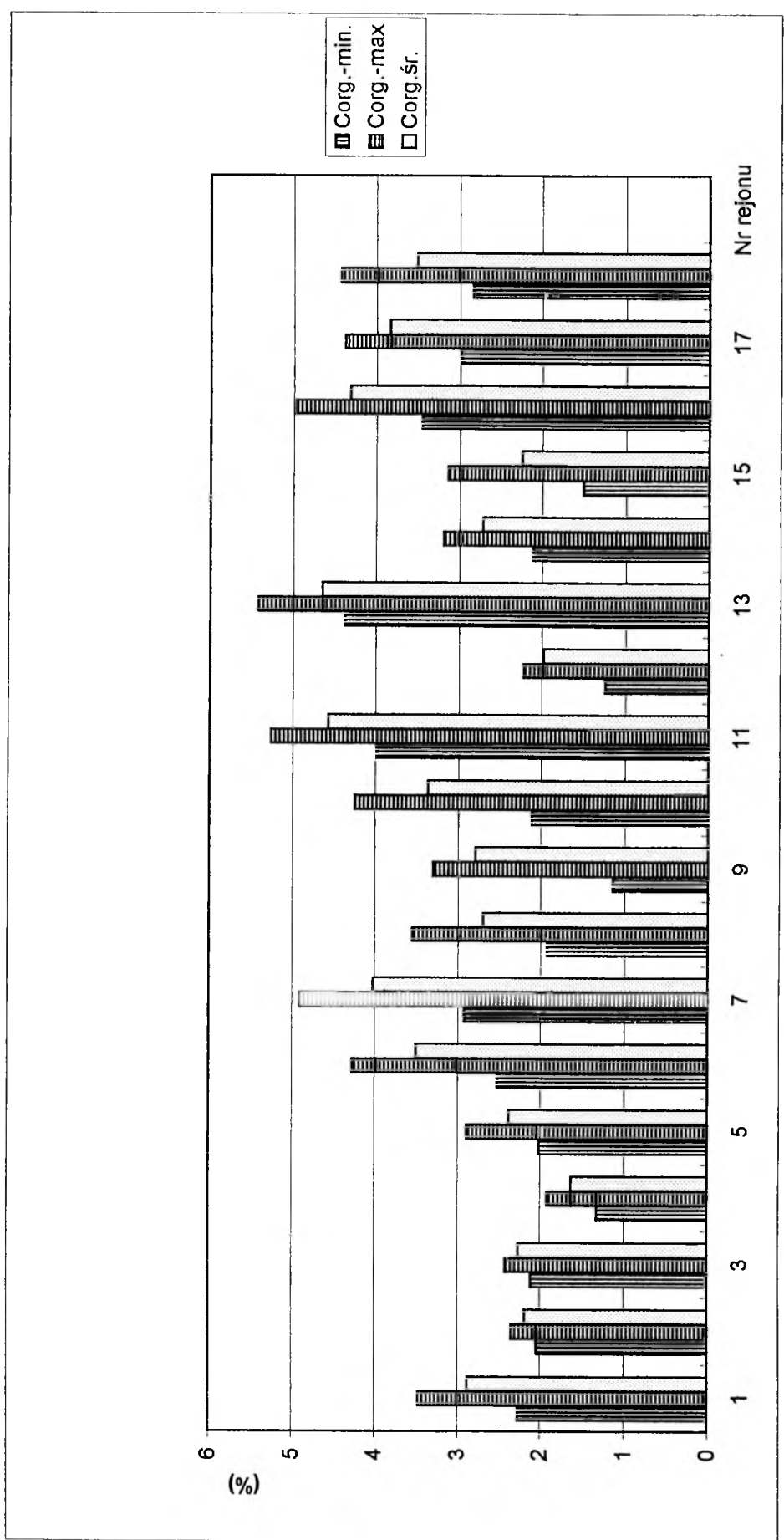
Wykres nr 1. Rozkład wartości pH w badanych glebach .



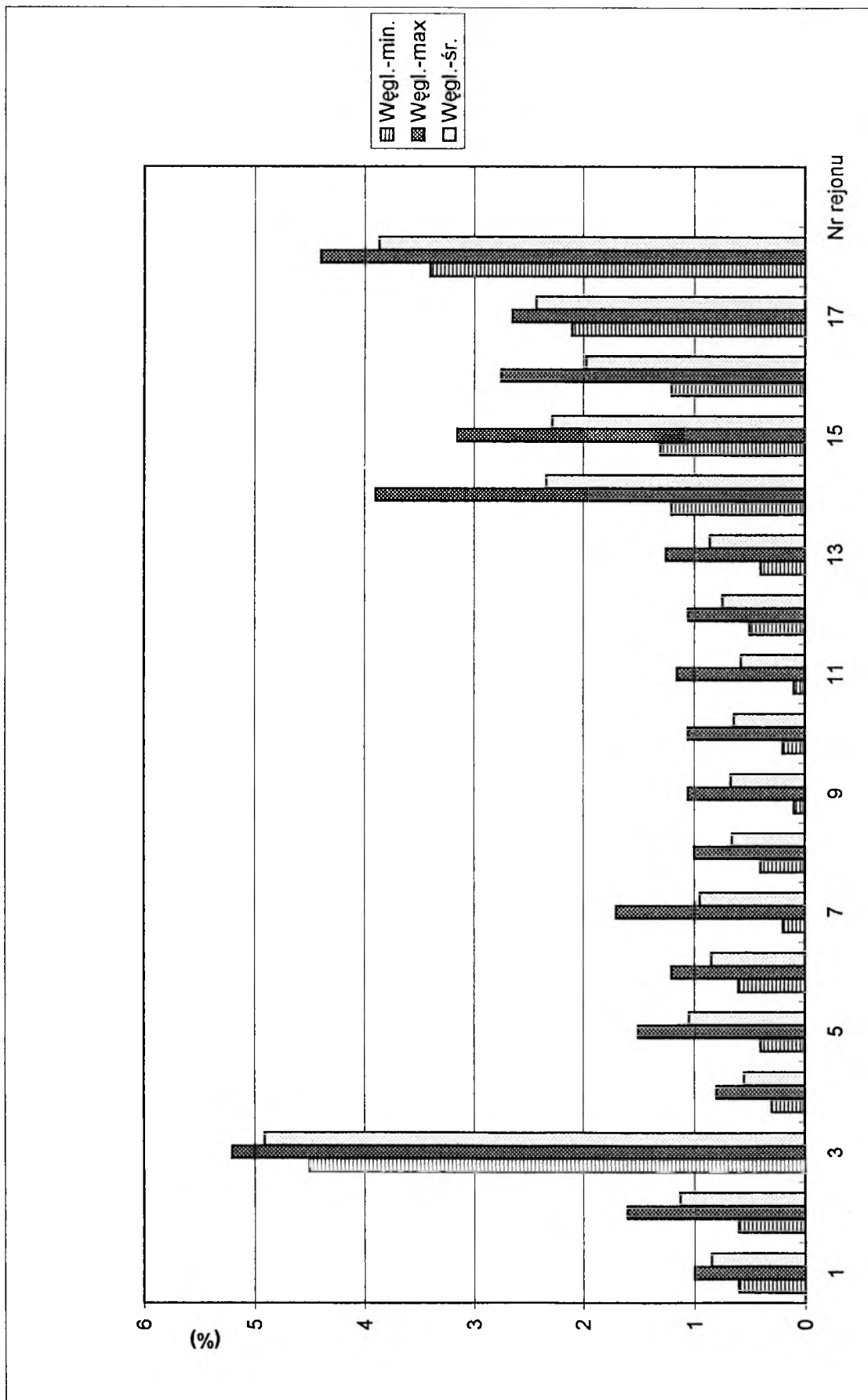
Wykres nr 2. Rozkład zawartości substancji organicznych w badanych glebach .



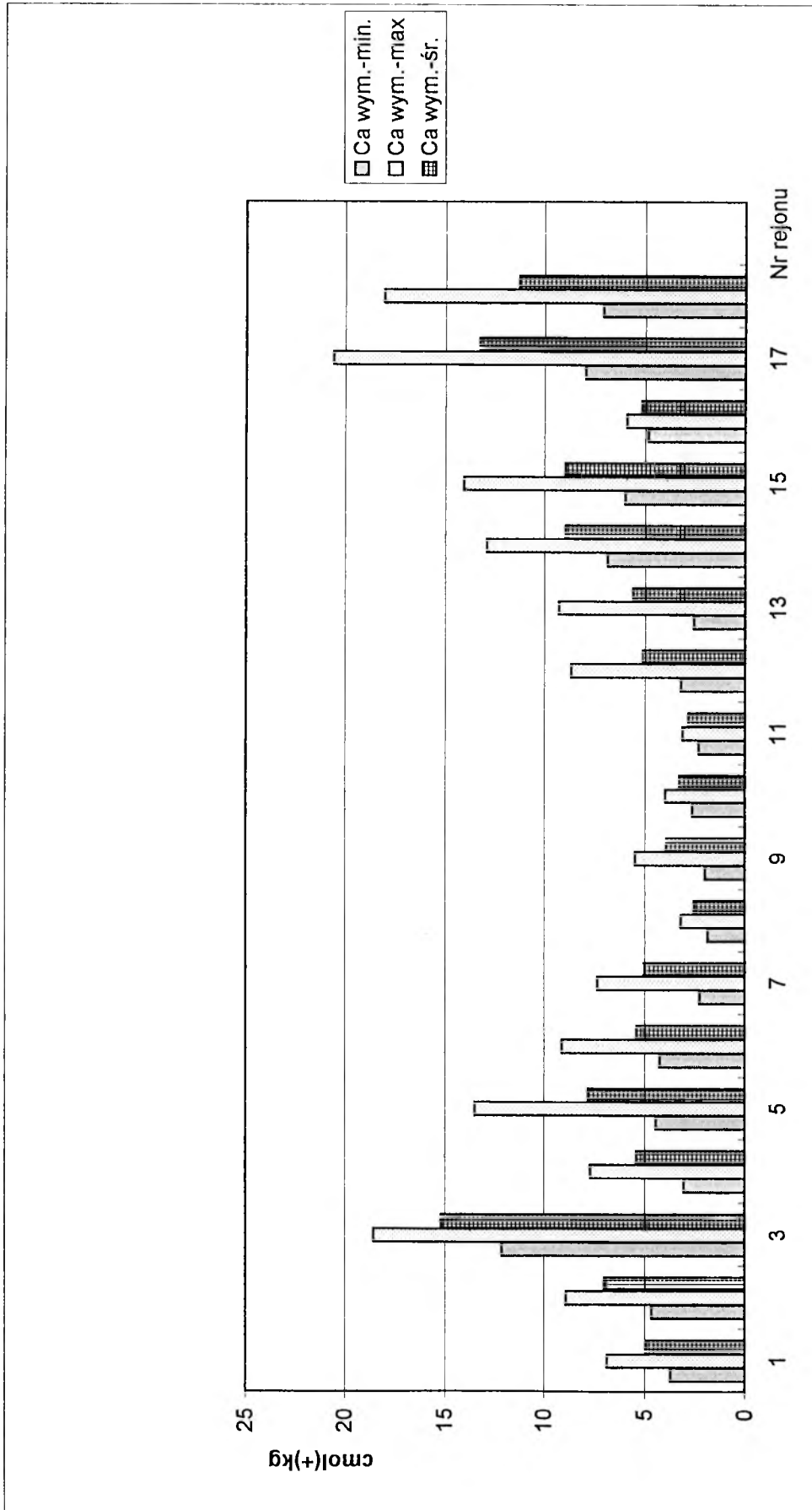
Wykres nr 3. Rozkład zawartości węgla organicznego (utleniającego) w badanych glebach .



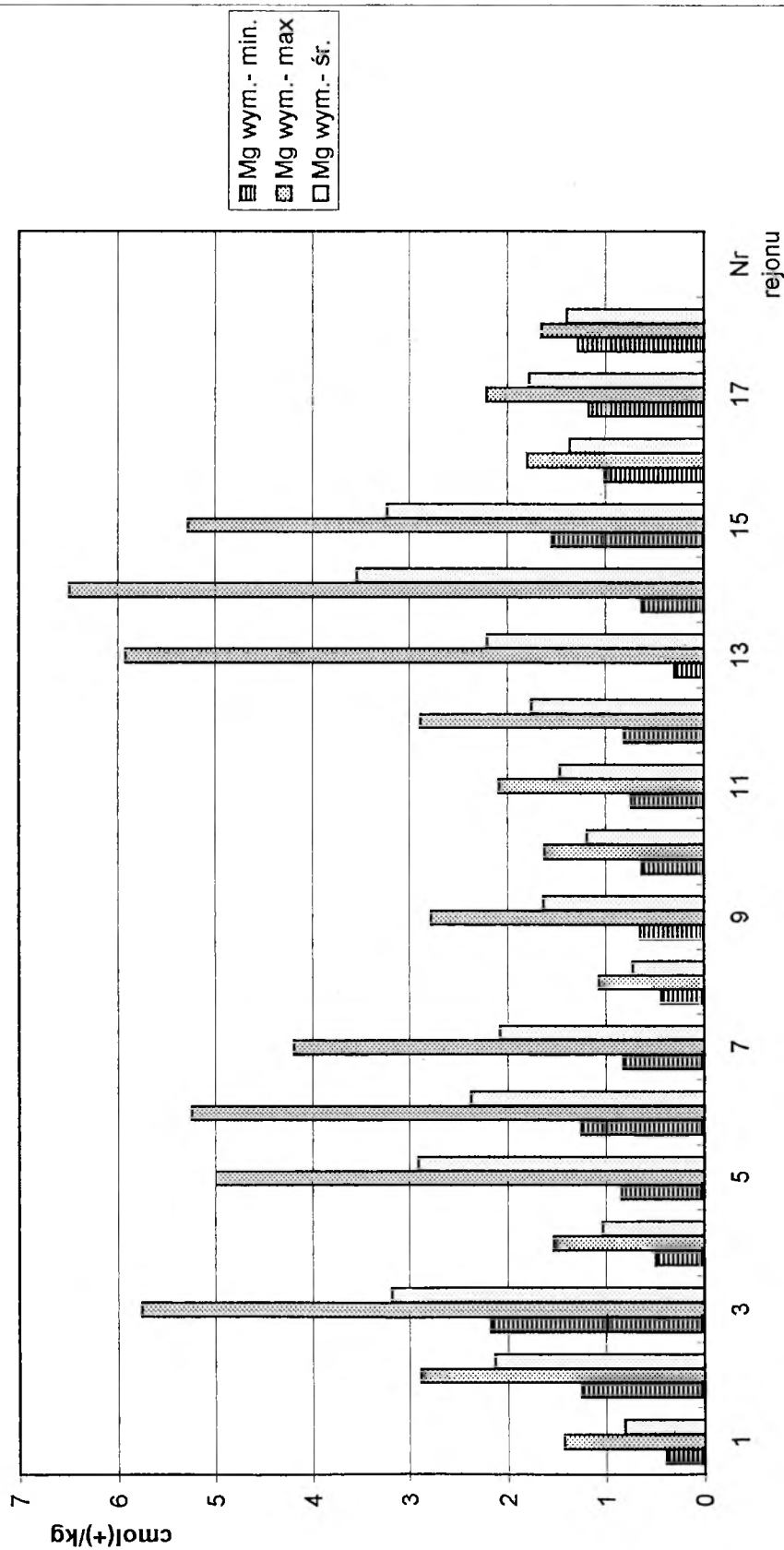
Wykres nr 4. Rozkład zawartości węglanów w badanych glebach .



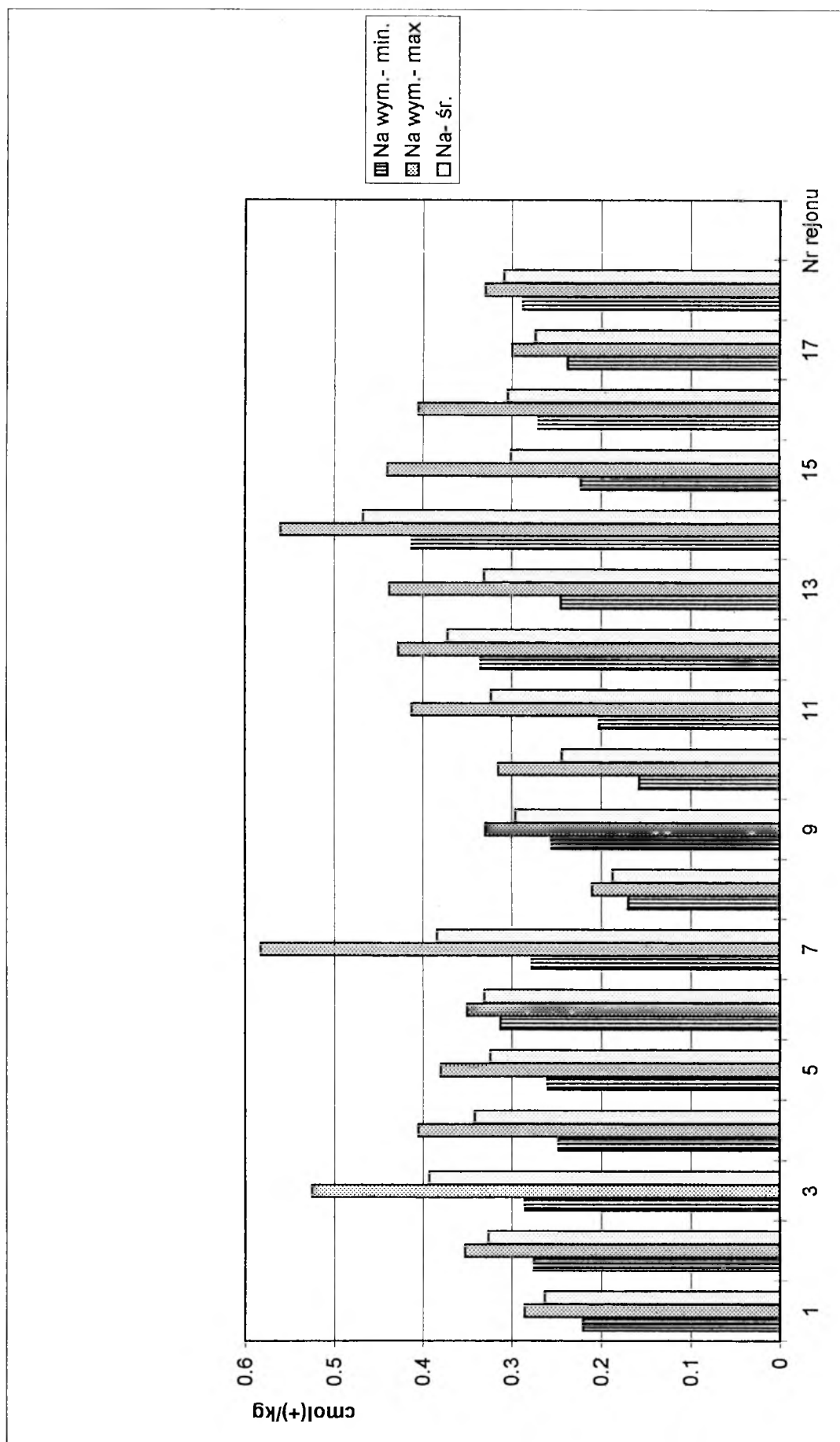
Wykres nr 5. Rozkład zawartości kationów wymiennych Ca w badanych glebach.



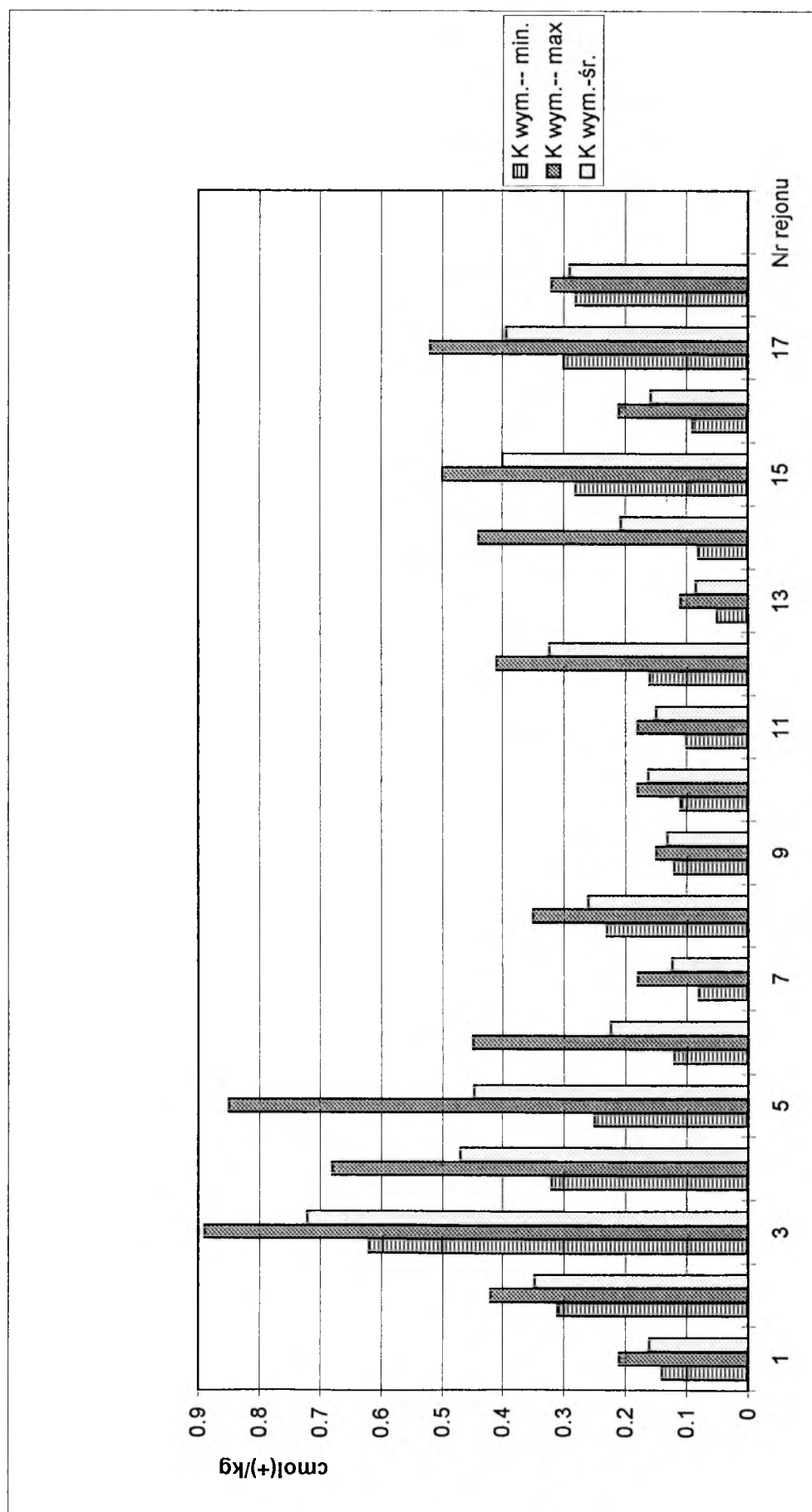
Wykres nr 6. Rozkład zawartości kationów wymiennych Mg w badanych glebach .



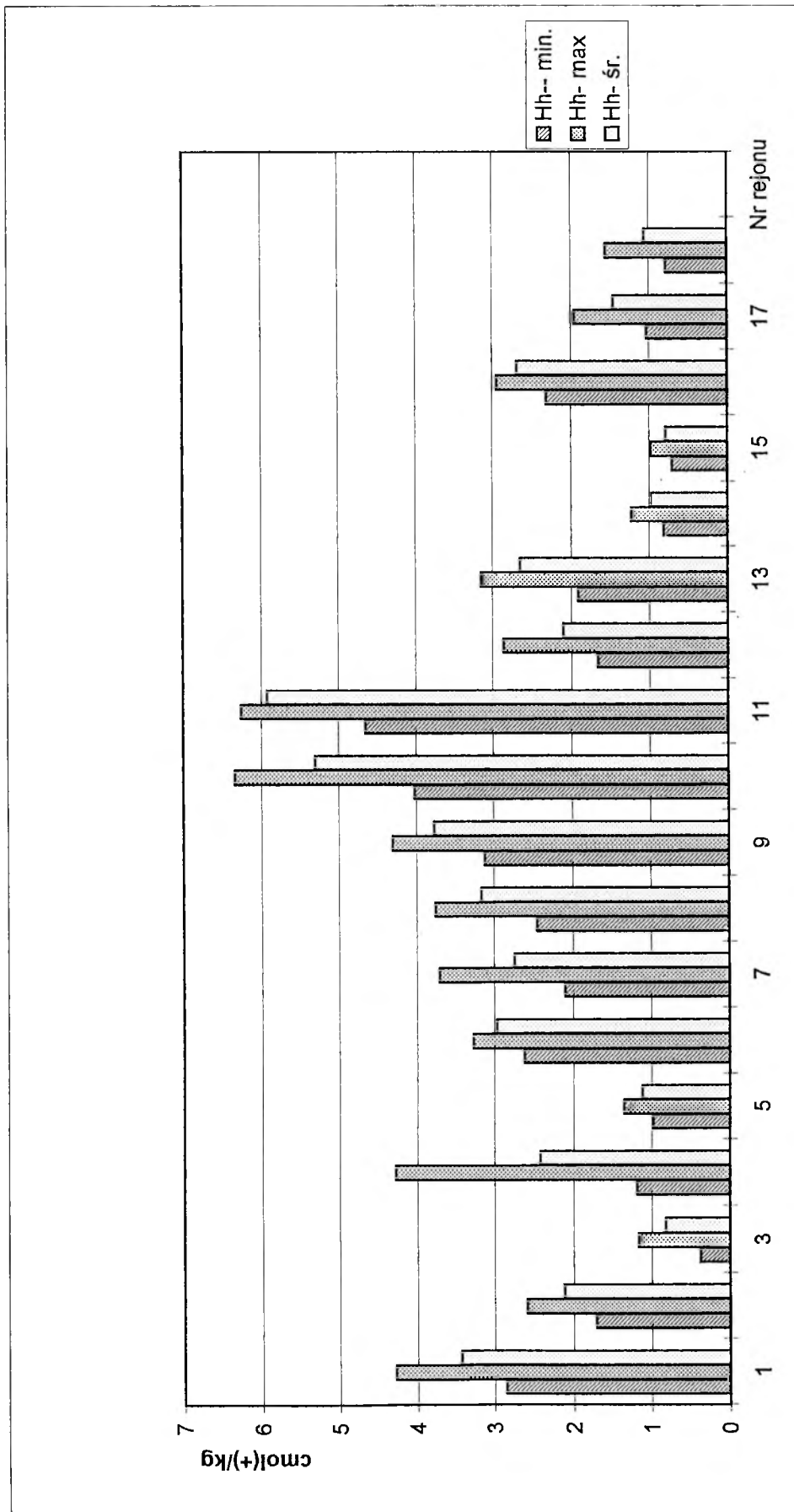
Wykres nr 7. Rozkład zawartości kationów wymiennych Na w badanych glebach .



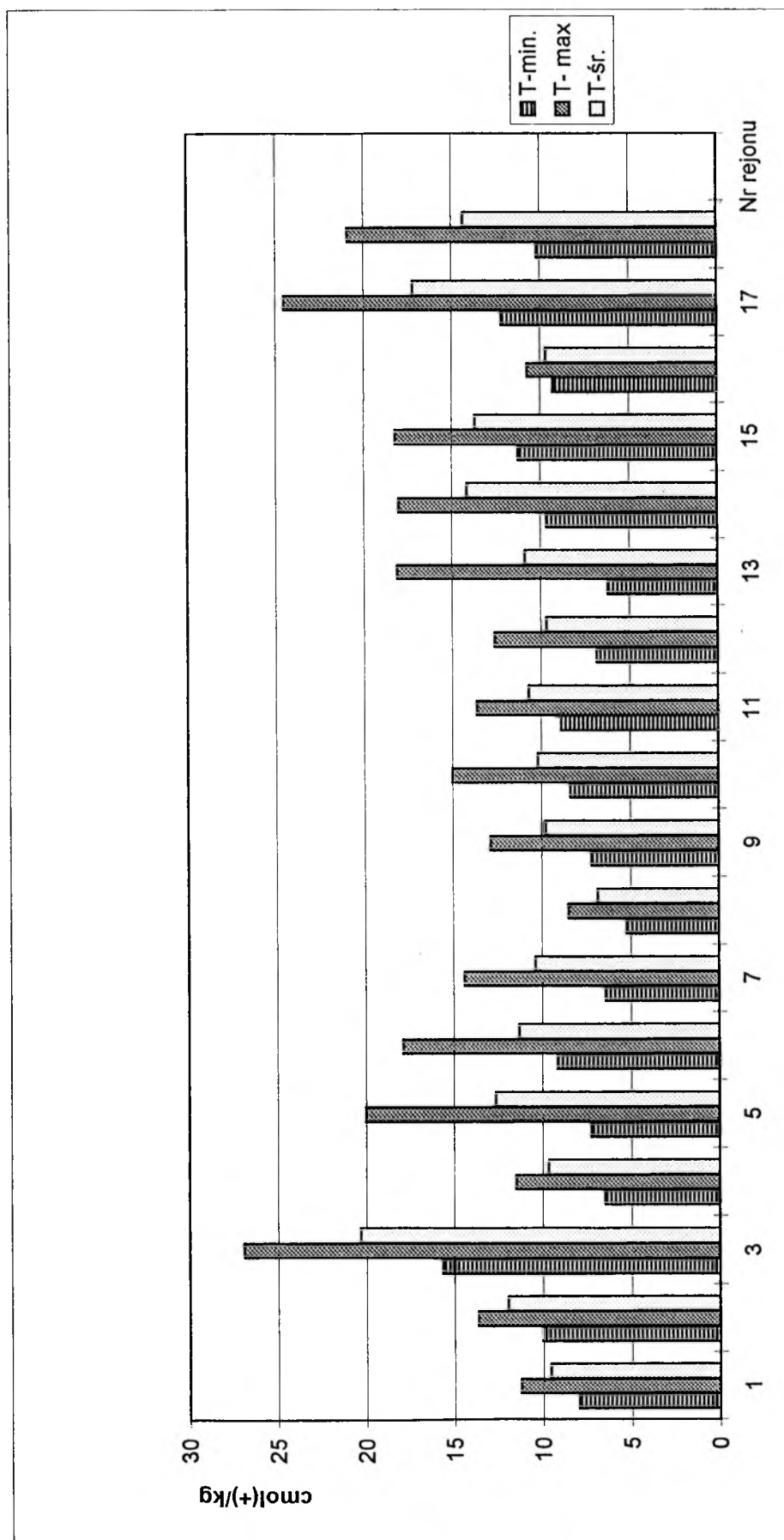
Wykres nr 8. Rozkład zawartości kationów wymiennych K w badanych glebach .



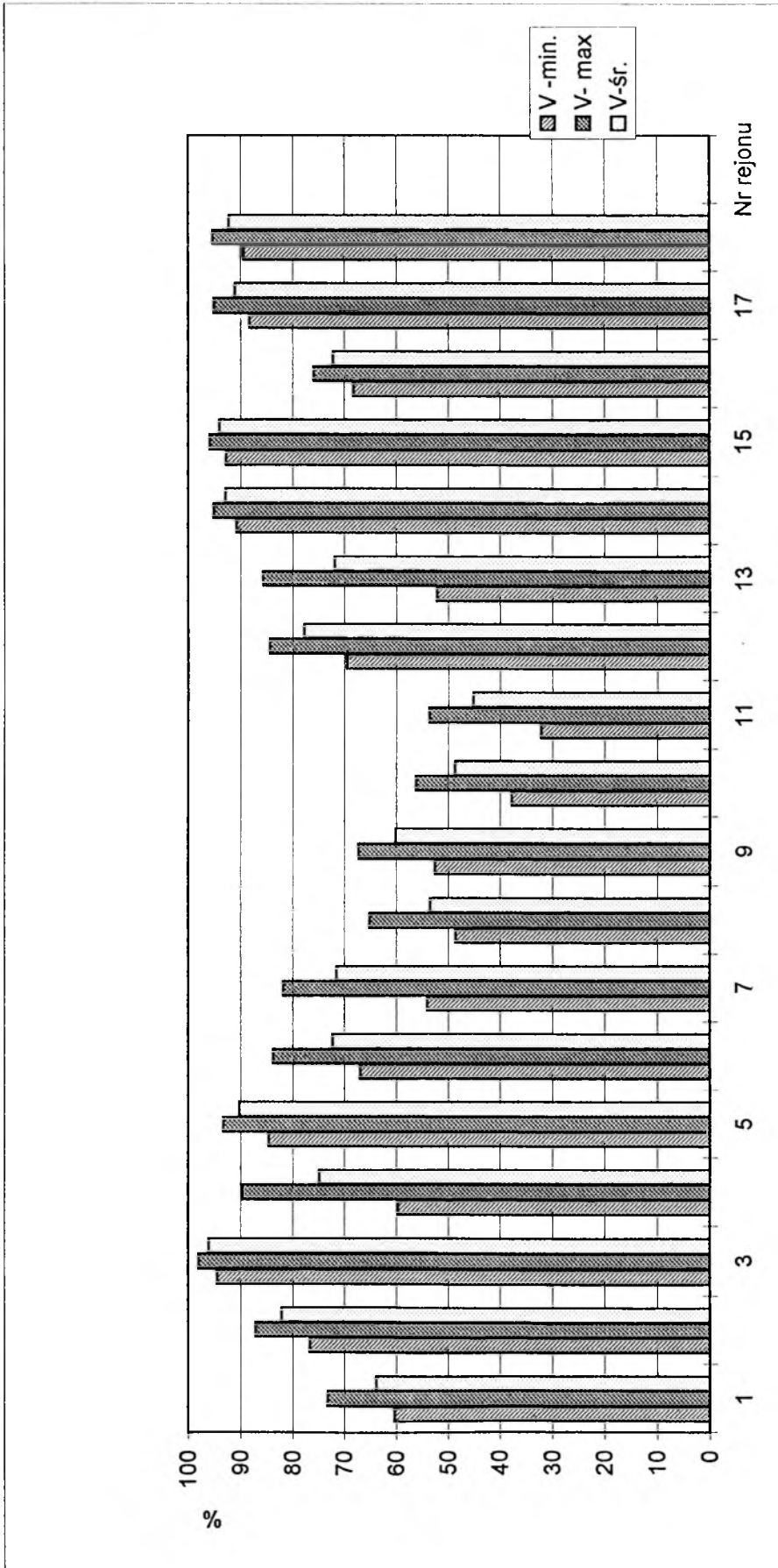
Wykres nr 9. Rozkład wartości kwasowości hydrolitycznej badanych gleb .



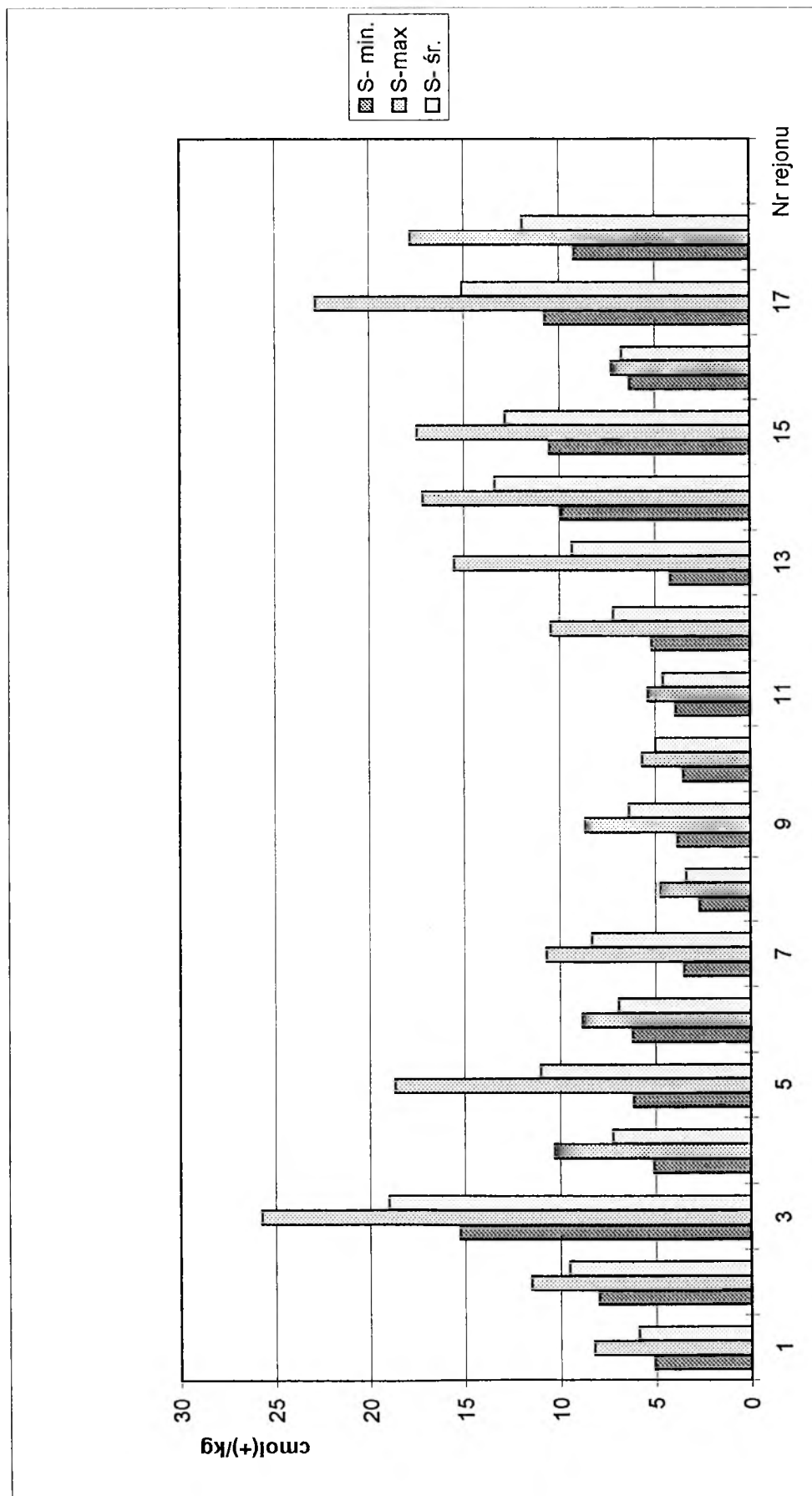
Wykres nr 10. Rozkład wartości pojemności sorpcyjnej badanych gleb .



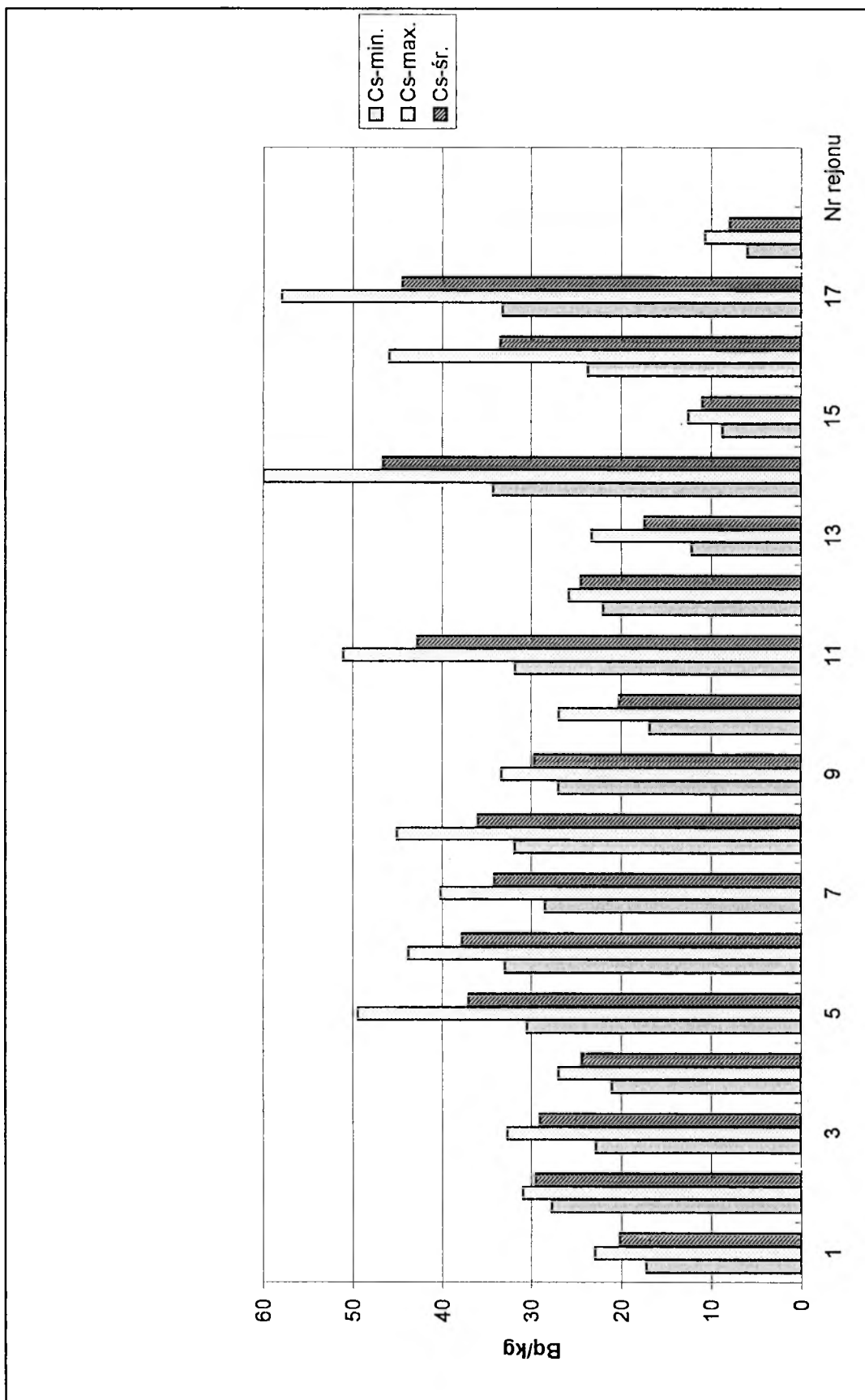
Wykres nr 11. Rozkład wartości stopnia wysycenia zasadami badanych gleb .



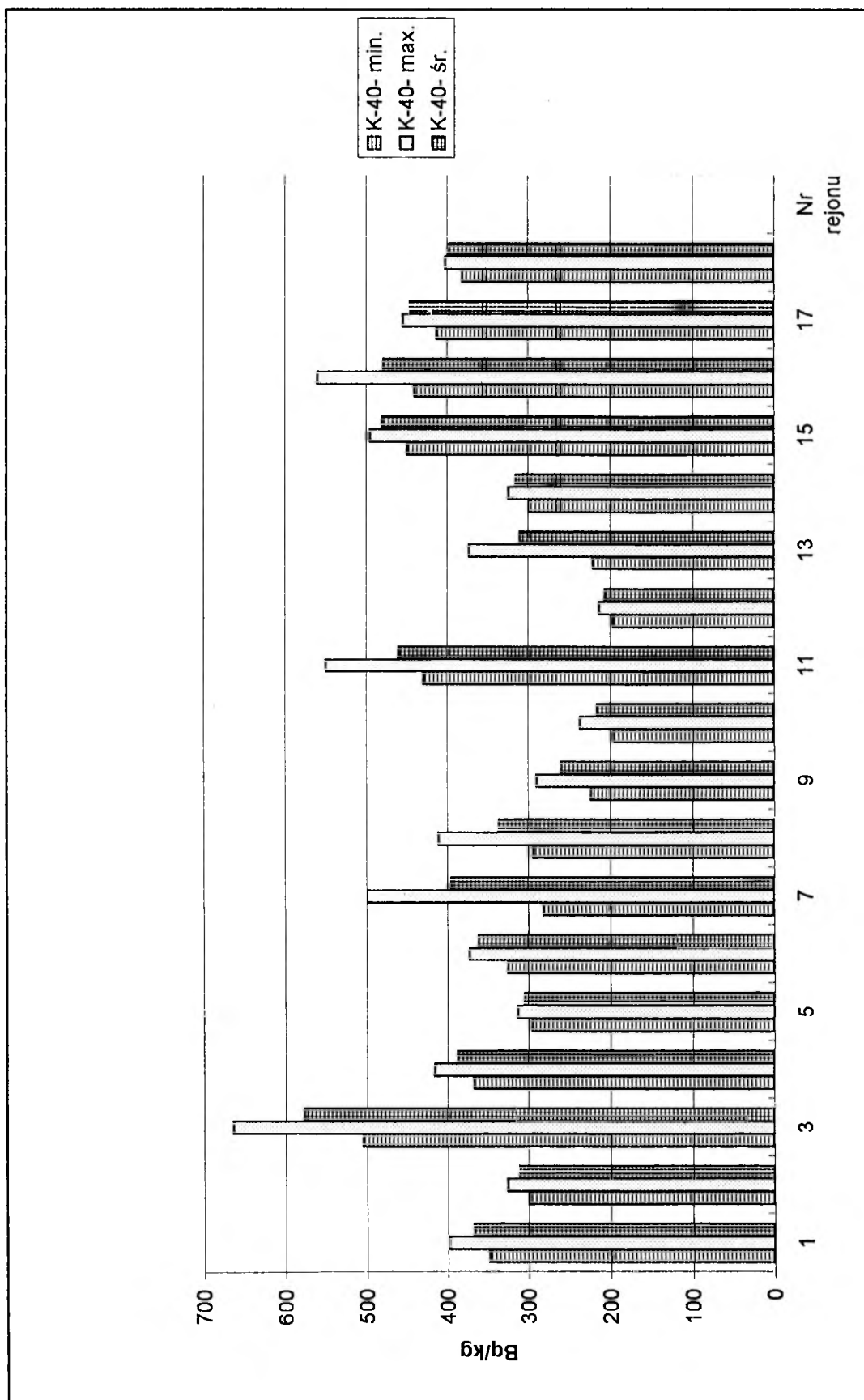
Wykres nr 12. Rozkład wartości sumy zasadowych kationów wymiennych w badanych glebach .



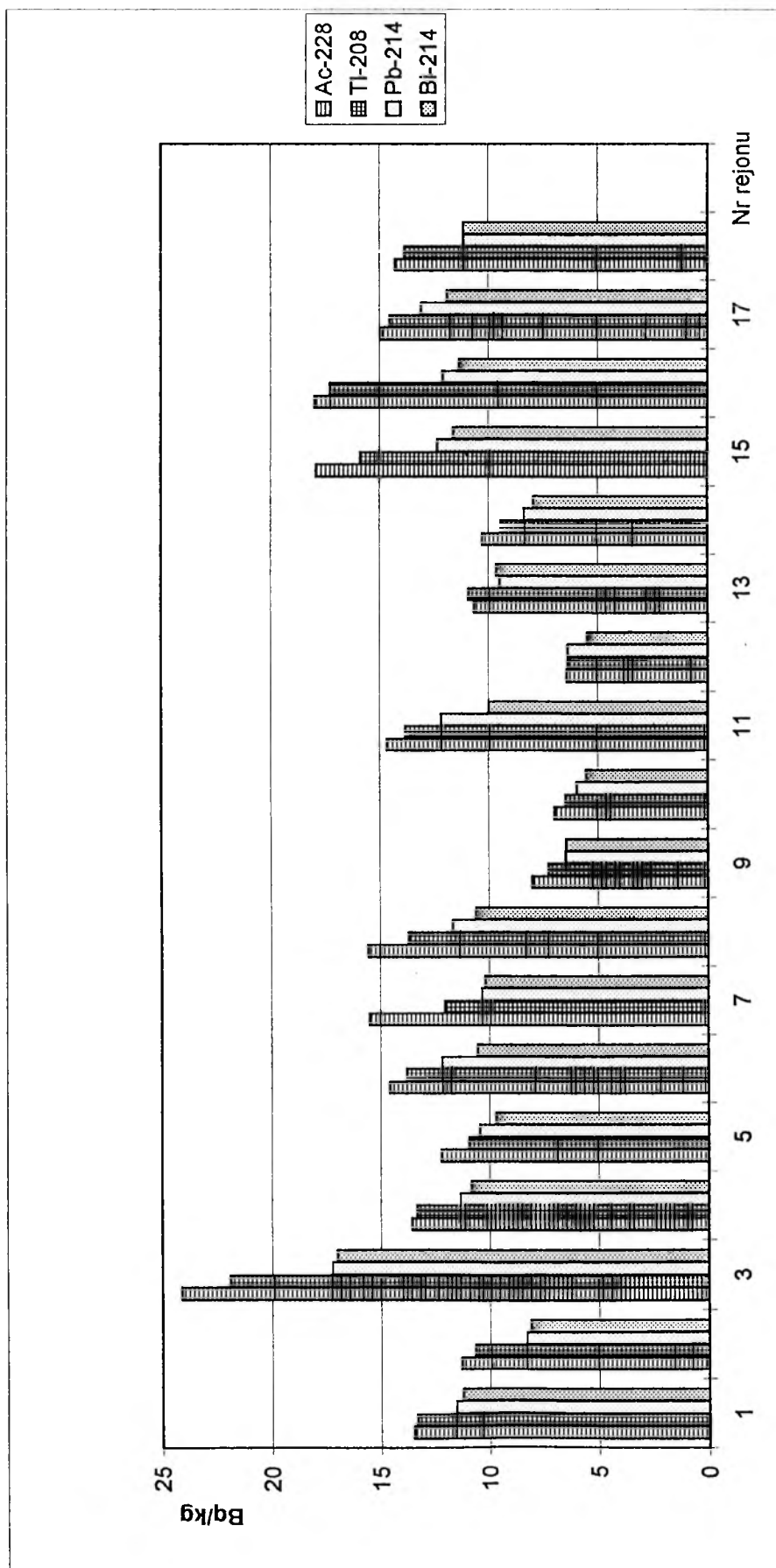
Wykres nr 13. Rozkład zawartości Cs-137 w badanych glebach.



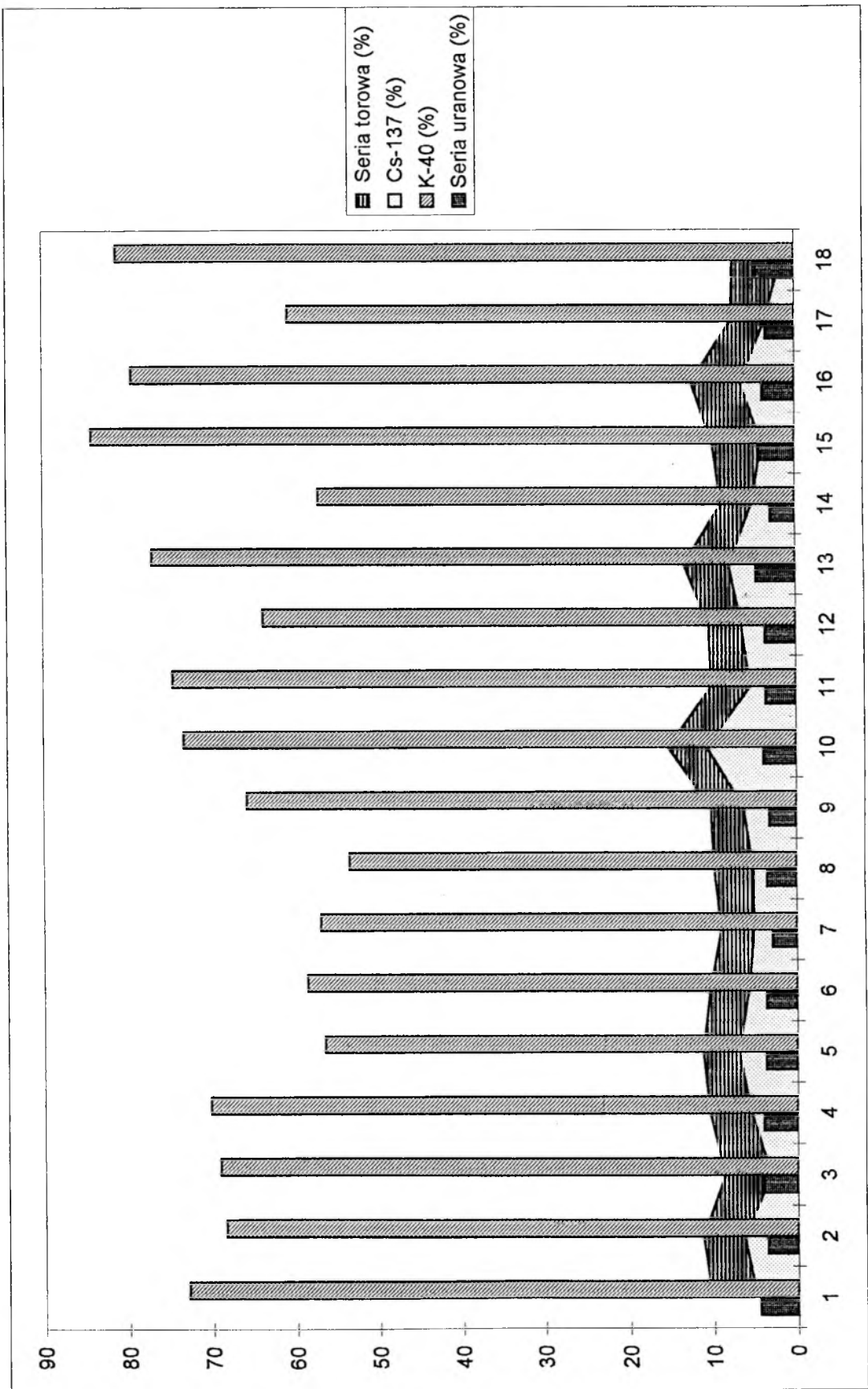
Wykres nr 14. Rozkład zawartości K-40 w badanych glebach.



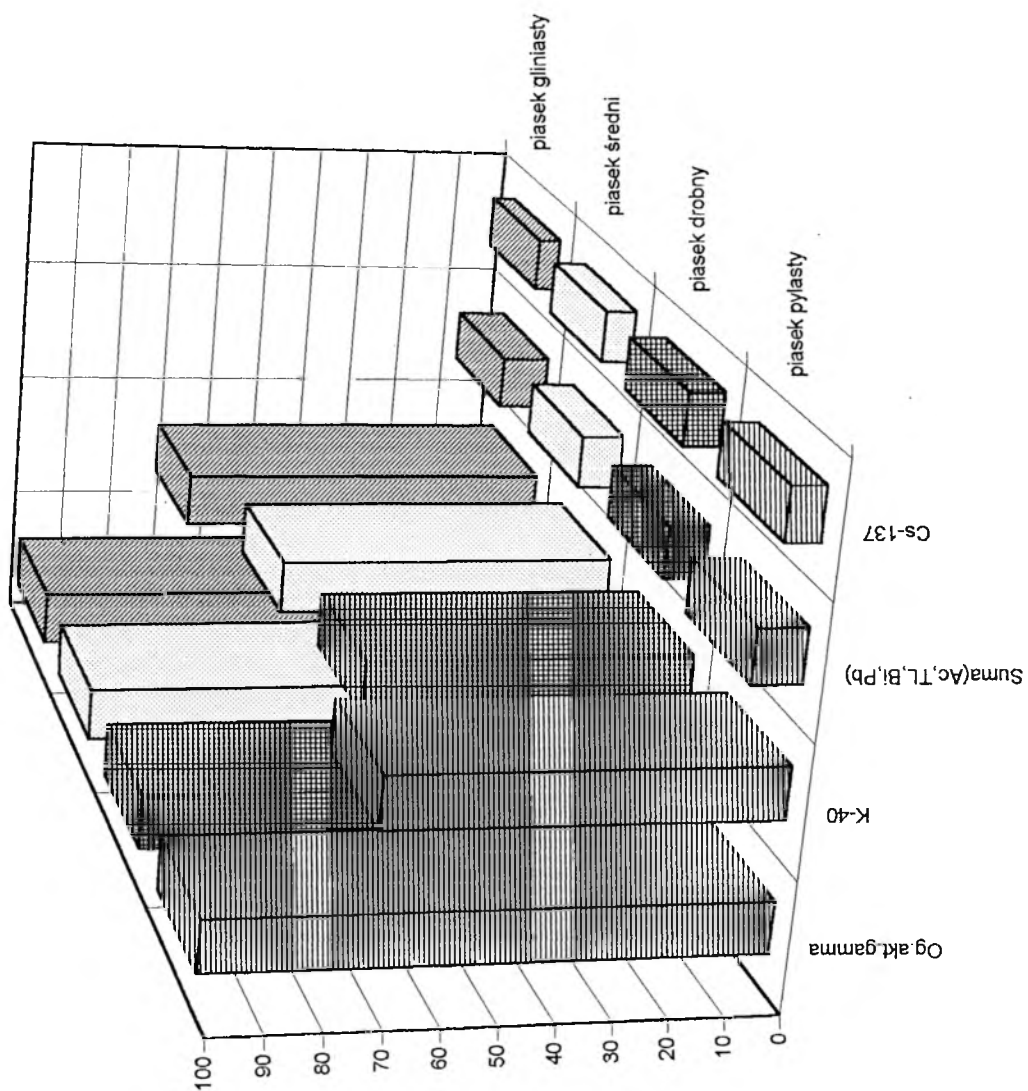
Wykres nr 15. Rozkład zawartości Ac-228, Tl-208, Pb-214, Bi-214 w badanych glebach.



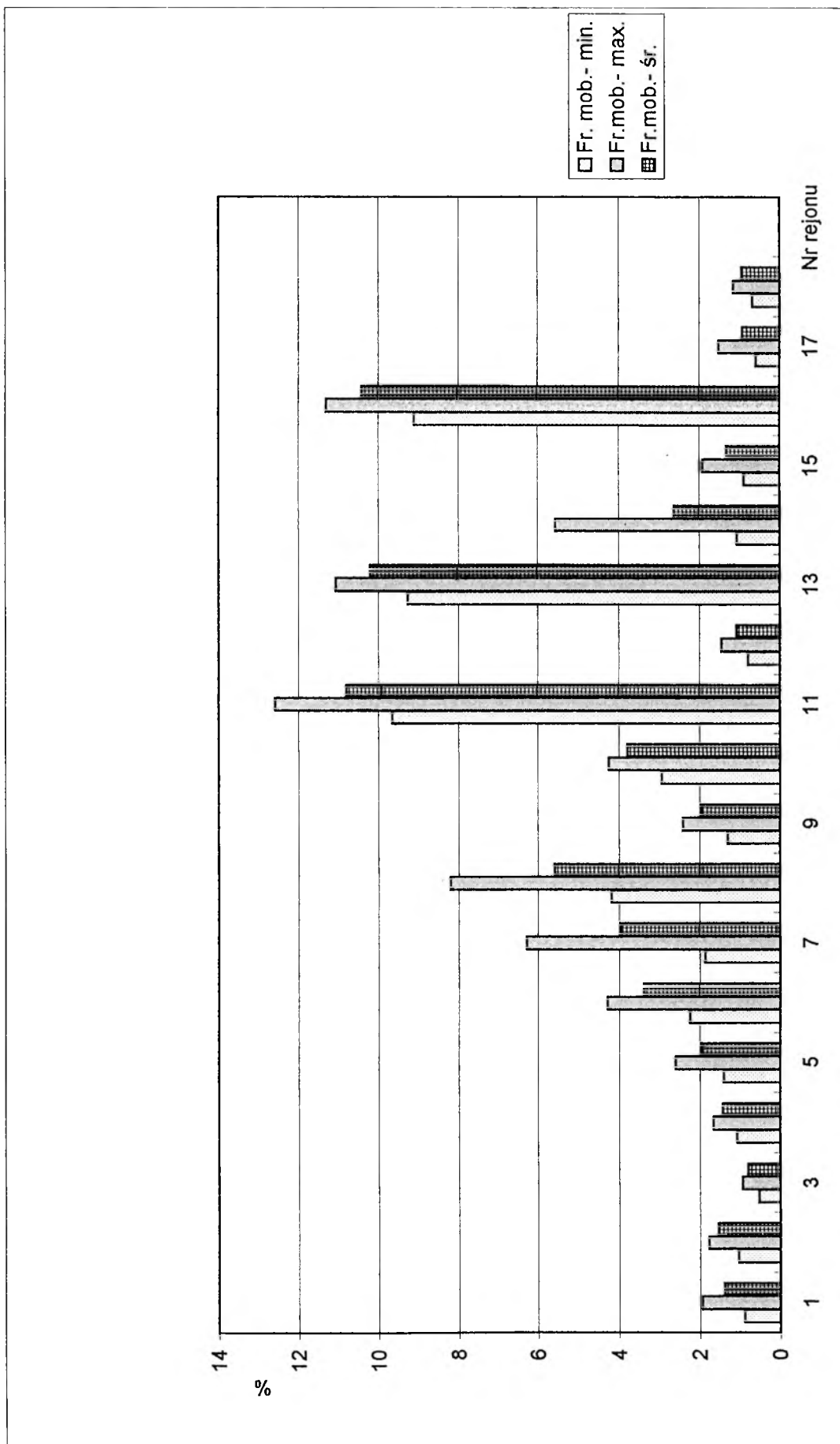
Wykres nr 16. Udział radionuklidów w ogólnej aktywności gamma gleb w 18 rejonach badawczych.



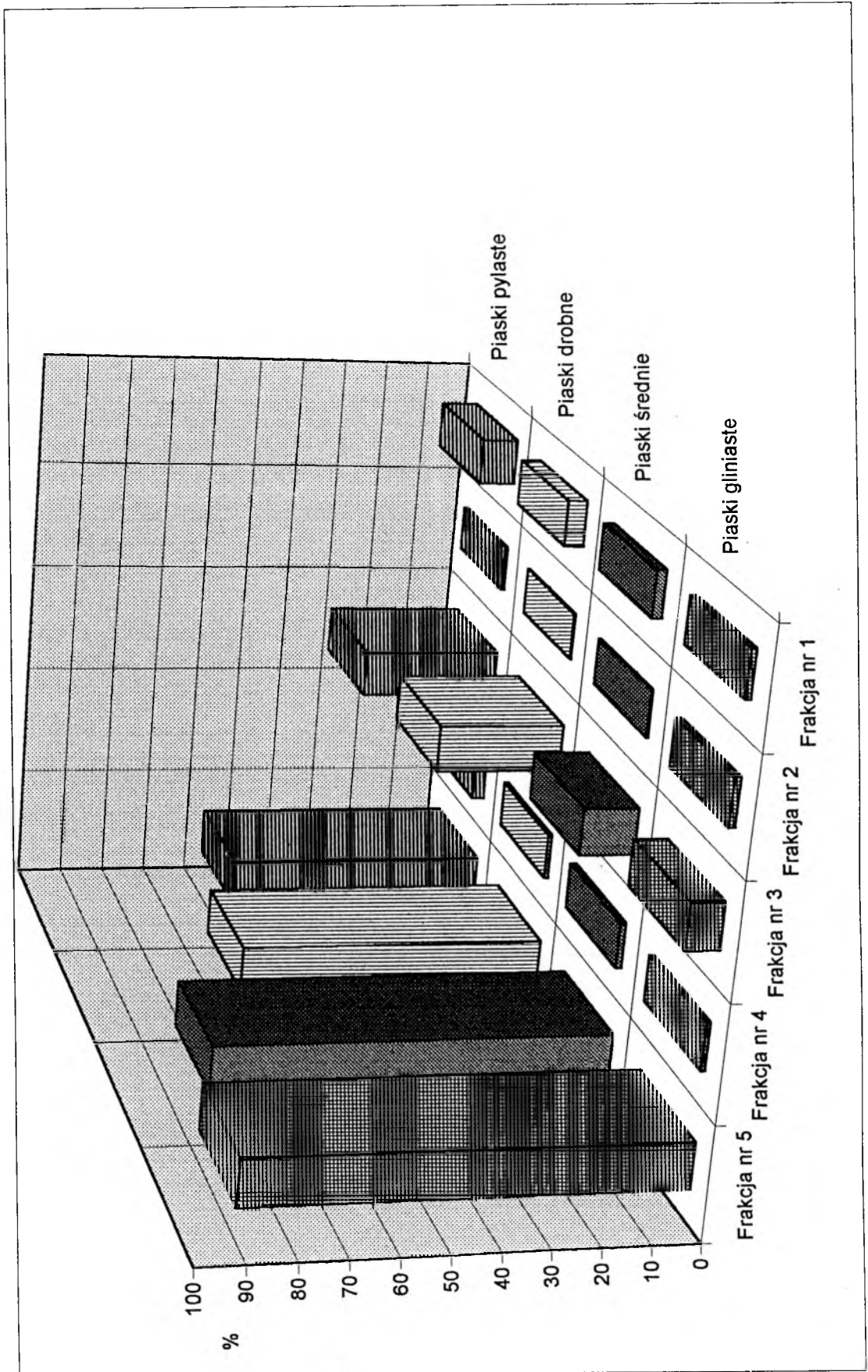
Wykres nr 17. Udział procentowy radionuklidów w ogólnej aktywności gamma gleb w aspekcie ich składu granulometrycznego.



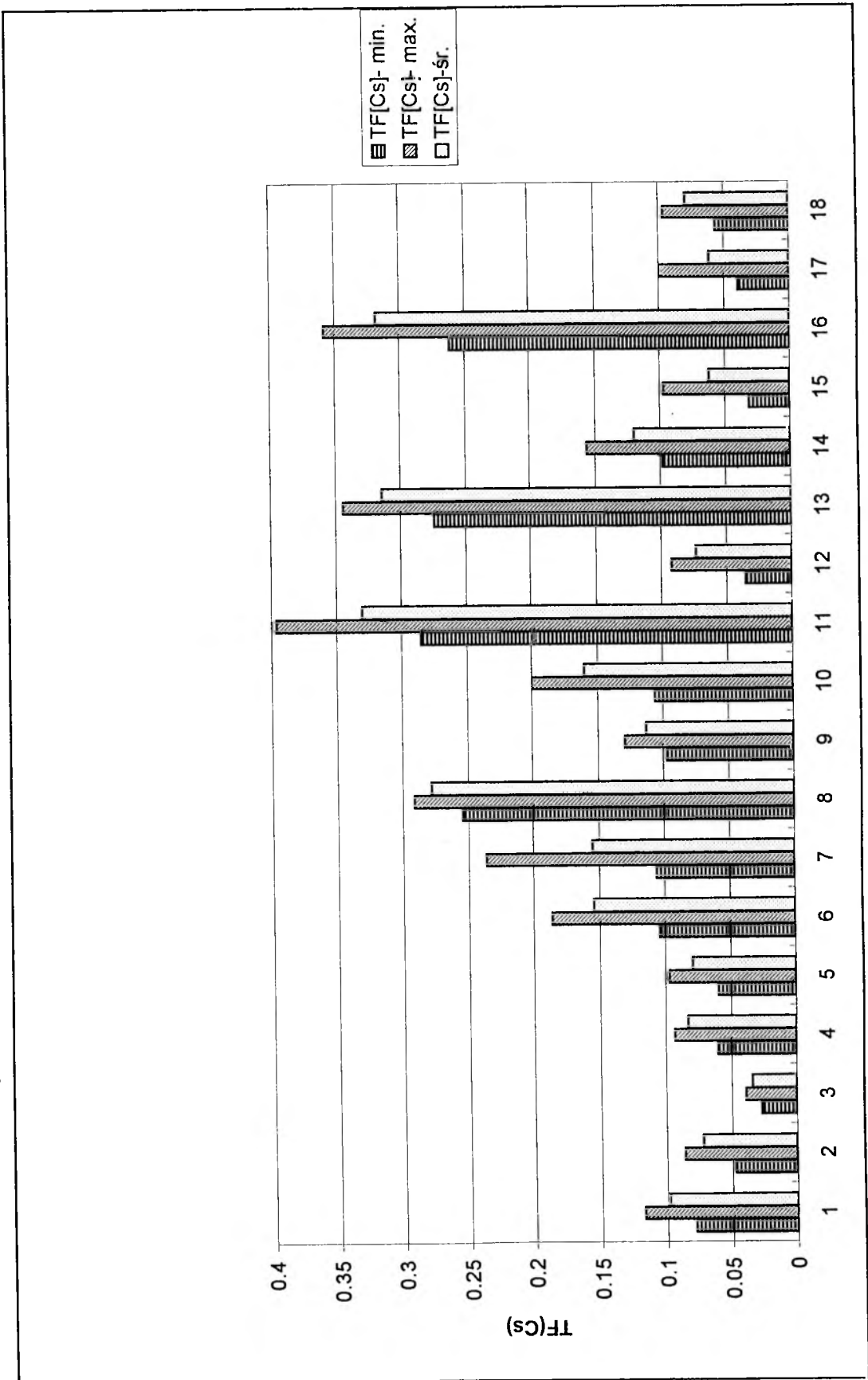
Wykres nr 18. Rozkład zawartości procentowej frakcji mobilnej Cs-137 w badanych glebach.



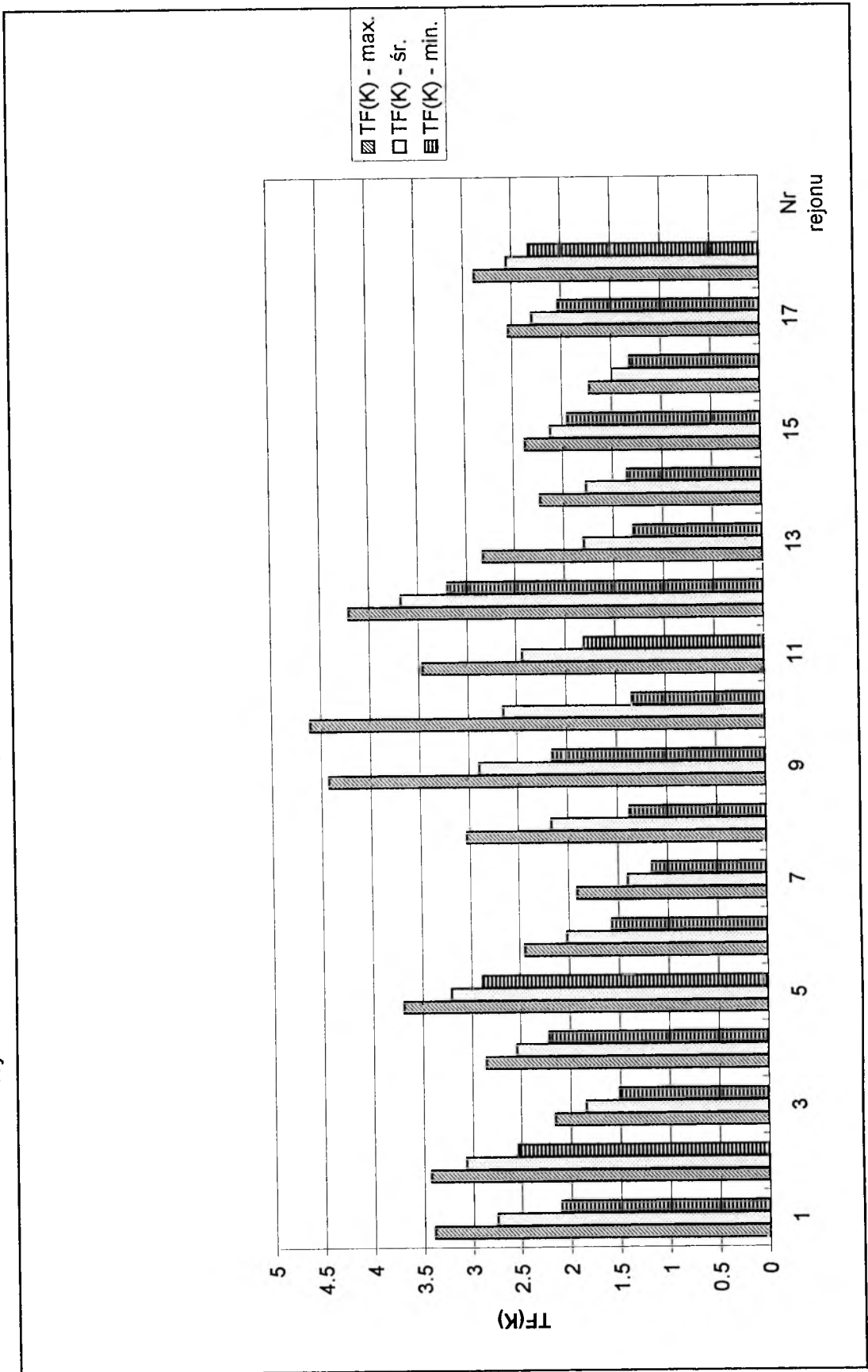
Wykres nr 19. Rozkład udziału procentowego form specyjalnych Cs-137 w badanych glebach .



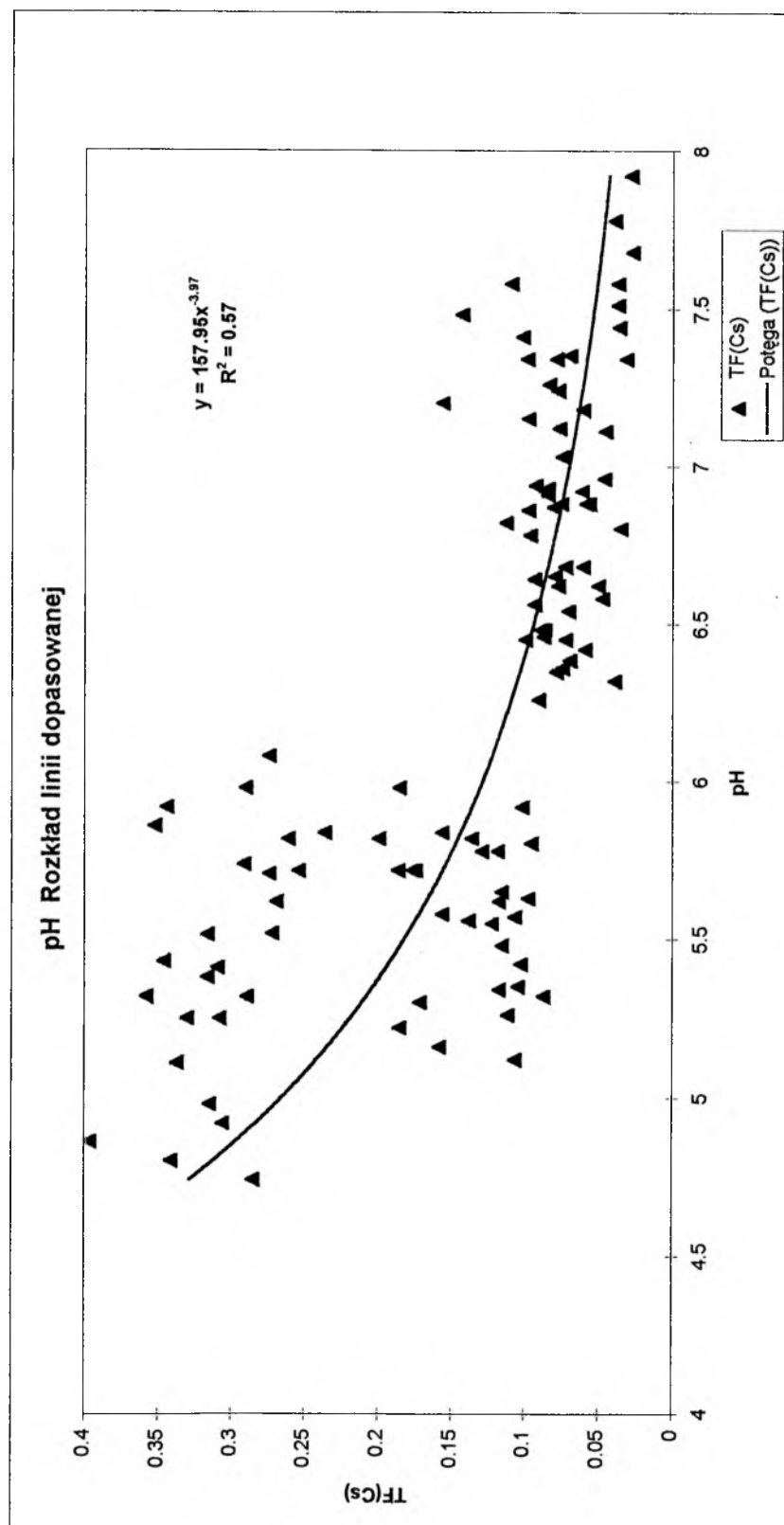
Wykres nr 20. Rozkład wartości współczynników transferu Cs-137 w badanych glebach.



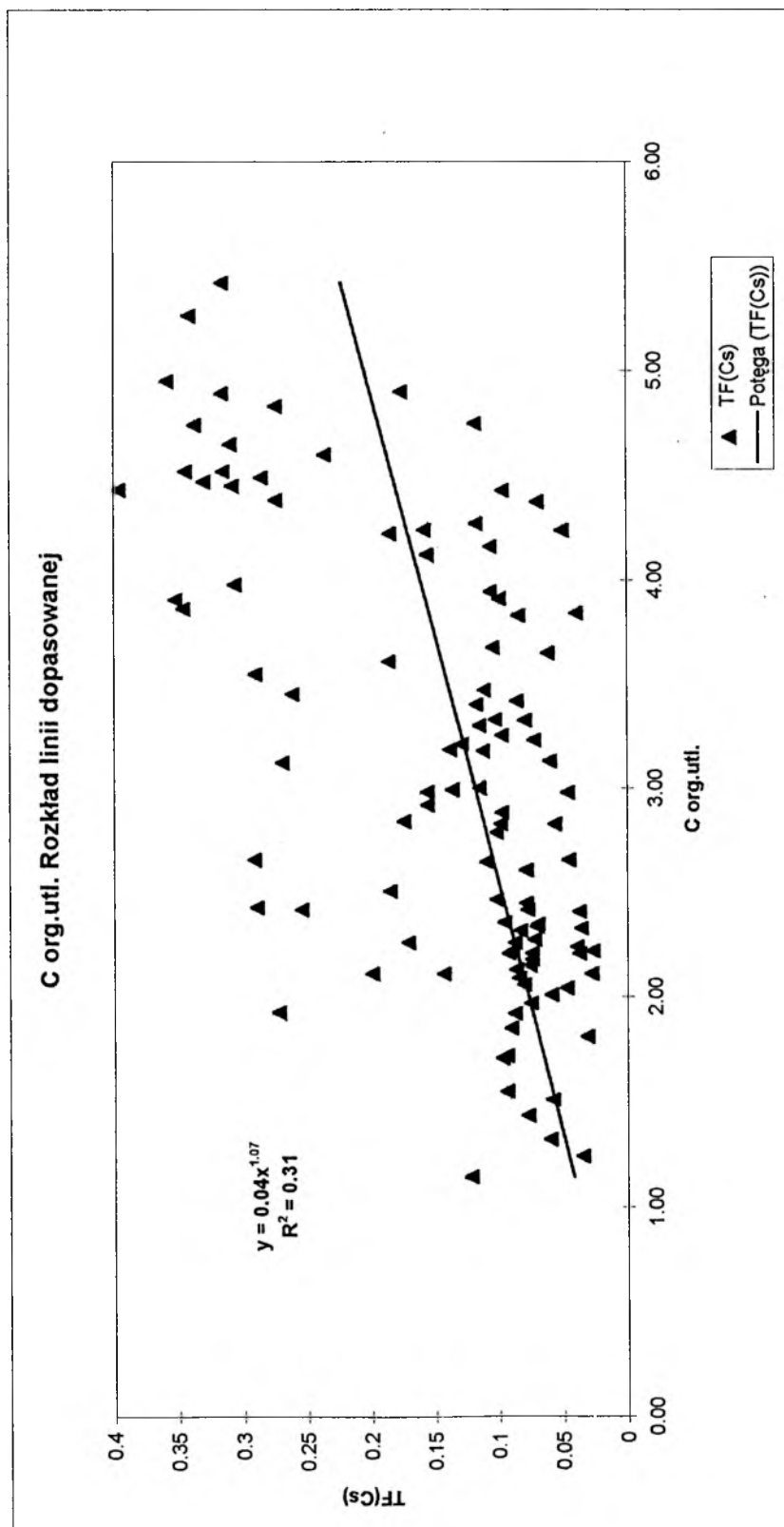
Wykres nr 21. Rozkład wartości współczynników transferu K-40 w badanych glebach.



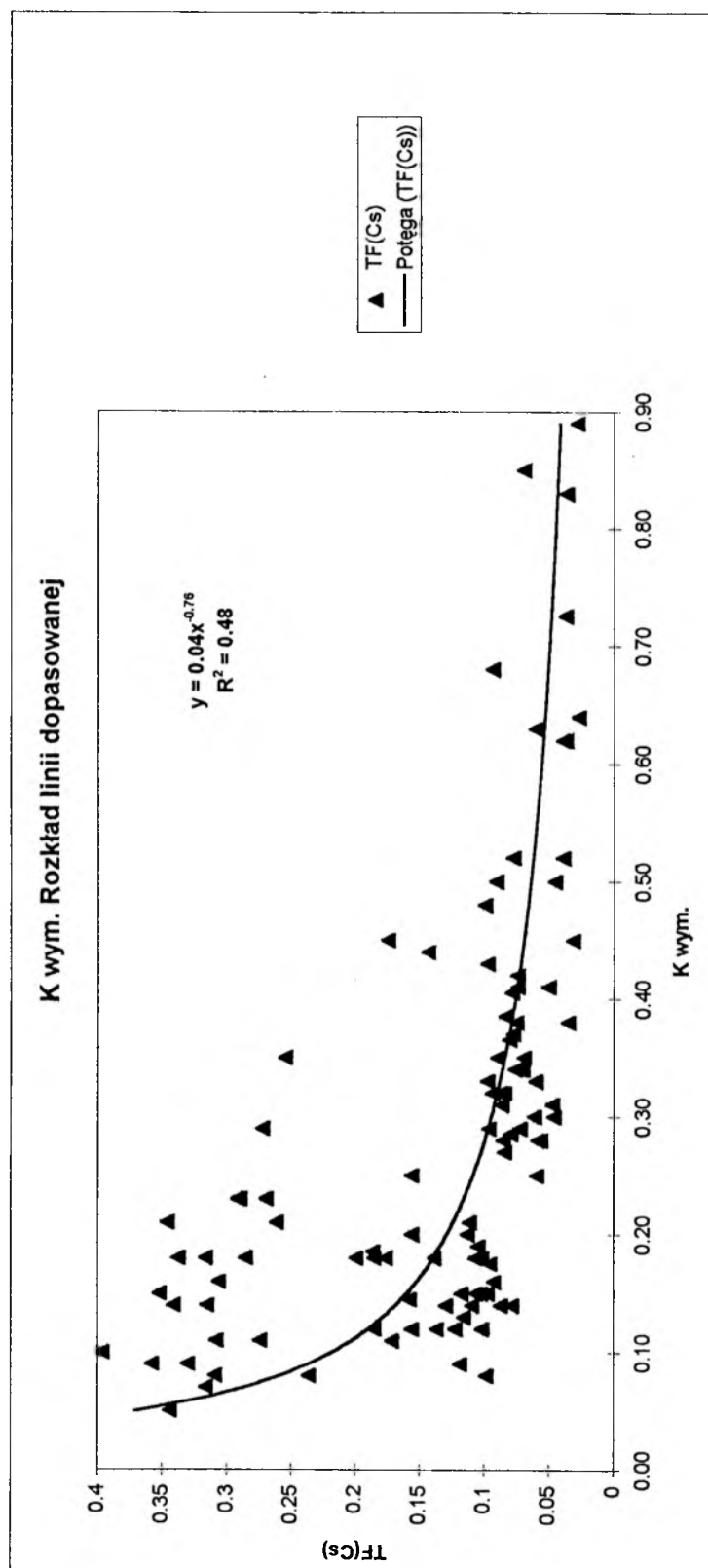
Wykres nr 22. Zależność TF(Cs) od pH.



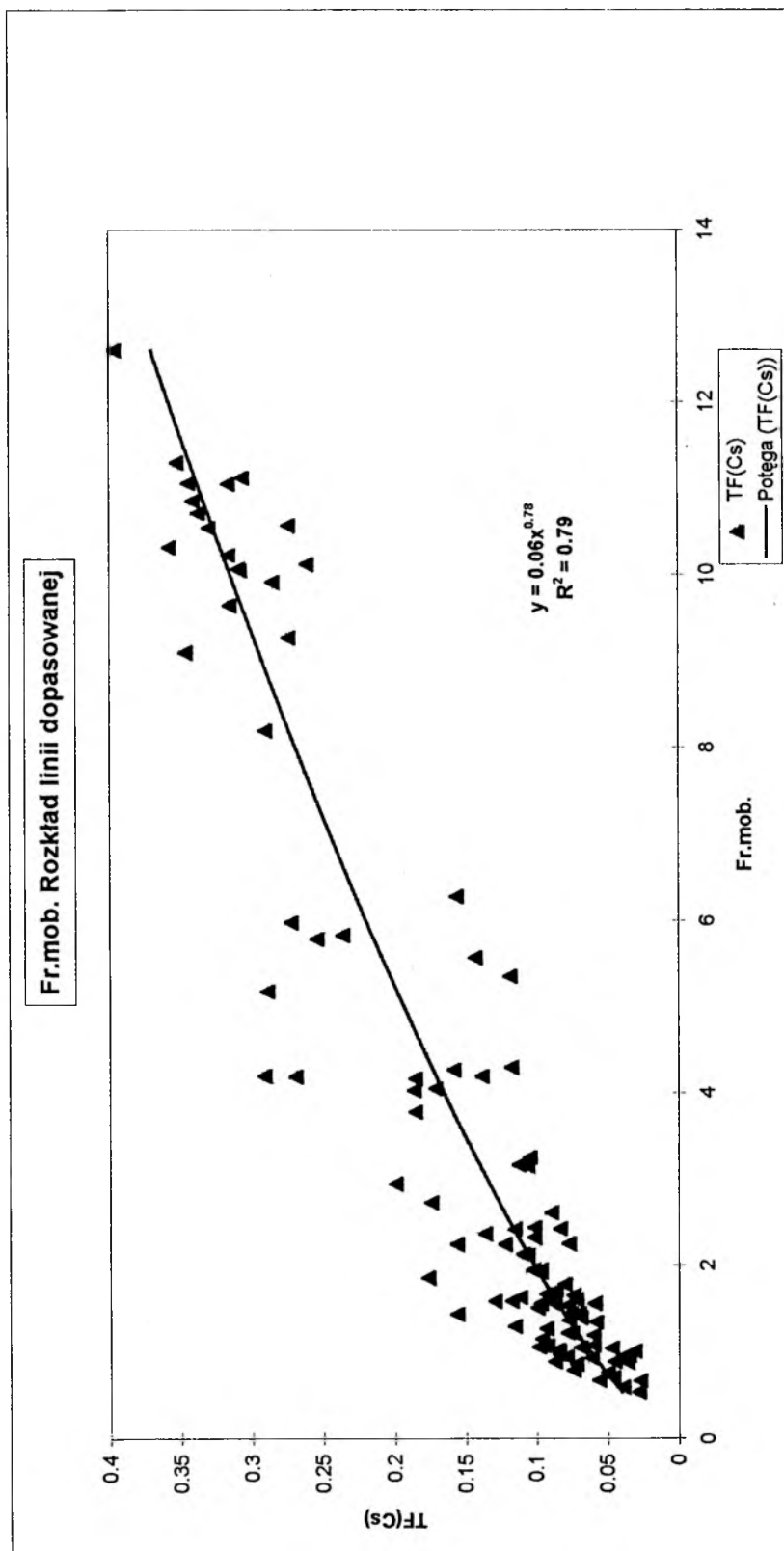
Wykres nr 23. Zależność TF(Cs) od zawartości C org.



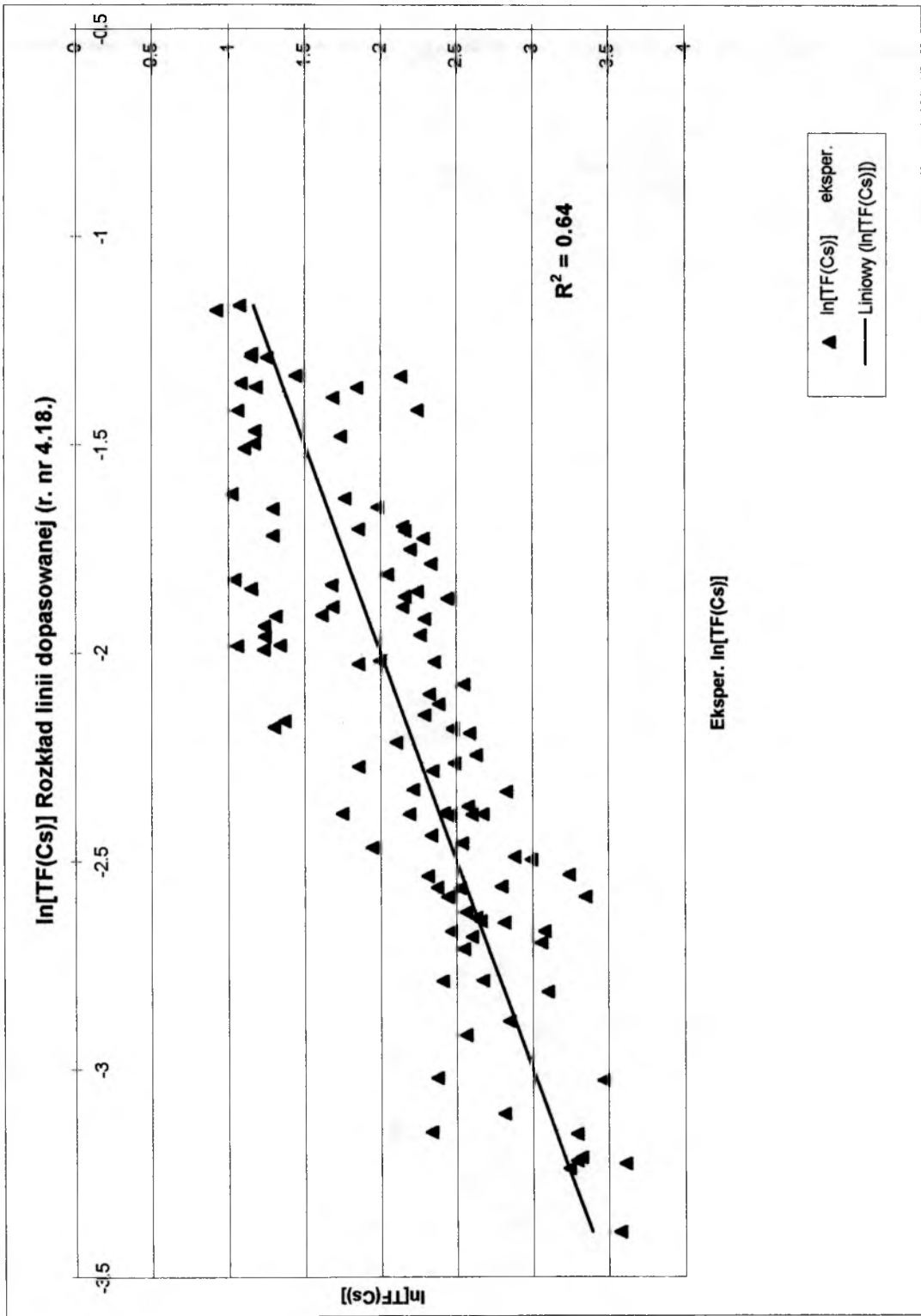
Wykres nr.24. Zależność TF(Cs) od zawartości K wym.



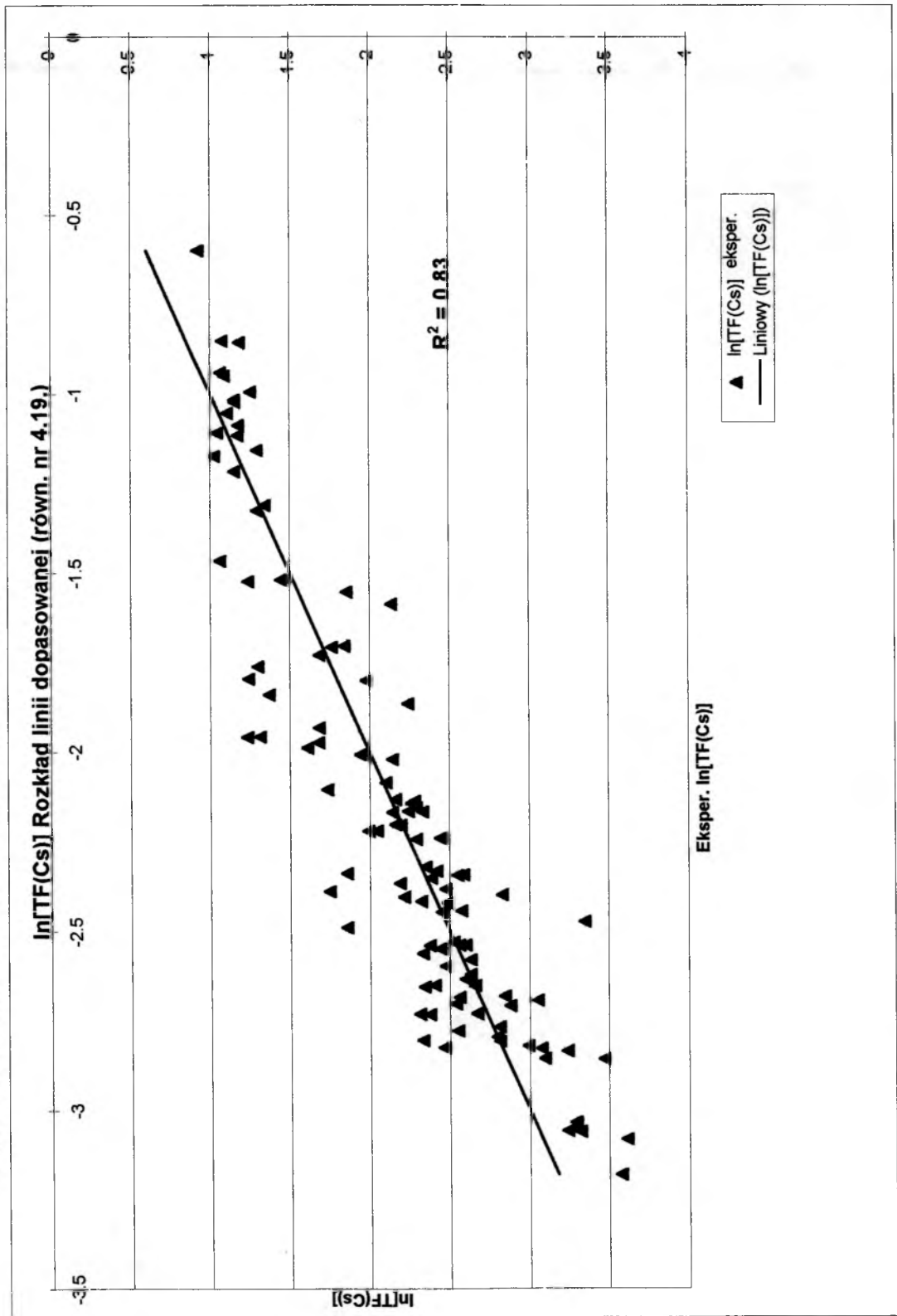
Wykres nr 25. Zależność TF(Cs) od udziału % frakcji mobilnej Cs-137.



Wykres nr 26. Rozkład wartości TF(Cs) eksperymentalnych i obliczonych (przewidywanych) na podstawie równania nr 4.18.



Wykres nr 27. Rozkład wartości TF(Cs) eksperymentalnych i obliczonych na podstawie równania nr 4.19.



8. SPIS LITERATUREY

1. Abagyan A.A., Asmolov V.G., Guskowa A.K. i in.: The accident at the Czernobyl nuclear power plant and its consequences . Information compiled for the IAEA Experts Meeting, Viena . Part I. General Material. 25-29 August ,1986.
2. Baes C.F. and Sharp R.D.: A proposal for estimation of soil leaching and leaching constants for use in assessment models , J. Environ. Qual.,12,17-28,1983.
3. Belli M. and Tikhomirov : Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. European Commission . International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-1995) , 61-68, 1996.
4. Bengtsson L.G., Naversten Y. and Svensson: Maternal and infantile metabolism of caesium. p.21-32. Assessment of Radioactivity in Man. International Atomic Energy Agency, STI/PUB/Wol.2,Vienna,1964
5. Biernacka M., Henschke J., Jagielak J., Sosińska A.: Radiologiczna mapa Polski. Opracowanie wewnętrzne CLOR, Warszawa, 1992.
6. Blom P.E., Johson J.B.: Concentration of ^{137}Cs and ^{60}Co in nests of Harvester Ant. *Pogonomyrmex salinus* and associated soils near nuclear reactor waste water disposal ponds. *Am. Midl. Nat.*, 126, 140-151, 1991.
7. Bogatov S.A., Borovy A.A.: „Hot” fuel particles from unit 4 and vicinity: research methods and phenomenological description. The radiobiological impact of hot beta particles from the Chernobyl fallout: Risk assessment , Kiev, Ukraine, August 1991. Vienna: IAEA: part II , 1-16, 1992.
8. Bondar P.E., Ivnov Yu. A., Ozornov A.G.: Estimation of relative biologic availability ^{137}Cs in fallouts and its total biological in soils at territory subjected to radioactive contamination. The radiobiological impact of hot beta particles from the Chernobyl fallout: Risk assessment, Kiev, Ukraine, August 1991. Vienna: IAEA: part I, 58-67, 1992.
9. Borovy A.A., Demin V.F., Blinava L.D.: Radioactive releases originating from Chernobyl accident. Kryshev I.I. ed. Radiological consequences of the Chernobyl accident. Moscow: Nuclear Society International, 9-20, 1992.
10. Bridges E. M. : Polluted and contaminated soil . Annual Report International Soil Reference Inform. Centre (ISRIC) , 1989.
11. Carbol P., Skarnemark G. and Skalberg M., Speciation of the Chernobyl fallout by sequential chemical separation , *The Science of the Total Environment* , 130/131, 129-137, 1993.
12. Chamberlain A.C.: Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation, *Health Phys.*, 4, 57-78 , 1970.

- 13. Chamberlain A.C.:** Transport and capture of particles by vegetation, in *Plants and their atmospheric environment* . Proc. of the British Ecology Society Symposium Edinburg, 1979.
- 14. Chibowski S., Szczypa J. :** Radiochemiczne problemy ochrony środowiska - radiochemiczny monitoring makroregionu lubelskiego , PAN, Lublin , 1992.
- 15. Cieśla W. :** Stan radiochemiczny gleb województwa bydgoskiego . Sprawozdanie z badań BZ-96/92 przeprowadzonych na zlecenie Wydz. Ochrony Środowiska UW w Bydgoszczy , Bydgoszcz, 1993.
- 16. Comans R.N.J. et al.:** Kinetics of cesium sorption on illite , *Geochim. Cosmochim. Acta*, 56, 1157-1164, 1992.
- 17. Cremers A., Elsen A. Valcke E. Wauters J., Sandalls F.J. and Gaudern S.L.,** The sensitivity of upland soils to radiocaesium contamination. In G. Desmet, P.Nassimbeni and M. Belli (Eds.), *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-natural Environments. Proceedings of a CEC workshop, Udine , Italy, September , Elsevier , 238-248, 1990.*
- 18. Cremers A., Elsen A., De Preter P. and Maes A.:**Quantitative analysis of radiocesium retention in soils . *Nature* , 335, 247-249,1988.
- 19. Currie L.A.:** Limits of ualitative Detection and Quantative Determination, *Anal. Chem.*, 3 , 386-593, 1968.
- 20. Desmet G.M., Van Loon L.R. and Howard B.J.:** Chemical speciation and bioavailability of elements in the environment and their relevance to radioecology . *The Science of the Total of Environment* ,100 , 10-124,1991.
- 21. Dobrzański B., Uziak S., Klimowicz Z., Melke J.:** Badanie gleb w laboratorium i w polu, UMCS , Lublin , 1987.
- 22. Dobrzański B., Zawadzki S.:** Gleboznawstwo , Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne , Warszawa , 1995.
- 23. Dorr H., Munnich K.O.:** Lead and caesium transport in european forest soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 57-58,809-811,1991.
- 24. European Commission and the Belarus, Russian and Ukrainian Ministries on Chernobyl Affairs, Emergency Situation and Health :** The radiological consequences of the Chernobyl accident , 18-22 March ,s.122, 1996 .
- 25. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine:** The transfer of radionuclides through the terrestrial environment to agricultural products, including the evaluation of agrochemical practices, Luxembourg , 1996.
- 26. Firsakova S. K.,GrebenschikovaN. V., Novik A.A. and Timofeev S.F.:**The effectiveness of the countermeasures for decreasing of radionuclides content in

agricultural crops. Data presented at the IAEA/CEC VAMP Joint Meeting , Vienna , 1991.

27. Forstner U., Calmano W., Conradt K., Jaksch H., Schimkus C., Schoer J.: Chemical Speciation of Heavy Metals in Solid Waste Materials (sewage sludge , mining wastes , dredged materials , polluted sediments) by Sequential Extraction. Proc. Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment , Goteborg , 698-704,1985.
28. Fredriksson L.: Plant uptake of fission products. III Uptake of ^{137}Cs by *Trifolium pratense* as influenced by the potassium and calcium level in the soil, *Lantbrukshogskolans Annaler*, 36. 41-60, 1970.
29. Frissel M.J., Noordijk H. and Van Bergeijk K.E.: The impact of extreme environmental conditions, as occurring in natural ecosystems, on the soil-to-plant transfer of radionuclides, in : Desmet G., Nassimbeni P. and Belli M. (eds) *Transfer of Radionuclides in Natural and Seminatural Environments*. Elsevier Applied Science, New York, NY, pp. 41-47, 1990.
30. Gadomski S., Kaczmarek J., Klejnowski J., Piwkowska A.: Synoptyczna analiza wpływu warunków atmosferycznych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń radioaktywnych emitowanych w wyniku awarii w Czarnobylu . Raport wstępny. IMiGW, Warszawa , 1986.
31. Gerzabek M.H., Mohamed S.A. and Muck K.: ^{137}Cs in soil texture fractions and its impact on Cs-137 soil-to-plant transfer. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 23, 321-330, 1992.
32. Grabowski D., Jankowska S., Muszyński , Petrykowska M, Rubel B, Ziółkowska A.: Skazenia promieniotwórcze w Polsce w roku 1985, Raport wewnętrzny CLOR Z-III/2/86, 1986.
33. Grabowski D.: Skazenia promieniotwórcze w Polsce w latach 1986-1995. Materiały konferencyjne, XVI Szkoła Jesienna , Zakopane , 1996.
34. Grabowski D., Kurowski W., Muszyński W., Rubel B., Smagała G., Świętochowska J., Wilgos J.: Skazenia promieniotwórcze środowiska i żywności w Polsce w 1995 roku, Raport CLOR nr 129/D, Warszawa , 1996.
35. Haber A.H., Tolbert N.E.: Metabolism of ^{14}C -bicarbonate, ^{32}P -phosphate or ^{35}S -sulfate by lettuce seed during germination. *Plant Physiol.*, 34, s.376, 1956.
36. Hardy E.P.: On ^{137}Cs and Sr-90 in bone. p.64-I.69. Health and Safety Laboratory Fallout Program Quarterly Summary report HASL-278, New York, 1974.
37. International Atomic Energy Agency . Environmental contamination following a major nuclear accident . IAEA , Vienna, 1990.
38. International Atomic Energy Agency: Manual on early medical treatment of possible radiation injury, N.47 and IAEA/STI/PUB/506, Vienna , 1978.

39. International Atomic Energy Agency: The International Chernobyl project, assesment of radiological consequences and evaluation of protective measures: Surface contamination maps. Report by an international advisory committee. Vienna: IAEA, 1991.
40. International Scientific Collaboration on the Consequences of the Chernobyl Accident . Final Report , Brussels-Luxemburg, 23-24,1996.
41. Jagielak J., Biernacka M., Grabowski D., Henschke J.: Zmiany sytuacji radiologicznej środowiska Polski w okresie 10 lat po awarii w Czarnobylu, PIOS, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 1996.
42. Jagielak J., Biernacka M., Henschke J., Sosińska A., Baranowski M., Jankowski R.: Radiologiczny Atlas Polski, CLOR, PAA, Warszawa, 1992.
43. Jagielak J.: Źródła promieniowania jonizującego i ocena równowaznika dawki otrzymywanej przez ludność Polski. Bezpieczeństwo jądrowe i ochrona radiologiczna, Warszawa, 1989.
44. Komisja Rządowa d/s Oceny Promieniowania Jądrowego i Działań Profilaktycznych. Raport, Warszawa , czerwiec,1986.
45. Konoplev A.V. and Bobovnikova Ts. I.: Proceedings of Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released During Three Major Nuclear Accident: Kyshtym , Windscale and Chernobyl Accident . EUR 13574 , CEC, Luxembourg, vol.1, pp.371-396,1991.
46. Konoplev A.V. et al.: Behaviour of long-lived radionuclides in a soil-water system, Analyst, 117, 1041-1047 , 1992.
47. Konoplev A.V., Bułgakov A.A. and Shkuratova I.G.: Migration of certain radioactive products in the soil and surface run off in the Chernobyl NPP Zone. Mteorol. Hidrol., N6, 119-121, 1990.
48. Korneew N. A., Povalyaew A. P. and Alexakhin R. M.: Agricultural production - radiological consequences of Chernobyl NPP accident and basic countermeasures [in Russian]. At.Energ., 65(2): 129-134 , 1988.
49. Kownacka L.: Transport w atmosferze substancji promieniotwórczych z Czarnobyla nad obszarem Polski i Europy. Skazenia promieniotwórcze w Polsce w latach 1986-1995. Materiały konferencyjne, XVI Szkoła Jesienna PTBR , Zakopane , 1996.
50. Kuhn W. . Handl J. and Schuller P.: The influence of soil parameters on ¹³⁷Cs - uptake by plants from long-term fallout on forest clearings and grassland ,Health Phys. 46 , 1083-1093 , 1984.
51. Kwapuliński J., Wiechuła B., Nowak B., Mirosławski J.: Bioindykacja opadów promieniotwórczych po awarii elektrowni w Czarnobylu na terenie Beskidu Zachodniego, Archiwum Ochrony Środowiska, 2, 1992.

52. Kwapuliński J.: Skazenia promieniotwórcze południwej Polski. Śląsk, Katowice, 1975.
53. Lembrechts J.: A review of literature on effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-to-plant transfer of radiostrontium and radiocaesium, *The Science of the Total Environment*, 137, 1993.
54. Lembrechts J.F., Stoutjesdijk J.F. and van Ginkel J.H.: Soil-to-grass transfer of radionuclides: local variations and fluctuations as function of time, in: G. Desmet, P. Nassimbeni and M. Belli (Eds.), *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-natural Environments*, Elsevier, London, pp.524-531, 1990.
55. Liniecki J. Jankowski J.: Skutki awarii w Czernobylu-raz jeszcze, *Pol.Przegląd Rad.*, 51, 1987.
56. Lis J., Pasieczna A.: *Atlas geochemiczny Polski*, Państwowy Instytut geologiczny, Warszawa, 1995.
57. Livens F. R., Horirill and singleton D. L.: Distribution of radiocesium in the soil - plant systems of upland areas of Europe, *Health Phys.* 60, 539-545, 1991.
58. Liwens F.R. and Baxter M.S.: Chemical associations of artificial radionuclides in Cumbrian soils, *J. Environ. Radioact.*, 7, 75-86, 1988.
59. Loshchilov N.A., Kaspharov V.A., Yudin Ye.B., Protsak V.P., Zhurba M.A., Parshakov A.E.: Physical-chemical forms of radioactive fallout from the Chernobyl reactor accident. The radiobiological impact of hot beta particles from the Chernobyl fallout: Risk assessment, Kiev, Ukraine, August 1991. Vienna: IAEA: part I, 34-39, 1992.
60. Majle T.: Sytuacja w Polsce w zakresie skażeń promieniotwórczych po awarii radiologicznej w Czarnobylu, *Chemiczne zagrożenia środowiska w Polsce*, wyd. UMCS Lublin, 54-78, 1987.
61. *Materiały Międzynarodowej Konferencji: One decade after Chernobyl. Suming up the Consequences of the Accident*. European Commission, International Atomic Energy Agency, World Health Organization, Austria Center, Vienna, 8-12 April, 1996.
62. Moorby J. and Squire H.M.: The loss of radioactive isotopes from the leaves of plants in dry conditions. *Radiation Botany*, 3, 163-167, 1963.
63. Namieśnik J., Łukasiak J., Jamrógiewicz Z.: *Pobieranie próbek środowiskowych do analizy*, Wyd. Nauk. PWN, W-wa, 1995.
64. Niesiobędzka K.: The Influence of Soil Parameters on the ¹³⁷Cs Soil - to- Plant Transfer Factors, *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol. 5, No. 5, 1995.
65. Niesiobędzka K.: *Migracja radionuklidu Cs-137 z gleb niekultywowanych do szaty roślinnej w zależności od specyfiki gleb i specjacji radiocezu*. Sprawozdanie z pracy wykonanej w ramach grantu dziekańskiego, Warszawa, 1994.

66. Niesiołędzka K.: Migracja radionuklidu Cs-137 w relacji gleba-szata roślinna, XVI Szkoła Jesienna - Czarnobyl - 10 lat później, materiały konferencyjne, 14-18.X,1996.
67. Nisbet A.F. and Lembrechts J.F.: The dynamics of radionuklide in soil solution with special reference to the application of countermeasures , in : G. Desmet, P.Nassimbeni and M. Belli (Eds.), Transfer of Radionuklides in Natural and Semi-natural Environments, Elsevier , London , pp.371-381, 1990.
68. Nisbet A.F.: Effect of soil-based countmeasures on solid-liquid equilibra in agricultural soils contaminated with radiocaesium and radiostrontium, The Science of the Total Environment , 137, 1993.
69. Nishita H. Romney E.M. and Larson K.H.: Uptake of radioactive fission products by crop plants , J. Agric. Food Chem., 9, 101, 196.
70. O.F.X. Donard F.M., Martin Tr.: Tr. Anal Chem.,11,17,1990.
71. Ostrowska A. , Gawliński S. , Szczubiałka : Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin, Warszawa , IOS, 1991.
72. Oughton D.H., Salbu B., Riise G., Lien H.N., Ostby G., Noren A.: Radionuclide mobility and availability in Norwegian and Soviet soils. The Analyst 117, 481-486,1992.
73. Państwowa Agencja Atomistyki , Departament Szkolenia i Informacji Społecznej. Cztery lata po awarii elektrowni jądrowej w Czernobylu, Warszawa, kwiecień,1990.
74. Państwowa Inspekcja Sanitarna: Kryteria zdrowotne środowiska , tom 25 , Państwowy Zakład Wydawnictw Lekarskich , 100-120 , Warszawa ,1991.
75. Peńsko J.: Awaria elektrowni jądrowej w Czarnobylu. Jej przebieg i skutki , Post. Fiz. Med., 24 , 3, 129-144, 1989.
76. Pietrzak-Flis Z., Krajewski P. Krajewska G., Sunderland N.R.: Transfer of radiocesium from uncultivated soils to grass after Chernobyl accident, The Science of the Total Environment , 141 , 1994 .
77. Praca zbiorowa PAN:Zjawiska powierzchniowe zachodzące w glebach . Wyd.Zakład Narodowy im. Ossolińskich , Wrocław, 1973.
78. Prószyński M.: Sposób uziarnienia gruntu-gleby. PIWR , Warszawa , 1949.
79. Rosen K., Eriksson Ake, Haak E.:Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden.I. County of Gavleborg , The Science of the Total Environment , 182 , 117-133, 1996.
80. Rosen K.: Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden.II.Marginal and semi-natural areas in the county of Jamtland, The Science of the Total Environment , 182 , 135-145, 1996.

81. Rosoff B., Cohn S.H. and Spencer H.: Caesium-137 metabolism in man. *Radiat Res.*,19,643-654,1963.
82. Rubin B.: Rola procesów enzymatycznych w stosunkach między rośliną a środowiskiem zewnętrznym. *Problemy Biochemii*. Warszawa ,s.78,1952.
83. Rundo J.: The metabolism of biologically important radionuclides. VI A survey of the metabolism of caesium in man. *Br. J.Radiol.*,37,108,1964.
84. Russell R.S.: Entry of radioactive material into plants, in *Radioactivity and human diet*, Pergamon Press, Oxford, 2-26, 1966.
85. Saas A. , Grauby A.: Fixation et migration dans les sols des principaux produits de fission et d'activation . *Commis. a' Energie Atomique BIST n 151* , 55-65, 1970.
86. Salbu B. In von Philipsborn H., Steinhausler F.: Hot particles from Chernobyl fallout. *Proceedings of an International Workshop, Theuern: Bergbau-und Industriemuseums*,16,83-84,1988.
87. Salbu B., Krekling T., Oughton D.H., Ostby G., Kaspharov V.A., Day J.P.:The significance of hot particles i accidental releases from nuclear installations. *Proceedings of the international Symposium on Radioecology,Chemical Speciation-Hot Particles.Znojmo:CEC,IUR*,1992.
88. Schuller P., Handl J. and Trumper R.E.: Dependence of the ¹³⁷Cs soil-to-transfer factor on soil parameters , *Health Physics*, vol.55,No.3,1988.
89. Shaw G.: Blocade by fertilizers of caesium and strontium uptake into crops : effects on the root uptake process , *The Science of the Total Environment* , 137, 1993.
90. Shmucker Th.: „Planta”, 23, s. 264, 1953.
91. Simmonds J.R. and Linsley G.S.: Parameters for modelling the interception and retention of deposits from atmosphere by grain and leafy vegetables , *Health Phys.*,43,679-691,1982.
92. Sobkowski J.: *Chemia Jądrowa* , PWN, Warszawa, 1981.
93. *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation* , UNSCEAR 1988 Report, New York 1988.
94. Stara J.F.:Tissue distribution and excretion of caesium-137 in the guinea pig after administration by three different routes . *Health Phys.*,11,1195-1202,1965.
95. Steffens W. , Fuhr F., Mittelstaed W., Kjaes J., and Forstel H.: Untersuchung des Transfers von ⁹⁰Sr , ¹³⁷Cs , ⁶⁰Co und ⁵⁴Mn vom Boden in die Pflanze und der wichtigsten, den Transfer beeinflussenden Bodenparameter. *KFA/IRA Document JUL-2250*, Julich, 121 pp., 1988.

96. Strzelecki R., Wołkiewicz S., Szewczyk J., Lewandowski P.: Mapy Radioekologiczne Polski, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, 1993.
97. Strzelecki R., Wołkiewicz S., Lewandowski P.: Wyniki badań gamma-spektrometrycznych na obszarze województwa suwalskiego. *Przegląd Geologiczny*, 8, 585-589, 1993.
98. Strzelecki R., Wołkiewicz S., Lewandowski P.: Koncentracje cezu w Polsce. *Przegląd Geologiczny*, 1, 3-8, 1994.
99. Surkova L.V., Sanzharova N.T. and Kusnetsov V.K.: Speciation and occurrence of forms of ^{137}Cs in soil of different areas of accidental Chernobyl release. *Agrochimija*, N4, 84-86, 1991.
100. Sweeck L.J., Wauters J., Valcke E. and Cremers A.: The sensitivity of upland soils to radiocaesium contamination. In G. Desmet, P. Nassimbeni and M. Belli (Eds.), *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-natural Environments. Proceedings of a CEC workshop, Udine, Italy, September*, Elsevier, 249-258, 1990.
101. Szczypa J., Chibowski S.: Skażenia promieniotwórcze gleb i osadów rzecznych wybranych terenów miasta. Raport o stanie środowiska miasta Lublina. *LFR Lublin*, 147-154, 1993.
102. Tessier A., Campbell P.G.C. and Bisson: Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 51, 844-851, 1979.
103. Tokuyama H., Yamagishi H. i in.: The radioecology of natural and artificial radionuclides, *Proc. XV-th Regional Congress of IRPA Visby, Gotland, Sweden*, 10-14 IX, 1989.
104. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: *Ionizing Radiation Sources and Biological Effects*, New York, 1982.
105. United Nations. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (report to the General Assembly). *UNSCEAR Official Records. Suppl. No. 45 (A/43/45)*. UN, New York, 1988.
106. UNSCEAR: Sources and effects of ionizing radiation. *UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*, New York, 1977.
107. USSR State Committee of the Utilisation of Atomic Energy. *The Accident of the Czernobyl NPP and its Consequence*, IAEA, Vienna, 1986.
108. Valcke E., Cremers A.: Sorption-desorption of radiocaesium in organic matter soils, *The Science of the Total Environment*, 157, 275-283, 1994.
109. van Bergeijk K.E., Nordijk, Lembrechts J. and Frissel M.J.: Influence of pH, soil type and soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocaesium and radiostrontium as analysed by a nonparametric method, *J. Environ. Rad.*, 15, 265-276, 1992.

110. Vilkins B.T., Green N., Stewart S.P. and Major R.O.: Factors that Affect the Associations of Radionuklides with Soil Phases. In : R. A. Bulman and J.R. Cooper (Ed.), Speciation on Fission and Activation Produkts in the Environment. Elsevier, pp.101-113, 1986.

111. Wołoszyn Z. i in.: Prowadzenie ciągłych pomiarów spektrometrycznych zanieczyszczeń promieniotwórczych przyziemnej warstwy powietrza w Warszawie, CLOR Nr 5/86/Z-II, 1986.

112. Założenia polityki regionalnej Obszaru Funkcjonalnego Zielone Płuca Polski . Rada programowo Naukowa Porozumienia ZPP , Białystok-Ostrołęka-Suwałki,1991.

113. Żarnowiecki K.: Analiza skażeń promieniotwórczych i zagrożenia radiologicznego w Polsce po awarii elektrowni jądrowej w Czernobylu , Raport CLOR Nr 120/D, 1-70, 1988.



BIBLIOTEKA GŁÓWNA

Politechniki Warszawskiej

B.023881/01



400000000263593

**Czytelnia
Ogólna**