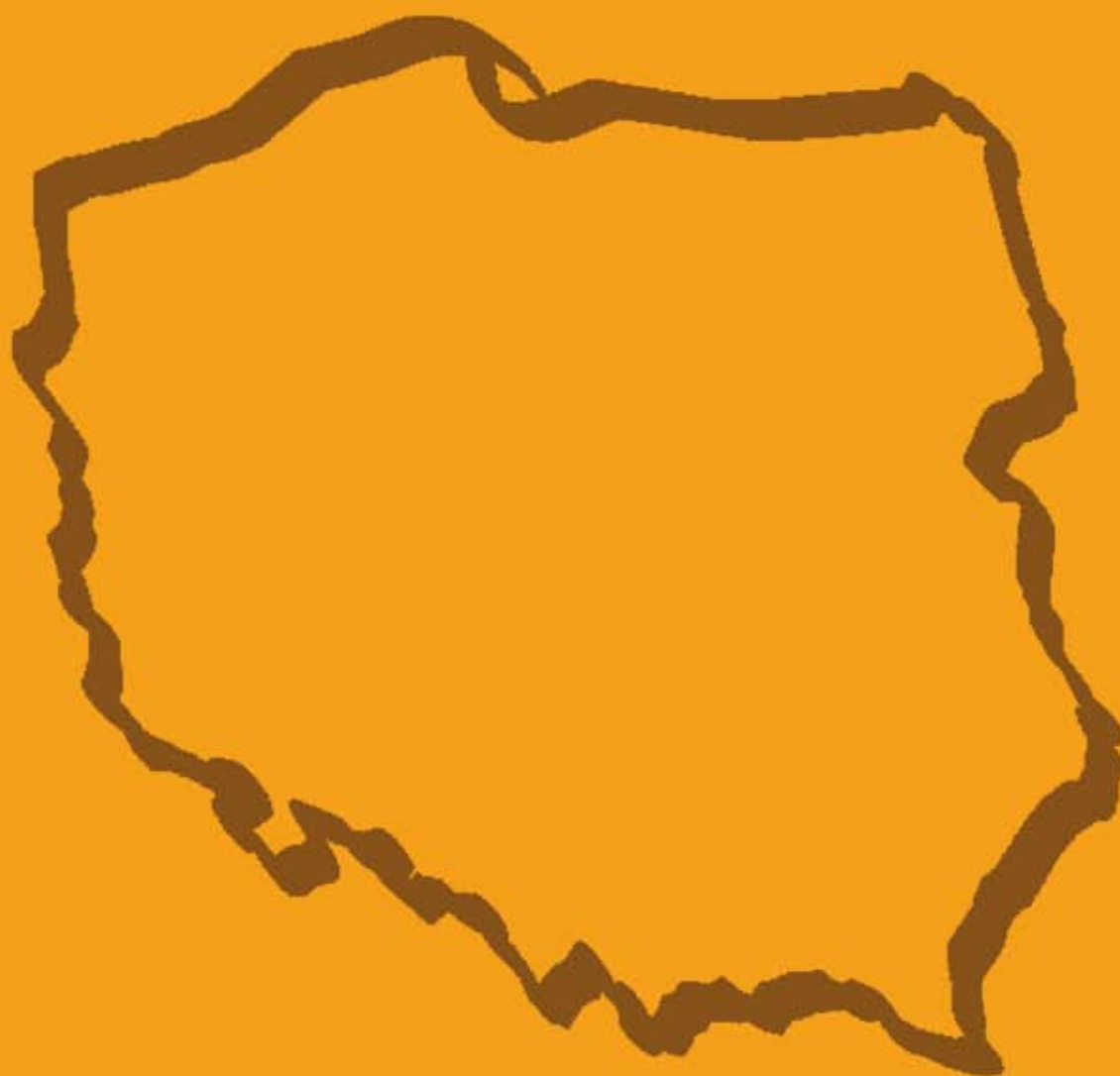


ATLAS RADIOLOGICZNY POLSKI

RADIATION ATLAS OF POLAND
2011



GLÓWNY INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA

CENTRALNE LABORATORIUM OCHRONY RADIOLOGICZNEJ

Biblioteka Monitoringu Środowiska
Warszawa 2012

GŁÓWNY INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA

CENTRALNE LABORATORIUM OCHRONY RADIOLOGICZNEJ

ATLAS RADIOLOGICZNY POLSKI

RADIATION ATLAS OF POLAND

2011

Opracowany przez:

Prepared by:

Krzysztof ISAJENKO

Barbara PIOTROWSKA

Marian FUJAK

Małgorzata KARDAŚ

Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej

Central Laboratory for Radiological Protection

Konwaliowa 7, 03-194 Warszawa



Sfinansowano ze środków
Narodowego Funduszu Ochrony
Środowiska i Gospodarki Wodnej

Biblioteka Monitoringu Środowiska Warszawa 2012



Opracowano w Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej na podstawie Umowy zawartej z Głównym Inspektoratem Ochrony Środowiska w ramach Programu Państwowego Monitoringu Środowiska i sfinansowano ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Druk sfinansowano ze środków
Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
na zamówienie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska



Praca została zrecenzowana przez:

prof. dr hab. inż. Henryka Bema

Autorzy serdecznie dziękują:

p. M. Kuczbajskiej, mgr I. Kwiatkowskiej, pracownikom Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej – za współpracę przy wykonywaniu badań, których wyniki zostały wykorzystane w niniejszym Atlasie, p. Pawłowi Lipińskiemu za wydatną pomoc w przygotowaniu materiałów do wydania niniejszego atlasu oraz zespołowi pracowników Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie, a w szczególności mgr inż. K. Tomasiewiczowi – za cenną pomoc w przeprowadzeniu badań środowiskowych.

© **Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2012**

Wydanie I. Nakład 500 egz. Format A4

Wykonanie i druk:

Agencja Jagart Jarosław Glapiak

Leszno, tel./fax 65 526 14 81

www.jagart.com.pl

Wprowadzenie

Materiały przedstawione w niniejszym wydaniu Atlasu Radiologicznego Polski 2011 zostały opracowane na podstawie zrealizowanych przez Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej badań, prowadzonych w ramach Programu Państwowego Monitoringu Środowiska. Badania były wykonywane przy poparciu i zaangażowaniu Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska oraz finansowane ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Miały one na celu określenie dla obszaru całego kraju aktualnego rozkładu terytorialnego zanieczyszczeń promieniotwórczych środowiska. Konieczność ich prowadzenia wynika m. in. z uwagi na możliwość awarii reaktorów energetycznych w krajach sąsiadujących z Polską. Rozmieszczenie tych reaktorów wokół granic naszego kraju przedstawia Rys. 1. Zanieczyszczenie promieniotwórcze środowiska może również nastąpić na skutek ataku terrorystycznego lub w wyniku wypadku przy przewozie paliwa jądrowego. Potrzebę monitoringu promieniowania jonizującego w środowisku, w tym monitoringu skażeń promieniotwórczych gleby, powietrza i wód określają regulacje prawne obowiązujące w Europie i Polsce.

Preface

The materials presented in the current issue of the Radiological Atlas of Poland 2011 were elaborated basing upon the investigations performed by the Central Laboratory for Radiological Protection, conducted in the frame of the Program of the National Monitoring of the Environment. The investigations were backed up by the Main Inspectorate of Environmental Protection and financed from the funds of the National Fund for Environmental Protection and Water Management. The purpose was to determine the current distribution of the radioactive contamination in the environment of Poland. The necessity for performing such investigations results from, among others, the presence of nuclear power reactors in the neighboring countries. The localization of the reactors around Polish border is presented in Fig. 1. The radioactive contamination of the environment could also occur as a result of the terrorist activity or the accident during the transport of the nuclear fuel. The need for the monitoring of the ionizing radiation in the environment, including radioactive contamination of soil, air and water emerges from the regulations in Europe and Poland.

Spis treści

Wprowadzenie	3
Wstęp	5
Radioaktywność naturalna środowiska	5
Radioaktywność pochodzenia sztucznego w środowisku	6
Metody badań i prezentacji wyników	6
Warunki radiologiczne środowiska Polski	9
Zmiany warunków radiologicznych w Polsce w latach 1988 - 2011	11
Roczna dawka skuteczna (efektywna)	13
Mapy i wykresy	24– 59
Literatura	58
Słowniczek	59

Contents

Preface	3
Introduction	15
Natural radioactivity in the environment	15
Artificial radioactivity in the environment	16
Methods of investigations and data presentation	16
Radiological conditions of the environment in Poland	18
The changes of the radiological conditions in Poland in years 1988 - 2011	20
Annual effective dose	23
Maps and diagrams	24– 59
Literature	58
Glossary	60

Wstęp

Badania i ocena warunków radiologicznych istniejących w środowisku oraz możliwość śledzenia i przewidywania zmian, jakie mogą w nim zachodzić w następstwie działalności człowieka stanowią istotny element kontroli narażenia populacji. Narażenie to określone jest wielkością dawki skutecznej (efektywnej) jaką ludzie w ciągu roku otrzymują od wszelkich źródeł i rodzajów promieniowania jonizującego. Największy udział (73,8%) w wartości dawki efektywnej otrzymywanej przez statystycznego Polaka ma promieniowanie pochodzenia naturalnego (Rys. 2). Znaczny udział w rocznej dawce efektywnej ma także promieniowanie jonizujące stosowane w diagnostyce medycznej (25,8%). Rys. 3 przedstawia wartości dawki efektywnej otrzymywanej przez mieszkańca Polski od różnych źródeł promieniowania [20].

Radioaktywność naturalna środowiska

Promieniowanie jonizujące pochodzenia naturalnego to promieniowanie kosmiczne i promieniowanie radionuklidów naturalnych obecnych w środowisku Ziemi.

Promieniowanie kosmiczne składa się z tzw. promieniowania pierwotnego i wtórnego. Pierwotne promieniowanie kosmiczne jest pochodzenia galaktycznego i słonecznego. Są to głównie protony oraz cząstki alfa. Wtórne promieniowanie kosmiczne powstaje na skutek oddziaływania promieniowania pierwotnego z jądrami pierwiastków znajdujących się w atmosferze. W ten sposób powstają mezony, fotony, protony i neutrony – wszystkie o bardzo dużych energiach. Elektrony i fotony mnożą się w atmosferze w tzw. procesach kaskadowych. Natężenie promieniowania kosmicznego wykazuje znaczną zależność od położenia geograficznego, związaną przede wszystkim z wysokością nad poziomem morza.

Radionuklidy naturalne obecne w środowisku można podzielić, ze względu na ich 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, wynoszącego ok. 5×10^9 lat. Do grupy tej zalicza się także radionuklidy pochodne długożyciowych macierzystych izotopów, tworzących naturalne szeregi promieniotwórcze. Radionuklidy tych szeregów są emitarami promieniowania alfa, beta i gamma. W środowisku Ziemi są obecne radionuklidy trzech naturalnych szeregów promieniotwórczych: uranowo-radowego, torowego oraz uranowo-aktynowego. Ważnym izotopem naturalnie promieniotwórczym, z uwagi na jego duży udział w ziemskim tle promieniowania jonizującego, jest potas ^{40}K , stanowiący 0,0119% potasu naturalnego. ^{40}K emituje promieniowanie beta i gamma. Drugą grupę radionuklidów naturalnych stanowią radionuklidy powstające w wyniku reakcji jądrowych zachodzących między cząstkami promieniowania kosmicznego z jądrami niektórych pierwiastków występujących w powietrzu. Najważniejszymi radionuklidami tej grupy są ^3H , ^7Be , ^{22}Na i ^{14}C .

Wartości stężeń promieniotwórczych radionuklidów szeregu uranowo-radowego, szeregu torowego i potasu ^{40}K w glebach zależne są od radioaktywności skał, z których te gleby powstały oraz od procesów glebotwórczych. Ogólnie można stwierdzić, że skały magmowe posiadają większą radioaktywność niż skały osadowe. W glebach, w których zachodzą bardzo silne procesy erozji, humifikacji, namywania i wymywania, stężenia radionuklidów naturalnych są mniejsze. Natomiast w czarnoziemach, gdzie procesy geochemiczne i biochemiczne nie są tak intensywne, stężenia radionuklidów są większe, mniej odbiegające od stężeń występujących w formujących te gleby skałach. Stężenia naturalnych radionuklidów z uwagi na ich bardzo długie okresy połowicznego zaniku praktycznie nie ulegają zmianom w czasie.

Wartości stężeń naturalnych radionuklidów występujących w środowisku mogą różnić się między sobą o kilka rzędów wielkości, w zależności od naturalnych i sztucznie wytwarzanych warunków lokalnych. Obserwuje się również różnice składu izotopowego. Są one w znacznej mierze powodowane występowaniem licznych źródeł zanieczyszczających środowisko, jak również istnieniem różnych dróg ich migracji. Do źródeł mających wpływ na zanieczyszczenie środowiska przez radionuklidy naturalne zali-

czyć można:

- działalność przemysłów wydobywczego i energetycznego oraz związaną z tym obecność różnego rodzaju wysypisk, hałd i stawów osadowych;
- nawożenie związkami fosforu i potasu;
- ekshalację radonu ^{222}Rn , gazu radioaktywnego występującego w naturalnym szeregu uranowo-radowym, z powierzchni ziemi i materiałów budowlanych.

Radioaktywność pochodzenia sztucznego w środowisku

Środowisko Ziemi zostało skażone przez radionuklidy pochodzenia sztucznego w wyniku wybuchów jądrowych oraz na skutek działalności elektrowni jądrowych i innych zakładów techniki jądrowej, a w szczególności ich awarii. Zakłady te w sposób kontrolowany odprowadzają do środowiska bardzo niewielkie ilości substancji promieniotwórczych w czasie normalnej pracy. W wypadku ich awarii do środowiska może przedostać się w sposób niekontrolowany znaczna ilość sztucznych radionuklidów. Wybuchy jądrowe przeprowadzane w atmosferze (szczególnie w początkach lat sześćdziesiątych ubiegłego wieku), awaria EJ w Czarnobylu w 1986 roku oraz awaria w elektrowni jądrowej Fukushima Dai-ichi w Japonii w marcu 2011 roku spowodowały zanieczyszczenie środowiska ziemskiego przez sztuczne radionuklidy będące emiterami promieniowania alfa, beta i gamma. Większość z nich z uwagi na krótki okres ich połowicznego rozpadu praktycznie całkowicie się rozpadła i nie występuje już w środowisku naszego kraju. Natomiast izotopy o długim, wieloletnim okresie połowicznego rozpadu jak cez ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,15$ lat), stront ^{90}Sr ($T_{1/2} = 28,78$ lat), radionuklidy plutonu ^{239}Pu ($T_{1/2} = 24110$ lat) i ^{240}Pu ($T_{1/2} = 6563$ lata), a w początkowym okresie po awarii również cez ^{134}Cs ($T_{1/2} = 2,06$ lat), w dalszym ciągu zanieczyszczają środowisko. Według UNSCEAR 2000 [1] w wyniku awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu, do środowiska zostały uwolnione następujące ilości radionuklidów pochodzenia sztucznego: cez ^{137}Cs – ok. 85 PBq (petabekerele, 1 PBq = 10^{15} Bq), stront ^{90}Sr – ok. 10 PBq, pluton ^{239}Pu – ok. 0,013 PBq, pluton ^{240}Pu – ok. 0,018 PBq. Ocenia się, że całkowita poczarobylska depozycja ^{137}Cs wyrażona w PBq dla różnych krajów Europy wahała się w granicach od 0,053 PBq dla Belgii do 29 PBq dla europejskiej części Rosji. Dla porównania dla Polski wyniosła ona 1,2 PBq, dla Ukrainy - 13 PBq i Białorusi – 15 PBq [2]. Depozycja ^{90}Sr , ^{239}Pu i ^{240}Pu , które są mniej lotne niż izotopy cezu, była bardziej ograniczona do obszarów położonych bliżej miejsca awarii niż depozycja ^{137}Cs .

Innymi źródłami radioaktywności pochodzenia sztucznego w środowisku jest promieniowanie generowane przez różnego rodzaju urządzenia stosowane w diagnostyce medycznej, przemyśle, badaniach naukowych itp.

Metody badań i prezentacji wyników

Celem poboru próbek gleby było dostarczenie reprezentatywnego materiału do badań stężeń radionuklidów w powierzchniowej warstwie gleby w Polsce. Próbki były pobierane w ogródkach meteorologicznych stacji i posterunków Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMI GW) – pobór w 254 punktach (miejsca poboru próbek przedstawione zostały na Rys. 4). Wykorzystanie jako miejsc poboru ogródków meteorologicznych zapewnia pobieranie próbek z terenu, gdzie gleba nie była i nie będzie w przyszłości przemieszczana (np. orana czy przekopywana) ani nawożona. Każda pobrana próbka składała się z 7 porcji wziętych z 6 miejsc rozmieszczonych na obwodzie koła o promieniu 2 metry i jednej porcji pobranej w środku tego koła. Każdą porcję gleby pobierano za pomocą stalowego wykrojnika w kształcie walca o średnicy ok. 7 cm z powierzchniowej warstwy o grubości 10 cm.

W laboratorium próbki gleby były wstępnie suszone w temperaturze pokojowej, a następnie przez 16 godzin w temperaturze 105°C. Po wysuszeniu, rozdrobieniu i wymieszaniu gleba była wsypywana do naczyń typu Marinelli o objętości 450 cm³.

Do pomiaru stężeń radionuklidów w próbkach gleby był stosowany spektrometr promieniowania gamma składający się z detektora półprzewodnikowego HPGe współpracującego z wielokanałowym analizatorem wyposażonym w oprogramowanie GENIE-2000. Spektrometr zapewniał analizę widma promieniowania gamma w zakresie energii fotonów od kilkunastu do 1800 keV. Zdolność rozdzielcza spektrometru dla ⁶⁰Co ($E_\gamma = 1,33$ MeV) wynosiła 1,8 keV. Detektor był umieszczony w niskotłowym ołowianym domku osłonowym zapewniającym zmniejszenie o dwa rzędy wielkości zewnętrznego tła promieniowania gamma. Do kalibracji spektrometru używane było źródło referencyjne w geometrii naczynia Marinelli zawierające mieszaninę radionuklidów promieniotwórczych o energiach od 0,088 do 1,836 MeV.

Dolna granica detekcji dla czasu pomiaru 80000 s wynosiła:

- 0,15 Bq/kg (0,02 kBq/m²) dla ¹³⁷Cs,
- 2,5 Bq/kg dla ⁴⁰K,
- 2,0 Bq/kg dla ²²⁶Ra,
- 0,5 Bq/kg dla ²²⁸Ac.

*

Wartość mocy dawki promieniowania gamma w środowisku określa się w powietrzu najczęściej na wysokości 1 m nad powierzchnią ziemi. Na wartość tę składa się promieniowanie radionuklidów obecnych we wszystkich komponentach środowiska. Decydujący udział ma promieniowanie radionuklidów znajdujących się w glebie i osadzonych na jej powierzchni. Radionuklidy naturalne szeregów uranoworadowego i torowego oraz ⁴⁰K rozmieszczone są w glebie w sposób w przybliżeniu jednorodny, niezależnie od głębokości. Ich stężenie zależy od lokalnych warunków geologicznych. W ciągu roku występują sezonowe zmiany wartości mocy dawki promieniowania gamma. Obserwuje się również zmiany dobowe oraz zmiany powodowane opadami atmosferycznymi. Przyczyną tych zmian są różnice w ekshalacji radonu z gleby, a w wypadku opadów atmosferycznych wymywanie pochodnych radonu z powietrza i osadzanie ich na powierzchni ziemi. Wahania wartości mocy dawki promieniowania gamma radionuklidów naturalnych utrudniają, a często uniemożliwiają wykrycie i pomiar mocy dawki powodowanej obecnością radionuklidów pochodzenia sztucznego.

Pomiary chwilowych wartości mocy dawki promieniowania gamma mogą prowadzić do błędnych ocen. Wskazaniem jest wobec tego wykonywanie długotrwałych, wielomiesięcznych pomiarów dawki. W prowadzonych badaniach do pomiarów dawek promieniowania gamma był stosowany dawkomierz termoluminescencyjny (TL) zawierający trzy detektory LiF:Mg:Ti. Dawkomierze ekspozycyjne były w poszczególnych punktach pomiarowych (tych samych, w których odbywał się pobór gleby) przez okres 1 roku w specjalnych domkach osłonowych na wysokości 1 m nad powierzchnią ziemi. Przyjęty roczny czas ekspozycji zapewniał, że scałkowana w tym czasie dawka była nie mniejsza niż 0,1 mGy (przy założeniu dolnej granicy zakresu mocy dawki promieniowania gamma w Polsce około 30 nGy/h).

Odczytu dawki promieniowania gamma dla każdego detektora TL dokonywano za pomocą automatycznego czytnika termoluminescencyjnego produkcji fińskiej firmy RADOS. Dla każdego punktu pomiarowego obliczano średnią wartość dawki tła promieniowania gamma (z pomiarów trzema detektorami) oraz średnią wartość mocy dawki w ciągu roku.

Od roku 2004 zaniechano pomiarów mocy dawki promieniowania gamma na terenie Polski. Wartości mocy dawki występujące w niniejszym atlasie określone po roku 2004 zostały obliczone na podstawie stężeń promieniotwórczych radionuklidów naturalnych zmierzonych w glebie.

*

Próbki wody i osadów dennych pobierano z Wisły i jej dwóch dopływów (Bug i Narew), Odry i jej dopływu Warty oraz z sześciu jezior usytuowanych w różnych regionach Polski. Próbki wody o objętości 20 litrów pobierano z głównego nurtu rzek lub z pomostów jezior. Osady dennie pobierano za pomocą czer-

paka typu Van Veena, a gdy dno było kamieniste osad zbierano szufelką w odległości 3–5 m od brzegu. Masa osadu wynosiła ok. 1 kg. W wodzie oznaczano ^{137}Cs i ^{90}Sr , natomiast w osadach dennych oznaczano ^{137}Cs i $^{239,240}\text{Pu}$.

Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{90}Sr oznaczano w próbkach wody metodami radiochemicznymi. Metoda oznaczania ^{137}Cs polega na selektywnej sorpcji cezu na złożu fosfomolibdenianu amonu (AMP) i pomiarze aktywności beta preparatu [3]. Granica detekcji ^{137}Cs wynosiła 0,32 mBq/l. Do oznaczeń stężenia promieniotwórczego ^{90}Sr stosowano zmodyfikowaną metodę Volchoka i in. [4], polegającą na oznaczeniu krótkożyłowego izotopu ^{90}Y ($T_{1/2} = 64,2$ h) będącego w równowadze z ^{90}Sr . Granica detekcji ^{90}Sr wynosiła 0,45 mBq/l. Do pomiaru aktywności beta stosowano niskotłowy zestaw aparaturowy, oparty na licznikach przepływowych GM (Riso GM-25-5) o biegu własnym około 0,2 imp/min i wydajności pomiaru ok. 40%.

Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych mierzono metodą spektrometrii promieniowania gamma. Osady suszono w temperaturze pokojowej, a następnie w temperaturze 105°C przez 16 godz., usuwano kamienie i resztki roślin, przesiewano przez sito o wielkości oczek 2 mm i umieszczano w naczyniu typu Marinelli o objętości 500 cm³. Objętość próbki przeznaczanej do pomiaru wynosiła 450 cm³. Pomiar ^{137}Cs w próbce był taki sam jak podano w metodzie pomiaru próbek gleby.

Oznaczania stężenia promieniotwórczego $^{239,240}\text{Pu}$ wykonywano według zmodyfikowanej metody Taipele i Tuomainen [5]. Pluton ekstrahowano mieszaniną kwasów z 50g próbki, wydzielano metodą chromatografii jonowymiennej i deponowano na krążkach stalowych metodą elektrodepozycji. Analizę prowadzono w obecności znacznika – ^{242}Pu . Pomiar aktywności plutonu mierzono metodą alfa-spektrometryczną. Granica detekcji $^{239,240}\text{Pu}$ przy czasie pomiaru 164 000 s wynosiła 4 mBq/kg.

Na rys. 5 przedstawiono punkty, w których pobierana była woda i osady dennie z rzek i jezior w Polsce.

*

Średnie roczne wartości stężeń ^{137}Cs oraz radionuklidów naturalnych i kosmogennych w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego oznaczono pobierając tygodniowe próbki aerozoli za pomocą, pracujących w sposób ciągły w 12 miejscach na terenie Polski, stacji typu ASS-500 zapewniających nominalną prędkość przepływu powietrza wynoszącą 500 m³/h. Rys. 6 przedstawia lokalizację stacji ASS-500 na terenie Polski. Próbkę aerozoli osadzone w stacjach na filtrze włóknistym (typu Petrianowa FPP-15-1.5) mierzono za pomocą spektrometrów promieniowania gamma z detektorami HPGe.

*

Wyniki pomiarów w postaci map radiologicznych Polski są prezentowane z wykorzystaniem oprogramowania typu GIS MapInfo 8.5 PL. Oprogramowanie MapInfo 8.5 PL umożliwia pracę z mapami numerycznymi. Pozwala ono na tworzenie własnych map, umieszczenie na nich różnych obiektów, tworzenie map tematycznych, gdzie dane liczbowe mogą być przedstawiane w postaci stopniowanych symboli, wykresów słupkowych przypisanych do współrzędnych geograficznych, regionalizowane do obszarów na mapie (np. powiatów, gmin, województw itp.).

Mapy zostały wykonane metodą kartodiagramu kołowego z zastosowaniem różnych powierzchni lub średnic kół obrazujących pomierzoną wartość stężenia. Innym zastosowanym sposobem prezentacji wyników badań jest metoda rastrowa polegająca na ekstrapolacji wartości punktowych na obszar całego kraju. Oprogramowanie MapInfo pozwala na wizualizację danych pomiarowych na tle większych rzek i miejscowości w Polsce oraz granic województw. Mapy radiologiczne tworzone są na siatce geograficznej. Wykorzystano także mapy, na których intensywność zabarwienia danego województwa zależna jest od obliczonej dla niego średniej wartości mierzonej wielkości.

Warunki radiologiczne środowiska Polski

Wyniki oznaczeń stężeń radionuklidów w glebie dotyczą próbek pobranych w październiku 2010 r. z powierzchniowej warstwy gleby w 254 punktach na terenie kraju. Stężenie ^{137}Cs w powierzchniowej dziesięciocentymetrowej warstwie gleby w poszczególnych punktach poboru próbek przedstawiono na Rys. 7 w postaci mapy radiologicznej wykonanej metodą kartodiagramu kołowego.

Terytorialny rozkład stężenia ^{137}Cs w glebie, dla obszaru całego kraju, zobrazowano na Rys. 8 w postaci mapy rastrowej. Stężenie powierzchniowe ^{137}Cs w glebie zawiera się dla Polski w granicach od $0,22 \text{ Bq/m}^2$ do $23,78 \text{ kBq/m}^2$, przy wartości średniej $1,93 \text{ kBq/m}^2$. Z rozkładu geograficznego stężeń ^{137}Cs w glebie (Rys.8) wynika, że skażenia tym radionuklidem są nierównomierne na obszarze kraju. Badania prowadzone w latach ubiegłych potwierdzają, że charakter rozkładu powierzchniowych stężeń ^{137}Cs nie zmienia się. Nierównomierność skażeń powierzchni ziemi tym radionuklidem wynikała zarówno ze skomplikowanych dróg przenoszenia się mas skażonego w efekcie awarii EJ w Czarnobylu powietrza oraz występowania, w końcu kwietnia i na początku maja 1986r., lokalnych opadów deszczu na południu Polski.

Średnie stężenia ^{137}Cs w poszczególnych województwach uszeregowane od wartości maksymalnej do minimalnej przedstawiono w postaci histogramu na Rys.9. Dla porównania w histogramie umieszczono również średnie stężenie ^{137}Cs w glebie dla Polski. Mapę radiologiczną kraju obrazującą rozkład wojewódzkich stężeń ^{137}Cs w glebie zaprezentowano na Rys.10. Największe wartości średnich stężeń ^{137}Cs otrzymano dla województw: opolskiego ($5,93 \text{ kBq/m}^2$), dolnośląskiego ($3,34 \text{ kBq/m}^2$), śląskiego ($3,06 \text{ kBq/m}^2$) oraz małopolskiego ($2,40 \text{ kBq/m}^2$). Wartość średnia stężenia ^{137}Cs w tych województwach przekracza wartość średnią stężenia tego radionuklidu dla Polski ($1,93 \text{ kBq/m}^2$). Najmniejszymi średnimi wartościami stężeń ^{137}Cs charakteryzują się województwa: zachodniopomorskie ($0,63 \text{ kBq/m}^2$), kujawsko-pomorskie ($0,67 \text{ kBq/m}^2$), wielkopolskie ($0,80 \text{ kBq/m}^2$) oraz pomorskie ($0,92 \text{ kBq/m}^2$).

Stężenie radionuklidów naturalnych: ^{226}Ra , ^{228}Ac oraz ^{40}K w poszczególnych punktach poboru gleby pokazano, odpowiednio na Rys. 11, 15 i 19. Terytorialny rozkład stężeń ^{226}Ra , ^{228}Ac i ^{40}K w glebie w postaci map rastrowych dla obszaru całego kraju przedstawiono na Rys. 12, 16 i 20. Średnie dla Polski wartości oznaczonych stężeń ^{226}Ra , ^{228}Ac i ^{40}K wynoszą odpowiednio: $25,3 \text{ Bq/kg}$, $24,4 \text{ Bq/kg}$ oraz 428 Bq/kg . Zakresy stężeń tych radionuklidów mieszczą się w granicach, w przypadku ^{226}Ra : od $3,7$ do $143,2 \text{ Bq/kg}$, dla ^{228}Ac : od $3,7$ do $125,0 \text{ Bq/kg}$ i dla ^{40}K : od 116 do 1055 Bq/kg . Jak wynika z map radiologicznych kraju wykonanych metodą rastrową (Rys. 12 i 16) rozkład stężeń ^{226}Ra będącego radionuklidem pochodnym ^{238}U oraz ^{228}Ac , radionuklidu pochodnego ^{232}Th , ma związek z budową geologiczną Polski, gdzie największe stężenia uranu i toru w warstwie powierzchniowej gleby występują na południu, na terenie Karpat i Sudetów [6]. Stężenie ^{40}K charakteryzuje się większą jednorodnością rozkładu na terenie kraju (Rys.20) aczkolwiek również w przypadku tego radionuklidu stanowiącego $0,0119\%$ potasu naturalnego (stały stosunek izotopowy) można zaobserwować pewne prawidłowości związane z występowaniem w glebach potasu naturalnego. Największe jego zawartości obserwuje się w Sudetach, Karpatach i Polsce północno-wschodniej [6].

Rozkład naturalnych radionuklidów w powierzchniowej warstwie gleby zgodny z budową geologiczną kraju potwierdzają wyniki otrzymane dla poszczególnych województw.

Średnie wojewódzkie stężenia ^{226}Ra , ^{228}Ac oraz ^{40}K uszeregowane od wartości maksymalnej do minimalnej przedstawiono w postaci histogramów, odpowiednio, na Rys. 13, 17 i 21. Mapy radiologiczne obrazujące rozkłady wojewódzkie stężeń ^{226}Ra , ^{228}Ac i ^{40}K pokazano, odpowiednio, na Rys. 14, 18 i 22. Maksymalne wartości średnich wojewódzkich stężeń wszystkich trzech naturalnych radionuklidów: ^{226}Ra ($42,9 \text{ Bq/kg}$), ^{228}Ac ($36,8 \text{ Bq/kg}$) oraz ^{40}K (576 Bq/kg) otrzymano dla województwa dolnośląskiego. Najmniejszą średnią wartością stężenia radu ^{226}Ra ($13,0 \text{ Bq/kg}$), aktywności ^{228}Ac ($12,8 \text{ Bq/kg}$) oraz potasu ^{40}K (291 Bq/kg) charakteryzuje się województwo łódzkie.

Próbki wody i osadów dennych pobrano dwukrotnie: wiosną i jesienią 2011 roku. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodach w miejscach poboru próbek przedstawiono na Rys.23. W środkowej i dolnej Wiśle stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs było niższe niż w pozostałych miej-

scach poboru próbek wody z rzek, Jeśli chodzi o stężenia tego radionuklidu w próbkach wody pobranej z jezior, to jedynie jeziora Niesłysz i Rogóźno charakteryzują się wyższymi stężeniami promieniotwórczymi cezu (odpowiednio 3,44 mBq/l oraz 7,62 mBq/l). W pozostałych jeziorach stężenia promieniotwórcze są zdecydowanie niższe [15].

Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach rzek i jezior pokazane są na Rys. 24. Stężenia te były bardziej wyrównane niż stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs , ale podobnie jak dla ^{137}Cs , wyraźnie większe stężenie promieniotwórcze tego izotopu obserwowano w jeziorze Rogóźno (10,57 mBq/l). Rogóźno jest niewielkim jeziorem o powierzchni 0,5 km², z małym dopływem wody z niedużej rzeki i małym odpływem. Prawdopodobnie, podwyższone stężenie promieniotwórcze radionuklidów jest spowodowane zwiększoną ich depozycją po awarii czarnobylskiej i małą wymianą wody.

W badanych wodach (z wyjątkiem wody pobranej z jeziora Niesłysz) średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr były wyższe o 1,2 do 3,4 razy niż stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs . Może to wynikać z większego wymywania strontu niż cezu z gleb.

Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych rzek i jezior przedstawia Rys. 25. Jeśli chodzi o terytorialny rozkład tych stężeń, to największe wartości zarejestrowano w osadach środkowego biegu Odry. Także dopływy Wisły charakteryzowały się wyższymi stężeniami promieniotwórczymi cezu w osadach dennych niż zarejestrowane w osadach z Wisły. W osadach jezior stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs było wyższe niż w osadach rzek. Wśród jezior, Rogóźno wyróżniało się podwyższonym stężeniem promieniotwórczym ^{137}Cs w osadach, podobnie jak w wodzie tego jeziora.

W badanych osadach dennych rzek średnie stężenia promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ mieściło się w zakresie 10,04 mBq/kg - w osadzie z Wisły pobranym w Płocku do 118,91 mBq/kg w osadzie z Odry pobranym w Głogowie. Natomiast w osadach jezior poziom był bardziej wyrównany i zawierał się w przedziale od 3,13 do 15,97 mBq/kg.

Średnie roczne, w 2011 roku, stężenia ^{137}Cs w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego w 12 miejscowościach na terenie kraju przedstawia Rys. 26. Stężenia te zawierają się w granicach od 4,9 do 17,0 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Wartości te są wyższe niż zazwyczaj rejestrowane w powietrzu atmosferycznym w naszym kraju. Miała na to decydujący wpływ awaria w elektrowni jądrowej Fukushima Dai-ichi w Japonii, do której doszło w marcu 2011 r. Przez trzy miesiące (od marca do maja) nad terytorium naszego kraju obserwowaliśmy przemieszczanie się mas powietrza zawierających zdecydowanie podwyższone stężenia radionuklidów pochodzenia sztucznego (m.in. cezu ^{137}Cs). Ponieważ chmura radioaktywna nad naszym krajem przemieszczała się niecałe 3 tygodnie, więc średnie wartości roczne stężenia cezu ^{137}Cs nie pokazują rzeczywistych wartości, do jakich doszły stężenia tego izotopu w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego. Rys. 27 pokazuje maksymalne tygodniowe wartości stężeń ^{137}Cs (średnie obliczone dla tygodniowego poboru – w czasie przemieszczania się chmury radioaktywnej nad Polską, filtr w stacjach ASS-500 był wymieniany 2-3 razy w tygodniu), zarejestrowane w Polsce.

Na Rys. 28 przedstawiono średnie roczne stężenia berylu ^7Be w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego. Beryl jest radionuklidem powstającym w kosmosie na skutek oddziaływania promieniowania kosmicznego z materią poza Ziemią. Jego stężenie w powietrzu atmosferycznym na Ziemi jest o kilka rzędów wielkości wyższe niż stężenia innych naturalnych radionuklidów obecnych w atmosferze. Średnie stężenia ^7Be zarejestrowane przez stacje ASS-500 zawierało się w granicach od 2,23 mBq/m³ (w Gdyni) do 5,62 mBq/m³ (w Katowicach).

Rys. 29 obrazuje stężenia radu ^{226}Ra w przyziemnych warstwach atmosfery w Polsce. Rad jest naturalnym izotopem promieniotwórczym występującym w środowisku człowieka. Jest on jednym z ważniejszych izotopów (wraz ze swoimi pochodnymi), mających duży wpływ na dawki otrzymywane przez ludzi. Średnie stężenie ^{226}Ra w powietrzu w Polsce w 2011 roku zawierało się w granicach od 3,3 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (w Łodzi) do 15,8 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (w Krakowie).

Zmiany warunków radiologicznych w Polsce w latach 1988 – 2011

Wiadomo, że w wyniku wybuchów jądrowych w atmosferze, działalności zakładów energetycznych poza granicami Polski, a w szczególności awarii EJ w Czarnobylu, środowisko naszego kraju zostało skażone radionuklidami pochodzenia sztucznego.

Systematyczne badania izotopów cezu (^{137}Cs i ^{134}Cs) w powierzchniowej warstwie gleby prowadzone w Polsce od 1988 r. pozwalają na śledzenie charakteru zmian promieniotwórczych zanieczyszczeń środowiska radionuklidami pochodzenia sztucznego oraz zapewniają znajomość aktualnego rozkładu tych zanieczyszczeń na terenie naszego kraju.

Zmiany w czasie średnich dla Polski wartości stężeń dwu izotopów cezu (^{137}Cs i ^{134}Cs) w powierzchniowej warstwie gleby w latach 1988 – 2010 zaprezentowano w Tabeli 1. Zmiany w czasie średnich wartości stężeń cezu ^{137}Cs pokazano na Rys. 30.

Tabela 1. Zmiany w czasie średnich stężeń radionuklidów pochodzenia sztucznego (^{137}Cs i ^{134}Cs) w powierzchniowej warstwie gleby w Polsce w latach 1988-2010.

Rok		1988	1989	1990	1992	1996	1998
Średnie stężenie izotopów cezu [kBq/m ²]	^{137}Cs	4,64	4,68	4,72	4,24	3,65	3,49
	^{134}Cs	0,99	0,72	0,51	0,25	0,30	0,18
Rok		2000	2004	2006	2008	2010	
Średnie stężenie izotopów cezu [kBq/m ²]	^{137}Cs	3,20	2,54	2,41	2,10	1,93	
	^{134}Cs	< LLD	< LLD	< LLD	< LLD	< LLD	

Jak wynika z Tabeli 1 średnie dla Polski stężenie ^{137}Cs wyrażone w [kBq/m²] w okresie prowadzenia monitoringu skażeń promieniotwórczych gleby malało od wartości ok. 4,7 w latach 1988-1990 do 1,93 w roku 2010. Zmiany stężenia ^{137}Cs spowodowane są rozpadem promieniotwórczym tego izotopu ($T_{1/2} \cong 30$ lat) oraz procesami migracji zachodzącymi w środowisku, głównie wnikaniem cezu w głębsze warstwy gleby.

Stężenie ^{134}Cs w okresie 1988 – 2010 zmieniało się zgodnie z okresem połowicznego zaniku wynoszącym ok. 2 lat i radionuklid ten, mierzalny w próbkach gleby do 1998 r., obecnie praktycznie nie występuje w glebach Polski.

Niewielkie zmiany stężeń radionuklidów naturalnych: ^{226}Ra , ^{228}Ac i ^{40}K w glebie, pomierzonych w latach 1988-2010 mieszczą się w granicach niepewności pomiaru (Rys. 31). Średnie stężenia dla Polski obliczone za okres 1988-2010 wynoszą: dla ^{226}Ra – 25,1 Bq/kg, dla ^{228}Ac – 22,1 Bq/kg i dla ^{40}K – 407 Bq/kg. Dla porównania, średnie światowe tzw. „klarkowe” stężenia naturalnych radionuklidów w glebach, zgodnie z Raportem UNSCEAR 2000 [7] wynoszą: dla ^{226}Ra – 33 Bq/kg, ^{228}Ac – 45 Bq/kg i ^{40}K – 420 Bq/kg.

Zgodnie z powyższym, średnie wartości stężeń radionuklidów naturalnych obliczone dla gleb występujących w Polsce są mniejsze niż średnie światowe, uwzględniające również rejony świata o wysokich stężeniach tych radionuklidów. Poprzednie wydania UNSCEAR (UNSCEAR 1982 [8]) nie uwzględniały rejonów świata o nietypowych, wysokich stężeniach radionuklidów naturalnych w glebach – np. Raport z 1982r. podawał niższe średnie wartości światowych stężeń radionuklidów naturalnych w glebach wynoszące: dla ^{226}Ra – 25 Bq/kg, ^{228}Ac – 25 Bq/kg i ^{40}K – 370 Bq/kg. Średnie wartości stężeń radionuklidów naturalnych w glebach naszego kraju są bardzo bliskie wartościom średnich światowych podanych w tej publikacji.

Tabela 2. Zmiany w czasie średnich dla Polski wartości ziemskiej składowej mocy dawki tła promieniowania gamma, w latach 1989-2010.

Rok	1989	1990	1993	1997	1998	1999	2000
Moc dawki [nGy/h]	42,7	45,4	41,0	47,4	36,3	40,5	38,7
Rok	2001	2002	2004	2006	2008	2010	
Moc dawki [nGy/h]	41,9	43,3	43,7 ^{*)}	44,3 ^{*)}	45,3 ^{*)}	45,6 ^{*)}	
Średnia wartość mocy dawki w latach 1988 – 2010:						42,8	

^{*)} wartość obliczona ze średnich dla Polski stężeń naturalnych radionuklidów w glebie

Zmiany w czasie średnich wartości ziemskiej składowej mocy dawki promieniowania gamma w Polsce w okresie 1989-2010 przedstawiono w Tabeli 2 oraz na Rys. 32. Praktycznie zmiany te są niewielkie, ponieważ o wartości mocy dawki ziemskiego tła gamma decydują radionuklidy naturalne obecne w środowisku, a ich stężenia z uwagi na bardzo długie okresy połowicznego rozpadu nie zmieniają się.

Porównanie stężeń ¹³⁷Cs w osadach dennych w roku 2011 ze stężeniami w latach 2004 – 2011 [9, 10, 11, 16], wskazuje, że stężenia zmniejszały się w czasie nieznacznie, a przez ostatnie trzy lata pozostają na tym samym niskim poziomie (Tab. 3).

Obecnie istotny udział w skażeniu wód powierzchniowych ma wymywanie radionuklidów z gleby dorzeczy. Stwierdzono, że proces ten nie powoduje znaczącego zmniejszenia radioaktywności w ekosystemie lądowym [12].

Porównanie średnich rocznych stężeń promieniotwórczych ¹³⁷Cs i ⁹⁰Sr w wodach rzek i jezior w roku 2011 ze stężeniami w latach 2004 – 2011 [9, 10, 11, 16] wskazuje, że nieznacznie uległy zmianom – pozostając na niskim poziomie. Należy jednak zauważyć, że najniższe wartości rocznych średnich stężeń promieniotwórczych dla obu radionuklidów uzyskano w latach 2007 i 2010, gdzie miały miejsce wiosenne powodzie w naszym kraju. Możemy zatem przypuszczać, że duże masy wody spowodowały rozcieńczenie oznaczanych pierwiastków. To przypuszczenie potwierdzają również wyniki uzyskane w 2011 roku, gdzie pobór prób odbywał się przy niskich i bardzo niskich poziomach wód (Tab.3).

Tabela 3. Zmiany w czasie średnich stężeń radionuklidów pochodzenia sztucznego w wodach (¹³⁷Cs i ⁹⁰Sr) oraz w osadach dennych (¹³⁷Cs) w rzekach i jeziorach w Polsce w latach 2004-2011.

Rok		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Średnie stężenie w wodach [mBq/l]	¹³⁷ Cs	3,45	2,87	2,81	2,40	2,55	2,77	2,29	2,57
	⁹⁰ Sr	1,67	1,57	1,61	0,52	0,83	0,83	0,71	1,94
Średnie stężenie w osadach dennych [Bq/kg]	¹³⁷ Cs	12,00	6,97	4,81	8,44	8,87	6,25	6,18	7,50

W Polsce od 1992 roku działa sieć wysokoczułych stacji ASS-500 umożliwiających prowadzenie rutynowych, ciągłych badań promieniotwórczych zanieczyszczeń przyziemnej warstwy powietrza atmosferycznego. Początkowo sieć składała się z pięciu stacji. Po sukcesywnej jej rozbudowie liczyła 13 stacji, a obecnie w jej skład wchodzi 12 stacji (Rys. 6). W Tabeli 4 oraz na Rys. 33 zostały przedsta-

wione średnie roczne wartości stężeń ^{137}Cs w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego obliczone dla wszystkich stacji pracujących w Polsce, w okresie 1992 – 2011.

Tabela 4. Średnie roczne wartości stężeń ^{137}Cs otrzymane w sieci stacji ASS-500 w latach 1992-2011

Rok	Stężenie ^{137}Cs [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$]	Rok	Stężenie ^{137}Cs [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$]
1992	5,0	2002	2,9 ^{*)}
1993	3,8	2003	1,8
1994	2,8	2004	1,2
1995	2,4	2005	1,3
1996	2,2	2006	1,4
1997	1,6	2007	1,1
1998	1,8	2008	1,0
1999	1,6	2009	1,0
2000	1,5	2010	1,1
2001	1,2	2011	7,9 ^{**)}

^{*)} w roku 2002 miały miejsce pożary torfowisk i lasów na terenie Ukrainy, Białorusi i na środkowym wschodzie Polski

^{**)} w marcu 2011 roku miała miejsce awaria w elektrowni jądrowej Fukushima Dai-ichi

Roczna dawka skuteczna (efektywna)

Wielkość dawki otrzymywanej w ciągu roku przez populację od wszelkich źródeł i rodzajów promieniowania jonizującego, określa całkowita roczna dawka efektywna. Na wielkość tę składa się promieniowanie radionuklidów naturalnych i pochodzenia sztucznego obecnych w środowisku oraz promieniowanie radionuklidów, które ze środowiska przedostały się do wszelkiego rodzaju materiałów i produktów, takich jak np. materiały budowlane czy produkty żywnościowe, a także promieniowanie generowane przez różnego rodzaju urządzenia stosowane w diagnostyce medycznej, przemyśle, badaniach naukowych itp. Największy udział w tej wartości, około 74%, ma promieniowanie radionuklidów naturalnych. Znaczny udział w rocznej dawce efektywnej ma także promieniowanie jonizujące stosowane w diagnostyce medycznej.

Dawki efektywne od naturalnych źródeł promieniowania to przede wszystkim:

- dawki od radonu i produktów jego rozpadu,
- dawki spowodowane zewnętrznym promieniowaniem gamma i promieniowaniem kosmicznym,
- dawki wynikające z wchłonięć wewnętrznych.

Dawki efektywne od źródeł pochodzenia sztucznego to:

- dawki wynikające z diagnostyki medycznej,
- dawki otrzymane w następstwie próbnego wybuchu jądrowego oraz awarii EJ w Czarnobylu,
- dawki związane z narażeniem zawodowym,
- dawki pochodzące od stosowania przedmiotów codziennego użytku.

Zestawienie wartości średnich rocznych dawek efektywnych otrzymanych przez mieszkańców Polski w 2010 r. z różnych źródeł promieniowania jonizującego przedstawiono na Rys. 2 i 3.

Średnia wartość całkowitej dawki efektywnej od promieniowania jonizującego w roku 2010 wyniosła dla statystycznego mieszkańca Polski 3,30 mSv. Wartość ta, obliczona zgodnie z zaleceniami podanymi przez UNSCEAR 2000, nie różni się zbytnio od analogicznych wartości dawek efektywnych uzyskanych w wyniku podobnych ocen prowadzonych w Polsce w latach ubiegłych oraz w innych krajach europejskich.

Obowiązujące w Polsce przepisy (Ustawa Prawo Atomowe z dnia 29 listopada 2000r. z późniejszymi zmianami [13] oraz Rozporządzenie RM z dnia 18 stycznia 2005r.[14]) przyjmują, że dawka graniczna dla osób z ogółu ludności, wyrażona jako dawka skuteczna (efektywna) wynosi 1 mSv w ciągu roku kalendarzowego. Dawki graniczne nie obejmują narażenia na promieniowanie naturalne, jeżeli narażenie to nie zostało zwiększone w wyniku działalności człowieka, w szczególności nie obejmują narażenia od radonu w budynkach mieszkalnych, od naturalnych radionuklidów promieniotwórczych wchodzących w skład ciała ludzkiego, od promieniowania kosmicznego na poziomie ziemi, jak również narażenia nad powierzchnią ziemi od nuklidów znajdujących się w nienaruszonej skorupie ziemskiej.

Dawka efektywna otrzymana przez ludność Polski w 2010 r. od źródeł pochodzenia sztucznego (diagnostyka medyczna, radionuklidy pochodzenia sztucznego, narażenie zawodowe i inne) wyniosła 0,864 mSv. Największy udział w wartości tej dawki pochodzi od promieniowania jonizującego stosowanego w diagnostyce medycznej (0,85 mSv). Składowa dawka od awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu w roku 2010 wyniosła 0,006 mSv. Wartość ta stanowi jedynie 0,5% wartości dawki granicznej (1mSv) oraz ok. 0,2% całkowitej dawki efektywnej (3,30 mSv) otrzymanej przez statystycznego mieszkańca Polski w 2010 roku.

Introduction

The investigation and the evaluation of the radiological conditions in the environment, as well as the ability to track and forecast the changes, which could occur as the result of the human activity, constitute the crucial element of the control of the population exposure. The exposure is determined by the quantity of the effective dose to the population from every source and type of the ionizing radiation. The strongest contribution (73,8%) in the value of the effective dose received by the statistical Polish citizen has the radiation of natural origin (Fig. 2). The significant contribution in annual effective dose has the ionizing radiation used in medical diagnostics (25,8%). Fig. 3 presents the value of the effective dose received by the citizen in Poland from various sources of radiation [20].

Natural radioactivity in the environment

The ionizing radiation of natural origin consists of the cosmic radiation and the radiation from the natural radionuclides present in the environment of the Earth.

The cosmic radiation has two components: primary and secondary. The primary cosmic radiation originates in the galaxies and the Sun. It consists mainly of protons and α -particles. The secondary cosmic radiation originates as the result of interactions between primary cosmic radiation with the nuclei of the elements present in the atmosphere. This process forms highly energetic mesons, photons, protons and neutrons. Electrons and photons multiply in the atmosphere during so called cascade processes. The cosmic radiation intensity is highly dependent on the geographical position, mainly the height above sea level.

The natural radionuclides present in the environment can be divided into two groups according to their origin. The first group consists of the radionuclides created during the formation of the solar system. Their half-lives are long in comparison with the age of the Earth (5×10^9 years). This group contains also the daughter radionuclides of long-lived parent isotopes forming the natural radioactive series. The radionuclides belonging to the series are alpha, beta and gamma emitters. There are three natural radioactive series of radionuclides present in the environment of the Earth: uranium-radium series, thorium series and uranium-actinium series. The important natural radioactive isotope is potassium ^{40}K , constituting 0.0119% in the natural potassium. ^{40}K emits beta and gamma radiation. The second group of the natural radionuclides is composed of the isotopes originating during the nuclear reactions between the cosmic radiation particles and the nuclei of some elements present in the atmosphere. The most important of this group are ^3H , ^7Be , ^{22}Na and ^{14}C .

The values of radionuclide activity concentration of the uranium-radium series, thorium series and ^{40}K radionuclide in the soil depend upon the radioactivity of the rocks forming the soil and soil-forming processes. Generally, igneous rocks are more radioactive than sedimentary rocks. The concentration of the radioactive isotopes is lower in the soils which are subject to strong erosion, presence of humus and elution. In opposite, for black-earth soil, where the geochemical and biochemical processes are not so intensive, the concentration of radionuclides is higher, not differing much from the concentration in the rocks forming such soil. The concentration of the natural radioactive isotopes practically does not change in time due to their long half-lives.

The values of the activity concentration of the natural radionuclides in the environment can differ by the orders of magnitude, depending upon natural and artificially created local conditions. Moreover, the differences in the isotope composition are observed. It is mainly due to the presence of the numerous sources contaminating the environment, as well as different migration paths. The sources with the major influence on the contamination of the environment by the natural radionuclides:

- Mining and coal-fired power plants, as well as the presence of dumps, mounds and sedimentary ponds;
- Application of phosphoric and potassium fertilizers;
- ^{222}Rn (radioactive noble gas of uranium-radium series) exhalation from the surface of the ground and building materials.

Artificial radioactivity in the environment

The environment of the Earth has been contaminated by the radionuclides of artificial origin resulting from nuclear explosions, operation of nuclear power plants and other nuclear-related facilities (their malfunction and accidents, in particular). During normal operation nuclear facilities discharge small quantities of radioactive substances to the environment in a controlled manner. Vast amount of artificial radionuclides could escape to the environment in case of the accident or malfunction. The nuclear explosions conducted in the atmosphere (especially in the beginning of sixties last century), the accident in Chernobyl Nuclear Power Plant in 1986, and the accident in the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant in March 2011 created the contamination of the environment by the artificial radionuclides emitting alpha, beta and gamma radiation. Most of them practically disappeared from the environment of Poland due to their short half-lives. Nevertheless the isotopes having long half-lives such as ^{137}Cs ($T_{1/2}=30.15$ years), ^{90}Sr ($T_{1/2}=28,78$ years), ^{239}Pu ($T_{1/2}=24110$ years) and ^{240}Pu ($T_{1/2}=6563$ years) still contaminate the environment, as well as ^{134}Cs ($T_{1/2}=2.06$ years) in the period directly after the accident. According to UNSCEAR 2000 [1] these radionuclides were released by the Chernobyl accident in the following amounts: ^{137}Cs – about 85 PBq, ^{90}Sr – 10 PBq, ^{239}Pu – 0,013 PBq, ^{240}Pu – 0,018 PBq (petabecquerels, 1 PBq = 10^{15} Bq). It is estimated that total ^{137}Cs deposition from Chernobyl accident in PBq for various European countries amounted from 0.053 PBq for Belgium to 29 PBq for European part of Russia. For comparison for Poland it was 1.2 PBq, for Ukraine – 13 PBq and Byelorussia – 15 PBq [2]. Deposition of ^{90}Sr , ^{239}Pu and ^{240}Pu , which are less volatile than isotopes of cesium, was confined to areas closer to the damaged reactor than the deposition of ^{137}Cs .

Other sources of artificial radioactivity in the environment is the radiation generated by the facilities used in medical diagnostics, industry, scientific research, etc.

Methods of investigations and data presentation

The purpose of soil sampling was to deliver the representative material for the investigation of the activity concentration of radionuclides in the surface-layer of the soil in Poland. The samples were taken inside the measurement sites of the stations and posts of the Institute of Meteorology and Water Management – sampling in 254 sites (see Fig. 4). The samples were collected in undisturbed areas without sheltering, vegetation or structures. Each sample consisted with 7 portions taken from the 6 places distributed on the circumference of the circle having the radius of 2 m and one portion taken from the centre of this circle. Each portion of the soil was taken by means of steel knife-edge pipe (radius about 7 cm) from the 10 cm-deep surface-layer of the soil.

In the laboratory, the soil samples underwent initial drying in the room temperature, and afterwards were dried in the temperature of 105°C during 16 hours. After drying, crushing, and homogenization the soil was put into the Marinelli beaker having volume 450 cm^3 .

The measurements of the activity concentration of radionuclides in soil samples were performed by means of the gamma spectrometer consisting of HPGe semiconductor detector connected with multi-channel analyzer and GENIE-2000 software. The spectrometer allowed the analysis of gamma spectra within the photon energy range of several to 1800 keV. The energy resolution of the spectrometer for ^{60}Co

($E_\gamma = 1.33$ MeV) was 1.8 keV. The detector was placed in the low-background lead-shielded housing to reduce the external gamma background radiation by two orders of magnitude. The spectrometer was calibrated with the reference source of Marinelli geometry made of the mixture of radionuclides of the energies from 0.088 to 1.836 MeV.

The lower limit of detection for the measurement time of 80000 s was:

- 0.15 Bq/kg (0.02 kBq/m²) for ¹³⁷Cs,
- 2.5 Bq/kg for ⁴⁰K,
- 2.0 Bq/kg for ²²⁶Ra,
- 0.5 Bq/kg for ²²⁸Ac.

*

The value of the gamma dose rate in the environment is usually determined in the air at the height of 1 m over the surface of the ground. The value is influenced by all radionuclides present in all of the components of the environment. The main factor is the radiation of the nuclides present in the soil and deposited on its surface. The natural radioactive isotopes of uranium-radium series, thorium series and ⁴⁰K are approximately uniformly depth-distributed in the soil. Their concentration depends upon the local geological conditions. The seasonal changes of the gamma dose rate are notable. In addition, daily gamma dose rate changes and the changes connected with the precipitation are observed. The reason of the changes is the difference in radon exhalation from the soil, and in case of the precipitation, the wash-out of the radon daughters from the atmosphere and their sedimentation on the surface of the ground. The fluctuation of the gamma dose rate from natural radionuclides makes it difficult and often impossible to detect and measure the gamma dose rate from the presence of artificial radionuclides.

Short-term measurements of the gamma dose rate could lead to erroneous interpretation. Thus, it is advisable to perform long-term (several month) dose measurements. Thermoluminescent (TL) dosimeters consisting of three (LiF:Mg:Ti) detectors were used during the investigation. The dosimeters were exposed in the measuring points (the same at which the soil samples were taken) during one-year period. Such one-year period of the measurement ensured that the integrated dose was not lower than 0.1 mGy (taking into account the lowest gamma dose rate in Poland - about 30 nGy/h).

The reading of the gamma dose for each TL detector was performed by automatic thermoluminescence reader of Finnish production – RADOS. The average gamma background dose (measured by three detectors) and average annual dose rate were calculated for each measuring site.

Since 2004 the measurements of the gamma dose rate has been ceased in Poland. The values of the gamma dose rate presented in the Atlas were calculated basing upon the concentrations of the natural radioactive isotopes measured in the soil samples.

*

Samples of water and bottom sediments were collected from the Vistula river and its two tributaries (the Bug and the Narew rivers), from the Odra river and its tributary the Warta river and from six lakes located in various regions of Poland. Water samples of 20-L volume were taken from main streams of the rivers and from platforms on the lakes. Bottom sediments were taken with the use of the Van Veen type device or, with a shovel, if the bottom was stony, at the distance of three to five meters from the river bank. The sediment sample weight was about 1 kg. Activity concentration of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in water and of ¹³⁷Cs and ^{239,240}Pu in bottom sediments were determined.

Radiochemical methods were applied to determination of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in water samples. Determination of ¹³⁷Cs required selective sorption of cesium on a AMP (ammonium molybdophosphate) bed and the measurement of beta radioactivity [3]. The detection limit of ¹³⁷Cs was 0.32 mBq L⁻¹. The determination of ⁹⁰Sr was carried out with the modified Volchok et al. method [4]. This method con-

sists in the measurement of activity of ^{90}Y ($T_{1/2}=64,2$ h) being in equilibrium with ^{90}Sr . The detection limit of ^{90}Sr was 0.45 mBq L $^{-1}$. Activities of ^{137}Cs and of ^{90}Y were measured with the low-level beta GM multicounter system Model Riso GM-25-5 with the background of about 0.2 cpm and efficiency about 40%.

The ^{137}Cs concentrations in bottom sediments were determined by gamma spectrometry. Sediments samples were dried at room temperature and then at 105°C for 16 hrs. Plants and stones were removed, samples was sieved through a sieve with a mesh size 2-mm and placed in the Marinelli vessel of 500 cm 3 volume. A sample for measurements had a volume of 450 cm 3 . Measurement of ^{137}Cs was the same as described in the method for soil samples.

Determination of $^{239,240}\text{Pu}$ was performed with the use of a modified Taipei and Tuomainen method [5]. Plutonium was acid leached from 50 g sediment sample, separated by ion exchange, followed by electrodeposition onto stainless steel disks. ^{242}Pu was used as an internal tracer for counting alpha activity and chemical recovery. Activity of plutonium was measured by alpha spectrometry. Detection limit of $^{239,240}\text{Pu}$ was 4 mBq/kg for counting time of 164,000 s.

Fig. 5 shows localization of water and bottom sediment sampling points in the rivers and lakes in Poland

*

The average annual concentration of ^{137}Cs , as well as natural and cosmogenic radionuclides in the ground-level atmosphere was determined using 12 high-volume aerosol sampling stations (type ASS-500) working continuously and placed all-over Poland (see Fig. 6). The filters were changed weekly. The nominal air-flow through the filter was 500 m 3 /h. The aerosols deposited on the PVC-fiber filters (type Petrianov FPP-15-1.5) were measured by means of gamma spectrometry with HPGe detectors.

*

The results of the measurements in the form of radiological maps of Poland were prepared using Geographical Information System software MapInfo 8.5 PL. The MapInfo software allows the preparation of the numerical maps. It is possible to create the maps, placing various objects on the maps, creation of the thematic maps, where the numerical data can be presented by graduated symbols, bar charts related to geographical coordinates, regionalization of the areas on the map (i.e. administrative units – voivodships, districts, etc.).

The maps were created by the circle diagram method using various circumferences of the circles related to the measured concentration or gamma dose rate. Another method of presentation was the use of raster created by means of extrapolation of the measured point values into the area of the whole country. The MapInfo software allows the visualization of the measurement data having major rivers, cities and administrative boundaries in background. The radiological maps are created on the geographical grid. The maps relating the color intensity (measured radiological value) to the administrative units (voivodships) were prepared as well.

Radiological conditions of the environment in Poland

The results of determination of radionuclide activity concentrations in soil refer to the samples taken in October 2010 from the surface-layer of the soil at 254 sites in Poland. The concentration of ^{137}Cs in 10cm surface-layer soil in sampling sites is presented in Fig. 7 as a radiological map created using circular diagram method.

The area distribution of ^{137}Cs in soil, for the territory of Poland, is shown in Fig. 8 as a raster map. The surface concentration of ^{137}Cs in soil in Poland varies from 0.22 kBq/m² to 23.78 kBq/m², having the average at 1.93 kBq/m². The geographical distribution of ^{137}Cs concentration in soil (Fig. 8) shows, that the contamination by this radionuclide is not uniform. The former investigations confirm that the character of the ^{137}Cs distribution remains unchanged. Non-uniformity of the contamination of the soil resulted from complicated pathways of circulation of the air contaminated during the Chernobyl accident and occurrence of local precipitation mainly in southern Poland, at the end of April and beginning of May 1986.

The average concentration of ^{137}Cs in the specific voivodships from maximum to minimum values are presented on chart in Fig. 9. For comparison, the chart contains also the average concentration of ^{137}Cs in soil in Poland. The radiological map showing the distribution of ^{137}Cs for voivodships is presented in Fig. 10. The highest average concentration of ^{137}Cs are for voivodships: Opolskie (5.93 kBq/m²), Dolnośląskie (3.34 kBq/m²), Śląskie (3.06 kBq/m²), and Małopolskie (2.40 kBq/m²). The average ^{137}Cs concentration in these voivodships exceeds the average concentration for Poland (1.93 kBq/m²) for this radionuclide. The lowest average concentration of ^{137}Cs are for voivodships: Zachodniopomorskie (0,63 kBq/m²), Kujawsko-Pomorskie (0.67 kBq/m²), Wielkopolskie (0.80 kBq/m²), and Pomorskie (0.92 kBq/m²).

The activity concentration of natural radionuclides: ^{226}Ra , ^{228}Ac and ^{40}K in soil sampling points is presented in Figs. 11, 15 and 19, respectively. The area distribution of the concentration of ^{226}Ra , ^{228}Ac and ^{40}K in soil in Poland is presented in Figs. 12, 16 and 20. The average values of the activity concentration of ^{226}Ra , ^{228}Ac and ^{40}K for Poland are: 25.3 Bq/kg, 24.4 Bq/kg and 428 Bq/kg, respectively. The range of the concentration of these radionuclides fall within: from 3.7 to 143.2 Bq/kg for ^{226}Ra ; from 3.7 to 125.0 Bq/kg for ^{228}Ac and from 116 to 1055 Bq/kg for ^{40}K . As seen from the raster maps (Figs. 12 and 16) the distribution of concentration for ^{226}Ra – daughter radionuclide of ^{238}U , and ^{228}Ac – daughter radionuclide of ^{232}Th , is connected with the geological structure of Poland, and the highest values are in southern Poland in Carpathians and Sudety mountains [6]. The concentration of ^{40}K is characterized by higher uniformity (Fig. 20), but also for this radionuclide being the 0.0119% of natural potassium (constant isotopic relation) it can be observed some rules connected with the presence of the potassium in soils. Its highest content can be found in Sudety, Carpathians and north-eastern Poland [6].

The distribution of the natural radionuclides in surface-layer soil, which agrees with the geological structure of Poland is confirmed by the results for the specific voivodships.

The average activity concentration for voivodships of ^{226}Ra , ^{228}Ac and ^{40}K from maximum to minimum are presented in the form of charts in Figs. 13, 17 and 21, respectively. The radiological maps showing the voivodship distribution of ^{226}Ra , ^{228}Ac and ^{40}K are presented in Figs. 14, 18 and 22, respectively. The maximum of the average voivodship activity concentration of the three natural radionuclides: ^{226}Ra (42.9 Bq/kg), ^{228}Ac (36.8 Bq/kg) and ^{40}K (576 Bq/kg) are for Dolnośląskie voivodship. The lowest values of concentration of ^{226}Ra (13.0 Bq/kg), ^{228}Ac (12.8 Bq/kg) and ^{40}K (291 Bq/kg) are in Łódzkie voivodship.

Samples of water and bottom sediments were collected twice: in spring and autumn in 2011. The average activity concentrations of ^{137}Cs in waters in sampling locations are presented in Fig. 23. Activity concentration of ^{137}Cs in the upper and middle Vistula was lower than that in the other sampling rivers points. Activity concentration of ^{137}Cs in water from lakes Niesłysz (3,44 mBq/l) and Rogóżno (7,62 mBq/l) were higher in comparison to other lakes [15].

The average activity concentrations of ^{90}Sr in waters of the rivers and lakes are shown in Fig. 24. These concentrations were more uniform than the concentrations of ^{137}Cs . However, markedly higher concentration of ^{90}Sr was observed in the Rogóżno lake (10,57 mBq/l), similarly as for ^{137}Cs . Rogóżno is a small lake with the surface area of 0,5 km², with inflow from a small river and a low outflow. Probably, the enhanced concentration of the radionuclides is caused by their higher deposition after the Chernobyl accident and by low water exchange.

In the samples water studied (with the exception of water collected from Niesłysz lake) the ave-

rage activity concentrations of ^{90}Sr were 1.2 to 3.4 times higher than those of ^{137}Cs . It may be result of easier leaching of strontium than cesium from soils.

Activity concentrations of ^{137}Cs in bottom sediments is shown in Fig.25. In the Odra the highest concentrations of this radionuclide was observed in the middle course of the river. Also higher concentration of ^{137}Cs in bottom sediments of Wisła tributaries than from Wistula river was registered than in bottom sediment from Wisła river. The concentration of ^{137}Cs in bottom sediments of lakes was higher than the rivers. The Rogóżno lake had distinctly higher concentration of ^{137}Cs in lakes bottom sediments.

Activity concentration of $^{239,240}\text{Pu}$ in rivers bottom sediments was in range from 10,04 mBq/kg (Vistula river, sampling point Płock) to 118,91 mBq/kg (Odra river, sampling point Głogów). In lakes bottom sediments the activity concentration ranged from 3,13 mBq/kg to 15,97 mBq/kg.

The annual average activity concentration of ^{137}Cs in the ground-level atmosphere in 2011 for 12 sites in Poland is shown in Fig. 26. The concentration varies from 4.9 to 17.0 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. The values are higher than usually measured in Poland. The main factor is the accident at the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant in Japan which happened in March 2011. For three months (since March to May) we observed the movement of air masses containing distinctly elevated concentrations of the radionuclides of artificial origin (including ^{137}Cs). Since the radioactive cloud moved over Poland during incomplete three weeks, the annual average concentration of ^{137}Cs does not show the real maximum values of its concentration in the ground-level atmosphere. Fig. 27 presents the maximum weekly concentration of ^{137}Cs (average calculated for weekly sampling – in the period of radioactive cloud movement over Poland, the filter was changed 2-3 times per week) registered in Poland.

Figure 28 shows the average annual concentration of ^7Be in the ground-level atmosphere. Beryllium-7 is the radionuclide originating in cosmos due to interaction of the cosmic radiation with the matter outside Earth. Its concentration in the Earth atmosphere is a few orders of magnitude higher than other radionuclides present in the atmosphere. The average concentration of ^7Be measured by the ASS-500 stations is contained between 2.23 mBq/ m^3 (in Gdynia) and 5.62 mBq/ m^3 (in Katowice).

Figure 29 presents the concentration of ^{226}Ra in the ground-level atmosphere in Poland. Radium is the natural isotope existing in the human environment. It is one of the most important isotopes (together with its daughters) having substantial influence over doses to humans. The average concentration of ^{226}Ra in the air in Poland in 2011 was within 3.3 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (in Łódź) and 15.8 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (in Kraków).

The changes of the radiological conditions in Poland in years 1988-2011

It is known that due to the nuclear explosions in the atmosphere, power plant activity outside Polish borders, in particular the accident in Chernobyl NPP, the environment of our country has been contaminated by the radionuclides of artificial origin.

The systematic investigations of the cesium isotopes (^{137}Cs and ^{134}Cs) in the surface-layer of the soil in Poland are performed since 1988. The investigations allow tracking of the nature of changes of the radioactive contamination by artificial radionuclides and give the information of the current distribution of the contamination in Poland.

The temporal changes of the average activity concentration of the cesium two isotopes (^{137}Cs and ^{134}Cs) in surface-layer soil in Poland in years 1988-2004 are presented in Table 1 and Fig. 30.

Table 1. Temporal changes of the average activity concentration of artificial radionuclides (^{137}Cs and ^{134}Cs) in surface-layer soil in Poland in years 1988-2010.

Year		1988	1989	1990	1992	1996	1998
Average activity concentration of cesium isotopes [kBq/m ²]	^{137}Cs	4,64	4,68	4,72	4,24	3,65	3,49
	^{134}Cs	0,99	0,72	0,51	0,25	0,30	0,18
Year		2000	2004	2006	2008	2010	
Average activity concentration of cesium isotopes [kBq/m ²]	^{137}Cs	3,20	2,54	2,41	2,10	1,93	
	^{134}Cs	< LLD	< LLD	< LLD	< LLD	< LLD	

As shown in Table 1, the average concentration of ^{137}Cs in Poland in kBq/m² was decreasing from 4.7 kBq/m² in the period 1988-1990 down to 1.93 kBq/m² in the year 2010. The changes of the concentration of ^{137}Cs are due to the radioactive decay of this isotope ($T_{1/2} \approx 30$ years) as well as the processes of migration occurring in the environment, mainly passing into the deeper layers of soil.

The activity concentration of ^{134}Cs in period 1988 – 2010 was changing according to the half-life (about 2 years), and this radionuclide, detectable in soil up to 1998, is not practically present in the soil in Poland.

Slight changes of the activity concentration of natural radionuclides: ^{226}Ra , ^{228}Ac and ^{40}K in soil, measured in the period 1988-2010 fall within the uncertainty of the measurement (Fig. 31). The average concentrations of ^{226}Ra , ^{228}Ac and ^{40}K in Poland calculated for the period of 1988-2010 amount to: 25.1; 22.1 and 407 Bq/kg, respectively. For comparison, average concentration of natural radionuclides in the world, according to UNSCEAR 2000 report [7], are: ^{226}Ra – 33 Bq/kg, ^{228}Ac – 45 Bq/kg and ^{40}K – 420 Bq/kg.

According to the above, the average concentration of natural radionuclides calculated for the soil types in Poland are lower than world average, taking into account the regions in the world having high concentration of these radionuclides. Previous editions of the UNSCEAR reports (e.g. the report UNSCEAR 1982 [8]) did not take into account the regions of the world with high, non-typical concentration of natural radionuclides in soil – e.g. the Report of 1982 gave lower values of the natural radionuclides in soil: ^{226}Ra – 25 Bq/kg, ^{228}Ac – 25 Bq/kg and ^{40}K – 370 Bq/kg. The average concentration of the natural radionuclides in the soils published here are very close to the world average given in the UNSCEAR Report.

Table 2. Temporal fluctuation of the average terrestrial gamma dose rate in Poland in the period 1989-2010.

Year	1989	1990	1993	1997	1998	1999	2000
Dose rate [nGy/h]	42,7	45,4	41,0	47,4	36,3	40,5	38,7
Year	2001	2002	2004	2006	2008	2010	
Dose rate [nGy/h]	41,9	43,3	43,7 ^{*)}	44,3 ^{*)}	45,3 ^{*)}	45,6 ^{*)}	
Average dose rate in years 1988 – 2010:						42,8	

^{*)} the value calculated using the average natural radionuclide concentrations in soil in Poland

The temporal fluctuation of the terrestrial gamma dose rate in Poland in the period 1989-2010 is presented in Table 2 and Fig. 32. The fluctuation is practically small, because terrestrial gamma dose rate is determined mainly by the presence of natural radionuclides present in the environment, and their concentration is not changing due to long half-lives.

Comparison of the concentration of ¹³⁷Cs in bottom sediments in 2011 related to those received in years 2004-2011 [9, 10, 11, 16] indicates that the concentrations decreased slightly and remain on the same low level in the last three years (Tab. 3).

Currently, a significant part in the contamination of surface waters derives from the leaching of radionuclides from the soil of the river catchment areas. This process does not significantly reduce the radioactivity in the terrestrial ecosystem [12].

Annual average concentration of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in water of rivers and lakes remain on the same low level from 2004. The slightly changes are observed.[9, 10, 11, 16]. The lowest values of annual average activity concentrations for both radionuclides were determined in the years 2007 and 2010, after the spring floods occurred. We can assume that the large mass of water caused dilution of analysed elements. It is confirmed by the results obtained in 2011, where the sampling took place at low and very low levels of rivers water (Tab. 3).

Table 3. Temporal changes of the average activity concentration of artificial radionuclides in water (¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr) and in bottom sediments (¹³⁷Cs) in rivers and lakes in Poland in years 2004-2011.

Year		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Average activity concentration in water [mBq/l]	¹³⁷ Cs	3,45	2,87	2,81	2,40	2,55	2,77	2,29	2,57
	⁹⁰ Sr	1,67	1,57	1,61	0,52	0,83	0,83	0,71	1,94
Average activity concentration in bottom sediment [Bq/kg]	¹³⁷ Cs	12,00	6,97	4,81	8,44	8,87	6,25	6,18	7,50

Since 1992 the routine, continuous investigation of the radioactive contamination of the ground-level atmosphere is performed in Poland by the network of high-volume aerosol sampling stations ASS-500. The network started from 5 stations, reaching 13 stations, and currently consist of 12 stations (see Fig. 6). Table 4 and Fig. 33 contain the average ¹³⁷Cs activity concentration in ground-level atmosphere calculated for all the stations working in Poland in the period 1992-2011.

Table 4. Average annual ¹³⁷Cs activity concentration measured by ASS-500 network in the period 1992-2011

Year	¹³⁷ Cs concentration [μBq/m ³]	Year	¹³⁷ Cs concentration [μBq/m ³]
1992	5,0	2002	2,9 ^{*)}
1993	3,8	2003	1,8
1994	2,8	2004	1,2
1995	2,4	2005	1,3
1996	2,2	2006	1,4
1997	1,6	2007	1,1
1998	1,8	2008	1,0
1999	1,6	2009	1,0
2000	1,5	2010	1,1
2001	1,2	2011	7,9 ^{**)}

^{*)} the fires in marshlands and forests in Ukraine, Byelorussia and middle-east of Poland in 2002

^{**)} the accident in Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant in March 2011

Annual effective dose

The value of the dose received by the population over the year from all sources and types of the ionizing radiation is described by the total annual effective dose. The quantity is affected by the radiation from natural and artificial radionuclides present in the environment, as well as the radiation of radionuclides migrating from the environment to all types of materials and products, such as building materials, food products, and the radiation generated by the facilities used in medical diagnostics, industry, scientific research, etc. The biggest contribution to the total annual effective dose is from natural radioactivity (74%). Significant contribution is from the ionizing radiation used in medical diagnostics.

The effective doses from the natural sources of radiation are mainly affected by:

- doses from radon and its daughters;
- doses from external gamma radiation and cosmic radiation;
- internal doses (ingestion and inhalation).

The effective doses from the man-made sources of radiation are mainly affected by:

- doses from medical diagnostics;
- doses received due to nuclear weapons test and Chernobyl NPP accident;
- doses from professional exposure;
- doses from radiation of common-use objects.

The comparison of the average annual effective doses received by the Polish citizens in 2010 from various sources of the ionizing radiation are presented in Figs. 2 and 3.

The average annual effective dose from the ionizing radiation in 2010 for the statistical Polish citizen was 3.30 mSv. The value, calculated according to the recommendations of UNSCEAR 2000, is close to the values obtained in Poland in the previous years and in other European countries.

The legal regulations in Poland (Atomic Law Act of 29 November 2000 with later amendments [13], and the Regulation of the Council of Ministers of 18 January 2005 [14]) state that the dose limit for the population, expressed as the effective dose is 1 mSv over the calendar year. The dose limits does not apply to natural radiation exposure, provided that the exposure was not increased due to the human activities, in particular – radon in dwellings, natural radionuclides in human body, cosmic radiation at ground-level, terrestrial radiation from the radionuclides in unaffected earth crust are not taken into account.

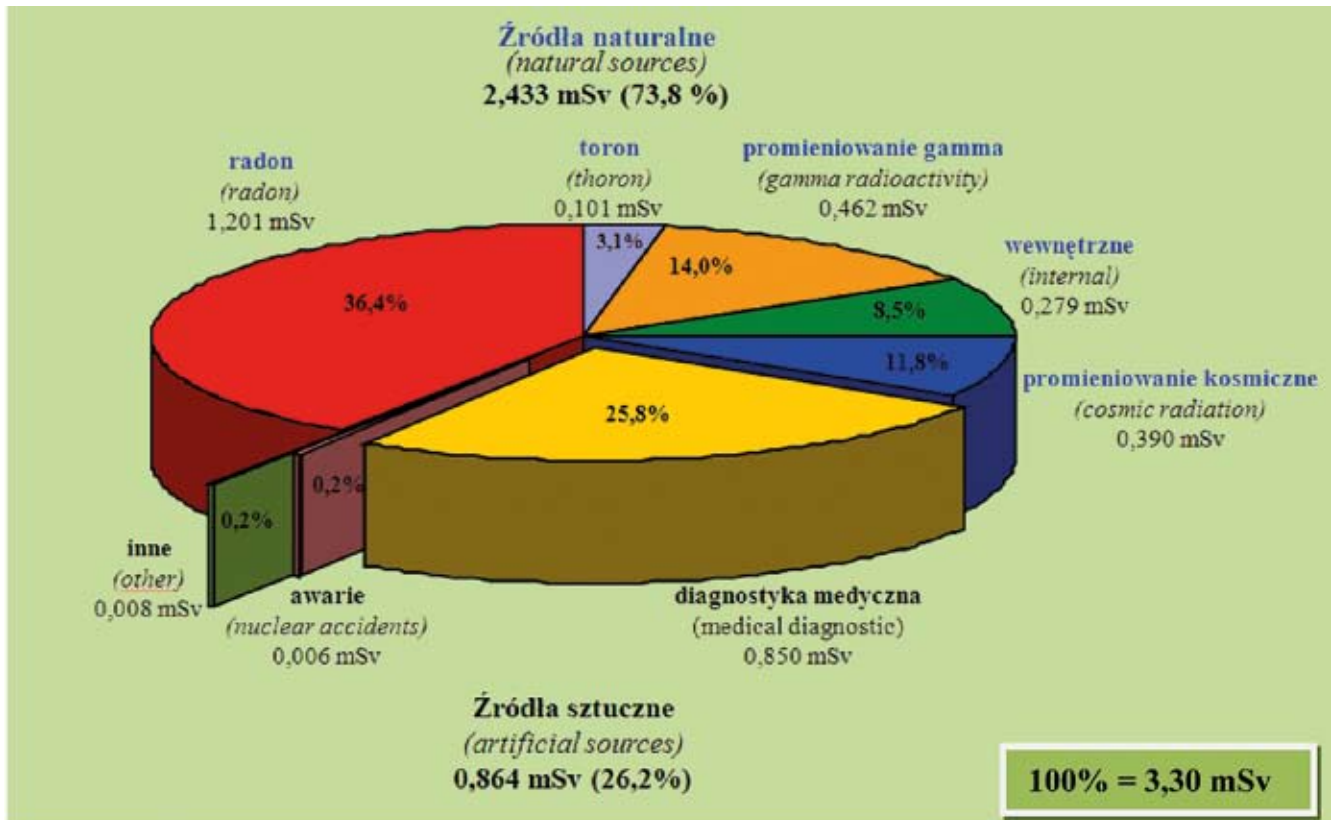
The effective dose received by the Polish population in 2010 from the sources of artificial origin (medical diagnostics, man-made radionuclides, occupational exposure and other) is 0.864 mSv. The most significant contribution is from medical diagnostics – 0.85 mSv, The component from the accident in Chernobyl NPP is 0.006 mSv, in 2010. This value is 0.5% of the dose limit (1 mSv) and about 0.2% of the total annual effective dose (3,30 mSv) received by the statistical Polish citizen in 2010.

MAPY I WYKRESY
MAPS AND DIAGRAMS



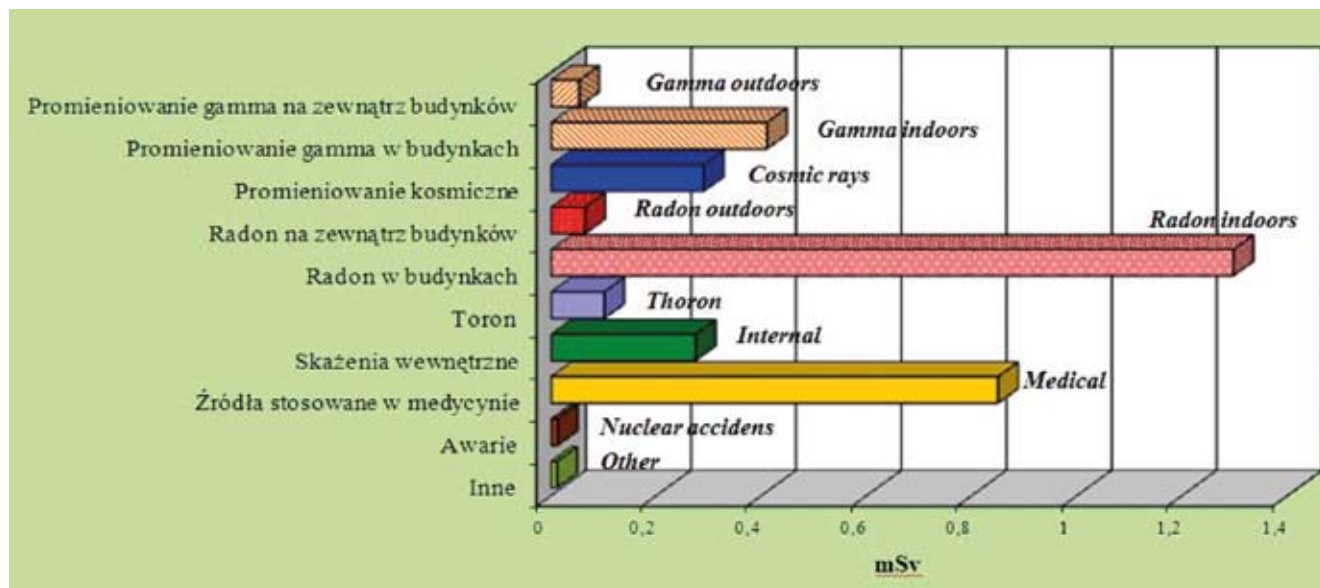
Rys. 1. Rozmieszczenie reaktorów elektrowni jądrowych wokół granic Polski – stan na dzień 31.12.2010 r. [wg danych Państwowej Agencji Atomistyki]

Fig. 1. The distribution of nuclear power reactors around polish borders – status on 31 Dec 2010. [National Atomic Energy Agency data].



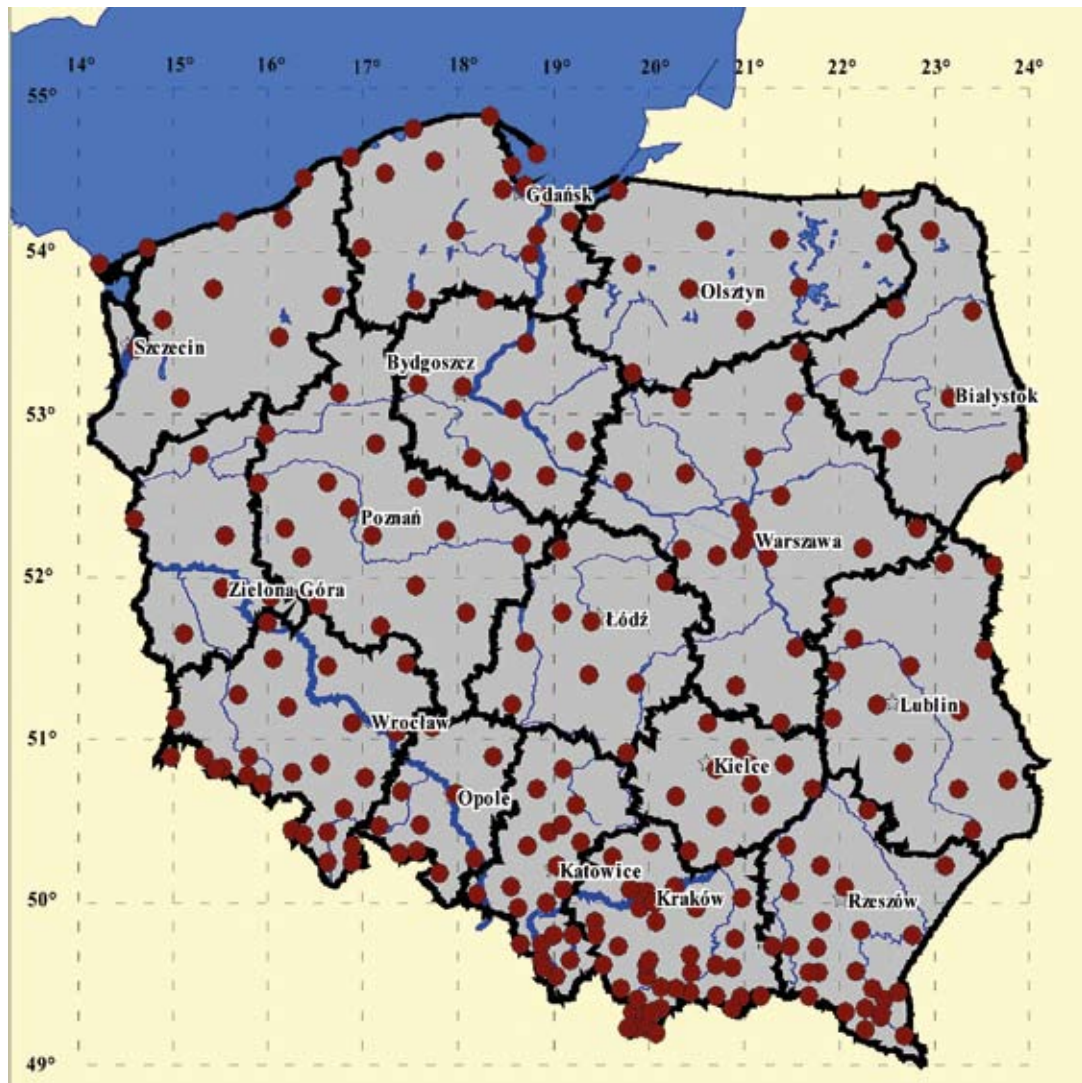
Rys. 2. Udział różnych źródeł promieniowania w średniej rocznej dawce efektywnej otrzymanej przez mieszkańca Polski w 2010 roku.

Fig. 2. The contribution of different sources of radiation in the average annual effective dose received by the citizen of Poland in 2010.



Rys.3. Średnie roczne dawki efektywne otrzymane od różnych źródeł promieniowania przez mieszkańca Polski w 2010 roku.

Fig.3. The average annual effective dose received from different sources of radiation by the citizen of Poland in 2010.



Rys. 4. Lokalizacja punktów poboru próbek gleby na terenie Polski jesienią 2010 roku.

Fig. 4. Localization of soil sampling points in Poland, in autumn 2010.



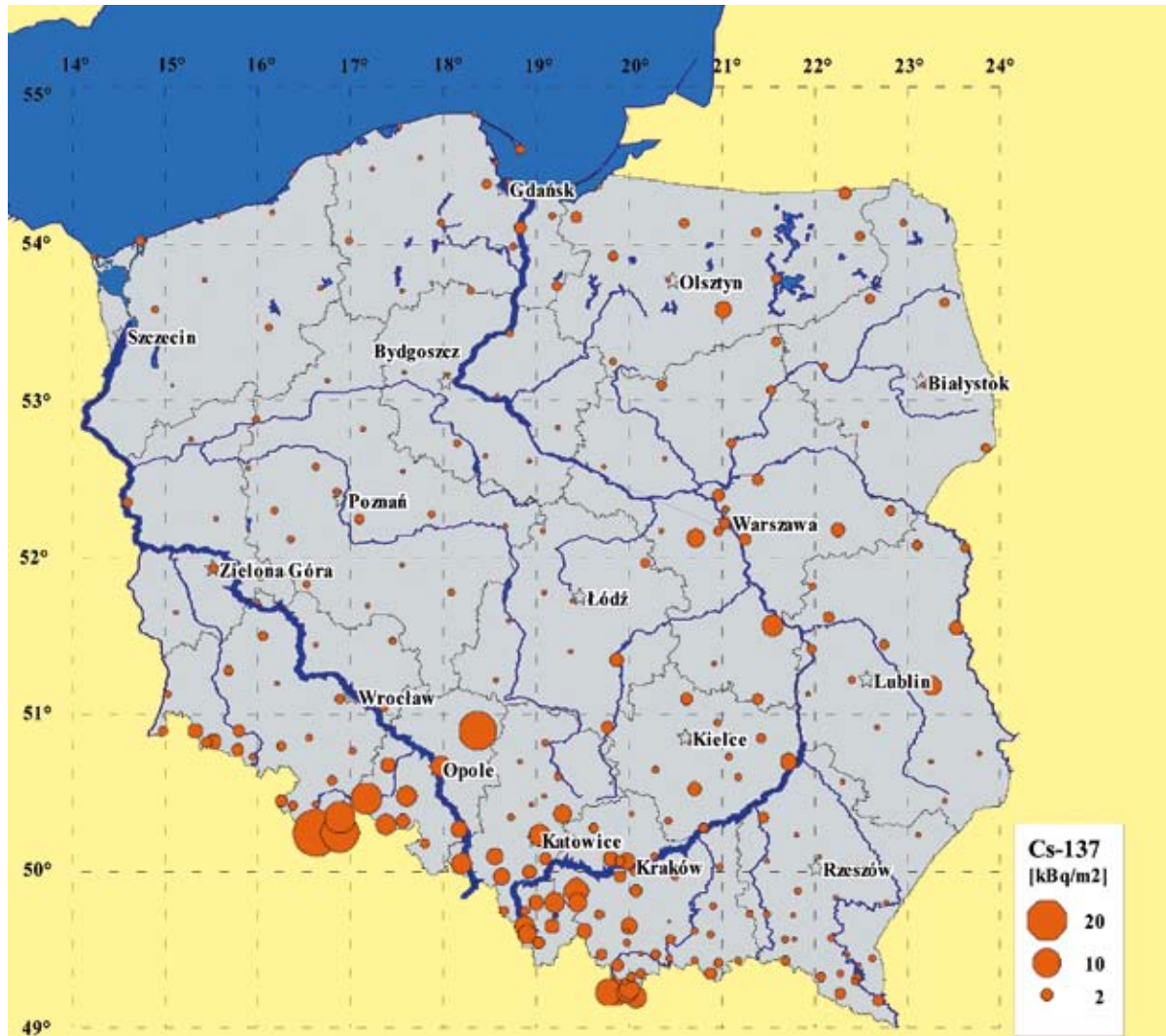
Rys. 5. Lokalizacja punktów poboru próbek wody i osadów dennych w rzekach i jeziorach w Polsce (2011 rok).

Fig. 5. Localization of water and bottom sediment sampling points in the rivers and lakes in Poland, in 2011.



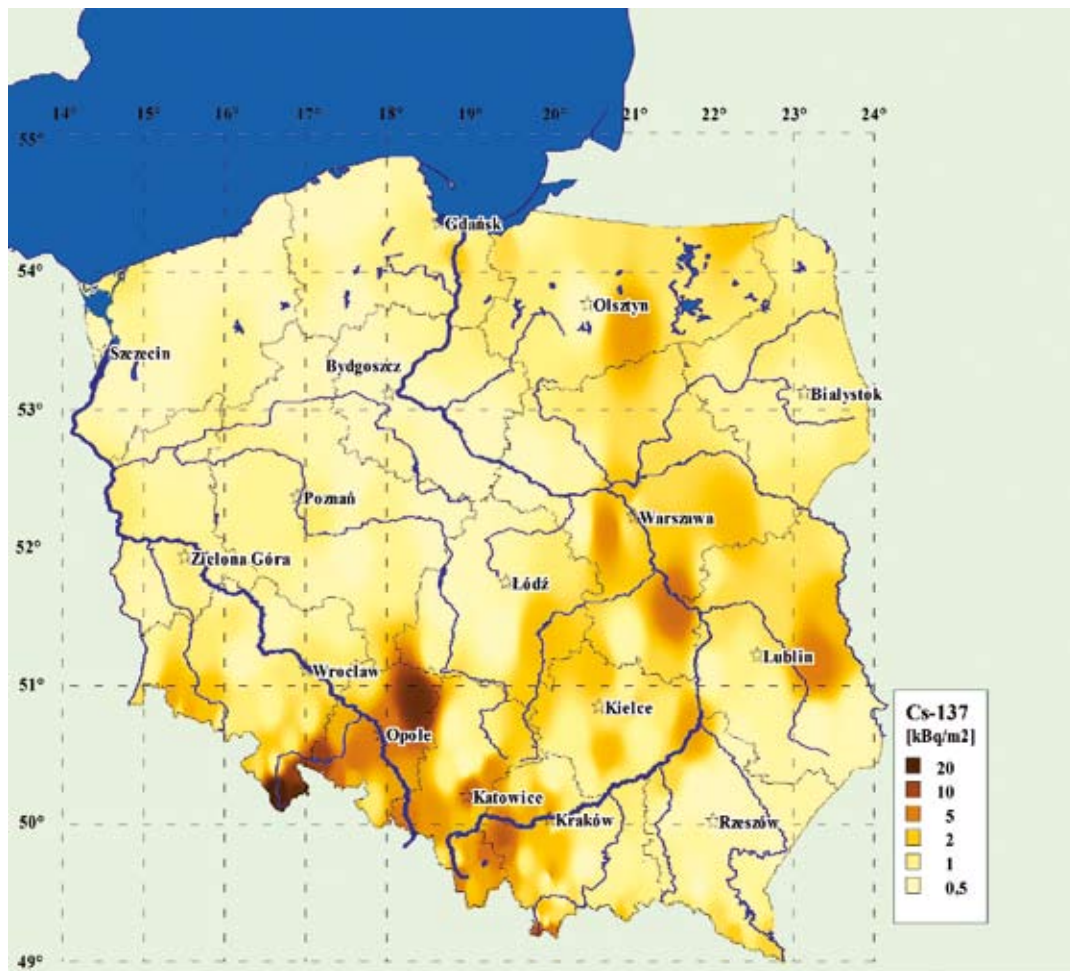
Rys. 6. Lokalizacja stacji poboru aerozoli (typu ASS-500) na terenie Polski.

Fig. 6. Localization of aerosol sampling stations (type ASS-500) in Poland.



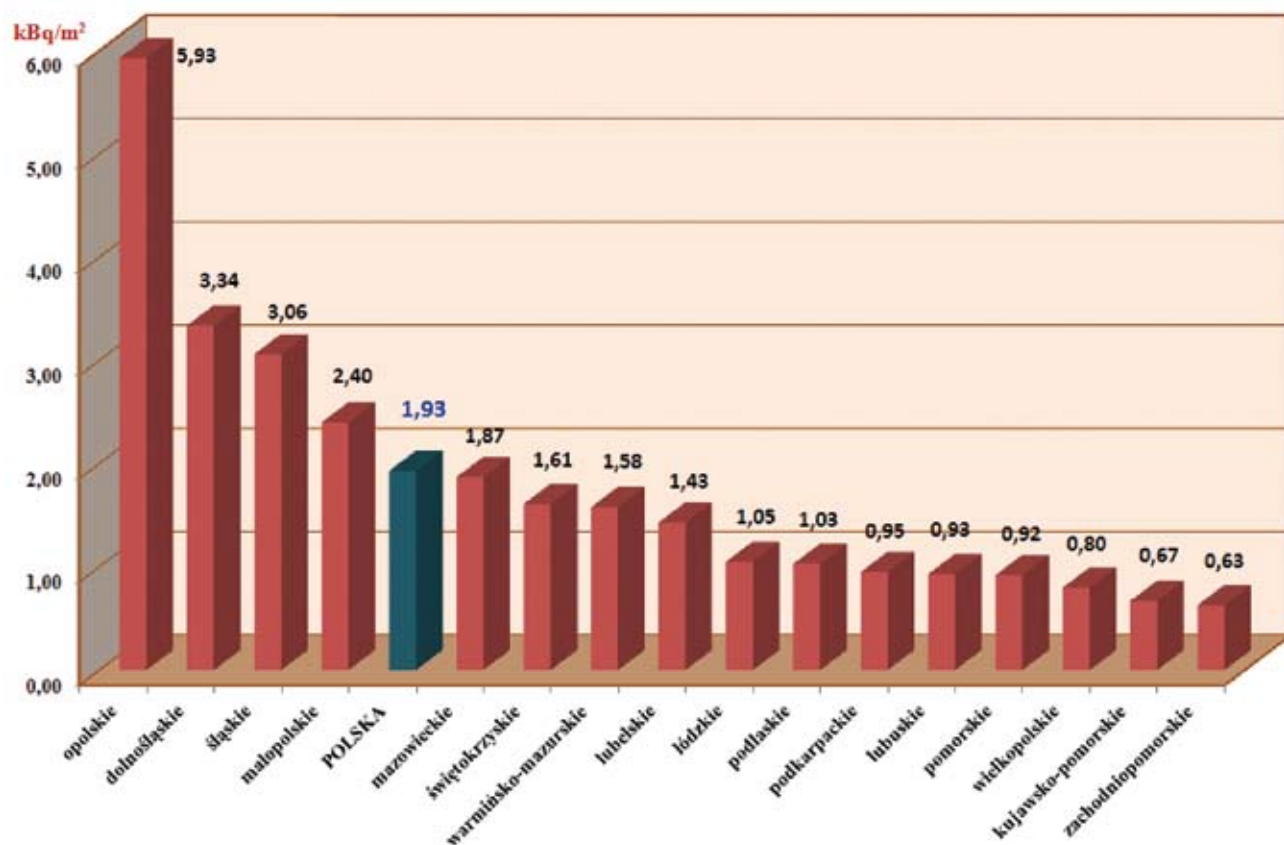
Rys. 7. Depozycja ^{137}Cs (w kBq/m^2) w powierzchniowej warstwie gleby na obszarze Polski.

Fig. 7. ^{137}Cs deposition (in kBq/m^2) in surface-layer soil sampling points.



Rys. 8. Rozkład stężenia ^{137}Cs w powierzchniowej warstwie gleby na obszarze Polski.

Fig. 8. The distribution of ^{137}Cs activity concentration in surface-layer soil in Poland.



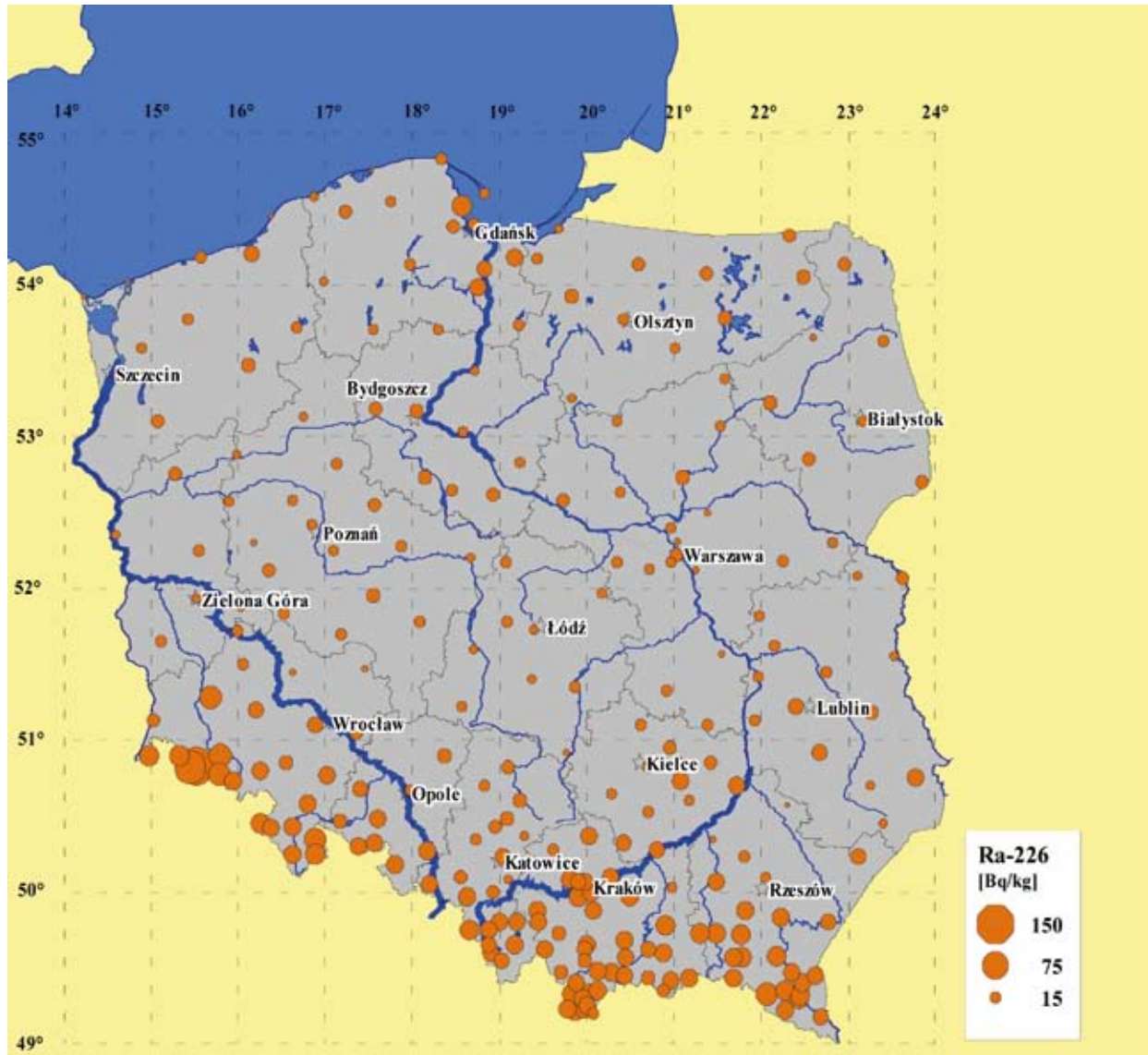
Rys. 9. Średnie stężenie ^{137}Cs w powierzchniowej warstwie gleby w poszczególnych województwach.

Fig. 9. The average activity concentration of ^{137}Cs in surface-layer soil in the voivodships of Poland.



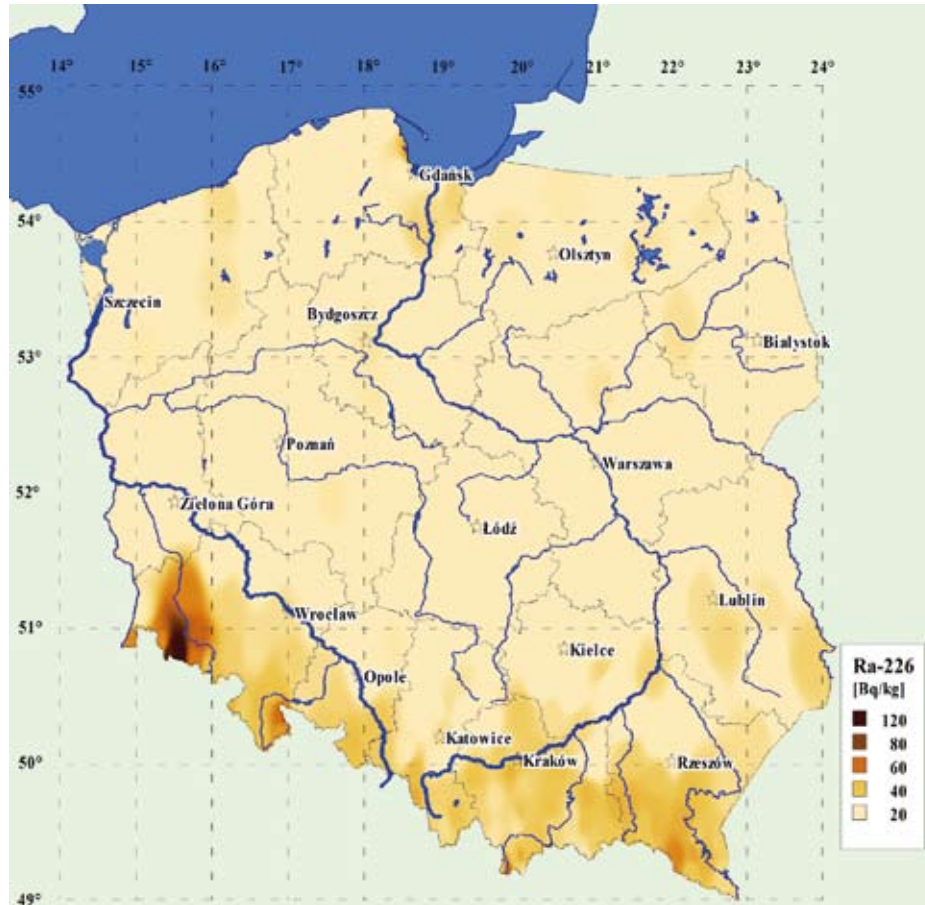
Rys. 10. Rozkład średnich stężeń ^{137}Cs w powierzchniowej warstwie gleby w województwach na obszarze Polski.

Fig. 10. The distribution of the average ^{137}Cs activity concentration in surface-layer soil in the voivodships of Poland.



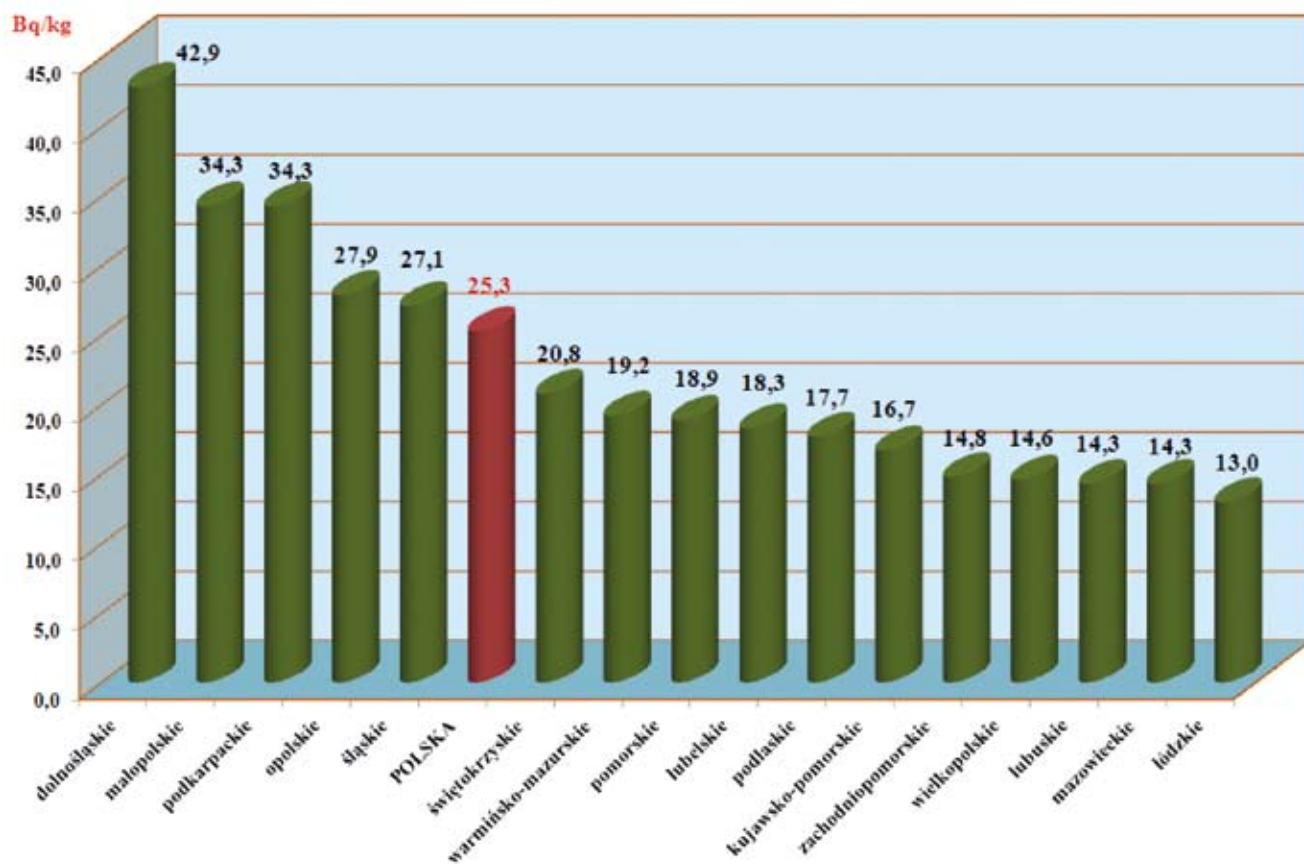
Rys. 11. Stężenie ^{226}Ra w powierzchniowej warstwie gleby w punktach poboru próbek.

Fig. 11. The activity concentration of ^{226}Ra in surface-layer soil in sampling points.



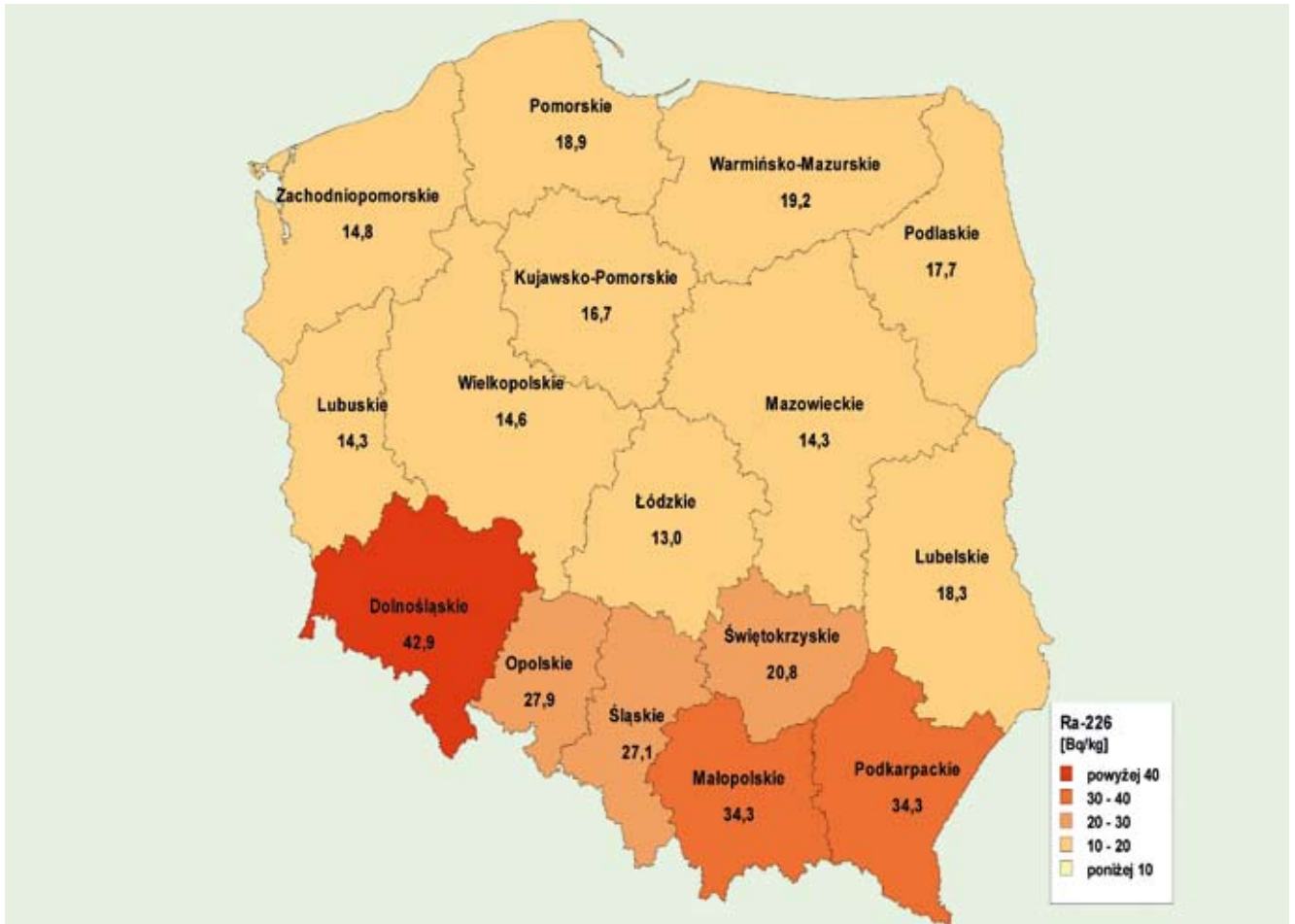
Rys. 12. Rozkład stężenia ^{226}Ra w powierzchniowej warstwie gleby na obszarze Polski.

Fig. 12. The distribution of ^{226}Ra activity concentration in surface-layer soil in Poland.



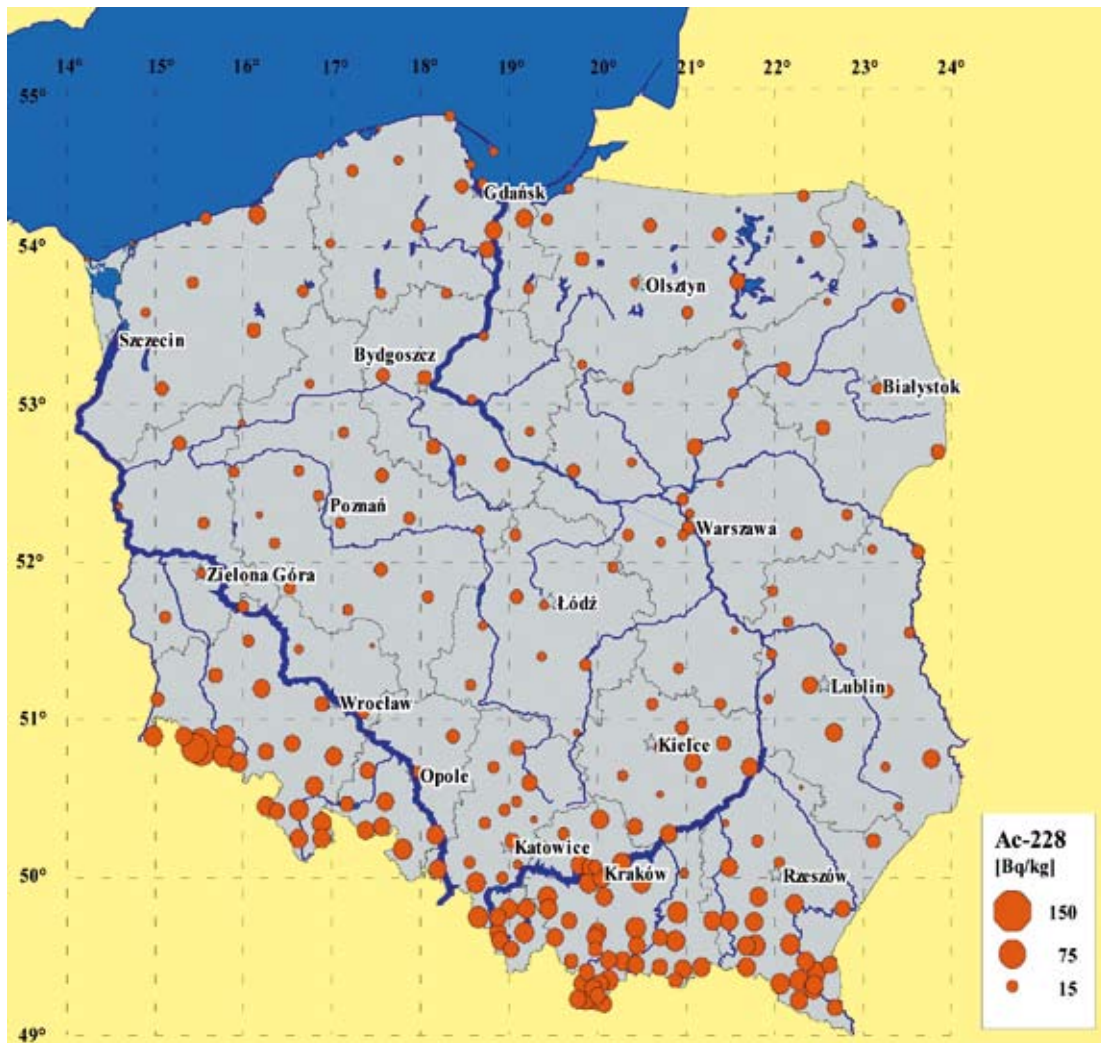
Rys. 13. Średnie stężenie ^{226}Ra w powierzchniowej warstwie gleby w poszczególnych województwach.

Fig. 13. The average activity concentration of ^{226}Ra in surface-layer soil in the voivodships of Poland.



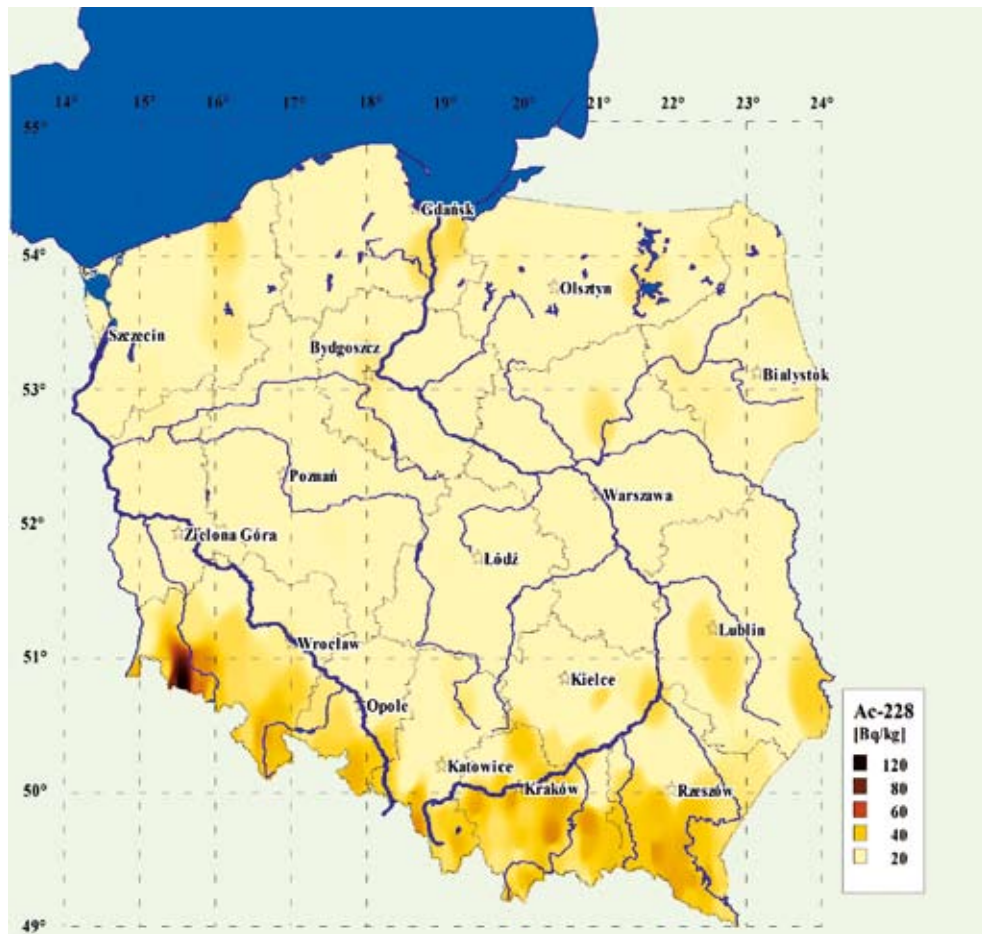
Rys. 14. Rozkład średnich stężeń ²²⁶Ra w powierzchniowej warstwie gleby w województwach na obszarze Polski.

Fig. 14. The distribution of the average ²²⁶Ra activity concentration in surface-layer soil in the voivodships of Poland.



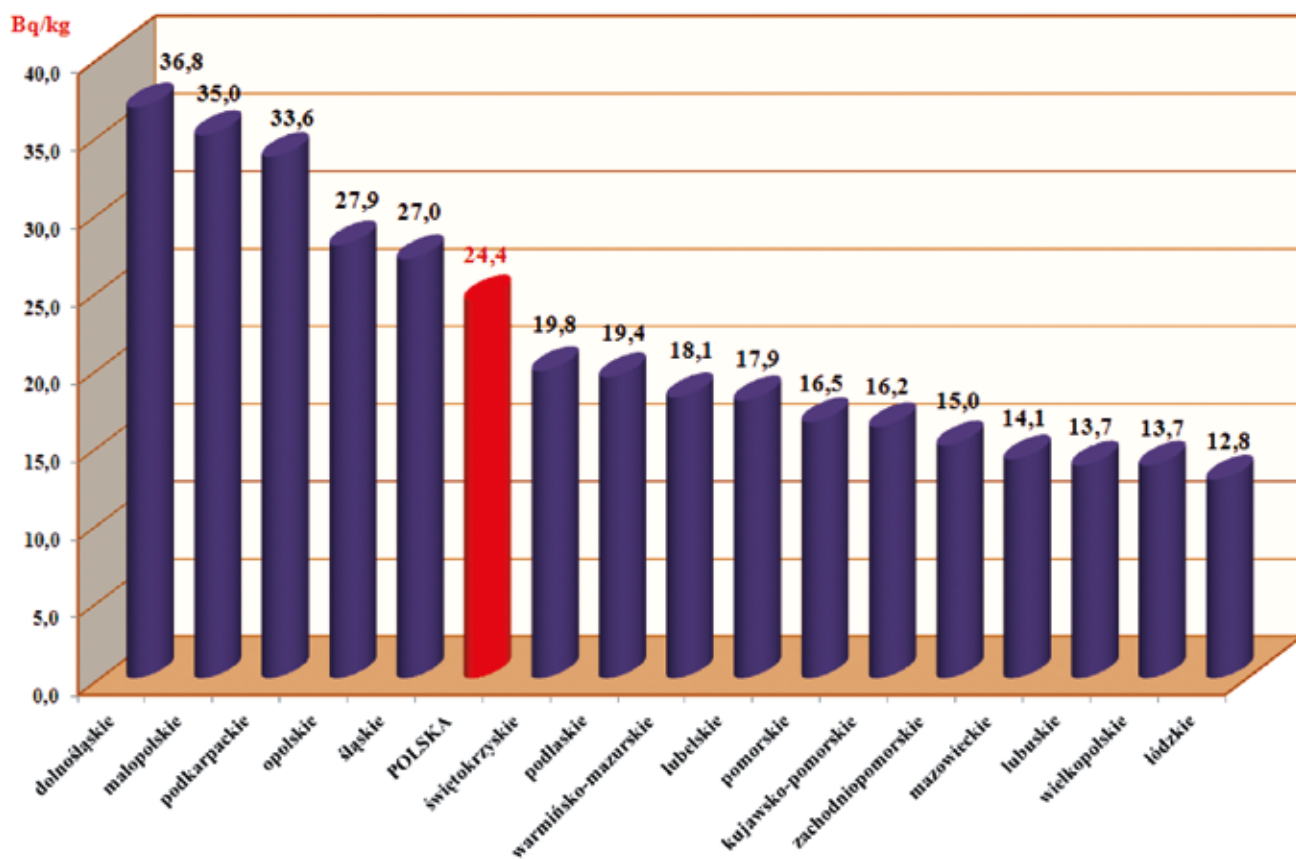
Rys. 15. Stężenie ^{228}Ac w powierzchniowej warstwie gleby w punktach poboru próbek.

Fig. 15. The activity concentration of ^{228}Ac in surface-layer soil in sampling sites.



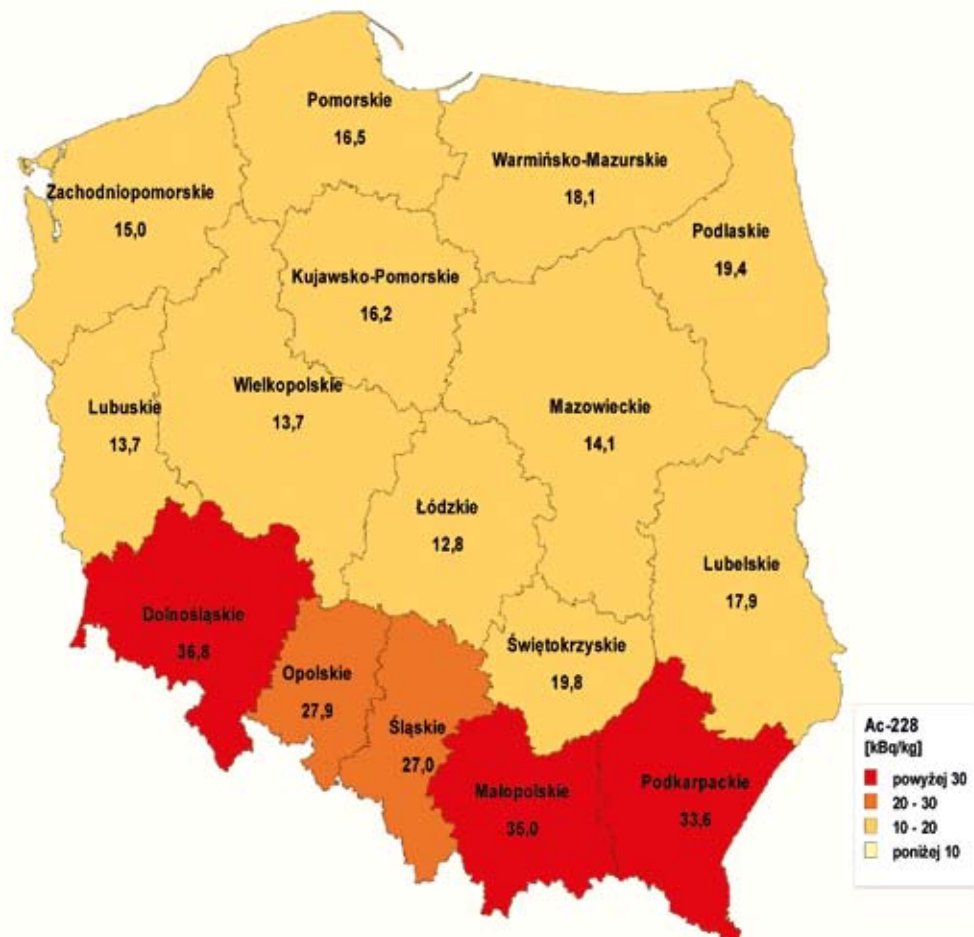
Rys. 16. Rozkład stężenia ^{228}Ac w powierzchniowej warstwie gleby na obszarze Polski.

Fig. 16. The distribution of ^{228}Ac activity concentration in surface-layer soil in Poland.



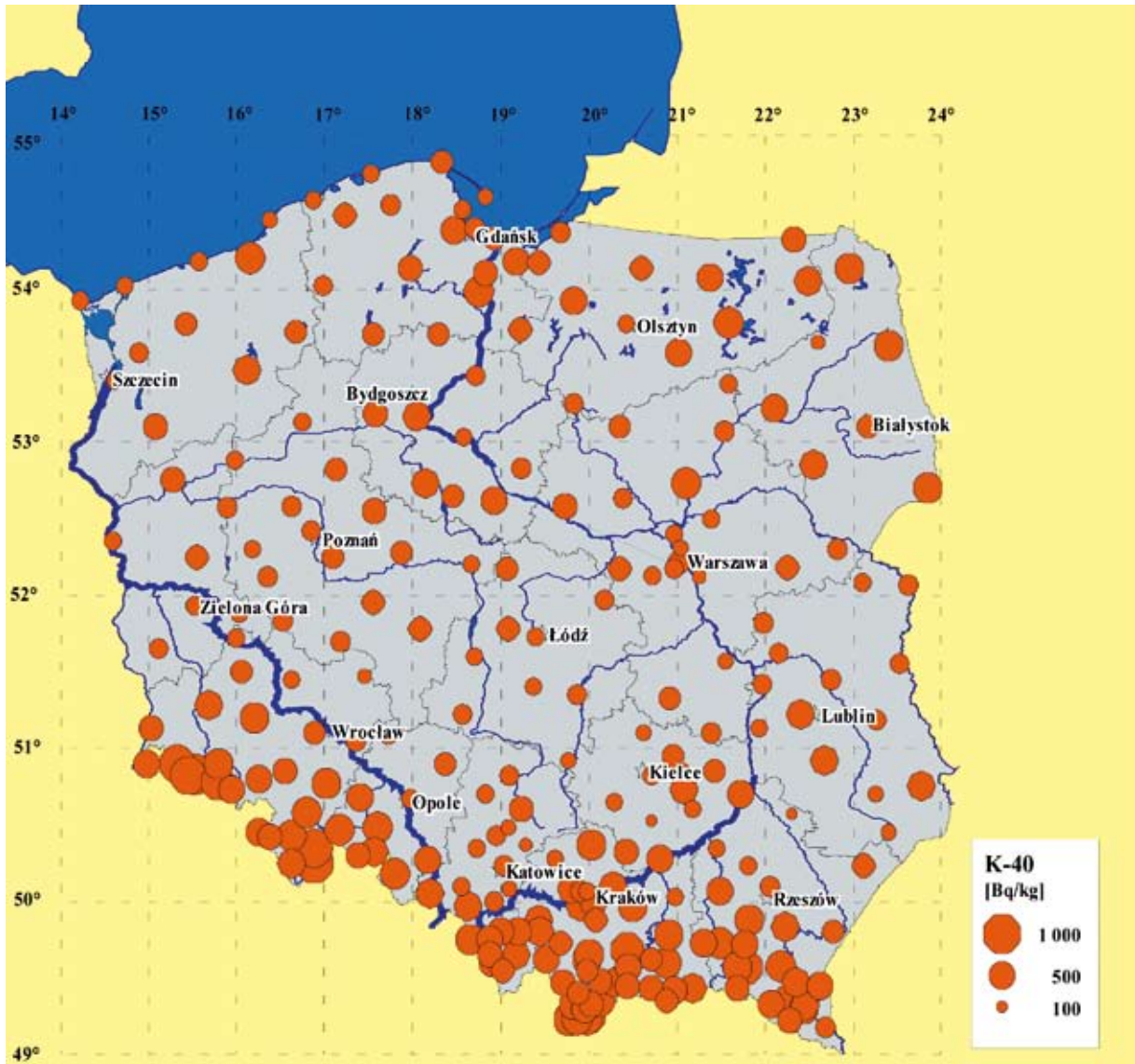
Rys. 17. Średnie stężenie ^{228}Ac w powierzchniowej warstwie gleby w poszczególnych województwach.

Fig. 17. The average activity concentration of ^{228}Ac in surface-layer soil in the voivodships of Poland.



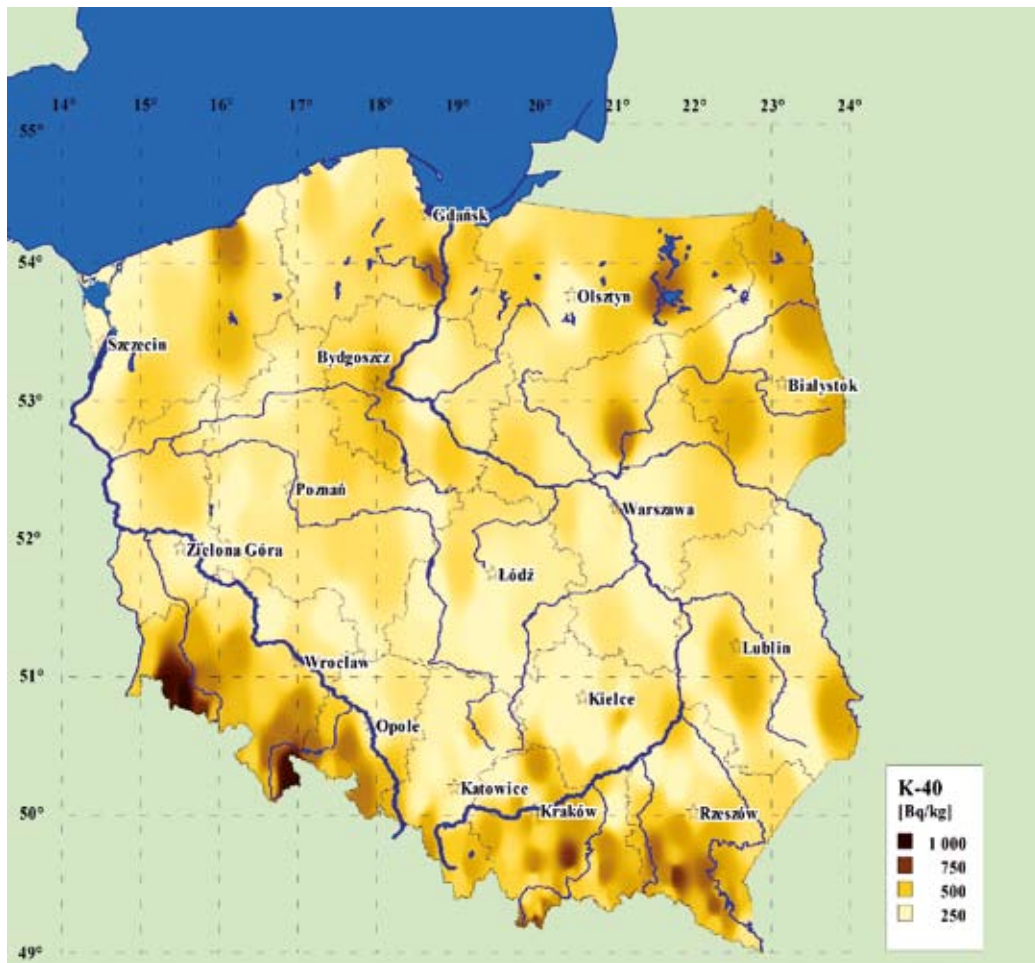
Rys. 18. Rozkład średnich stężeń ^{228}Ac w powierzchniowej warstwie gleby w województwach na obszarze Polski.

Fig. 18. The distribution of the average ^{228}Ac activity concentration in surface-layer soil in the voivodships of Poland.



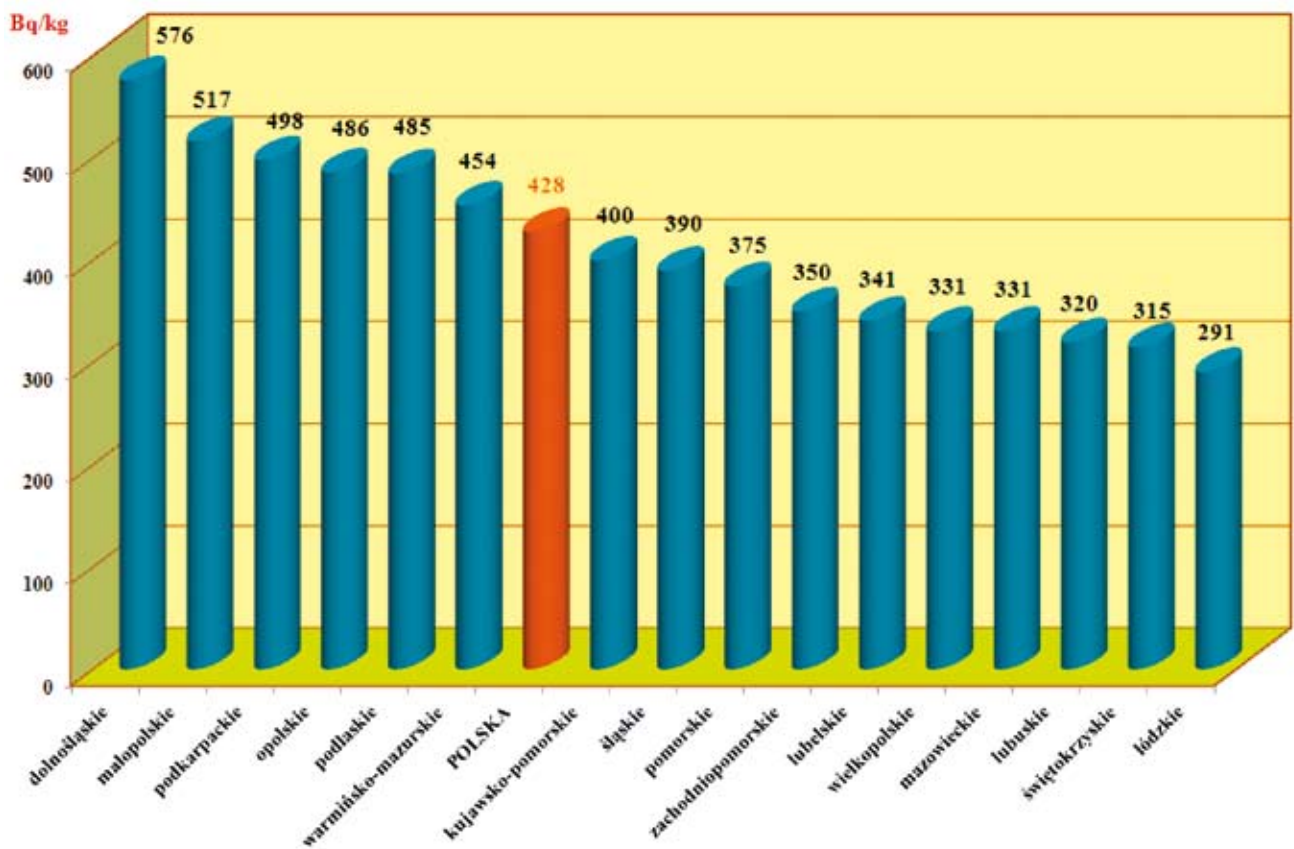
Rys. 19. Stężenie ^{40}K w powierzchniowej warstwie gleby w punktach poboru próbek.

Fig. 19. The activity concentration of ^{40}K in surface-layer soil in sampling sites.



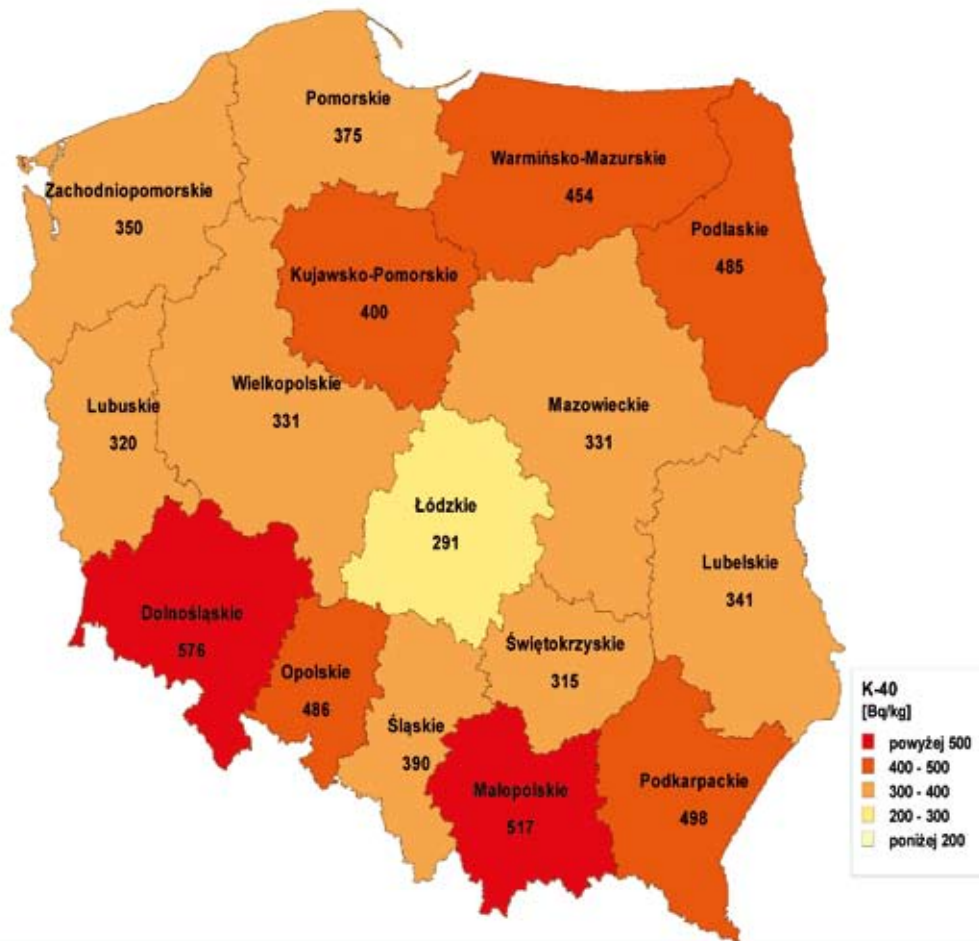
Rys. 20. Rozkład stężenia ^{40}K w powierzchniowej warstwie gleby na obszarze Polski.

Fig. 20. The distribution of ^{40}K activity concentration in surface-layer soil in Poland.



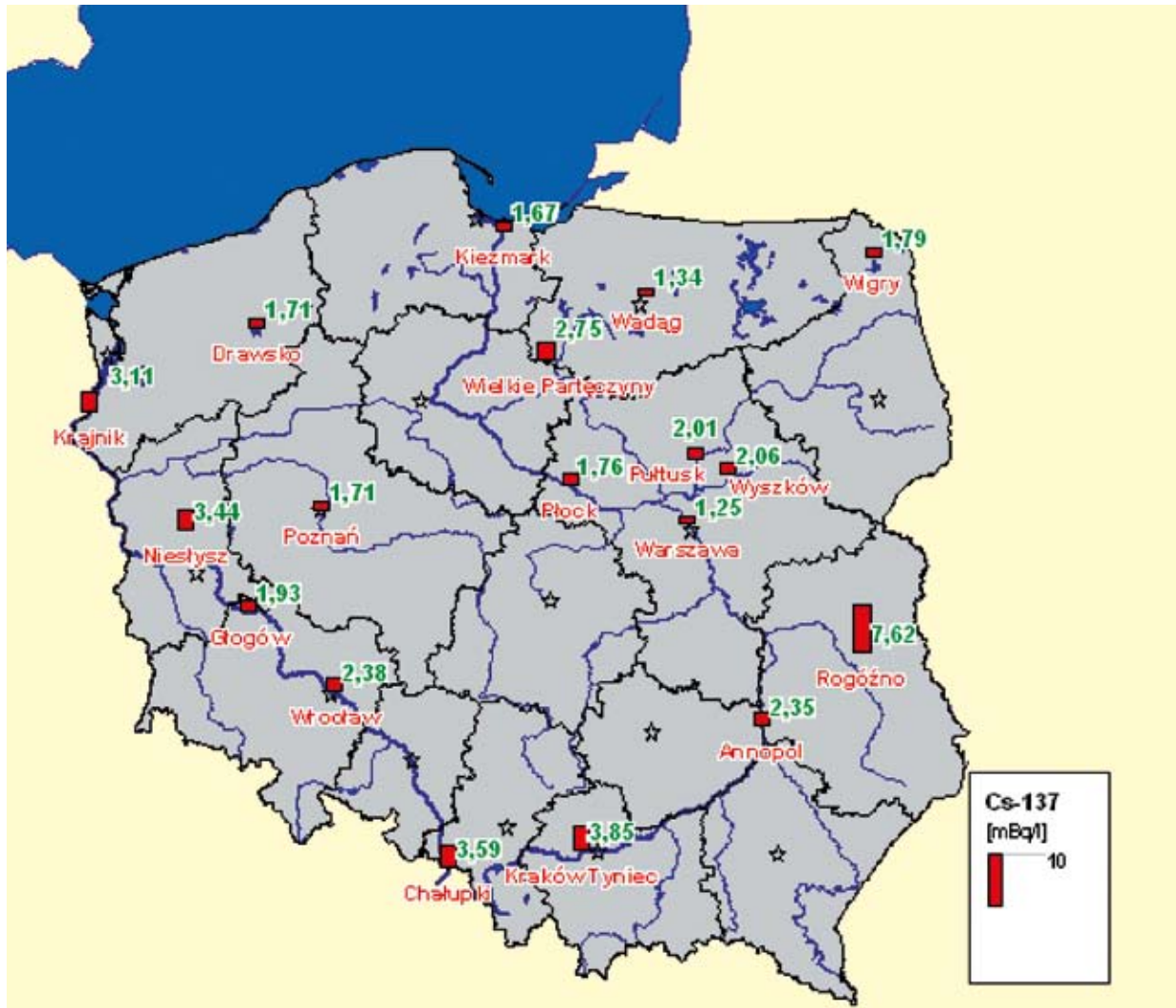
Rys. 21. Średnie stężenie ^{40}K w powierzchniowej warstwie gleby w poszczególnych województwach.

Fig. 21. The average activity concentration of ^{40}K in surface-layer soil in the voivodships of Poland.



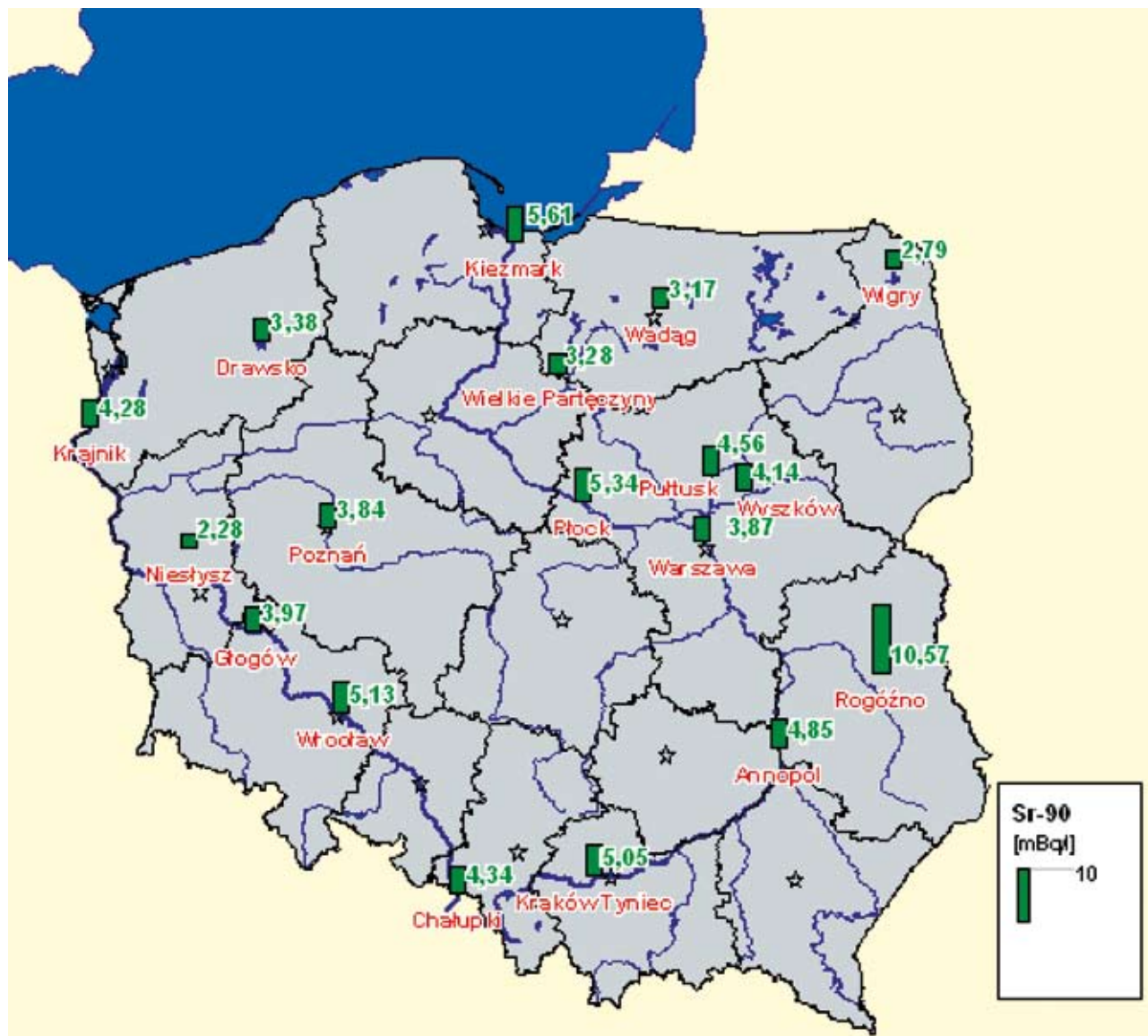
Rys. 22. Rozkład średnich stężeń ^{40}K w powierzchniowej warstwie gleby w województwach na obszarze Polski.

Fig. 22. The distribution of the average ^{40}K activity concentration in surface-layer soil in the voivodships of Poland.



Rys. 23. Średnie stężenie ^{137}Cs w wodach rzek i jezior w 2011 roku

Fig. 23. The average activity concentration of ^{137}Cs in river and lake waters in 2011.



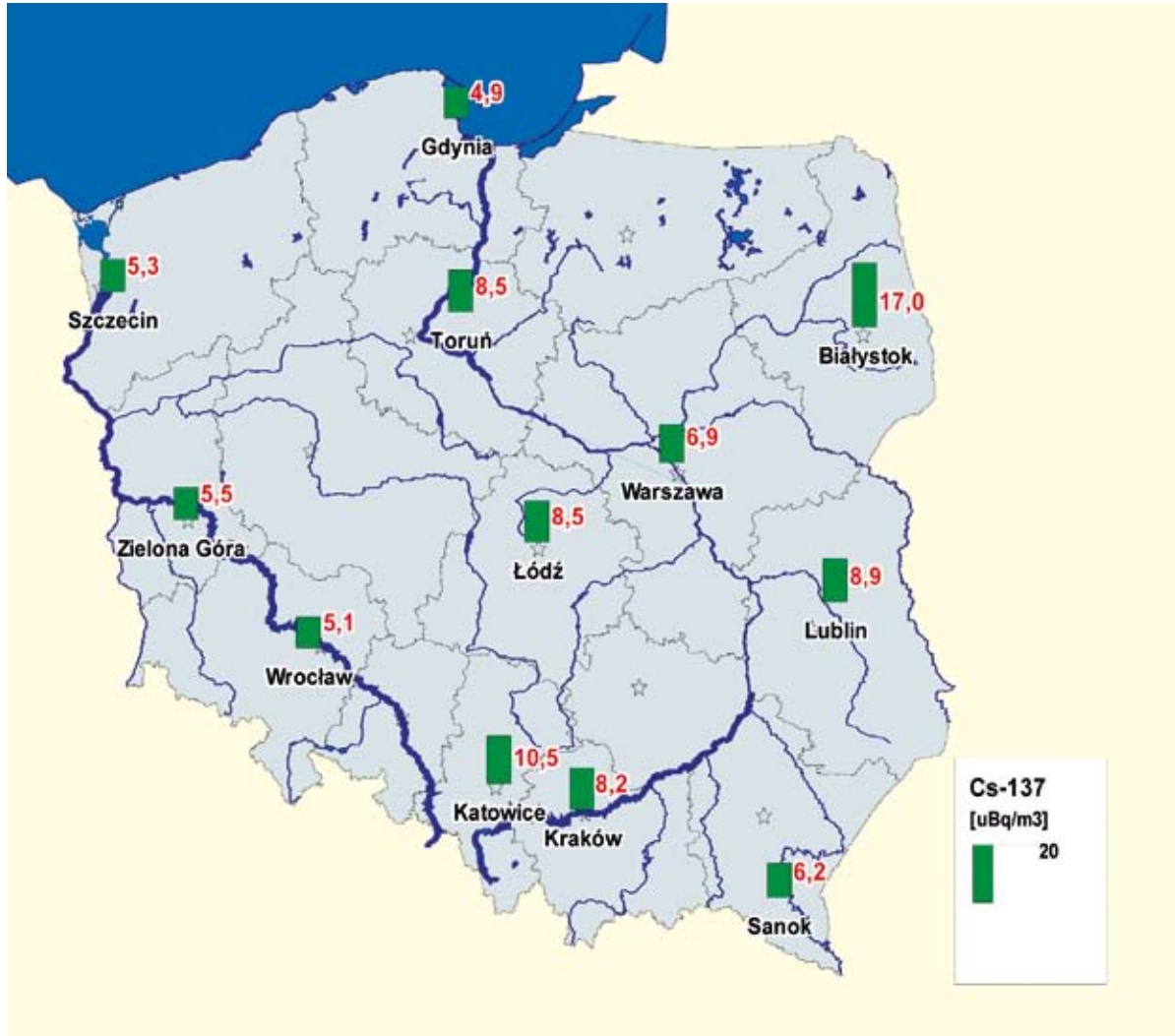
Rys. 24. Średnie stężenie ⁹⁰Sr w wodach rzek i jezior w 2011 roku

Fig. 24. The average activity concentration of ⁹⁰Sr in river and lake waters in 2011.



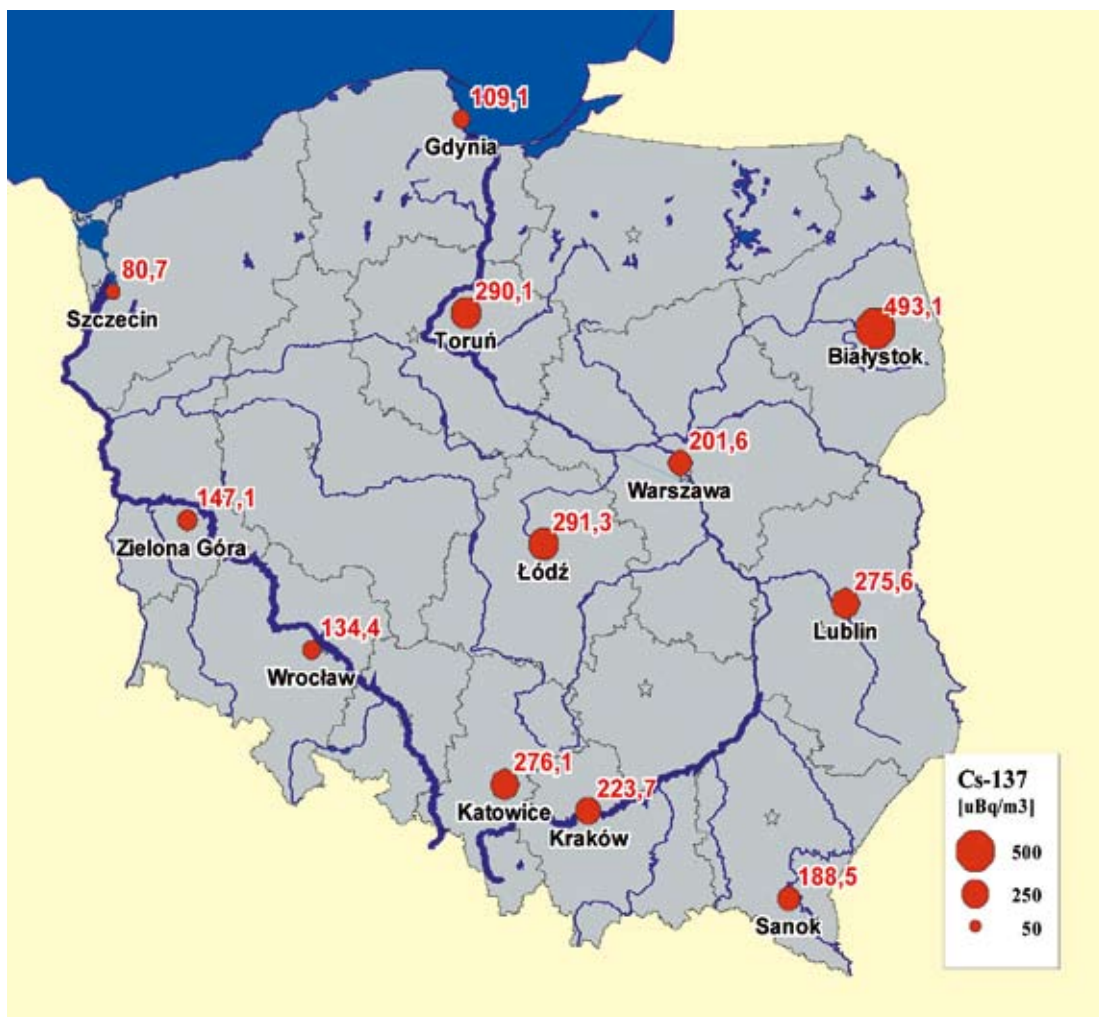
Rys. 25. Średnie stężenie ¹³⁷Cs w osadach dennych rzek i jezior w 2011 roku

Fig. 25. The average activity concentration of ¹³⁷Cs in bottom sediments of rivers and lakes in 2011.



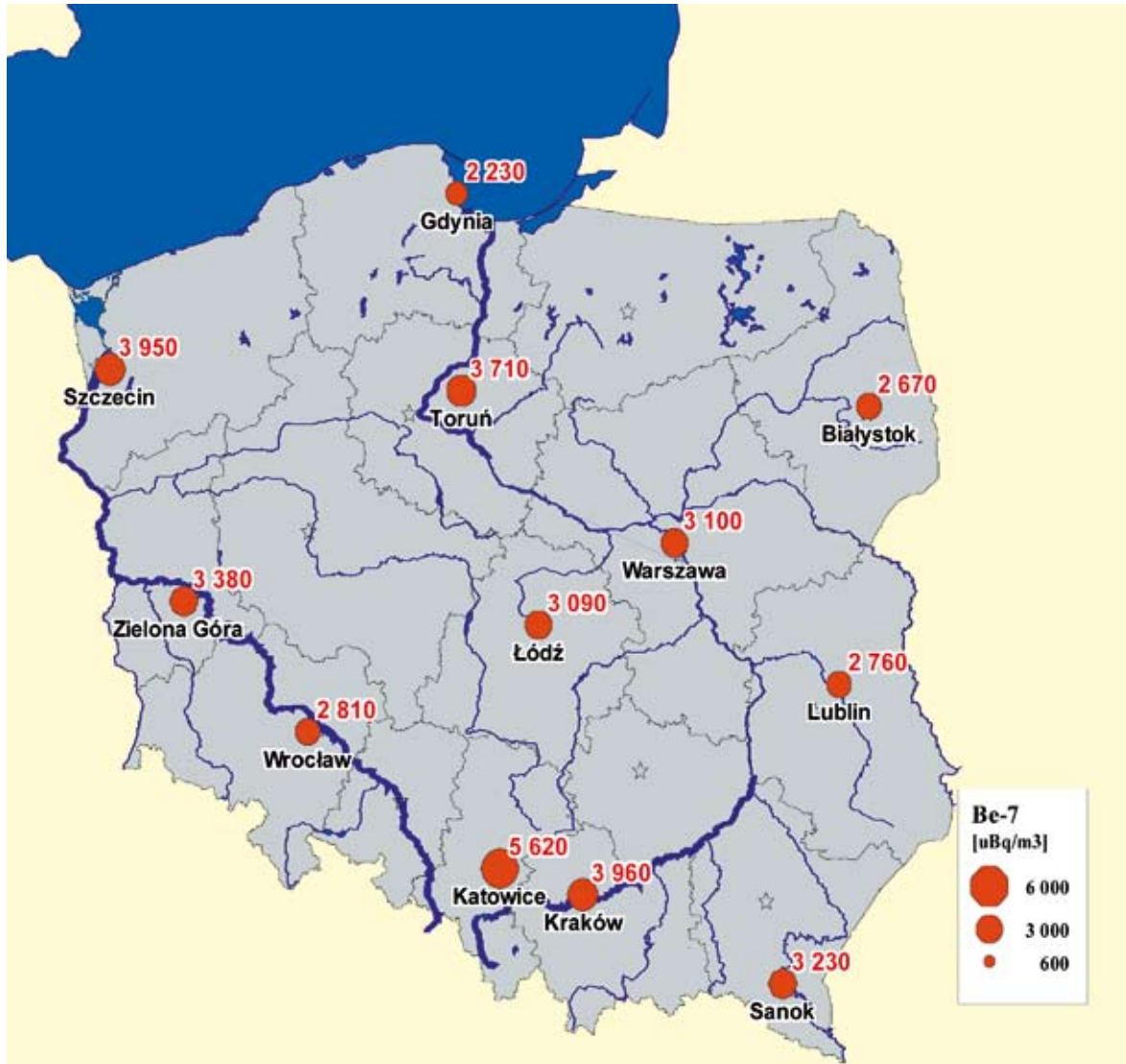
Rys. 26. Stężenie ^{137}Cs w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego w Polsce – 2011 rok.

Fig. 26. The activity concentration of ^{137}Cs in ground-level atmosphere in Poland in 2011.



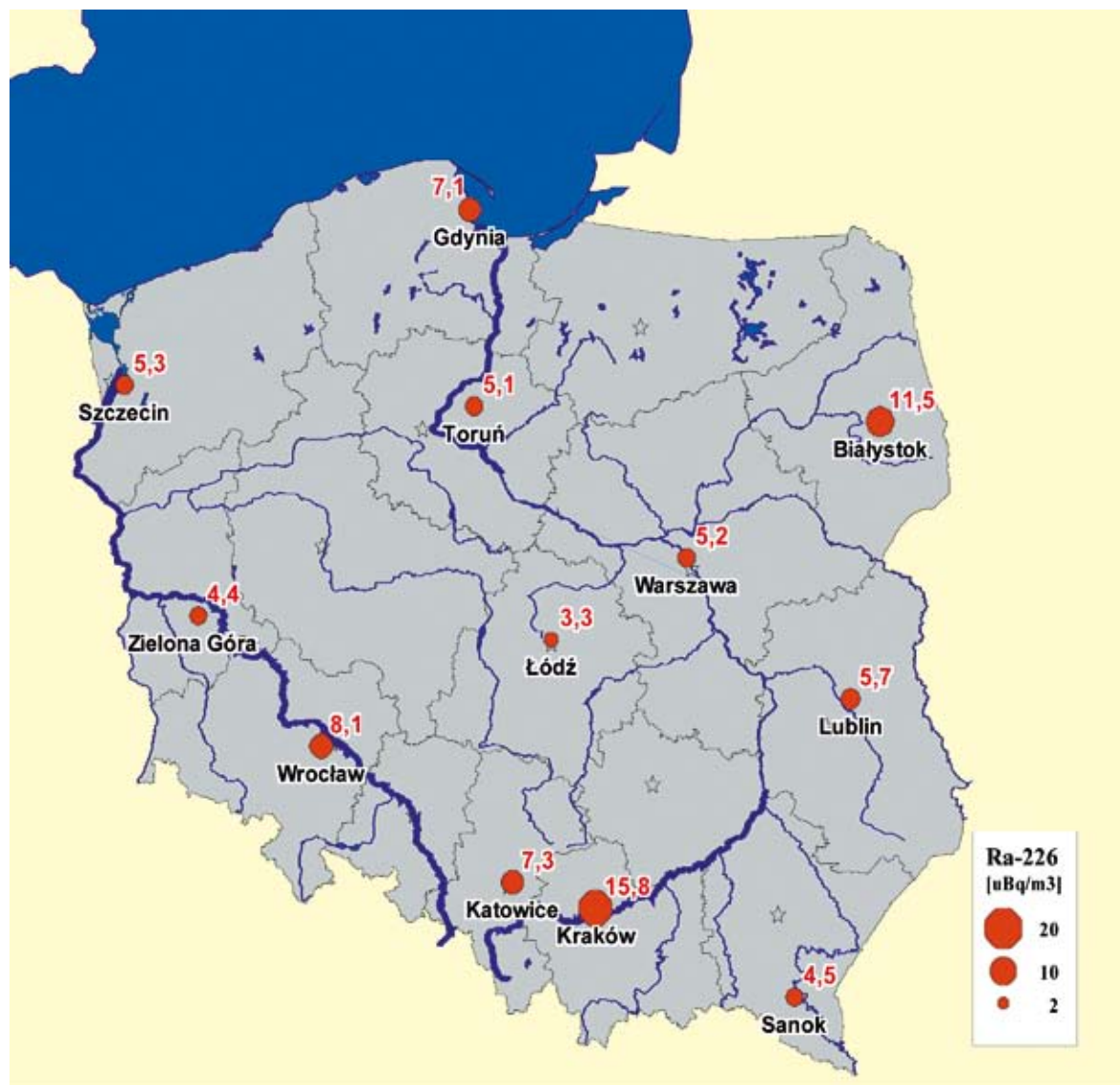
Rys. 27. Maksymalne tygodniowe wartości stężenia ^{137}Cs w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego w Polsce – marzec/kwiecień 2011 rok.

Fig. 27. The maximum weekly activity concentration values of ^{137}Cs in ground-level atmosphere in Poland – March/April 2011.



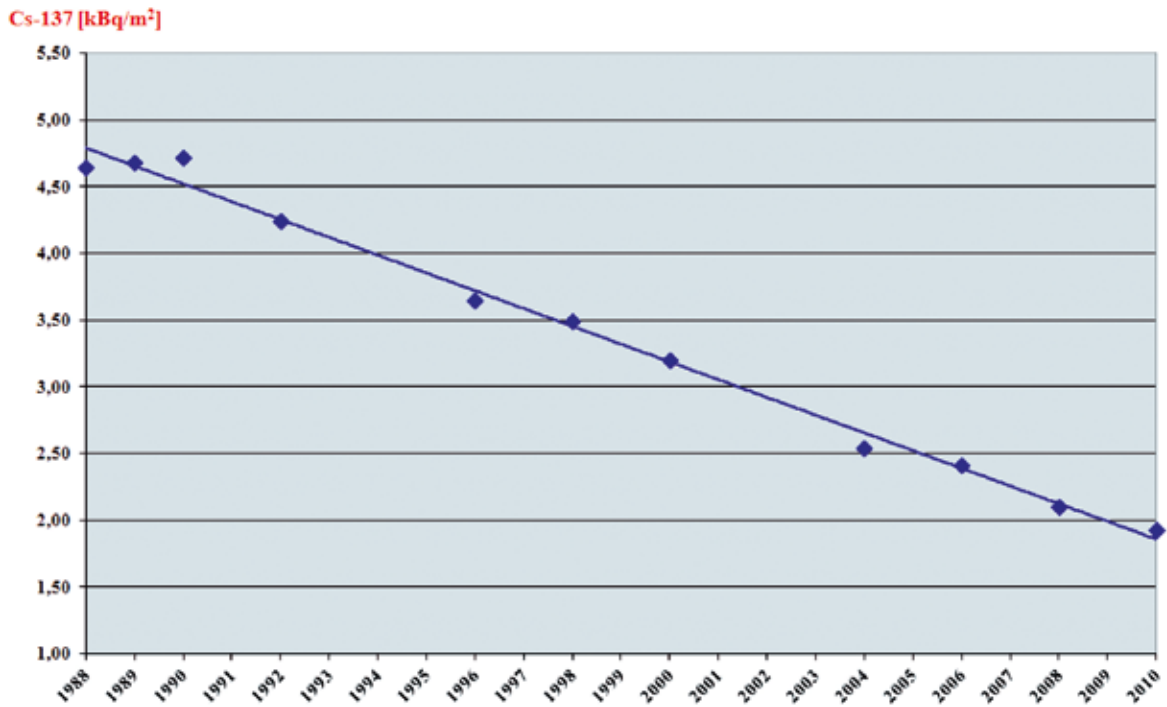
Rys. 28. Stężenie ^7Be w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego w Polsce – 2011 rok.

Fig. 28. The activity concentration of ^7Be in ground-level atmosphere in Poland in 2011.



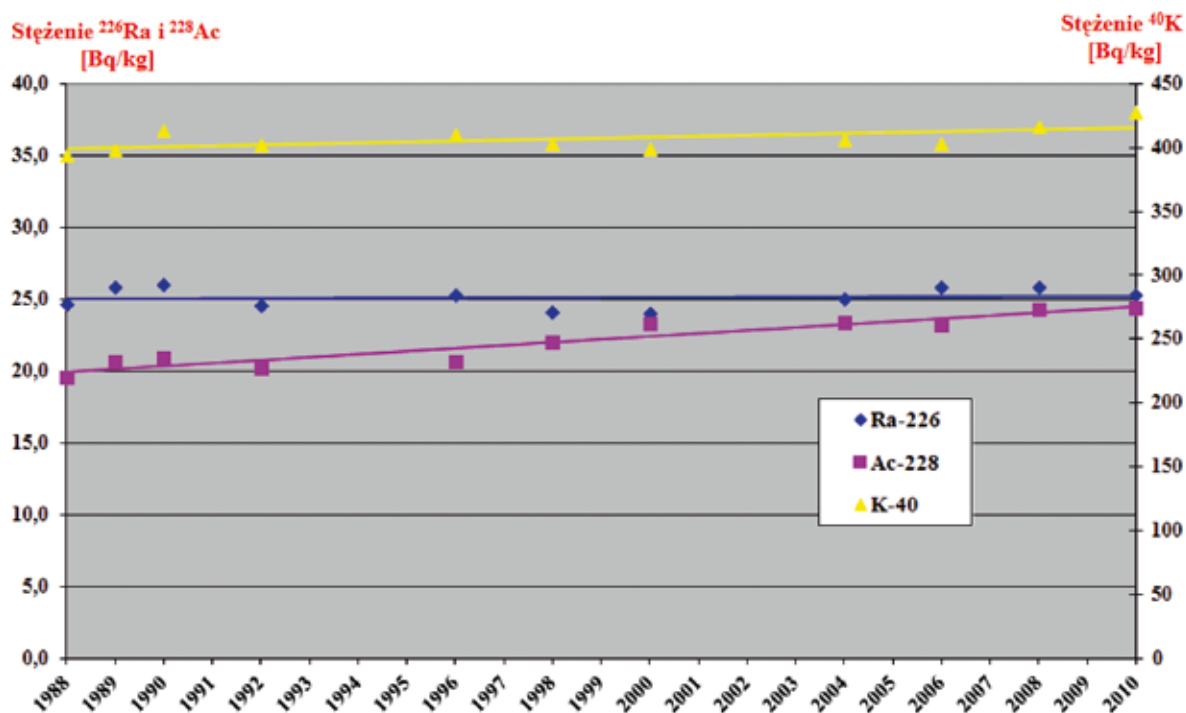
Rys. 29. Stężenie ^{126}Ra w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego w Polsce – 2011 rok.

Fig. 29. The activity concentration of ^{126}Ra in ground-level atmosphere in Poland in 2011.



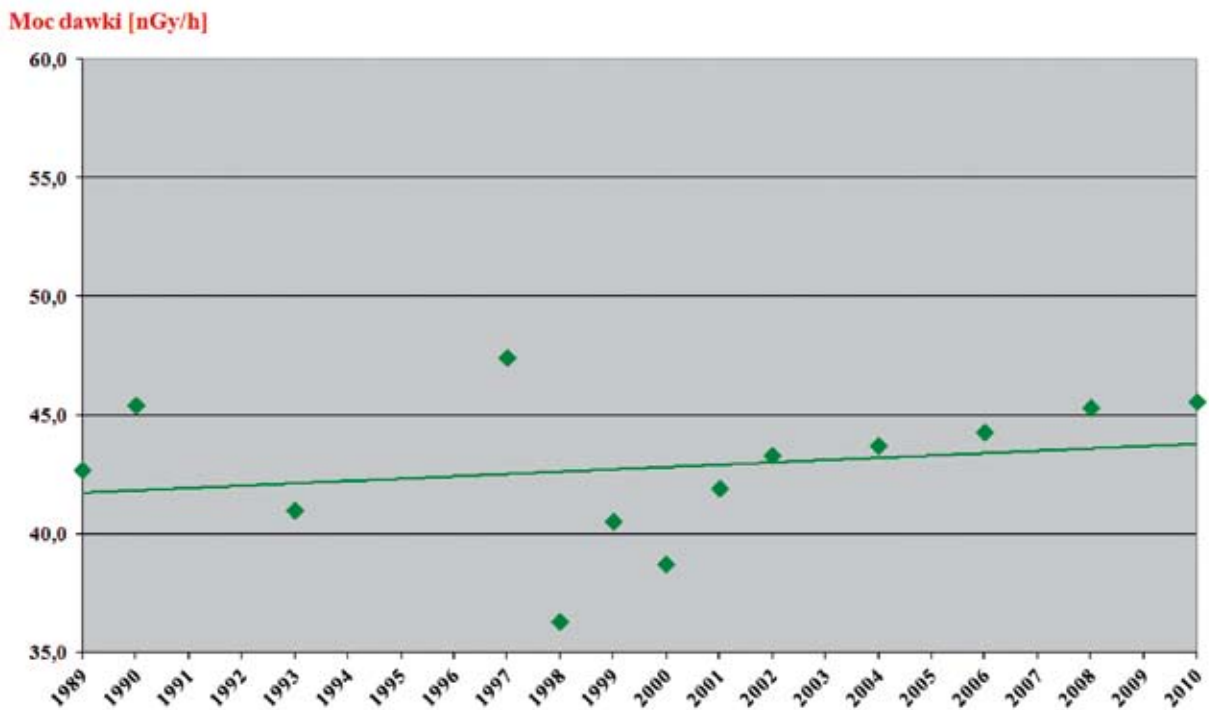
Rys. 30. Zmiany w czasie średnich stężeń cezu ¹³⁷Cs w powierzchniowej warstwie gleby w Polsce w latach 1988 – 2010.

Fig. 30. The temporal changes of the average activity concentrations of cesium ¹³⁷Cs in the surface-layer soil in Poland in years 1988 – 2010.



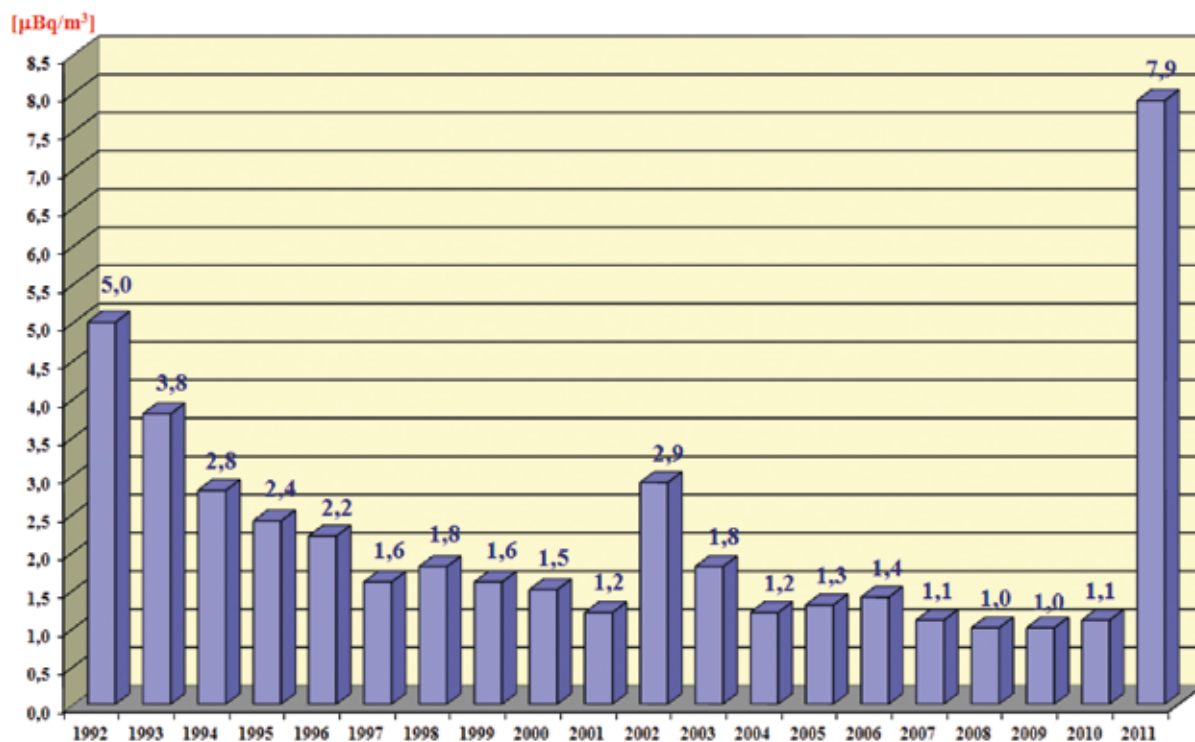
Rys. 31. Zmiany w czasie średnich stężeń radionuklidów naturalnych (^{226}Ra , ^{228}Ac oraz ^{40}K) w powierzchniowej warstwie gleby w Polsce w latach 1988 – 2010.

Fig. 31. The temporal changes of the average activity concentrations of natural radionuclides (^{226}Ra , ^{228}Ac and ^{40}K) in the surface-layer soil in Poland in years 1988 – 2010.



Rys. 32. Zmiany w czasie średnich wartości ziemskiej składowej tła promieniowania gamma w Polsce w latach 1988 – 2010.

Fig. 32. The temporal changes of the average terrestrial gamma background dose rate in Poland in years 1988 – 2010.



Rys. 33. Zmiany w czasie średnich stężeń ^{137}Cs w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego w Polsce w latach 1992-2011 (dane z sieci stacji ASS-500).

Fig. 33. The temporal changes of the average activity concentration of ^{137}Cs in ground-level atmosphere in Poland in years 1992-2011 (data from the ASS-500 network).

Literatura / Literature

- [1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: „Sources and Effects of Ionizing Radiation”, UN-SCEAR 2008, Vol. II. United Nations, New York, 2010.
- [2] Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident“. Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 92-828-3140-X, Brussels – Luxemburg, 1998.
- [3] S. Jankowska: “A rapid assay of caesium-137 in liquid milk. The radiochemical method”. Proc. XVII International Dairy Congress, Section B, 253-259, 1966.
- [4] H. L. Volchock, J. L. Kulp, W. R. Eckelmann, I. E. Gaetjen: “Determination of ⁹⁰Sr and ¹⁴⁰Ba in bone, dairy products, vegetation and soil”, Ann. N.Y. Acad. Sci 71, 293-304, 1957.
- [5] T. K. Taipele, H. Tuomainen: “Radiochemical determination of plutonium and americium from sea water, sediment and biota samples”. Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki. STUK-B-VALO. 26 June, 1985.
- [6] J. Lis, A. Pasieczna: „Atlas Geochemiczny Polski”. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 1995.
- [7] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: „Sources and Effects of Ionizing Radiation”, UN-SCEAR 2008, Vol. I. United Nations, New York, 2010.
- [8] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: “Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects”. United Nations, New York, 1982.
- [9] T. Wardaszko, I. Radwan, Z. Pietrzak-Flis: “Radioactive contamination of rivers and lakes in Poland in 1994-2000 (in Polish), Inspekcja Ochrony Środowiska, Warsaw, 2001, pp. 3-82.
- [10] T. Wardaszko, I. Radwan, Z. Pietrzak-Flis: “Monitoring of radioactive contamination of waters and bottom sediments of rivers and lakes in 1999-2001, Annual Report, CLOR, 2001 (in Polish).
- [11] Z. Pietrzak-Flis, L. Rosiak, I. Komarnicka, E. Chrzanowski: “Monitoring of radioactive contamination of surface waters and bottom sediments, Bi-Annual Report 2004 – 2005, CLOR, Warsaw, 2006, in press.
- [12] Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience, Report of the Chernobyl Forum Expert Group “Environment”, IAEA, Vienna, 2006.
- [13] Ustawa Prawo Atomowe z dnia 29 listopada 2000r. (Dz. U. z 2001r. Nr 3 poz. 18, Nr 100 poz. 1085 i Nr 154 poz. 1800, z 2002r. Nr 47 poz. 676, Nr 135 poz. 1145).
- [14] Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 18 stycznia 2005 r. w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego (Dz.U. nr 20 poz. 168).
- [15] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: „Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation”. United Nations, New York, 1988.
- [16] M. Kardaś, L. Rosiak, A. Fulara, D. Podstawka, A. Adamczyk: “Monitoring of radioactive contamination of surface waters and bottom sediments”, Annual Report, CLOR, 2011 (in polish)
- [17] M. Biernacka, P. Lipiński, A. Sosińska: „Ocena skażeń promieniotwórczych gleby oraz tła promieniowania gamma w Polsce w latach 1988-2001”, Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2004, str. 3-121.
- [18] H. Bem: „Radioaktywność w środowisku naturalnym”. Polska Akademia Nauk, Oddział w Łodzi, Komisja Ochrony Środowiska, Łódź 2005.
- [19] M. Biernacka, K. Isajenko, P. Lipiński, Z. Pietrzak-Flis: „Radiologiczny Atlas Polski / Radiation Atlas of Poland 2005”, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska/CLOR, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2006.
- [20] Opracowanie CLOR pt. „Ocena narażenia radiacyjnego ludności Polski w 2010 roku”, J. Henschke, CLOR, Warszawa 2011.

Słowniczek

Aktywność – średnia liczba samoistnych przemian jądrowych dokonujących się w danej ilości radionuklidu w jednostce czasu. Jednostką aktywności jest bekerel, Bq.

$1\text{Bq} = 1\text{s}^{-1}$ (jedna przemiana w ciągu sekundy).

Dawka – termin ogólny, oznaczający dawkę pochłoniętą, mogący również oznaczać np. dawkę skuteczną (efektywną).

Dawka pochłonięta – ilość energii promieniowania jonizującego przekazana jednostce masy napromienianej materii. Jednostką dawki pochłoniętej jest grej, Gy.

$1\text{Gy} = 1\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Dawka skuteczna (efektywna) – dawka obrazująca całkowite narażenie organizmu przy równomiernym, jak i nierównomiernym napromienieniu narządów lub tkanek. Jednostką dawki efektywnej jest siwert, Sv.

$1\text{Sv} = 1\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Moc dawki – dawka przypadająca na jednostkę czasu.

Nuklid – atom określony liczbą masową i atomową.

Czas połowicznego rozpadu – czas, po którym aktywność nuklidu zmniejsza się dwukrotnie.

Promieniowanie gamma – promieniowanie elektromagnetyczne o długości fali od około 10^{-11} do 10^{-8} cm powstające w wyniku przejść kwantowych między poziomami energetycznymi jąder atomowych.

Promieniowanie jonizujące – promieniowanie (elektromagnetyczne lub korpuskularne) powodujące jonizację materii.

Promieniowanie kosmiczne – promieniowanie jonizujące składające się z cząstek pierwotnych pochodzenia pozaziemskiego charakteryzujących się wysoką energią i cząstek wtórnych wytworzonych w wyniku wzajemnego oddziaływania cząstek pierwotnych z atmosferą.

Radioaktywność – samorzutne przekształcanie się radionuklidów w połączeniu z emisją promieniowania jądrowego.

Radionuklid – nuklid o właściwościach promieniotwórczych.

Równowaga promieniotwórcza – stan, który występuje gdy stosunek pomiędzy aktywnościami członów szeregu promieniotwórczego pozostaje stały i w którym to szeregu okres połowicznego rozpadu pierwiastka macierzystego jest dłuższy niż pozostałych członów.

Stężenie substancji promieniotwórczej – aktywność nuklidu lub nuklidów promieniotwórczych, odniesiona do masy albo objętości materiału, w którym substancja promieniotwórcza jest rozłożona.

Glossary

Activity – attribute of an amount of a radionuclide. Describes the rate at which transformation occurs in it. Unit becquerel, symbol Bq.

1 Bq = 1 transformation per second.

Dose – general term a quantity of radiation. Also used for absorbed dose and effective dose.

Absorbed dose – quantity of energy imparted by ionizing radiation to unit mass of irradiated matter. Unit gray, symbol Gy.

1 Gy = 1J·kg⁻¹.

Effective dose – dose corresponding to the total exposure of an organism in the condition of as well homogenous and as un-homogenous irradiation of organs and tissues. Unit sievert, symbol Sv.

1 Sv = 1J·kg⁻¹.

Dose rate – dose per time unit.

Nuclide – species of atom characterized by its mass number and atomic number.

Half-life – time in which amount of a radioactive nuclide decays to half its initial value.

Gamma ray – short wavelength electromagnetic radiation of nuclear origin with a range of wave lengths from about 10⁻¹¹ to 10⁻⁸ cm, emitted from the nucleus.

Ionizing radiation – radiation (electromagnetic or corpuscular) that produces ionization in matter.

Cosmic rays – ionizing radiation consisting of high energy particles of extra-terrestrial origin and the secondary particles generated by interaction of these particles with atmosphere.

Radioactivity – property of radionuclides of spontaneously decaying with emitting ionizing radiation.

Radionuclide – nuclide that emits ionizing radiation.

Radioactive equilibrium – state which prevails when the ratios between the activities of successive members of the series remain constant, in a radioactive series for which the radioactive half-life of the precursor is longer than that of any other member of the series.

Activity concentration – activity of material divided by its mass or volume.

