PAŃSTWOWY INSTYTUT GEOLOGICZNY

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
JAN SZEWCZYK, PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPY RADIOEKOLOGICZNE POLSKI

Część I

MAPA MOCY DAWKI PROMIENIOWANIA GAMMA W POLSCE

MAPA STĘŻEŃ CEZU W POLSCE

RADIOECOLOGICAL MAPS OF POLAND

Part I

MAP OF GAMMA DOSE RATE IN POLAND

MAP OF CESIUM CONCENTRATION IN POLAND

1:750 000

WARSZAWA 1993

PAŃSTWOWY INSTYTUT GEOLOGICZNY

MAPY RADIOEKOLOGICZNE POLSKI

Część I

MAPA MOCY DAWKI PROMIENIOWANIA GAMMA W POLSCE

MAPA STĘŻEŃ CEZU W POLSCE

RADIOECOLOGICAL MAPS OF POLAND

Part I

MAP OF GAMMA DOSE RATE IN POLAND

MAP OF CESIUM CONCENTRATION IN POLAND

1:750 000

WARSZAWA 1993

Praca wykonana w ramach tematu finansowanego przez
NARODOWY FUNDUSZ OCHRONY ŚRODOWISKA I GOSPODARKI WODNEJ

Redakcja: mgr Barbara Słowańska

Mapa wykonana pod redakcją naukową prof.dr hab.inż. Stefana KOZŁOWSKIEGO
w ramach programu badawczego "**Ochrona litosfery**" kierowanego przez
dr Krystynę WYRWICKĄ

Akceptował do druku 22.11.1993 r.
Dyrektor Państwowego Instytutu Geologicznego
Prof. dr hab. Krzysztof JAWOROWSKI

Tłumaczenie na język angielski: mgr Anna Strzelecka

© Copyright by Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, 1993

Opracowano komputerowo w Zakładzie Geologii Surowców Mineralnych

Nakład 500 egz., Format B_5, Druk P.A.E. Zam. nr 127p/93
Zl. B-106

SUMMARY

INTRODUCTION

Studies on gamma–ray spectrometry covering the territory of Poland have been started in 1989 by the Polish Geological Institute under the national programme entitled "Protection of the Lithosphere". The main purposes of this survey are:

– mapping of the cesium pollution after the Chernobyl accident;

– compilation of individual radioelements distribution maps which are necessary to prepare the radon risk maps and to calculate effective dose equivalent;

– estimation of the pollution of the recent river sediments by U and Ra, as the result of dropping of polluted mine–waters from the coal mines of the Upper Silesia Coal Basin.

WORK METHODOLOGY

The accident at the nuclear plant in Chernobyl, disturbed very significantly the terrestrial gamma–ray over radiation a big area of Europe.

The spectrometric survey conducted by the Polish Geological Institute in 1986 in the Sudetes directly before as well as after the Chernobyl accident, delivered very interesting and unique at the European scale experimental data (J. Szewczyk, 1990). In the few years period between the accident and the beginning of the field works, the number of radionuclides has decreased from several tens present in the fallout jyst after the accident, to only two mainly: ^{137}Cs (T1/2=30 years) and ^{134}Cs (T1/2=2 years). Also their spatial distribution has been changed from the surface distribution observed after the accident, to the spatial distribution showing relation from various factors: type of soil, soil permeability and type of vegetation.

The results of the above mentioned field works have been used among others to work out the effective methodology of determination of *in situ* total concentration of Cs isotopes. This method determines the gamma radiation dose rate related to the above mentioned radionuclides expressed as the difference between the measured total dose rate and the total dose rate from the natural gamma radiation emitters. Concentration of the latter is determined by the measurements covering for K, U and Th respectively the energy windows of: 1.46 MeV, 1.76 MeV and 2.62 MeV and higher than 0.56 MeV for total count window (TC). The calibration coefficients have been determined using gamma–ray spectrometer at the calibration pads in Bratkovice near Pribram (Czech Republic).

Cosmic background has been measured on the Zegrze lake, 100 m from the nearest bank.

Calibration of a spectrometer with respect to Cs is more difficult due to a lack of possibilities of creation spatial calibration standards meeting the field standards. Here the method of approxiate calibration, based on point measurements, used by the Central Laboratory of Radiological Protection was applied.

Concentration of the natural isotopes has been determined using the known formule:

$Qi = \sum a_{ip} \times N_i^p$

where: Qi – percentage concentration for K, ppm concentration for U and Th for i – of this isotope

a_{ip} – calibration coefficients

N_i^p – count rate in energy windows

Concentration of cesium Q_{Cs} isotopes has been determined using the formule:

$Q_{Cs} = K_{Cs} \times d\ (N^T - N^{NAT})$

where: K^{Cs} – calibration factor determining relation between count rate from Cs and their dose rate

d – calibration factor determining relation between ^{137}Cs dose rate and its concentration in soils. Value of this factor depends from the depth of distribution of the radionuclide in soil. In an interpretation process usually the average value characteristic for each type of soil has been used:

N^T, N^{NAT} – measured (N^T) count rate in TC energy window and calculated (N^{NAT}) on the basis of concentration of natural radionuclides.

FIELD MEASUREMENTS

Measurements were made along N–S oriented profile lines spaced 15' (about 17 km), each 1 000 m. In the case of TC energy of the value higher than 5 500 counts/2 minutes, measurements were made each 500 m in order to recognize the anomalies more precisely. Measurements were also made each 500 m or even less in the places of intersection of the profile lines with the Odra and Vistula river valleys so, that at least 1 measurement point was located on the flood– or over–flood terrace. The purpose of such procedure was to collect data on pollution of the river sediments with radioactive elements transported by the mine–waters.

Measurements were made using a hand held type gamma–ray spectrometer, model GS–256 produced by "Geofizyka" Brno with 3"x3" Na (Tl) detector. Two minute time of measurement was used. The detector was placed 1.5 m above the terrain in order to eliminate the influence of the tarrain geometry.

The field works were carried out in the period from June till December, 1992. Out of 20 000 measurements made during this period, 19 528 was used for the map compilation.

Data was collected in the DBase system. For the map compilation the Surfer computer programme and GIS Arc/Info system were applied. Calculations were made using the SPSS/PC statistical system.

RESULTS OF INVESTIGATIONS

GAMMA DOSE RATE MAP

Gamma dose rate is the compilation of gamma radiation related to the natural radionuclides of: uranium ^{238}U, thorium ^{232}Th and potassium ^{40}K and artificial isotopes of cesium $^{137+134}Cs$ introduced into the environment and considered as elements polluting the environment.

The average gamma dose rate for Poland reaches 34.2 nGy/h however it is varying from 23.3 nGy/h for the Zielona Góra voivodship (W Poland) to 62.25 nGy/h for Wałbrzych voivodship (SE Poland).

The highest gamma radiation has been noted in S Poland (The Sudetes and Carpathians regions) as well as in the Holy Cross Mountains and Lublin area. The central and northern part of the country is characterised by the low total gamma dose rate exept for some small areas in the region of Mazury and Suwałki. Such distribution of the gamma dose rate is related to the geological surface image of Poland. It has been changed only on a small part of the territory after the Chernobyl accident.

The highest values of the gamma dose rate – over 70 nGy/h has been observed in the Sudetes and is related to the presence on the land surface of rocks containing higher concentration of natural radionuclides presented by: granitoides, gneisses and crystalline schists in Karkonosze and Izery Mts, sedimentary (shales and sandstones) and vulcanic rocks (ryolites) of Permian and Carboniferous in the Intra–Sudetic Depression, Precambrian metamorphic and magmatic rocks in Złote Góry and Śnieżnik Massif. Several small uranium deposits and few–tens of indices of uranium and thorium mineralization are known from this area. High values of gamma dose rate in western part of Opole region (SE Poland) is related to the post–Chernobyl pollution.

Another area characterized by the relatively high values of gamma dose rate – over 40 nGy/h is the region of Carpathians. This high value is related to the occurrence on the surface of the flysch sediments represented by silt shales and fine–grained sandstones.

The gamma dose rate varying from 40 to 70 nGy/h has been also noted from the Lublin area (SE Poland) and from the Holy Cross Mountains. In the Lublin area it is related to Cretaceous sediments and Quaternary loess cover. In the Holy Cross Mountains high gam-

ma dose rate has been noted from the outcrops of the Palaeozoic sediments overlying by a with thin loess cover in the eastern part of the region.

Middle and northern part of Poland is characterized by relatively low values of the gamma dose rate varying between 20 and 40 nGy/h. This area is covered with the Quaternary sediments. The mosaic image of the gamma dose rate value corresponds in general to the variable lithology. Due to the scale of the map only big lithological units are presented. The lowest gamma dose rate values of 20 – 30 nGy/h have been recorded from the areas covered with fluvioglacial and eolian sands. Among the river sediments highest gamma dose rate have been described from the Vistula river sediments and can be related to the above mentioned pollution of the waters by the mining industry of the Upper Silesia region.

Moraine uplands built of clays are characterized by gamma dose rate of 30 to 40 nGy/h although in some places a higher dose rate of 60 nGy/h is noted from the boulder clay containing granitoids erratics in Mazury (Kętrzyn) and Suwałki (NE Poland) regions.

CESIUM POLLUTION MAP

During examination of the distribution of concentration of radioactive cesium isotopes the following factors should be taken into consideration:

– the main part of Cs was introduced into the environment as the result of Chernobyl accident in April and May, 1986,

– some amounts of Cs may be related to military nuclear bomb tests, carried mainly in 1959 – 1962,

– regional distribution of Cs fallout was depending from the meteorological conditions, other environmental factors such as type of soil, seems to be less important.

Results of the field works indicate that more than 90% of the territory is characterized by very low Cs concentration varying from 0 to 8 kBq/m2. The average Cs concentration calculated for Poland is 4.67 kBq/m^2 with standard variation of 5.51 kBq/m^2. Taking into consideration the assumption, that the average value plus the value of 2 standard variations determines the anomal concentration, 15 kBq/m^2 isoline is considered as indicating the anomalies.

The highest Cs pollution was noted from SW Poland, from E part of the Fore–Sudetes Monocline and from the Silesia Lowlands. These anomal concentrations are a part of zone characterized by higher Cs pollution running in SW–NE direction from the Kłodzko Valley area (Czech border) to the region of Warsaw. Three anomal areas can be distinguished within this zone, mainly: Opole region (surface of 4 500 km^2), vicinity of Radomsko and vicinity of Warsaw.

The highest values of Cs pollution up to 96 kBq/m^2 has been noted from the Opole region.

Smaller anomalies are also observed from:

– southern Poland – western Carpathians, Cs concentration up to 25 kBq/m^2,

– small parts of the Sudetes, Cs concentration up to 25 kBq/m^2,

– few anomal areas in eastern Poland, Cs concentration up to 70 kBq/m^2, and their continuation in NW direction – an anomaly of Warsaw,

– separate Cs concentrations (15 kBq/m^2) in Szczecin voivodship (NW Poland) and Elbląg voivodship (N Poland).

The statistical analysis of the data did not show any correlation between Cs concentration and the type of soil and vegetation cover. Therefore it can be stated, that the meteorological conditions played the main role in the distribution of Cs pollution in Poland. Statistical frequency distribution of Cs for separate voivodships characterized by higher Cs pollution show strong perturbation, positive skewness and multi–modality what suggest the multi–phase period of the deposition of pollutants. Unfortunatelly, lack of meteorological maps for the period of 10 days after the accident does not allow to relate the meteorological elements to the measured cesium concentration.

WPROWADZENIE

Promieniowanie jonizujące związane z występowaniem w przypowierzchniowej części skorupy ziemskiej naturalnych radionuklidów szeregu uranowego, torowego i potasu, stanowi 50 – 70% dawki promieniowania oddziałującego na człowieka. Znajomość mocy dawki całkowitej promieniowania gamma oraz koncentracji w skałach, glebach, wodach powierzchniowych i podziemnych naturalnych radionuklidów, ich migracji w środowisku naturalnym oraz ocena stopnia bezpośredniego oddziaływania na człowieka powinny być podstawą dokonywania ocen narażenia radiacyjnego ludności na dowolnym obszarze. Należy podkreślić, że lokalne warunki geologiczne i środowiskowe mogą bardzo silnie wpływać na rozmieszczenie radionuklidów. Przykładem tego jest radon, którego stężenia w glebach i wodach ulegają gwałtownym zmianom na przestrzeni dziesiątek lub setek metrów.

Także działalność przemysłowa może zanieczyszczać lokalnie (składowiska popiołów elektrowni) lub regionalnie środowisko naturalne pierwiastkami promieniotwórczymi. W Polsce przykładem zanieczyszczeń regionalnych jest zrzut do cieków powierzchniowych wód dołowych, z kopalń węgla na obszarze Górnośląskiego Zagłębia Węglowego, zawierających podwyższone koncentracje radu. Efekty obecności radu w wodach Wisły notowane są w osadach tarasów zalewowych aż po rejon Kozienic (R. Strzelecki i in. 1992).

Najbardziej efektywną metodą pomiaru mocy dawki promieniowania oraz koncentracji izotopów ^{238}U, ^{232}Th i potasu ^{40}K na powierzchni terenu jest wykonanie polowych (*in situ*) pomiarów gamma–spektrometrycznych, o odpowiednim dla skali badań zagęszczeniu punktów pomiarowych. Prowadzenie pomiarów, jak ma to często miejsce, w bardzo rzadko i nierównomiernie rozmieszczonych stacjach pomiarowych, a następnie ekstrapolacja tych wyników na obszar setek kilometrów kwadratowych powoduje, że mapy opracowane na takiej podstawie zawierają wiele nieścisłości.

W Polsce nie sporządzono dotychczas systematycznego zdjęcia gamma–spektrometrycznego, które swym zasięgiem objęłoby obszar całego kraju. W ramach prac poszukiwawczych złóż uranu Państwowy Instytut Geologiczny wykonywał lokalne zdjęcia gamma–spektrometryczne metodą pomiarów naziemnych, głównie na obszarze Sudetów. W latach siedemdziesiątych podjęto próbę wykonania lotniczego zdjęcia gamma–spektrometrycznego Polski. Jednakże z powodu problemów technicznych zrealizowano jedynie profil próbny o kierunku NE–SW pomiędzy Suwałkami a Kotliną Kłodzką.

Katastrofa w elektrowni atomowej w Czarnobylu w kwietniu 1986 r. i skażenie obszaru Polski długowiecznymi izotopami cezu spowodowały podjęcie przez PIG starań o wykonanie zdjęcia gamma–spektrometrycznego, które pozwoliłoby na wykartowanie skażeń cezowych i jednocześnie zbadanie rozkładu przestrzennego naturalnych izotopów promieniotwórczych uranu, toru i potasu. W 1989 r, w ramach programu *Ochrona litosfery* kierowanego przez

prof. dr hab. inż. Stefana Kozłowskiego zatwierdzono temat " Mapa gamma–spektrometryczna Polski w skali 1 : 500 000", który przewidywał wykonanie prac terenowych w wersji pomiarów naziemnych (zdjęcie aerogamma–spektrometryczne z uwagi na koszty okazało się nierealne). Po przeprowadzeniu badań metodycznych, w 1992 roku wykonano pomiary terenowe, a w roku 1993 pomiary kontrolne i opracowanie kameralne wyników, łącznie z drukiem map. Zrezygnowano z edycji mapy w skali 1 : 500 000, ze względu na jej niepraktyczność i wysokie koszty druku (całość składa się z 4 arkuszy), na korzyść skali 1 : 750 000 (1 arkusz).

Prezentowane mapy stanowią Część I serii map radioekologicznych, których opracowanie przewiduje Państwowy Instytut Geologiczny. W roku bieżącym wydane zostaną jeszcze mapy koncentaracji naturalnych radionuklidów: uranu, toru i potasu ^{40}K, w roku 1994 mapa prognoz występowania emanacji radonu ze środowiska geologicznego na obszarze Polski. W latach następnych, w miarę rozwoju szczegółowych badań gamma–spektrometycznych i emanacji radonowych z podłoża geologicznego w wybranych obszarach kraju, np. aglomeracji górnośląskiej, wydawane będą kolejne mapy i opracowania radioekologiczne.

METODYKA PRAC

ZAŁOŻENIA MERYTORYCZNE

Pomiary pola naturalnego promieniowania gamma są stosowane od kilku dziesięcioleci w badaniach poszukiwawczych złóż rud uranu. Od blisko 20 lat wykorzystywany jest spektrometryczny wariant pomiarowy tej metody pozwalający na selektywne określenie *in situ* stężeń naturalnych emiterów promieniowania gamma, t.j. potasu ^{40}K, bizmutu ^{214}Bi (ekwiwalent uranu – eU) oraz talu ^{208}Tl (ekwiwalent toru – eTh).

Awaria reaktora w Czarnobylu w sposób znaczący, a jednocześnie bardzo zróżnicowany przestrzennie, zaburzyła naturalne pole promieniowania gamma na znacznym obszarze Europy.

Prowadzone przez PIG w 1986 roku badania spektrometryczne na obszarze Sudetów, zarówno bezpośrednio przed awarią jak i po jej zaistnieniu, dostarczyły unikatowych w skali europejskiej pod wieloma względami danych eksperymentalnych (J. Szewczyk, 1990). Kilkuletni okres jaki upłynął od awarii do czasu podjęcia badań polowych spowodował m.in. to, że spośród kilkudziesięciu radionuklidów znajdujących się początkowo w opadzie, pozostały jedynie dwa, t.j. ^{137}Cs (T1/2 = 30 lat) oraz, w znacznie mniejszym stężeniu, ^{134}Cs (T1/2 = 2 lata). Zmienił się też zdecydowanie charakter rozkładu przestrzennego tych izotopów. W okresie pierwszych dni po awarii był on zbliżony do powierzchniowego, by obecnie stać się

rozkładem trójwymiarowym, o bardzo zmiennym charakterze, uzależnionym od wielu czynników (rodzaj gruntu, jego przepuszczalność, rodzaj pokrycia terenu itp). Wyniki wspomnianych wcześniej badań przyczyniły się m.in. do opracowania efektywnej metodyki określania *in situ* sumarycznego stężenia obu izotopów cezu. Metoda ta polega na określeniu wartości mocy dawki promieniowania gamma związanej z tymi radionuklidami, wyrażonej jako różnica mocy dawki całkowitej określanej pomiarowo, a sumaryczną mocą dawki pochodzącą od naturalnych emiterów promieniowania gamma. Stężenia tych ostatnich są określane pomiarami obejmującymi odpowiednio dla potasu, uranu i toru linie energetyczne: 1,46 MeV, 1,76 MeV i 2,62 MeV oraz powyżej 0,56 MeV dla kanału TC. Obecność izotopów Cs nie wpływa na widmo energetyczne w tym obszarze energii. Współczynniki pomiarowe pozwalające na ustalenie stężeń naturalnych izotopów określane są eksperymentalnie na podstawie rutynowych procedur kalibracyjnych.

Aparatura stosowana w Polsce kalibrowana jest na wzorcach przestrzennych (tab. 1), znajdujących się w Bratkovicach k/Przybramu w Czechach. Wzorce te poddawane są międzynarodowej interkalibracji.

Ponadto na Zalewie Zegrzyńskim wykonano pomiary tła kosmicznego, w odległości ponad 100 m od najbliższego brzegu.

Tabela 1

Charakterystyka wzorców przestrzennych w Bratkovicach

Wzorzec	K [%]	Zawartość eU [g/t]	Zawartość eTh [g/t]
K	13,4	2	2
U	0,2	29	2
Th	0,2	7	82
"0"	0,02	1	2

Znacznie bardziej złożony charakter ma kalibracja spektrometru w odniesieniu do cezu. Brak możliwości stworzenia właściwych przestrzennych wzorców kalibracyjnych odpowiadających warunkom polowym jest podstawowym utrudnieniem w kalibracji przyrządu. W

odniesieniu do omawianych pomiarów zastosowano przybliżoną metodę kalibracji opracowaną w Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej (CLOR) opartą na źródłach punktowych.

Stężenia naturalnych izotopów określane były na podstawie znanej zależności:

$$Qi = \sum a_{ip} * N_i^P$$

gdzie:

Qi – stężenie w % dla K, g/t dla U oraz Th) dla i – tego izotopu,

a_{ip} – współczynniki kalibracji,

N_i^P – częstotliwość zliczeń w kanałach spektrometrycznych.

Stężenie izotopów cezu Q_{Cs} określano na podstawie formuły:

$$Q_{Cs} = K_{Cs} * d\ (N^T - N^{NAT})$$

gdzie:

K_{Cs} – współczynnik kalibracji określający związek między częstotliwością zliczeń spektrometru dla promieniowania związanego z Cs, a mocą dawki ekspozycyjnej tego promieniowania,

d – współczynnik kalibracyjny określający związek mocy dozy promieniowania ^{137}Cs z jego stężeniem w glebie. Wartość tego współczynnika zależna jest od rozkładu głębokościowego stężenia radionuklidu w glebie. W procesie interpretacji przyjmowana jest zazwyczaj wartość średnia charakterystyczna dla danego rodzaju gruntu.

N_T,N_{NAT} – odpowiednio pomierzona (N_T) częstotliwość zliczeń w kanale TC oraz obliczona (N_{NAT}) na podstawie stężeń naturalnych radionuklidów.

PRACE POLOWE

Pomiary wykonane zostały wzdłuż profili o orientacji N–S, zgodnie z przebiegiem południków w odstępach co 15' (około 17 km). Punkty pomiarowe na profilach oddalone były o 1000 m. W przypadku stwierdzenia przez operatora w kanale TC wartości powyżej 5500 impulsów/2 min. krok pomiarowy zagęszczany był do 500 m, w celu dokładniejszego rozpoznania anomalii. Krok pomiarowy 500 m, lub nawet mniejszy, stosowany był także w miejscach przecięć profili z dolinami Wisły i Odry, aby przynajmniej jeden pomiar zlokalizowany był na tarasie zalewowym i nadzalewowym. Celem takiego zabiegu było uzyskanie danych o zanieczyszczeniu wód rzecznych pierwiastkami promieniotwórczymi doprowadzanymi przez wody kopalniane.

Punkty pomiarowe dokumentowano na mapach topograficznych w skali 1:50 000,w układzie współrzędnych 1942. Dodatkowo dla każdego punktu wykonano odręczny szkic sy-

tuacyjny. Wyniki pomiarów rejestrowano dwukrotnie: w pamięci spektrometru i w dzienniku pomiarów. Ponadto w dzienniku notowano informację o rodzaju pokrycia terenu roślinnością, uziarnieniu gleby i jej barwie. Dane te zostały następnie zakodowane w postaci cyfrowej.

Pomiary wykonywane były przenośnym gamma–spektrometrem scyntylacyjnym, model GS–256, produkcji "GEOFIZYKA" Brno. Jest to nowoczesny spektrometr przeznaczony do pomiarów promieniotwórczości dla potrzeb geologii. Posiada w pełni automatyczną stabilizację widma i wewnętrzną pamięć, umożliwiającą zarejestrowanie 380 pomiarów. Detektorem jest kryształ jodku sodu aktywowany talem, o wymiarach 3"/3". Standardowy wzorzec ^{137}Cs, służący do stabilizacji widma, zastąpiono wzorcem baru (^{133}Ba, kod SZBa–4) o aktywności 47,0 kBq radionuklidu podstawowego. Wzorzec ten umieszczono na obudowie sondy pomiarowej, a odległość od kryształu dobrano tak, by przy dostatecznie silnym sygnale umożliwiającym stabilizację widma pomiarowego, nie obserwowało się wpływu wzorca na kanał TC.Zastosowano dwuminutowy czas próbkowania. Detektor był umieszczony na wysokości 1,5 m nad powierzchnią terenu w celu wyeliminowania wpływu drobnych nierówności hipsometrycznych na geometrię pomiaru. Miejsca pomiaru dobierano tak, aby w promieniu 20 m od sondy znajdowały się tereny wyłączone spod uprawy rolnej (las, sad, nieużytki).

Prace pomiarowe wykonane zostały w okresie lipiec – grudzień 1992 r., a w I kw. 1993 r.na kilku profilach wykonano pomiary kontrolne. Pomiary wykonywane były przez SEGI–PBG Sp. z o.o z Warszawy. Zespołem kierował inż. Zbigniew Jędrzejczak. Łącznie wykonano pomiary na prawie dwudziestu tysiącach punktów. Do opracowania map wykorzystano 19 528 punktów.

KOMPUTEROWE OPRACOWANIE DANYCH

Dane pomiarowe zgromadzone zostały w formacie DBase. Do wykonania map wykorzystano program komputerowy Surfer oraz system GIS Arc/Info. Program Surfer posłużył do wyznaczenia przebiegu izolinii, które określono metodą krigingu, przyjmując wielkość oczek siatki pokrywającej teren Polski na 6,0 x 3,75 km i maksymalną odległość wzajemnego wpływu dwóch pomiarów – 40 km. Utworzone za pomocą programu Surfer zbiory izolinii zostały następnie przetransformowane do programu Arc/Info, w którym przyporządkowano poszczególnym izoliniom i powierzchniom ograniczonym przez izolinie, rzeczywiste wartości liczbowe. Ponadto, wykorzystując program Arc/Info, zdigitalizowano niektóre elementy podkładu topograficznego (siatkę geograficzną, granicę państwa, miasta wojewódzkie i uproszczoną sieć rzeczną).

Zgromadzone w bazie danych wyniki pomiarów terenowych poddano analizie statystycznej. Obliczenia wykonano za pomocą systemu statystycznego SPSS/PC. W ramach analizy oszacowano podstawe miary położenia i rozrzutu (średnia, minimum, maksimum, odchylenie

standardowe i wariancja) w poszczególnych województwach i w całym kraju. Stosując analizę wariancji, zweryfikowano hipotezę o równości średnich we wszystkich województwach. Ze względu na odrzucenie tej hipotezy na 95% poziomie ufności wyznaczono, korzystając z rangowej analizy Tukey'a, grupy województw o statystycznie jednakowych średnich. Zbadano również rozkłady koncentracji cezu i mocy promieniowania całkowitego we wszystkich województwach charakteryzujących się względnie wysokim odchyleniem standardowym obu, bądź też jednego z tych dwóch elementów, łącznie w siedmiu województwach: ostrołęckim, stołecznym, opolskim i częstochowskim – w przypadku cezu oraz jeleniogórskim, wałbrzyskim i opolskim – w przypadku promieniowania całkowitego.

WYNIKI BADAŃ

MAPA MOCY DAWKI PROMIENIOWANIA GAMMA

Mapa mocy dawki promieniowania gamma jest sumarycznym obrazem promieniowania gamma pochodzącego od radionuklidów naturalnych: uranu ^{238}U, toru ^{232}Th i potasu ^{40}K oraz sztucznie wprowadzonych do środowiska izotopów cezu – $^{137+134}Cs$, które należy uznawać za elementy skażające środowisko.

Średnia moc dawki promieniowania gamma dla obszaru Polski wynosi 34,2 nGy/h, przy czym zaznacza się dość duże zróżnicowanie, wahające się od 23.3 nGy/h dla województwa zielonogórskiego do 62.25 nGy/h dla województwa wałbrzyskiego (tab. 2). Wyraźnie zaznacza się tendencja, że najwyższe promieniowanie gamma rejestruje się w Polsce południowej (w Sudetach i Karpatach) oraz w Górach Świętokrzyskich i na Lubelszczyźnie. Polska centralna i północna charakteryzuje się niskimi wartościami całkowitej mocy dawki promieniowania gamma, za wyjątkiem pewnych obszarów na Mazurach i Suwalszczyźnie. Taki rozkład wielkości promieniowania uwarunkowany jest przede wszystkim budową geologiczną Polski. Rozkład ten, biorąc pod uwagę wielkość kraju, tylko w niewielkim stopniu został zmieniony przez opad pyłu radioaktywnego po awarii w Czarnobylu.

Najwyższe wartości mocy dawki promieniowania gamma – powyżej 70 nGy/h – występują w Sudetach: na obszarze Karkonoszy i Gór Izerskich, na wychodniach karbonu i permu w depresji śródsudeckiej, w masywie Śnieżnika, Górach Złotych oraz w południowo–wschodniej części Przedgórza Sudeckiego (zachodnia Opolszczyzna). Związane jest to z obecnością na powierzchni terenu skał zawierających podwyższone koncentracje naturalnych radionuklidów. W Karkonoszach i Górach Izerskich są to granitoidy, gnejsy i łupki krystaliczne, na obszarze depresji śródsudeckiej – skały osadowe (łupki, piaskowce) i wulkaniczne (ryolity) permo–karbonu, a w Górach Złotych i masywie Śnieżnika prekambryjskie skały metamorficzne i magmowe. Ponadto, na tych obszarach występuje kilka niewielkich złóż uranu i kil-

kadziesiąt punktów mineralizacji uranowej i torowej. Jedynie na obszarze zachodniej Opolszczyzny wysokie wartości mocy dawki całkowitej pochodzą w znacznej mierze od cezu poczarnobylskiego. Pozostała część Sudetów – Góry Kaczawskie i Góry Sowie – ma nieco niższe wartości mocy dawki promieniowania gamma, wahające się w granicach 50 – 70 nGy/h. Wartości te są prawie dwukrotnie wyższe od średniej krajowej.

Tabela 2

Średnie wartości mocy dawki promieniowania gamma
dla poszczególnych województw

Województwo	Średnia moc dawki nGy/h	Odch. stand. nGy/h	Ilość pom.
wałbrzyskie	62,25	16,99	244
krośnieńskie	53,80	10,06	326
jeleniogórskie	52,41	25,11	317
bielskie	51,55	12,12	211
nowosądeckie	49,98	9.06	322
opolskie	49,34	20,84	644
krakowskie	47,29	10,35	177
tarnowskie	47,17	15,85	314
katowickie	41,26	15,53	383
wrocławskie	40,81	15,91	446
przemyskie	40,48	16,20	242
rzeszowskie	38,97	17,63	254
suwalskie	38,95	10,73	722
legnickie	37,99	13,80	243
zamojskie	37,74	16,32	401
olsztyńskie	37,57	11,19	760
lubelskie	36,11	14,25	400
elbląskie	36,07	9,15	402
białostockie	35,24	8,80	599
toruńskie	35,10	9,51	307
łomżyńskie	34,00	11,27	390
tarnobrzeskie	33,41	18,96	440
gdańskie	33,14	10,21	434
ciechanowskie	30,92	8,76	396
bialskopodlaskie	30,75	8,94	337
bydgoskie	30,55	10,25	650
kieleckie	30,33	14,54	542
skierniewickie	30,32	11,50	226

poznańskie	30,31	9,30	441
warszawskie	29,98	10,76	234
płockie	29,84	8,41	294
koszalińskie	29,48	8,94	512
włocławskie	29,46	8,76	255
słupskie	29,14	9,21	454
konińskie	29,02	9,06	312
chełmskie	28,69	10,57	211
częstochowskie	28,35	11,91	319
pilskie	28,23	9,73	520
leszczyńskie	28,08	10,48	255
siedleckie	28,08	10,31	663
łódzkie	27,90	13,08	341
szczecińskie	27,69	10,88	548
radomskie	27,22	9,45	511
ostrołęckie	27,04	8,10	530
kaliskie	26,19	10,49	352
gorzowskie	25,36	8,98	488
piotrkowskie	24,72	9,19	292
sieradzkie	23,78	9,54	299
zielonogórskie	22,29	8,10	550

Drugim zwartym obszarem o relatywnie wysokich wartościach mocy dawki całkowitej jest obszar Karpat, które prawie w całości wykazują wartości powyżej 40 nGy/h. Związane jest to z występowaniem na powierzchni utworów fliszowch reprezentowanych głównie przez łupki ilaste i piaskowce drobnoziarniste. Cechują je nieco wyższe zawartości uranu i potasu, co uwarunkowane jest ich składem petrograficznym. Monotonne wykształcenie litologiczne fliszu na obszarze Karpat powoduje, że dość wyrównane wartości, wahające się w przedziale 40 – 60 nGy/h, występują na znacznych obszarach. Województwa położone na utworach fliszu karpackiego – krośnieńskie, bielskie, nowosądeckie, tarnowskie – lokują się w grupie województw o najwyższych mocach dawki promieniowania gamma (tab. 2).

Wartości mocy dawki w przedziale 40 – 70 nGy/h występują na Lubelszczyźnie i w Górach Świętokrzyskich. Na Wyżynie Lubelskiej jest to związane z utworami kredowymi oraz czwartorzędowymi pokrywami lessowymi. Interesujące jest zwłaszcza zjawisko podwyższonego promieniowania gamma na lessach, które ze względu na swoją porowatość mogą stanowić zbiornik dla radonu emanowanego z podłoża. W Górach Świętokrzyskich wysokie wartości mocy dawki koncentrują się na wychodniach paleozoiku pokrytych we wschodniej części regionu cienką warstwą lessów.

Obszar Górnego Śląska charakteryzuje się wartościami wahającymi się w granicach 40 – 50 nGy/h.

Najniższe wartości mocy dawki całkowitej promieniowania gamma dla utworów starszych od czwartorzędu, występujących na powierzchni, zarejestrowano na obszarze Jury Krakowsko – Częstochowskiej, zbudowanej z utworów wapiennych. Wartości te wahają się w granicach 20 – 30 nGy/h.

Obraz Polski środkowej i północnej charakteryzuje się relatywnie niskimi wartościami mocy dawki. Wahają się one w granicach 20 – 40 nGy/h. Całość tego obszaru pokryta jest czwartorzędowymi utworami polodowcowymi. Mozaikowy obraz wartości ogólnie odpowiada zmiennej litologii. Z uwagi na skalę mapy wyodrębniają się jedynie duże jednostki litologiczne. Najniższe wartości dawki promieniowania gamma (20 – 30 nGy/h) rejestrowane są na obszarach pokrytych piaskami. Obejmują one swym zasięgiem Bory Dolnośląskie położone na aluwiach Bobru, obszary pradolin: warszawsko – berlińskiej i toruńsko – eberswaldzkiej, które wypełnione są osadami rzecznymi i eolicznymi, Nizinę Szczecińską zbudowaną z namułów Odry i piasków wydmowych, Puszczę Kurpiowską, Kotlinę Biebrzańską i Puszczę Augustowską; obszary te pokryte są piaskami sandrowymi, osadami rzecznymi i eolicznymi. Bardzo niskie wartości mocy dawki zostały zarejestrowane również na obszarach pokrytych osadami rzecznymi Tanwi i dolnego biegu Sanu. Wśród utworów rzecznych najwyższe wartości mocy dawki promieniowania gamma wykazują osady Wisły, na co może mieć wpływ wspomniane we wstępie skażenie wód przez przemysł wydobywczy na Górnym Śląsku.

Wysoczyzny morenowe, które są zbudowane z glin zwałowych, charakteryzują się wartościami od 30 do 40 nGy/h, niekiedy ponad 40 nGy/h. Najwyższe wartości, sięgające 60 nGy/h, mają gliny zwałowe zlodowacenia północnopolskiego, występujące na Mazurach (okolice Kętrzyna) i Suwalszczyźnie, zawierające w swym składzie znaczne ilości granitoidowych narzutniaków.

MAPA KONCENTRACJI CEZU

Przy badaniu rozkładu koncentracji radioaktywnych izotopów $^{137+134}$cezu w Polsce, należy wziąć pod uwagę następujące czynniki:

- podstwowa część cezu została wprowadzona do środowiska w wyniku opadu po awarii czarnobylskiej w kwietniu i maju 1986 roku,
- pewne ilości mogą być związane z wojskowymi próbami nuklearnymi, intensywnymi zwłaszcza w latach 1959 – 1962,
- rozkład regionaly opadu cezu uzależniony był od warunków meteorologicznych, inne czynniki środowiska, np. typ gleby, zdają się mieć znaczenie podrzędne.

Wyniki prac pomiarowych wskazują, że ponad 90% powierzchni kraju charakteryzują bardzo niskie koncentracje cezu, wahające się od 0 do 8 kBq/m^2. Obliczona dla obszaru Polski średnia koncentracja cezu wynosi 4,67 kBq/m^2, przy wartości odchylenia standardowego 5,51 kBq/m^2. Przyjmując umownie, że wartość średnia plus dwa odchylenia standardowe wyznacza koncentrację anomalną, przyjęto wartość izolinii 15 kBq/m^2 jako wyznacznik obszarów anomalnych.

Najwyższe skażenia cezowe stwierdzono w południowo–zachodniej Polsce, we wschodniej części Przedgórza Sudeckiego i Niziny Śląskiej. Skażenia te stanową część strefy podwyższonych wartości cezu o przebiegu z SW na NE, ciągnącej się od granicy polsko–czeskiej w Kotlinie Kłodzkiej aż po rejon Warszawy. W strefie tej wyróżnić można trzy obszary anomalne:

– Anomalia **OPOLA** zajmująca powierzchnię około 4500 km^2, położona na terenie województw wałbrzyskiego, opolskiego, częstochowskiego, charakteryzuje się najwyższymi koncentracjami cezu w Polsce, dochodzącymi w rejonie Nysy do 96 kBq/m^2.

– Anomalia **RADOMSKA** (woj. piotrkowskie) stwierdzona na N od miasta ma niewielki zasięg przestrzenny, wielkość koncentracji sięga tu 20 kBq/m^2.

– Anomalia **WARSZAWY** rozciąga się pomiędzy Rawą Mazowiecką a Wołominem (woj. skierniewickie, stołeczne). Koncentracje cezu w rejonie Pruszkowa i Wesołej sięgają 30 kBq/m^2.

Poza tą strefą anomalii stwierdzono następujące obszary skażeń:

– w południowej części kraju w Beskidzie Śląskim, Beskidzie Małym, Kotlinie Oświęcimskiej (woj. bielskie); koncentracje cezu sięgają tu 25 kBq/m^2,

– w Karkonoszach oraz w zachodniej części Przedgórza Sudeckiego w rejonie Pieńska (woj. jeleniogórskie); koncentracje cezu do 25 kBq/m^2,

– we wschodniej części kraju, na Wysoczyźnie Siedleckiej, Wysoczyźnie Bielska Podlaskiego; pomiędzy Kockiem, Siedlcami a Czeremchą (woj. siedleckie, białostockie, bialsko–podlaskie) stwierdzono kilka niewielkich obszarowo pól, w których koncentracja cezu dochodzi do 70 kBq/m^2. Kontynuację skażeń ku NW stanowią podobnej wielkości anomalie w Puszczy Kurpiowskiej (woj. ostrołęckie), m.in. w pobliżu Myszyńca oraz na Pojezierzu Mazursko–Mrągowskim,

– pojedyncze wystąpienia cezu powyżej 15 kBq/m^2 zanotowano w woj. szczecińskim pomiędzy Ińskiem a Maszewem i w województwie elbląskim w pobliżu Prabut.

Analiza średnich koncentracji cezu w poszczególnych województwach (tab. 3) wykazuje wyraźnie, że zdecydowanie najwyższą średnią koncentracją cezu 16,62 kBq/m^2 charakteryzuje się województwo opolskie. Drugie w kolejności, województwo ostrołęckie, wykazuje już dwukrotnie niższą wartość średnią – 8,3 kBq/m^2. W sumie w 20 województwach wielkość średnia koncentracji jest wyższa od średniej krajowej. Najniższe skażenie, poniżej 2 kBq/m^2, zanotowano w województwie koszalińskim.

Analiza statystyczna nie wykazała korelacji pomiędzy koncentracją cezu a typem gleby i rodzajem pokrycia terenu, zatem elementem decydującym o rozmieszczeniu na obszarze Polski skażeń cezowych były warunki meteorologiczne. Rozkłady statystyczne cezu dla województw o najwyższych skażeniach (Strzelecki R., Wołkowicz S., Lewandowski P. w druku) są silnie zaburzone, dodatnio skośne i wielomodalne. Sugeruje to wieloetapowy okres depozycji skażeń. Brak jest niestety odpowiednich map pogodowych dla Polski z okresu 10 dni po awarii w kwietniu i maju 1986 r., które pozwoliłyby na prześledzenie kierunków ruchu mas powietrza, opadów i powiązanie tych danych ze stwierdzonymi koncentracjami cezu.

Tabela 3

Średnie wartości koncentracji cezu
dla poszczególnych województw

Województwo	Średnia koncentracja cezu w kBq/m^2	Odch. stand. kBq/m^2	Ilość pom.
opolskie	16,63	17,32	644
ostrołęckie	8,30	4,11	530
częstochowskie	7,59	10,68	319
siedleckie	7,14	4,58	663
skierniewickie	7,08	8,78	226
wałbrzyskie	6,88	7,80	244
bialskopodlaskie	6,24	4,00	337
olsztyńskie	6,10	3,45	760
warszawskie	6,08	5,74	234
łomżyńskie	6,07	3,41	390
katowickie	6,02	3,60	383
bielskie	5,88	4,24	211
łódzkie	5,78	6,30	341
krakowskie	5,62	4,26	177
suwalskie	5,40	2,77	722
białostockie	5,38	4,90	599
tarnobrzeskie	5,33	3,23	440
radomskie	5,18	3,19	511
piotrkowskie	5,07	4,41	292
lubelskie	5,07	4,47	400
jeleniogórskie	4,75	4,05	317
elbląskie	4,60	3,02	402
ciechanowskie	4,09	2,40	396
kieleckie	3,96	2,79	542
wrocławskie	3,94	3,96	446

nowosądeckie	3,49	2,14	322
zielonogórskie	4,41	2,09	550
chełmskie	3,20	2,44	211
toruńskie	3,07	2,30	307
kaliskie	3,00	2,03	352
słupskie	2,95	2,04	454
legnickie	2,81	2,10	243
gorzowskie	2,72	1,46	488
szczecińskie	2,72	4,61	548
poznańskie	2,70	1,70	441
krośnieńskie	2,69	1,55	326
pilskie	2,69	1,56	520
tarnowskie	2,68	1,71	314
bydgoskie	2,64	2,00	650
płockie	2,60	1,55	294
włocławskie	2,48	1,63	255
przemyskie	2,45	1,66	242
rzeszowskie	2,43	1,78	254
gdańskie	2,42	1,91	434
konińskie	2,41	2,28	312
sieradzkie	2,36	1,41	299
leszczyńskie	2,34	1,54	255
zamojskie	2,26	1,39	401
koszalińskie	1,91	1,50	512

Dane o przemieszczaniu się na obszarze kontynentu skażonych mas powietrza oraz wyniki prac pomiarowych pozwalają na sprecyzowanie następujących wniosków:

1. W ciągu pierwszych 30 godzin po awarii masy skażonego powietrza przesuwały się z Czarnobyla w kierunku północno–zachodnim i nie objęły obszaru Polski. Dowodem na to są bardzo niskie skażenia we wschodniej części województwa suwalskiego i białostockiego.

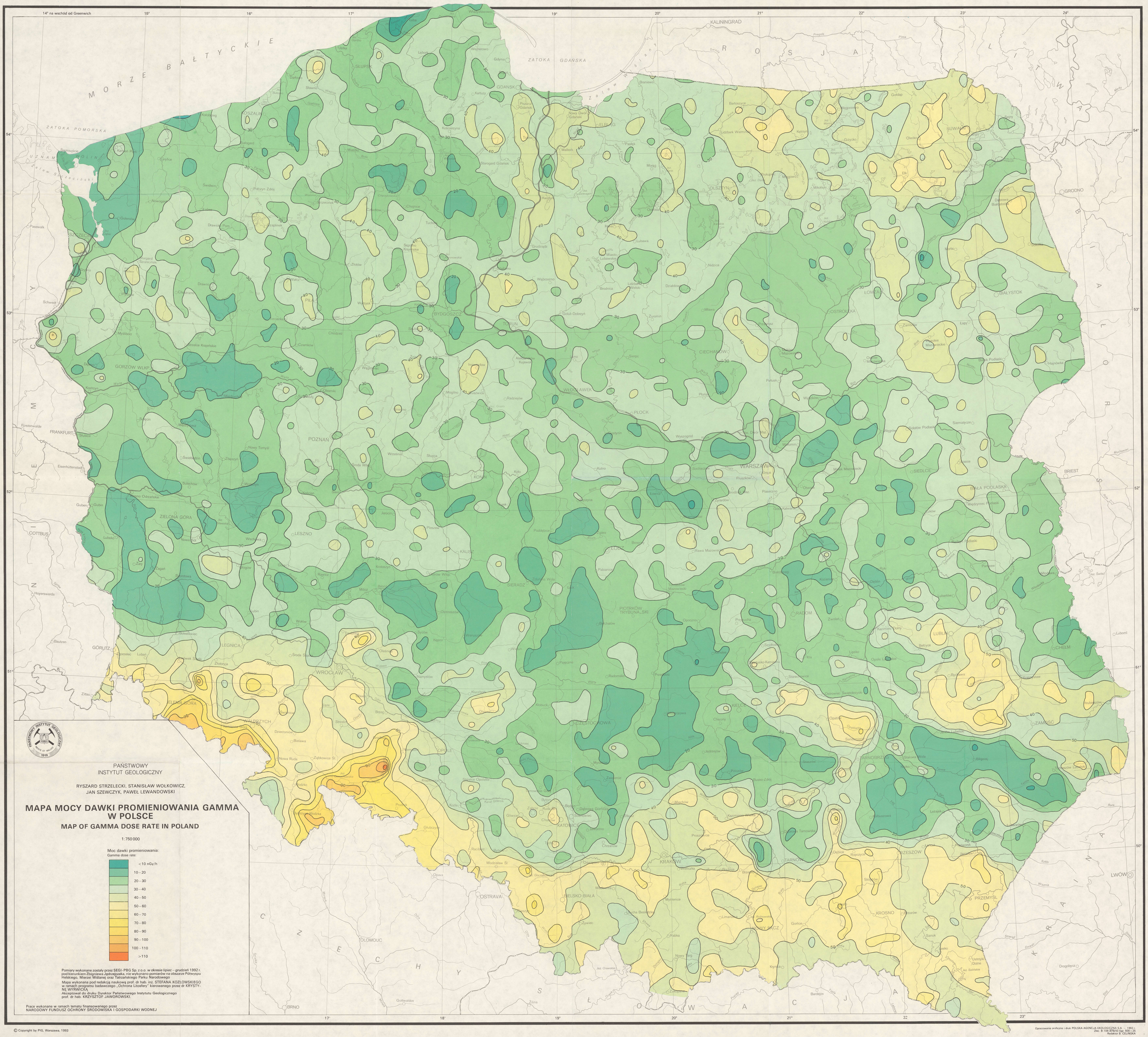
2. W następnych dniach po 27 kwietnia kierunek przemieszczania się mas skażonego powietrza zmienił się na bardziej zachodni (wg danych białoruskich) i dotarł nad obszar Polski. Z naszych danych wynika, że w okresie tym skażone powietrze dotarło na teren Polski poprzez Podlasie – województwa siedleckie, bialskopodlaskie, północny skraj województwa lubelskiego i południowy – białostockiego. Następnie, masa powietrza wędrowała w kierunku NW poprzez wschodnią część Mazowsza (woj. ostrołęckie, łomżyńskie) i dotarła do Pojezierza Olsztyńsko–Mrągowskiego. Wielkość depozycji cezu z tych mas powietrza nie była wysoka. Maksymalne koncentracje (rzędu 40 – 70 kBq/m^2) stwierdzone zostały w rejonie Czeremchy, przeciętnie są one niższe – rzędu 15 – 25 kBq/m^2. Anomalie mają charakter niewielkich terytorialnie plam, a na większości obszaru koncentracje cezu wahają się od 8 do 15 kBq/m^2. Takie wielkości skażeń wynikają z warunków pogodowych.

3. Zmiana warunków meteorologicznych spowodowała zmianę kierunku przesuwania się skażonych mas powietrza na południowo – zachodni. W dniach 30 kwietnia i 1 maja sięgnęła ona nad południowo–zachodnie obszary Polski, Czechy i południowe Niemcy powodując na całym tym terenie znaczne skażenia cezem. Ich wielkość zależy od lokalnych warunków pogodowych, zwłaszcza opadów. Na Opolszczyźnie wielkość koncentracji Cs osiągnęła 100 kBq/m^2, a w Bawarii 40 kBq/m^2.

Wielomodalność rozkładu cezu sugeruje, że napływające przez kilkanaście następnych dni skażone cezem powietrze powodowało dalszą jego depozycję.

LITERATURA

1. Szewczyk J. – 1990 – Wpływ skażeń promieniotwórczych na pole naturalnego promieniowania gamma. Prz. geol. nr 10.
2. Strzelecki R., Szewczyk J., Wołkowicz S., Jędrzejczak Z. – 1992 – Badania promieniotwórczości gamma na obszarze Polski: efekt Czarnobyla, skażenia przemysłowe, promieniotwórczość naturalna. Prz. geol. nr 6.
3. Strzelecki R., Wołkowicz S. – 1993 – Radon – zagrożenie większe niż "Czarnobyl". Prz. geol. nr 3.
4. Strzelecki R., Wołkowicz S.,Lewandowski P. – 1993 – Wyniki badań promieniotwórczości gamma na Suwalszczyźnie. Prz. geol. nr 8.
5. Strzelecki R., Wołkowicz S., Lewandowski P. – w druku – Koncentracje cezu w Polsce. Prz. geol. 1994 nr 1.



PAŃSTWOWY INSTYTUT GEOLOGICZNY

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
JAN SZEWCZYK, PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPA MOCY DAWKI PROMIENIOWANIA GAMMA W POLSCE

MAP OF GAMMA DOSE RATE IN POLAND

1:750 000

Moc dawki promieniowania:
Gamma dose rate:

<10 nGy/h
10 – 20
20 – 30
30 – 40
40 – 50
50 – 60
60 – 70
70 – 80
80 – 90
90 – 100
100 – 110
>110

Pomiary wykonane zostały przez SEGI-PBG Sp. z o.o. *w okresie lipiec – grudzień* 1992 r. pod kierunkiem Zbigniewa Jędrzejczaka, nie wykonano pomiarów na obszarze Półwyspu Helskiego, Mierzei Wiślanej oraz Tatrzańskiego Parku Narodowego

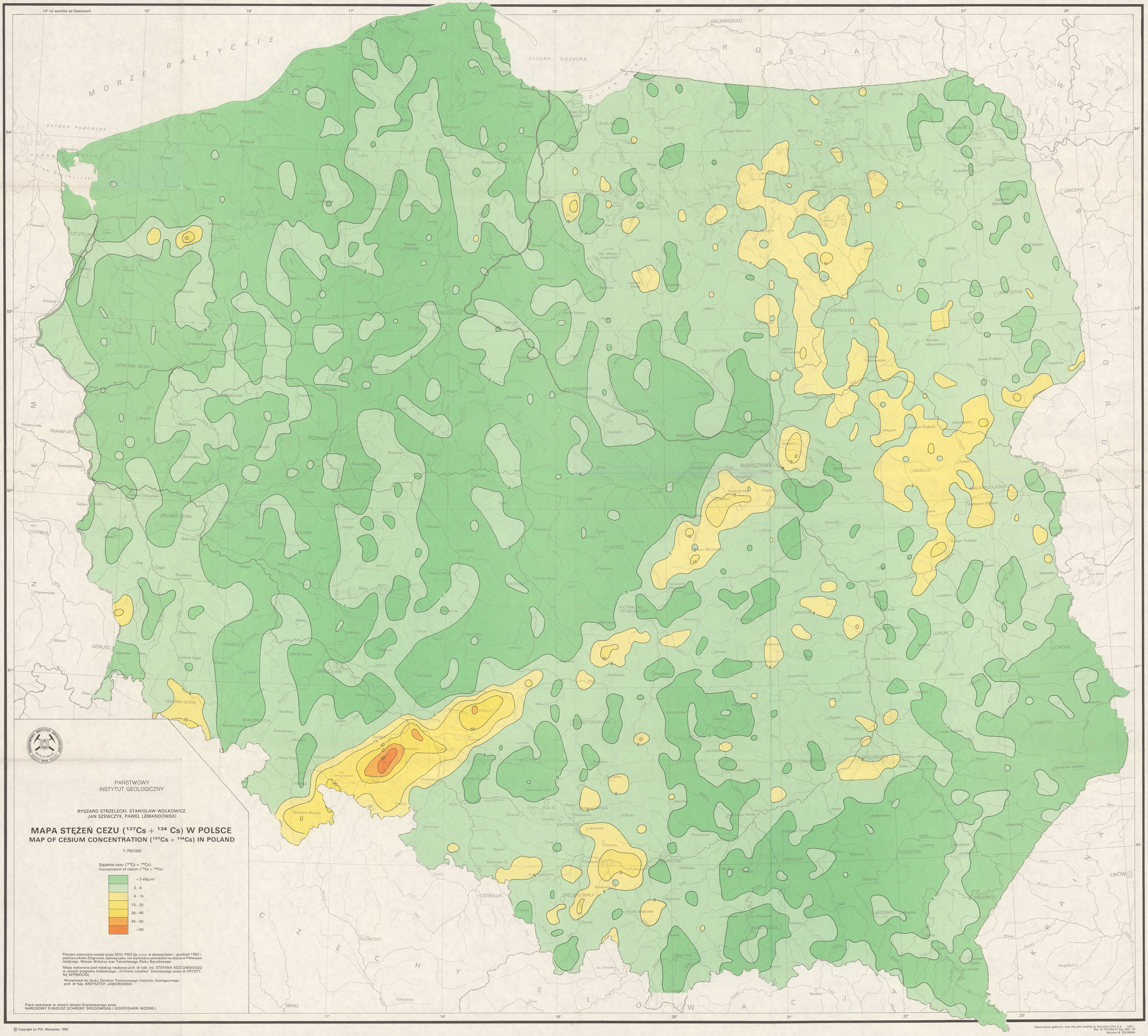
Mapa wykonana pod redakcją naukową prof. dr hab. inż. STEFANA KOZŁOWSKIEGO w ramach programu badawczego „Ochrona Litosfery" kierowanego przez dr KRYSTYNĘ WYRWICKĄ

Akceptował do druku Dyrektor Państwowego Instytutu Geologicznego prof. dr hab. KRZYSZTOF JAWOROWSKI.

Prace wykonane w ramach tematu finansowanego przez
NARODOWY FUNDUSZ OCHRONY ŚRODOWISKA I GOSPODARKI WODNEJ

© Copyright by PIG, Warszawa, 1993

Opracowanie proficzne i druk POLSKA AGENCJA EKOLOGICZNA S.A. – 1993 r.
Zec. B-106 375/93 Egz. 500 + 25
Redaktor B. CELIŃSKA



PAŃSTWOWY INSTYTUT GEOLOGICZNY

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
JAN SZEWCZYK, PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPA STĘŻEŃ CEZU ($^{137}Cs + {}^{134}Cs$) W POLSCE

MAP OF CESIUM CONCENTRATION ($^{137}Cs + {}^{134}Cs$) IN POLAND

1:750 000

Stężenie cezu ($^{137}Cs + {}^{134}Cs$):
Concentration of cesium ($^{137}Cs + {}^{134}Cs$):

- < 3 kBq/m²
- 3 – 8
- 8 – 15
- 15 – 30
- 30 – 45
- 45 – 60
- > 60

Pomiary wykonane zostały przez SEGI-PBG Sp. z o.o. w okresie lipiec – grudzień 1992 r. pod kierunkiem Zbigniewa Jędrzejczaka, nie wykonano pomiarów na obszarze Półwyspu Helskiego, Mierzei Wiślanej oraz Tatrzańskiego Parku Narodowego

Mapa wykonana pod redakcją naukową prof. dr hab. inż. STEFANA KOZŁOWSKIEGO w ramach programu badawczego „Ochrona Litosfery" kierowanego przez dr KRYSTYNĘ WYRWICKĄ

Akceptował do druku Dyrektor Państwowego Instytutu Geologicznego prof. dr hab. KRZYSZTOF JAWOROWSKI.

Prace wykonane w ramach tematu finansowanego przez
NARODOWY FUNDUSZ OCHRONY ŚRODOWISKA I GOSPODARKI WODNEJ

© Copyright by PIG, Warszawa, 1993

Opracowanie graficzne i druk POLSKA AGENCJA EKOLOGICZNA S.A. – 1993 r.
Zlec. B-106 375/93 Egz. 500 + 25
Redaktor B. CELIŃSKA

PAŃSTWOWY INSTYTUT GEOLOGICZNY

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
JAN SZEWCZYK, PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPY RADIOEKOLOGICZNE POLSKI

Część II

MAPA ZAWARTOŚCI URANU W POLSCE

MAPA ZAWARTOŚCI TORU W POLSCE

MAPA ZAWARTOŚCI POTASU W POLSCE

RADIOECOLOGICAL MAPS OF POLAND

Part II

MAP OF URANIUM CONCENTRATION IN POLAND

MAP OF THORIUM CONCENTRATION IN POLAND

MAP OF POTASSIUM CONCENTRATION IN POLAND

1: 750 000

75 LAT DZIAŁALNOŚCI
1919 - 1994
PAŃSTWOWEGO INSTYTUTU GEOLOGICZNEGO

WARSZAWA 1994

SFINANSOWANO ZE ŚRODKÓW
NARODOWEGO FUNDUSZU OCHRONY ŚRODOWISKA i GOSPODARKI WODNEJ

PAŃSTWOWY INSTYTUT GEOLOGICZNY

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
JAN SZEWCZYK, PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPY RADIOEKOLOGICZNE POLSKI

Część II

MAPA ZAWARTOŚCI URANU W POLSCE

MAPA ZAWARTOŚCI TORU W POLSCE

MAPA ZAWARTOŚCI POTASU W POLSCE

RADIOECOLOGICAL MAPS OF POLAND

Part II

MAP OF URANIUM CONCENTRATION IN POLAND

MAP OF THORIUM CONCENTRATION IN POLAND

MAP OF POTASSIUM CONCENTRATION IN POLAND

1: 750 000

WARSZAWA 1994

Redakcja: mgr Barbara Słowańska

Mapy wykonano pod redakcją naukową prof. dr hab. inż. Stefana KOZŁOWSKIEGO
w ramach programu badawczego **„Ochrona litosfery"** kierowanego przez
dr Krystynę WYRWICKĄ

Akceptował do druku 04.03.1994 r.
Dyrektor Państwowego Instytutu Geologicznego
Prof. dr hab. Krzysztof JAWOROWSKI

Tłumaczenie na język angielski: mgr Anna Strzelecka

© Copyright by Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, 1994

Opracowano komputerowo w Zakładzie Geologii Surowców Mineralnych

Nakład 500 egz., Format B_5, Zam. nr 179p/93
Druk Zakład Produkcji Poligraficznej PAE S.A. Zl. B-129

SUMMARY

"Radioecological Maps of Poland", Part II presents the distribution of natural elements U, Th and K in Poland. The concentration of the above mentioned natural elements has been determined as the result of gamma–ray spectrometric survey. Such procedure is in accordance to the recommendations of IGCP 259 Project entitled "International Geochemical Mapping". Methodology of maesurements and interpretation of data have been already presented in the I Part of the above edition.

Distribution of **uranium** concentration is showing high relation to the geology of the country. The highest concentration are noted from SW part of Poland in the Sudetes Mts, NE part of Bohemian Massif. In the Sudetes which are characterized by the presence of numerous uranium indices, high uranium concentration (>5 ppm) is noted from Hercynian granitoid massifs such as Karkonosze – and Strzegom massifs as well as from Permian–Carboniferous sedimentary formations. Relatively high uranium concentrations of 2–4 ppm is also noted from some areas of Carpatians flysch, Holy Cross Mountains and the area of Lublin Highland. Higher uranium content – of 2–4 ppm noted in loess soils cavering sedimentary Palaeozoic rocks of E part of the Holy Cross Mts, Upper Cretaceous carbonaceous sediments of the Lublin Highland requires additional studies.

Quaternary glacial and post–glacial sediments covering about 70% of the territory of Poland are showing high variation of uranium concentration – from very low (<1 ppm) noted from fluvioglacial sediments, dunes and Holocene aluvial sediments up till 6 ppm noted from tills of the youngest glaciation epoch of NE Poland. The average value of U concentration, calculated on the basis of 19528 measurement points is 1.36 ppm (with the standard deviation of 0.93 ppm).

Distribution of **thorium** concentration in Poland is very similar to uranium distribution. The higest average Th values (>8 ppm) are noted from the area of Sudetes Mts (mainly from crystaline rocks) and Carpatian flysch. The Th concentration of 3.29 ppm (standard deviation – 1.91 ppm), which is the value higher than the average value for the whole territory of Poland, are noted from some parts of Lublin Highland and Roztocze region in SE Poland (carbonaceous rocks of Upper Cretaceous and Tertiery covered by thin loess cover), in NE Poland – from tills of North Polish

Glaciation age as well as from fluvial sediments of the lower course of the Vistula River.

Distribution of **potassium** concentration is showing high relation to the lithological image of the surface. The highest K concentrations of 1.5–2.0% are related to Hercynian granitoid – metamorphic massifs in the Sudetes Mts. The sedimentary formations of the Sudetes Mts are characterized by higher than average concentration considered as – 0.75% (standard deviation 0.32%). The highest Potassium concentrations of 1.5% are noted from Permian and Triassic arkosic series, while the lowest concentrations of 0.75% are observed from Upper Cretaceous carbonaceous series.

The higher than average value are also noted from Tertiery Carpatians flysch sediments, palaeozoic sediments of Holy Cross Mts and from Mesozoic sediments of Lublin Highland. Potassium concentrations of 1.5% is noted from Quaternaly tills of the youngest glatiation epoch, noted from Polish Lowlands, while the concentration of 0.5–0.75% is noted from fluvioglacial sediments. A very interesting issue, which should be mentioned, is very low Potassium concentration (<0.25%) in the Holocene alluvial sediments of the Subcarpatian region, SE Poland.

WPROWADZENIE

W części II "Map radioekologicznych Polski" przedstawione zostało występowanie naturalnych izotopów promieniotwórczych w Polsce. Mapy sporządzone są w oparciu o zdjęcie gamma–spektrometrycze Polski, którego metodykę wykonania opisano w części I edycji (R. Strzelecki i in. 1993). Uzyskane obrazy są odbiciem powierzchniowego rozkładu pierwiastków w litosferze, bowiem zasięg głębokościowy metody pomiarowej jest rzędu 25 – 40 cm. Obliczenie zawartości pierwiastka, w przypadku uranu i toru, następuje przez pomiar widma energetycznego krótkożyciowych izotopów występujących w szeregach przemian promieniotwórczych: dla uranu jest to izotop ^{214}Bi, a dla toru ^{208}Tl. Stąd też w objaśnieniach do map używany jest symbol "eU" i "eTh" (zawartość ekwiwalentna). W przypadku potasu pomiar spektrometryczny dotyczy wprost linii energetycznej izotopu potasu ^{40}K. Z uwagi na to, że w skorupie ziemskiej występuje stały stosunek pomiędzy izotopami uranu i potasu (w przypadku toru istnieje praktycznie jeden izotop) są to mapy zawartości tych pierwiastków. Mapy te, oprócz wymiaru ekologicznego, stanowią jednocześnie dopełnienie "Geochemicznej mapy Polski" przygotowywanej w Państwowym Instytucie Geologicznym. Należy zaznaczyć, że zgodnie z zaleceniami projektu IGCP nr 259 "International Geochemical Mapping" (A. Bjorklund i in. 1994) dla uranu, toru i potasu mapy geochemiczne sporządzane będą w oparciu o pomiary gamma–spektrometryczne.

W objaśnieniach do map poszczególnych pierwiastków podano zwięzłe informacje o ich geochemii w środowisku geologicznym. Szczegółowa analiza geochemiczna uzyskanych rezultatów dla obszaru Polski, m.in. w ujęciu stratygraficznym i litologicznym, opublikowana zostanie po zakończeniu badań statystycznych.

W objaśnieniach tekstowych zamieszczono także definicje jednostek promieniotwórczości używanych w obu częściach wydawnictwa. Niektóre z nich – nGy/h i kBq/m^2 – używane są w Polsce od niedawna (układ SI) i są słabo znane. Stąd też podano ich stare, nieformalne odpowiedniki.

WYNIKI BADAŃ

MAPA ZAWARTOŚCI URANU

W przyrodzie znane są trzy naturalne izotopy uranu: ^{234}U, ^{235}U i ^{238}U. Udział poszczególnych izotopów wynosi odpowiednio 0,0058%, 0,715% i 99,28%. Izotop 238 daje początek szeregowi uranowo–radowemu (izotop ^{234}U jest jednym z członów tego szeregu), a izotop ^{235}U zapoczątkowuje szereg uranowo–aktynowy. Wszystkie te izotopy ulegają samorzutnemu rozpadowi, a okresy ich połowicznego zaniku są bardzo długie. Stosunki izotopów w uranie ziemskim są w zasadzie stałe. Dlatego też badając wielkość promieniowania gamma pochodzącego od izotopu ^{214}Bi, jako pochodnej izotopu ^{238}U, praktycznie możemy obliczać sumę wszystkich izotopów uranu. W geologii złóż rud uranu znane są unikatowe wystąpienia, w których zachwiana jest równowaga pomiędzy dwoma podstawowymi izotopami uranu. W ciałach rudnych prekambryjskiego złoża Oklo (Gabon) występuje znaczny niedomiar ^{235}U (w skrajnym przypadku stanowi on 0,44%), co świadczy o zajściu w środowisku naturalnym reakcji jądrowej powodującej ubytek – "wypalenie się" – izotopu uranu 235.

Zawartości uranu w skałach wahają się w dość znacznym, zakresie. W procesach formowania się skał magmowych, właściwości geochemiczne uranu powodują jego koncentrowanie w resztkowym stopie magmowym, bogatym w sód, potas i krzemionkę. W tych skałach minerały uranu tworzą często mikrowrostki w minerałach skałotwórczych (biotycie, piroksenach). Uran może również występować w postaci domieszki izomorficznej w minerałach skałotwórczych i akcesorycznych (np. w ortycie, apatycie, cyrkonie, monacycie). W efekcie, najwyższe średnie zawartości uranu – 3–5 g/t – mają skały typu granitoidów, sjenitów alkalicznich oraz skały hydrotermalnie przeobrażone (np. episjenity). Zdecydowanie ubogie w uran są skały zasadowe i ultrazasadowe (bazalty, perydotyty, dunity). Zawierają one od 0,001 do 1 g/t U.

Wśród skał osadowych najwyższe zawartości klarkowe mają skały powstałe w warunkach redukcyjnych, wzbogacone w substancję organiczną. Są to przede wszystkim skały drobnoklastyczne: łupki, iłowce i mułowce, które zawierają średnio do 4g/tU.

Uboższe w uran są skały węglanowe i piaskowce, zawierające od 0,5 do 2g/tU. Szczególnie bogate w uran są tzw. łupki czarne zawierające średnio około 70g/t.

W warunkach powierzchniowych uran ulega dość łatwo utlenieniu i migruje, niekiedy na znaczne odległości. W efekcie, utwory powierzchniowe są nieco zubożone w ten pierwiastek, w stosunku do skał, z których się wykształciły. Ponownemu wytrącaniu ulega on na geochemicznych barierach redukcyjnych, którymi mogą być utwory bagienne, denne utwory jezior i zatok, a także bardzo drobnoziarniste osady rzeczne wzbogacone w substancję organiczną.

Z radioekologicznego punktu widzenia uran jest najważniejszym pierwiastkiem promieniotwórczym, gdyż oprócz emisji poważnej części promieniowania gamma, jednym z produktów jego rozpadu jest promieniotwórczy gaz – radon. Ulegając rozpadowi promieniotwórczemu radon i pochodne pierwiastki wydzielają wysokoenergetyczne promieniowanie alfa, które jest bardzo szkodliwe dla zdrowia. Ocenia się, że promieniowanie pochodzące od radonu stanowi 45 – 50% promieniowania jonizującego oddziałującego na człowieka (R. Strzelecki, S. Wołkowicz, 1993). Tak więc, z uwagi na pochodzenie radonu, mapa rozkładu uranu w warstwie powierzchniowej pozwala na wstępną ocenę możliwości występowania emanacji radonowych w danym terenie.

Koncentracje uranu w warstwie powierzchniowej w Polsce wahają się w granicach od 0 do 13,3 g/t. Wartość średnia dla Polski jest niska i wynosi 1,36 g/t (odchylenie stardardowe wynosi 0,93 g/t). Związane jest to z tym, że utwory glacjalne, które dominują w powierzchniowym obrazie Polski, prawie w całości cechują się wartościami poniżej 2 g/t. Wartości koncentracji uranu powyżej 2 g/t występują na obszarze Sudetów, Karpat, Gór Świętokrzyskich i na Wyżynie Lubelskiej.

W Sudetach, które prawie w całości cechują wartości powyżej 2 g/t, wyróżnia się blok karkonosko–izerski ze średnimi zawartościami w granicach 3 – 5 g/t, i maksymalnymi wskazaniami w pojedynczych punktach przekraczającymi 13 g/t. Wysokie wartości mają również masywy granitoidowe Strzegomia i Strzelina. Najniższe wartości (poniżej 2 g/t) rejestrowane są w węglanowych osadach kredy górnej i w kulmie karbonu dolnego depresji śródsudeckiej. Obszar bloku przedsudeckiego wykazuje zmienne wartości koncentracji uranu. Generalnie rzecz biorąc, utwory czwartorzędowe pokrywające utwory starsze mają wartości poniżej 2 g/t. Wyjątek stanowią lessy, w

których maksymalne stwierdzone koncentracje sięgają 6 g/t (płat lessów na NNE od Wrocławia).

Zwarte obszary o zawartości uranu w granicach 2–4 g/t, czyli w istotny sposób przekraczającej średnią zawartość dla Polski, występują na obszarze fliszu karpackiego, co związane jest z wykształceniem litologicznym i cienką warstwą zwietrzeliny pokrywającej powierzchnię terenu.

Podobne wartości koncentracji uranu zarejestrowano na części obszaru Gór Świętokrzyskich, zbudowanej z utworów paleozoicznych i triasowych. Dotyczy to zarówno skał podłoża, jak i pokrywających je lessów. Północne obrzeżenie, zbudowane głównie z węglanowych utworów jury, charakteryzuje się koncentracjami poniżej 2 g/t.

Na uwagę zasługuje również obszar południowo–wschodniej Lubelszczyzny i Roztocza. Znaczne ich części, pokryte lessami, w podłożu których występują osady węglanowe kredy górnej lub trzeciorzędu, wykazują koncentracje uranu w granicach 2–4 g/t. Poza tym, wysokie koncentracje uranu (do 7 g/t), lecz o ograniczonym rozprzestrzenieniu, stwierdzono na osadach rzecznych Wisłoki w okolicach Mielca. Wyjaśnienie tych teoretycznie zbyt wysokich koncentracji dla tego typu utworów wymaga, podobnie jak w przypadku lessów, dalszych, szczegółowych badań.

W utworach polodowcowych Niżu Polskiego rzadko rejestrowano zawartości uranu powyżej 2 g/t. Związane są one zwykle z glinami zwałowymi, zwłaszcza zlodowacenia północnopolskiego na Pojezierzu Mazurskim (R. Strzelecki, S. Wołkowicz, P. Lewandowski, 1993). Zdecydowana większość glin zwałowych oraz utwory fluwioglacjalne, eoliczne i holoceńskie osady rzeczne wykazują zwartości poniżej 2 g/t.

MAPA ZAWARTOŚCI TORU

Skład izotopowy toru jest prostszy od uranu, gdyż praktycznie w 100% ziemski tor składa się z izotopu ^{232}Th, który daje początek torowemu szeregowi promieniotwórczemu.

Tor, podobnie jak uran, jest pierwiastkiem wyraźnie oksyfilnym. W procesach magmowych koncentruje się w skałach kwaśnych, występując w postaci domieszek w minerałach akcesorycznych, takich jak: monacyt, ortyt, cyrkon. Minerały skałotwórcze są

ubogie w tor. Kwaśne skały magmowe zawierają średnio około 18 g/t toru, podczas gdy skały zasadowe zawierają zaledwie 2 g/t.

W procesach wietrzeniowych tor jest pierwiastkiem geochemicznie o wiele bardziej stabilnym niż uran. Fakt jego koncentrowania się w minerałach akcesorycznych, bardzo odpornych na wietrzenie, powoduje, że w większym stopniu gromadzi się w utworach rezydualnych oraz w piaskach plażowych. Ponadto, 4–wartościowa forma występowania umożliwia jego zatrzymywanie przez produkty wietrzenia powstające w warunkach utleniających, np. przez boksyty, w których średnie zawartości toru sięgają 50 g/t. W innych skałach osadowych tor występuje w mniejszych ilościach: w łupkach do 12 g/t, w piaskowcach i wapieniach do 2–3 g/t.

Średnia koncentracja toru dla obszaru całego kraju wynosi 3,29 g/t (odchylenie standardowe – 1,91 g/t). Jego rozkład przestrzenny w warstwie przypowierzchniowej w Polsce wykazuje ogólne podobieństwo do rozkładów innych radionuklidów naturalnych. Najwyższe koncentracje rejestrowane są w Karpatach i Sudetach, a zawartości powyżej średniej dla Polski występują także na Wyżynie Lubelskiej, Roztoczu i w południowej części Gór Świętokrzyskich. Na Niżu Polskim wartości powyżej 4 g/t toru na większych przestrzeniach występują na obszarze Żuław oraz w Polsce północno–wschodniej, przede wszyskim w glinach zwałowych ostatniego zlodowacenia.

MAPA ZAWARTOŚCI POTASU

W przyrodzie występują trzy naturalne izotopy potasu, w tym 93,08% stanowi izotop ^{39}K, 6,91% – ^{41}K i promieniotwórczy izotop ^{40}K – 0,0119. Stosunek głównego izotopu ^{39}K do ^{40}K, jak wynika z badań geochemicznych, w skałach i minerałach jest stały. Pozwala to, na podstawie pomiarów promieniotwórczego izotopu potasu, określać jego całkowitą koncentrację.

W litosferze najwyższymi zawartościami potasu charakteryzują się kwaśne skały magmowe. W granitach, które zawierają średnio 3,34% K, występuje on w swym najważniejszym minerale – skaleniu potasowym. Gromadzi się również w plagioklazach, biotycie i muskowicie. Niektóre odmiany skał kwaśnych, np. sjenity lub foiaity zawierają jeszcze wyższe ilości potasu – dochodzące do 5–7%. Generalnie, ze wzrostem zasadowości, skały zawierają mniej potasu, i tak: wartość przeciętna dla skał pośrednich

wynosi 2,3%, zasadowych 0,83%, a ultrazasadowych tylko 0,03%. W procesach wietrzenia najłatwiej uwalniany jest potas w biotytach, natomiast bardzo odporne na wietrzenie są skalenie potasowe; muskowit praktycznie nie ulega wietrzeniu. Uwolniony potas jest silnie absorbowany przez związki koloidalne i gleby, a także wchłaniany przez rośliny. W skałach osadowych najwyższe zawartości występują w skałach ilastych – średnio 2,88%, w skałach piaszczystych 1,07%. Wśród minerałów zawierających potas, powstających w warunkach hipergenicznych, najważniejsze są illit i glaukonit.

Analiza zdjęcia gamma–spektrometrycznego wykazuje, że średnia zawartość potasu na obszarze Polski wynosi 0,74%, przy odchyleniu standardowym 0,32%. Wartość maksymalna wynosi 2,8%. Najwyższe zawartości zanotowane zostały w Sudetach, Karpatach i Polsce północno–wschodniej. Rozkład regionalny wyraźnie nawiązuje do geologii. Widoczne jest to zwłaszcza na przykładzie Sudetów. Najwyższe zawartości potasu związane są z masywami granitoidowymi. W masywie Karkonoszy, który budują odmiany granitów bogatych w skalenie potasowe zawartości potasu wahają się od 1,5 do 2,0%; podobne zawartości związane są z granitami strzegomskimi, najniższe zawartości występują w utworach węglanowych kredy Kotliny Kłodzkiej; nie przekraczją tam one 0,75%. Utwory czwartorzędowe bloku przedsudeckiego wykazują koncentracje potasu od 0,5 do 1,25%, a zróżnicowanie to wiązać należy z głębokością występowania podłoża oraz odległości od erodowanych skał magmowych lub metamorficznych.

W Karpatach zawartości wahają się pomiędzy 0,75 a 1,25%, w nikłym stopniu wykazując związek z przebiegiem struktur geologicznych.

Zwracają uwagę bardzo niskie zawartości potasu we wschodniej części zapadliska przedkarpackiego. Aluwia czwartorzędowe w dolinie Sanu i Tanwi zawierają poniżej 0,25% potasu. Pas niskich zawartości, poniżej 0,5%, ciągnie się na zachód poprzez Nieckę Nidziańską, północną część Wyżyny Krakowsko–Częstochowskiej aż po wschodnią część Niziny Śląskiej.

Na Wyżynie Lubelskiej i w Górach Świętokrzyskich zawartości są wyższe i sięgają 1,5%. Interesujący jest fakt, że najwyższe zawartości związane są z pokrywami lessowymi zalegającymi na utworach kredowych na Lubelszczyźnie, bądź na utworach paleozoicznych w Górach Świętokrzyskich. Podobnie wysokie zawartości potasu (1,0 – 1,25%) występują w obrębie pokryw lessowych pomiędzy Krakowem, Miechowem a doliną Nidy.

Utwory czwartorzędowe Niżu Polskiego wykazują duże zróżnicowanie zawartości nawiązujące do wykształcenia litologicznego. Najniższe zawartości, nawet poniżej 0,5%, wykazują utwory aluwialne, zwłaszcza holoceńskie; zawartości najwyższe – gliny zwałowe moren czołowych zlodowacenia północnopolskiego zawierające duże ilości głazów. W północno–wschodniej Polsce w obszarach ich występowania na Suwalszczyźnie, (w rejonie Lidzbarka Warmińskiego) zawartości potasu sięgają 1,5%. Gliny zwałowe starszych zlodowaceń charakteryzują zawartości pomiędzy 0,75 – 1,25%, natomiast utwory fluwioglacjalne 0,5 – 0,75 %.

DEFINICJE JEDNOSTEK PROMIENIOTWÓRCZOŚCI UŻYWANYCH W OBJAŚNIENIACH MAP (cz. I i II)

W ochronie radiologicznej operujemy dwoma typami pojęć. Jeden dotyczy **aktywności** naturalnych i sztucznych pierwiastków promieniotwórczych, a więc dotyczy ich zawartości w środowisku, drugi dotyczy **dawki** ilości energii promieniowania pochłoniętej przez materię.

Jednostką aktywności aktualnie stosowaną jest **bekerel** (Bq). Jeden Bq odpowiada jednemu rozpadowi w ciągu jednej sekundy. Zwykle używa się jednostek będących wielokrotnością, np. kilobekereli (kBq) i megabekereli (MBq). Do oceny stężenia substancji promieniotwórczej w środowisku stosuje się jednostki aktywności, tj. bekerele wyrażone na jednostkę powierzchni, objętości lub masy, np. kBq/m^2.

Jednostką dawniej używaną dla określenia aktywności był **curie** (Ci), przy czym 1 Ci = $3,7\ 10^{10}$ Bq.

W opracowaniu, na "Mapie stężeń cezu w Polsce", podano je zgodnie z zaleceniami MAEA w kBq/m^2, natomiast pozostałych izotopów promieniotwórczych w g/t (ekwiwalentnych), głównie dla klarowności porównań geochemicznych. Istniejące współczynniki pozwalają na przeliczenia zawartości w g/t na kBq/m^2.

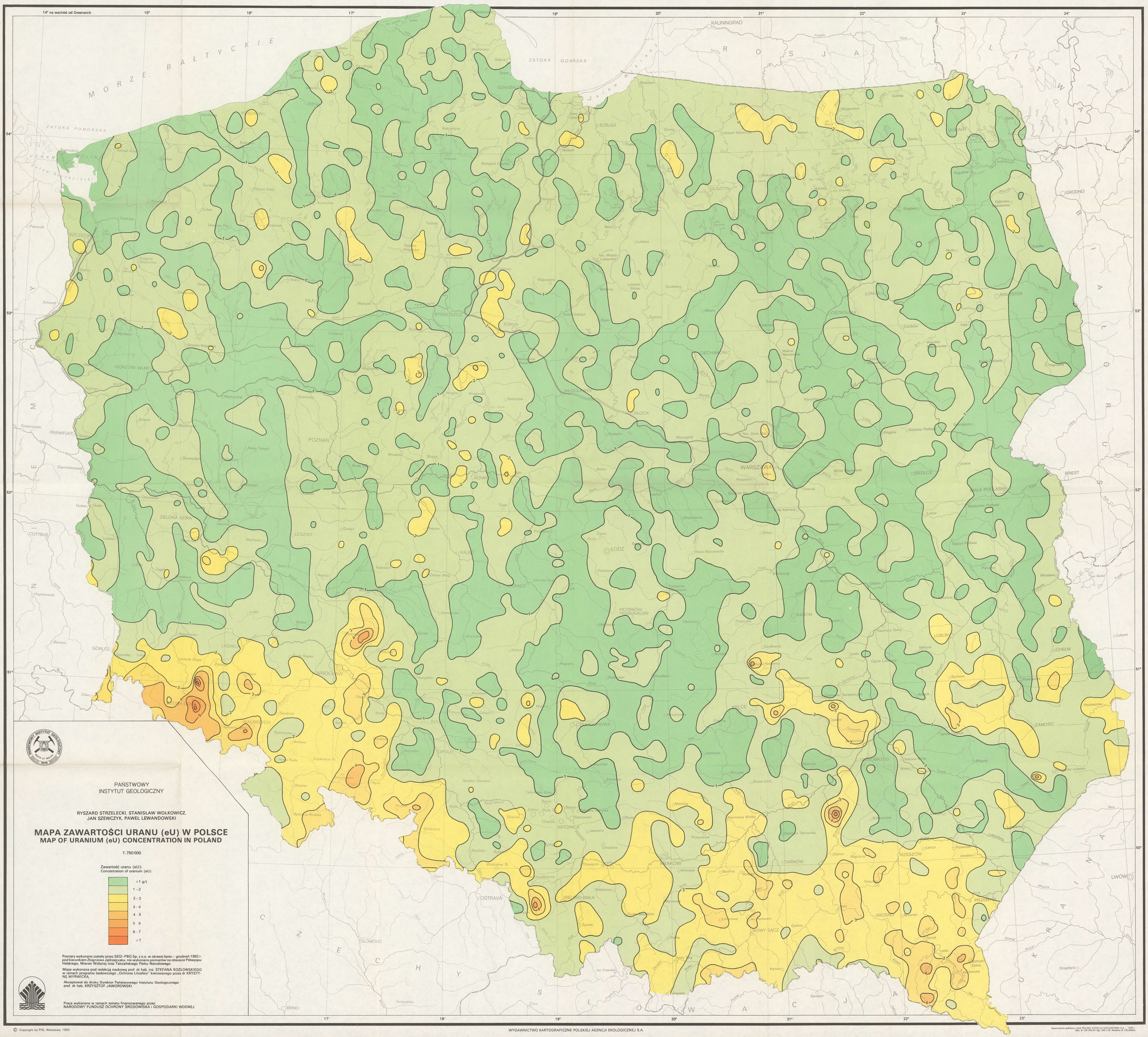
Dla określenia skutków radiacyjnych wywołanych oddziaływaniem promieniowania na ośrodek materialny wprowadzono jednostkę dawki pochłoniętej –

grej (Gy). Jeden grej jest to taka dawka pochłoniętego promieniowania jonizującego, przy której ciału o masie 1 kg przekazywana zostaje energia 1 J (dżula). Wielkością pochodną jest moc dawki, która wyraża wartość dawki w jednostce czasu, np. Gy/h. Zwykle używane są mniejsze jednostki – nGy/h. Jednostka ta użyta jest w "Mapie mocy dawki promieniowania gamma w Polsce". W użyciu jest także rad, który był wcześniej używaną jednostką dawki absorpcyjnej (1 rad = 0,01 Gy).

Dawniej powszechnie używana była jednostka – rentgen. Wyrażała ona jednak dawkę ekspozycyjną promieniowania elektromagnetycznego w powietrzu. Z tego powodu miała ograniczone zastosowanie. Istnieje współczynnik pozwalający na przeliczenie dawki ekspozycyjnej wyrażonej w rentgenach na dawkę pochłoniętą wyrażoną w grejach (1 R = 8,69 x 10^{-3} Gy) (The use of gamma ray..).

LITERATURA

1. Strzelecki R., Wołkowicz S. – 1993 – Radon – zagrożenie większe niż "Czarnobyl". Prz. geol. nr 3.
2. Strzelecki R. Wołkowicz S., Lewandowski P. – 1993 – Wyniki badań promieniotwórczości gamma na Suwalszczyźnie. Prz. geol. nr 8.
3. Strzelecki R., Wołkowicz S., Szewczyk J., Lewandowski P. – 1993 – Mapy radioekologiczne Polski. Część I. Wyd PIG. Warszawa.
4. The use of gamma ray data to define the natural radiation environment. 1990. IAEA. Vienna.



PAŃSTWOWY
INSTYTUT GEOLOGICZNY

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
JAN SZEWCZYK, PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPA ZAWARTOŚCI URANU (eU) W POLSCE
MAP OF URANIUM (eU) CONCENTRATION IN POLAND

1:750 000

Zawartość uranu (eU):
Concentration of uranium (eU):

- <1 g/t
- 1–2
- 2–3
- 3–4
- 4–5
- 5–6
- 6–7
- >7

Pomiary wykonane zostały przez SEGI-PBG Sp. z o.o. w okresie lipiec – grudzień 1992 r. pod kierunkiem Zbigniewa Jędrzejczaka, nie wykonano pomiarów na obszarze Półwyspu Helskiego, Mierzei Wiślanej oraz Tatrzańskiego Parku Narodowego

Mapa wykonana pod redakcją naukową prof. dr hab. inż. STEFANA KOZŁOWSKIEGO w ramach programu badawczego „Ochrona Litosfery" kierowanego przez dr KRYSTYNĘ WYRWICKĄ

Akceptował do druku Dyrektor Państwowego Instytutu Geologicznego prof. dr hab. KRZYSZTOF JAWOROWSKI.

Prace wykonane w ramach tematu finansowanego przez:
NARODOWY FUNDUSZ OCHRONY ŚRODOWISKA i GOSPODARKI WODNEJ

© Copyright by PIG, Warszawa, 1993

WYDAWNICTWO KARTOGRAFICZNE POLSKIEJ AGENCJI EKOLOGICZNEJ S.A.

Opracowanie graficzne i druk POLSKA AGENCJA EKOLOGICZNA S.A. – 1993 r.
Zlec. B-129 399/94 Egz. 500 + 25. Redaktor B. CELIŃSKA

PAŃSTWOWY
INSTYTUT GEOLOGICZNY

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
JAN SZEWCZYK, PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPA ZAWARTOŚCI TORU (eTh) W POLSCE
MAP OF THORIUM CONCENTRATION (eTh) IN POLAND

1 : 750 000

Zawartość Th (eTh):
Concentration of Th (eTh):

< 2 g/t
2 – 4
4 – 6
6 – 8
8 – 10
> 10

Pomiary wykonane zostały przez SEGI-PBG Sp. z o.o. w okresie lipiec – grudzień 1992 r. pod kierunkiem Zbigniewa Jędrzejczaka, nie wykonano pomiarów na obszarze Półwyspu Helskiego, Mierzei Wiślanej oraz Tatrzańskiego Parku Narodowego

Mapa wykonana pod redakcją naukową prof. dr hab. inż. STEFANA KOZŁOWSKIEGO w ramach programu badawczego „Ochrona Litosfery" kierowanego przez dr KRYSTYNĘ WYRWICKĄ

Akceptował do druku Dyrektor Państwowego Instytutu Geologicznego prof. dr hab. KRZYSZTOF JAWOROWSKI

Prace wykonane w ramach tematu finansowanego przez:
NARODOWY FUNDUSZ OCHRONY ŚRODOWISKA i GOSPODARKI WODNEJ

© Copyright by PIG, Warszawa, 1993

WYDAWNICTWO KARTOGRAFICZNE POLSKIEJ AGENCJI EKOLOGICZNEJ S.A

Opracowanie graficzne i druk: POLSKA AGENCJA EKOLOGICZNA S.A. — 1993 r.
Zlec. 9-128 399/94 Ego. 500 + 25. Redaktor B. CELIŃSKA

PAŃSTWOWY INSTYTUT GEOLOGICZNY

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
JAN SZEWCZYK, PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPA ZAWARTOŚCI POTASU (^{40}K) W POLSCE
MAP OF POTASSIUM CONCENTRATION (^{40}K) IN POLAND

1:750 000

Zawartość potasu:
Concentration of potassium:

	<0,25%
	0,25 – 0,50
	0,50 – 0,75
	0,75 – 1,00
	1,00 – 1,25
	1,25 – 1,50
	1,50 – 1,75
	1,75 – 2,00
	>2,00

Pomiary wykonane zostały przez SEGI-PBG Sp. z o.o. w okresie lipiec – grudzień 1992 r. pod kierunkiem Zbigniewa Jędrzejczaka, nie wykonano pomiarów na obszarze Półwyspu Helskiego, Mierzei Wiślanej oraz Tatrzańskiego Parku Narodowego

Mapa wykonana pod redakcją naukową prof. dr hab. inż. STEFANA KOZŁOWSKIEGO w ramach programu badawczego „Ochrona Litosfery" kierowanego przez dr KRYSTYNĘ WYRWICKĄ

Akceptował do druku Dyrektor Państwowego Instytutu Geologicznego prof. dr hab. KRZYSZTOF JAWOROWSKI

Prace wykonane w ramach tematu finansowanego przez:
NARODOWY FUNDUSZ OCHRONY ŚRODOWISKA i GOSPODARKI WODNEJ

© Copyright by PIG, Warszawa, 1993

WYDAWNICTWO KARTOGRAFICZNE POLSKIEJ AGENCJI EKOLOGICZNEJ S.A.

Opracowanie graficzne i druk POLSKA AGENCJA EKOLOGICZNA S.A. – 1993 r.
Zec. B-128 źródło Egz. 500 + 28 Redaktor E. CELIŃSKA

PAŃSTWOWY INSTYTUT GEOLOGICZNY

MAPY RADIOEKOLOGICZNE POLSKI. Część III

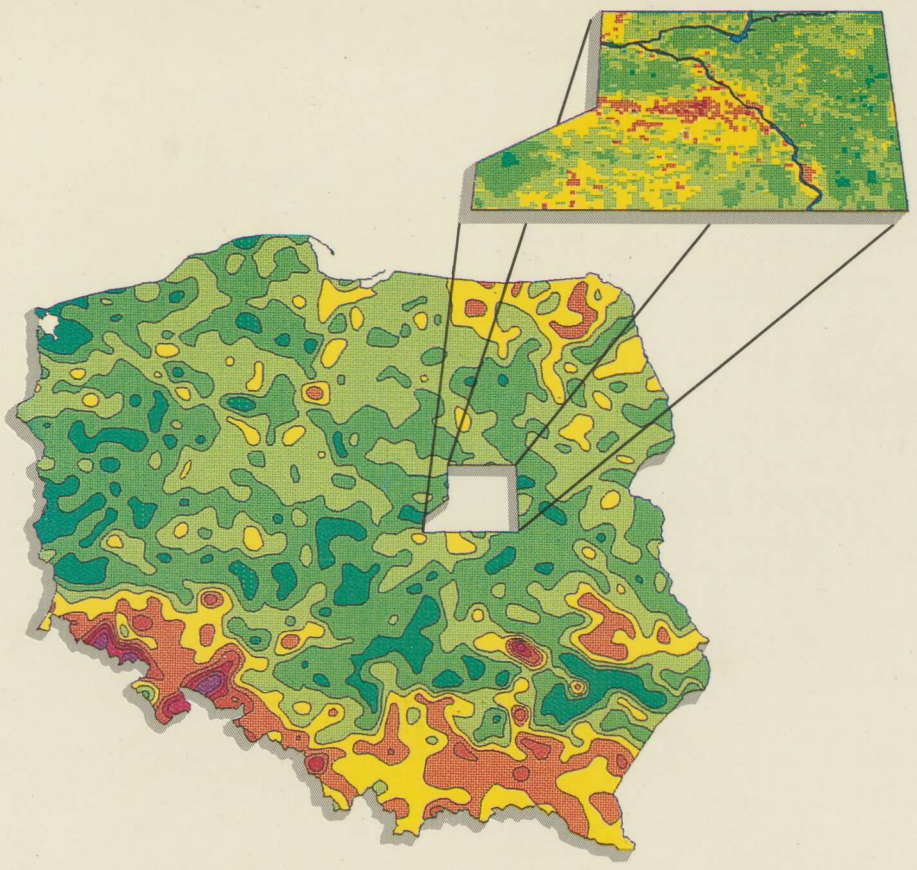
RADIOECOLOGICAL MAPS OF POLAND. Part III

Ryszard STRZELECKI, Stanisław WOŁKOWICZ,
Paweł LEWANDOWSKI

ATLAS RADIOEKOLOGICZNY WARSZAWY I OKOLIC

RADIOECOLOGICAL ATLAS OF WARSAW AND ENVIRONS

1:200 000



Sfinansowano ze środków
NARODOWEGO FUNDUSZU OCHRONY ŚRODOWISKA
I GOSPODARKI WODNEJ

WARSZAWA 1995

PAŃSTWOWY INSTYTUT GEOLOGICZNY

MAPY RADIOEKOLOGICZNE POLSKI. Część III

RADIOECOLOGICAL MAPS OF POLAND. Part III

Ryszard STRZELECKI, Stanisław WOŁKOWICZ,
Paweł LEWANDOWSKI

ATLAS RADIOEKOLOGICZNY WARSZAWY I OKOLIC

RADIOECOLOGICAL ATLAS OF WARSAW AND ENVIRONS

1:200 000

WARSZAWA 1995

Sfinansowano ze środków
NARODOWEGO FUNDUSZU OCHRONY ŚRODOWISKA I GOSPODARKI WODNEJ

Praca wykonana na zamówienie
Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa

Redakcja tekstu: mgr Janina MAŁECKA – Zakład Publikacji PIG

Akceptował do druku 29.12.1994 r.
dyrektor Państwowego Instytutu Geologicznego
Prof. dr hab. Stanisław SPECZIK

© Copyright by Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 1995

Tłumaczenie na język angielski mgr Anna STRZELECKA, weryfikacja mgr Thomas OLSZEWSKI

WYDAWNICTWO KARTOGRAFICZNE
POLSKIEJ AGENCJI EKOLOGICZNEJ S.A.

Druk ZPP Polskiej Agencji Ekologicznej S.A. Nakład 250 egz. Zlec. C-127.

SUMMARY

INTRODUCTION

Studies on gamma-ray spectrometry in Poland carried out by the Polish Geological Institute in 1990–1994 have been compiled and published in the form of ''Radioecological Maps of Poland'' [8, 9]. As the second step of this project, detailed regional studies have been carried over the areas showing post-Chernobyl cesium pollution or increased value of natural radionuclides in the geological environment. The main focus was on highly urbanized areas. The Radioecological Atlas of Warsaw and its environs is the first publication in this series.

WORK METHODOLOGY

The accident at the nuclear plant in Chernobyl very significantly increased the terrestrial gamma-ray radiation over a large of the European continent.

The spectrometric survey conducted by the Polish Geological Institute in 1986 in the Sudetes Mts. immediately before as well as just after the Chernobyl accident, provided very interesting experimental data unique at the European scale. In the few years between the accident and the beginning of fieldwork, the number of radionuclides decreased from several dozen, in the fallout just after the accident, to mainly two: ^{137}Cs (T1/2=30 years) and ^{134}Cs (T1/2=2 years). Also, their spatial distribution has changed from the surface distribution observed directly after the accident to a spatial distribution related to the various factors: type of soil, soil permeability and type of vegetation.

The results of the above mentioned fieldwork have been used among others to work out an effective methodology of determination of total *in situ* Cs isotopes concentration. This method determines the gamma radiation dose rate related to the above mentioned radionuclides expressed as the difference between the measured total dose rate and the total dose rate from natural gamma radiation emitters. Concentration of the latter is determined by measurements of K, U and Th, in the respective energy windows of 1.46 MeV, 1.76 MeV and 2.62 MeV as well as higher than 0.56 MeV for the total count window (TC). The calibration coefficients have been determined using the gamma-ray spectrometer at the calibration pads in Bratkovice near Příbram (Czech Republic).

Cosmic background radiation was measured on Zegrze lake, 100 m from the nearest shore.

Calibration of a spectrometer with respect to Cs is more difficult due to the lack of possibilities of creation spatial calibration conditions like those in the field. Here the method of approxmate calibration, based on point measurements, used by the Central Laboratory of Radiological Protection, was applied.

Concentration of the natural isotopes has been determined using the known formula:

$$Qi = \Sigma a_{ip} \cdot N_i^p$$

where: Qi–K – concentration in %, U, Th – concentration in ppm, for i – isotope
a_{ip} – calibration coefficients
N_i^p – count rate in energy windows

Concentration of cesium Q_{Cs} isotopes has been determined using the formula:

$$Q_{Cs}=K_{Cs} \cdot d\,(N^T-N^{NAT})$$

where: K_{Cs} – calibration factor determining the relation between Cs count rate and dose rate
d – calibration factor determining the relation between ^{147}Cs dose rate and its concentration in soils. Value of this factor depends on the depth distribution of the radionuclide in soil. During interpretation the average value characteristic for each type of soil was usually used:
N^T, N^{NAT} – measured (N^T) and calculated (N^{NAT}) count rates in the TC energy window on the basis of concentration of natural radionuclides.

FIELD MEASUREMENTS

Measurements were made in the city of Warsaw and its environs (radius of about 60 km around the city) in a 1×1 km grid. Data collected from gamma-ray spectrometry carried out in 1992 have been also used. Additional measurements were made at the Siekierki and Żerań heating plant waste disposal sites as well as at the ''Radiowo'' urban waste disposal site. 5426 measurements were made in total (Plate I).

Measurements were made using a hand held gamma-ray spectrometer, model GS-256 produced by ''Geofizyka'' Brno with ''3×3'' Na (Tl) detector. A two minute measurement time was used. The detector was placed 1.5 m above the terrain in order to eliminate the influence of the terrain geometry. Data was collected in the dBase system. For map compilation, the Surfer for Windows computer programme and GIS Arc/Info Systems were applied. Calculations were made using the SPSS/PC statistical system.

MAP OF GAMMA DOSE RATE (Plate II)

The average gamma-ray dose for the studied area of Warsaw and its environs is 25.73 nGy/h and is smaller than average for the whole country (equal to 34.2 nGy/h). Geographical distribution of the dose rate shows a strong relation to lithology of the Quaternary sediments. The highest dose rate, over 40 nGy/h, is observed in a zone running from the southwestern part of the city towards the west (Płońsk–Łowicz Plain) covered with tills of the Middle-Polish Glaciation. The highest dose rate is related to a higher dose rate of natural radionuclides and, on small areas, to post-Chernobyl pollution.

MAP OF CESIUM CONCENTRATION (Plate III)

Cesium concentration varies from <2 kBq/m^2 to 40.9 kBq/m^2 (average 5.17 kBq/m^2). Irregular distribution of cesium concentration is related to local meteorological conditions on the last days of April and first days of May 1986. The highest values of Cs pollution are noted from the southwestern part of Warsaw. This pollution does not pose any health hazard to the population.

MAP OF URANIUM CONCENTRATION (Plate IV)

Geographical distribution of uranium concentrations shows a strong relation to lithology of Quaternary sediments occurring in the Warsaw region. Average uranium concentration for different lithological types is shown in Plate 1.

The highest average concentration is related to kame deposits – 1.44 ppm – while the lowest average concentration is related to Holocene eolian sediments – 0.68 ppm.

The highest measured concentration, up to 3 ppm, was described from tills of the Middle-Polish Glatiation west of Warsaw.

MAP OF THORIUM CONCENTRATION (Plate V)

Geographical distribution of thorium is very similar to that of uranium. Highest average concentrations (Table 2) are related to kame deposits and are equal to 3.25 ppm while the lowest average concentrations up to 1.44 ppm are described from eolian sands.

MAP OF POTASSIUM CONCENTRATION (Plate VI)

Average potassium concentration varies from 0.35% to 0.69% (Table 3). The highest values of 0.6 to 1.1% are related to tills of the Middle-Polish Glaciation.

WASTE DISPOSALS

For the assessment of radioactivity at waste disposal sites measurements were made at the Siekierki and Żerań heating plant waste disposal sites as well as at the ''Radiowo'' urban waste disposal site.

The results of these studies are compiled in Plate 4 showing average dose of radioactivity and average U, Th, K concentrations in Radiowo, Siekierki and Żerań.

Concentration of natural radionuclides of uranium, thorium and potassium at waste disposal sites is 2.5–3 times higher than in the natural environment.

Higher uranium dose rate measured from heating plant tailings limits the utilization of waste disposal materials in the building industry due to the hazard of radon emanations.

WPROWADZENIE

Państwowy Instytut Geologiczny w ramach badań stanu środowiska naturalnego Polski prowadzi prace dotyczące występowania pierwiastków chemicznych w środowisku przyrodniczym. Największy nacisk położony jest na udokumentowanie obecności w środowisku pierwiastków i związków chemicznych toksycznych dla organizmów żywych. Szczególnie niebezpieczną grupą są pierwiastki promieniotwórcze. Z uwagi na specyficzne metody oznaczania ich koncentracji, w Państwowym Instytucie Geologicznym prowadzony jest odrębny program badań radioekologicznych. W ramach prac przygotowano i wydano drukiem w latach 1993–1994 „Mapy radioekologiczne Polski'' w skali 1:750 000 [8, 9]. Na mapach tych przedstawiono rozmieszczenie w przypowierzchniowej części litosfery naturalnych radionuklidów uranu, toru i potasu, poczernobylskiego cezu oraz mocy dawki promieniowania gamma.

W obszarach charakteryzujących się stężeniami radioizotopów cezu ($^{137}Cs+ +^{134}Cs$)>15 kBq/m^2 podjęto w 1994 roku badania szczegółowe, których celem jest uzyskanie dokładnego obrazu kartograficznego ich występowania oraz danych geochemicznych i biogeochemicznych, pozwalających na ocenę przemieszczania się cezu w środowisku geologicznym i wchodzenia w łańcuch pokarmowy zwierząt i ludzi. W przypadku naturalnych radionuklidów szczegółowe mapy rozmieszczenia uranu w połączeniu z analizą innych faktów geologicznych pozwalają na wstępną ocenę ryzyka emanacji radonowych do budynków.

Badania te podjęto w pierwszym rzędzie w rejonach aglomeracji miejskich, obszarach gęsto zaludnionych i intensywnie wykorzystywanych rolniczo.

Prezentowany „Atlas radioekologiczny Warszawy i okolic'', będąc kontynuacją „Map radioekologicznych Polski'', jest pierwszym z serii opracowań regionalnych.

ZDROWOTNE SKUTKI PROMIENIOWANIA JONIZUJĄCEGO

Promieniowanie jonizujące w świadomości społecznej jest jednym z najbardziej groźnych czynników wywołujących negatywne skutki zdrowotne. Społeczeństwa doświadczone przez tragedie Hiroszimy i Nagasaki oraz katastrofę Czernobyla boją się, może nawet irracjonalnie, wszystkiego co wiąże się z pierwiastkami promieniotwórczymi.

Toksyczność pierwiastków promieniotwórczych związana jest z emitowanym przez nie promieniowaniem jonizujacym. Docierając do organizmów żywych powoduje ono jonizację i wzbudzanie atomów komórek. Powstają wówczas bardzo aktywne związki chemiczne (wolne rodniki OH i H, utleniacze H_2O_2) prowadzące do różnorodnych uszkodzeń biologicznych komórek. Dochodzi m.in. do rozerwania nici DNA, aberracji chromosomów, utraty zdolności rozrodczej przez komórkę i w konsekwencji do śmierci komórki. Skutkiem tego jest rozwój chorób nowotworowych np.: rak płuc, białaczka, rak tarczycy, piersi.

Promieniowanie to może oddziaływać w postaci zewnętrznego napromieniowania organizmu lub wewnętrznego, które stanowi około 2/3 dawki. Radioizotopy wnikają do organizmu z pożywieniem, wodą lub powietrzem i mogą wchodzić w struktury tkanek, np. rad lub stront odkładają się w kościach. Z powietrzem dostaje się do organizmów radon i krótkożyciowe produkty jego rozpadu, które ulegając w płucach dalszemu rozpadowi promieniotwórczemu powodują uszkodzenia tkanek i rozwój komórek rakowych. Radon wpisany został przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (EPA) na listę czynników kancerogennych.

Dla oceny narażenia organizmu na skutki oddziaływania promieniowania w ochronie radiologicznej stosowanych jest szereg pojęć i jednostek.

Koncentracje radioizotopów mierzone są aktywnością wyrażaną w bekerelach (Bq). Aktywność jednego bekerela odpowiada rozpadowi jednego atomu na sekundę. W geochemii koncentracje pierwiastków w skałach podawane są w g/t (ang. ppm – part per milion) lub procentach. Obliczone zostały współczynniki pozwalające na przeliczenia oznaczonej metodami fizycznymi aktywności radioizotopu na koncentracje geochemiczne.

Ilość zaabsorbowanego przez jakąkolwiek materię promieniowania określana jest przez pojęcie dawki pochłoniętej, której jednostką jest grej (Gy). Moc dawki w czasie określana jest w Gy/s lub jak w „Atlasie'' w nGy/h.

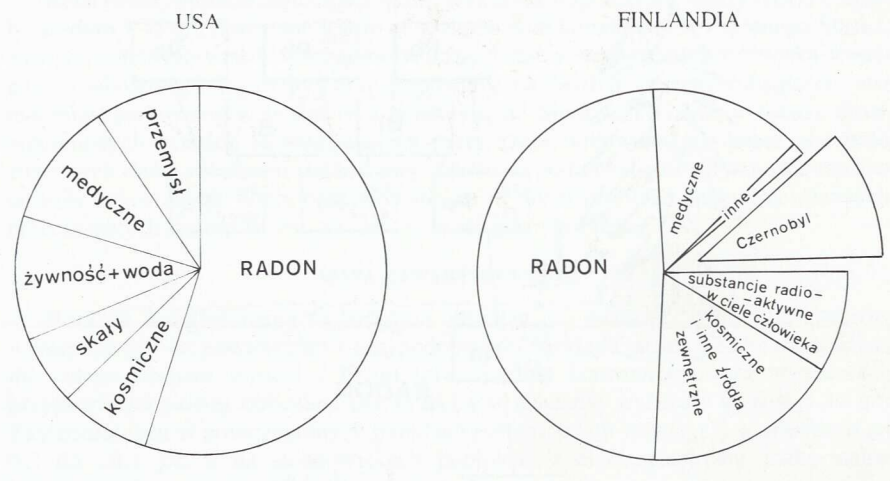
Dla oceny biologicznych efektów promieniowania w organizmie ludzkim wprowadzono pojęcie równoważnika dawki, uwzględniającego rodzaj promieniowania (alfa, beta, gamma, neutronowe, X) oraz efektywnego równoważnika dawki uwzględniającego z kolei wrażliwość poszczególnych typów tkanek na promieniowanie. Najbardziej wrażliwe są tkanki gonad, piersi, szpiku kostnego i płuc. Jednostką stosowaną dla wyrażenia obu pojęć jest sivert (Sv).

Jednym z największych problemów w ochronie radiologicznej jest kwestia wielkości dopuszczalnych dawek promieniowania. Międzynarodowa Komisja Ochrony Radiologicznej (ICPR) zaleca, aby dawki pochłaniane były możliwie jak najniższe. Na przykład, średnia dawka promieniowania jonizujacego pochłaniana przez statystycznego mieszkańca ze źródeł pozanaturalnych nie powinna przekraczać 1 mSv rocznie. Odrębne ograniczenia obowiązują pracowników zawodowo narażonych na działanie promieniowania jonizującego, np. pracowników elektrownii jądrowych, górników w kopalniach uranu lub pracowników mających styczność ze sztucznymi izotopami. Dla nich dopuszczalne dawki graniczne są o wiele wyższe.

W wielu krajach obowiązują szczegółowe normy dopuszczające określone koncentracje poszczególnych radioizotopów naturalnych i sztucznych w wodach pitnych, żywności, materiałach budowlanych i pomieszczeniach mieszkalnych. Przykładowo, dla radioizotopu radonu, który stanowi największe zagrożenie radiologiczne, niektóre kraje wprowadziły kilka norm. Najbardziej powszechna jest norma określająca dopuszczalne stężenie radonu w pomieszczeniach budynków. W większości krajów waha sie ono od 100 do 200 Bq w m^3 powietrza. Uznając szczególne zagrożenie wynikające z obecności radonu w środowisku geologicznym Szwecja [1] i Czechy [3] wprowadziły normy dotyczące dopuszczalnych stężeń radonu w powietrzu glebowym. Uznano, że w zależności od właściwości fizycznych podłoża, określone stężenia radonu mogą powodować obecność w budynkach stężeń radonu przekraczających wymienione powyżej wartości. Dlatego w Czechach na terenach uznanych za zagrożone obecnością radonu w podłożu, przed rozpoczęciem inwestycji budowlanej wykonać należy badania stężeń radonu w powietrzu glebowym podłoża. W Czechach ustanowiona jest także norma określająca dopuszczalne stężenia w wodach pitnych, a w obszarach określonych jako zagrożone ryzykiem emanacji radonowych prowadzony jest stały monitoring ujęć wód pitnych.

ŹRÓDŁA PROMIENIOWANIA JONIZUJĄCEGO

W dawce promieniowania jonizującego otrzymywanego rocznie przez statystycznego mieszkańca Ziemii zdecydowana większość związana jest ze źródłami naturalnymi. Poniżej przedstawiono (rys. 1) przykłady średniej efektywnej dawki promieniowania otrzymywanej przez mieszkańca USA w 1993 roku [6] i Finlandii w 1987 [5] (w rok po awarii w Czernobylu).



Rys. 1. Przykłady efektywnego równoważnika dawki promieniowania jonizującego otrzymywanego przez mieszkańca USA i Finlandii

W obu krajach około 70–80% dawki pochodzi ze źródeł naturalnych, w tym większość ze środowiska geologicznego. Ponad 50% promieniowania związane jest z radonem, gazem radioaktywnym powstającym w trakcie przemian izotopów promieniotwórczych wywodzących się z szeregu uranowo-radowego. Wśród pozostałych naturalnych izotopów promieniotwórczych istotne znaczenie dla otrzymywanej dawki mają inne radionuklidy wywodzące się z szeregów uranowo-radowego i torowego oraz izotop potasu ^{40}K.

Promieniowanie ze źródeł sztucznych, głównie używanie izotopów w medycynie, w przemyśle i nauce stanowi średnio około 20% dawki.

Warto zwrócić uwagę na skutki radiacyjne skażenia środowiska wywołane awarią w elektrowni atomowej na przykładzie awarii w Czernobylu. W wyniku emisji z uszkodzonego reaktora przez kilkanaście dni do środowiska wprowadzane były sztuczne izotopy promieniotwórcze m.in. cezu, plutonu, strontu i kobaltu. Spowodowały one bardzo silne skażenie wód powierzchniowych i gleb, w promieniu dziesiątek kilometrów wokół elektrowni. Zaistniała konieczność wysiedleń ludności oraz zaniechanie lub ograniczenie produkcji żywności na obszarze tysięcy km^2. Wydane na Ukrainie i Białorusi mapy ilustrują, że skażenie gleb przekraczające 20 kBq/m^2, a dochodzące do tysięcy kBq/m^2, występuje na bardzo dużych obszarach.

Przemieszczające się z masami powietrza cząsteczki radioaktywne spowodowały skażenie środowiska, przede wszystkim izotopami cezu, w wielu krajach europejskich znacznie oddalonych od elektrowni, w tym także w Polsce. Prace kartograficzne prowadzone przez Państwowy Instytut Geologiczny [8] wykazały, że depozycją radioaktywnych izotopów cezu najbardziej dotknięte zostało województwo opolskie, w mniejszym stopniu stołeczne, ostrołęckie, siedleckie, wałbrzyskie i niewielkie fragmenty województw: białostockiego, częstochowskiego, katowickiego i bialskopodlaskiego. Maksymalne wielkości skażenia sięgające 90–110 kBq/m^2 zanotowano w województwie opolskim i południowej części województwa białostockiego. Jednocześnie badania wykazały, że na przeważającym obszarze Polski (ponad 90%) koncentracje cezu w glebach są bardzo niskie i nie stanowią żadnego zagrożenia dla ludności. Analiza map koncentracji cezu poczernobylskiego w Polsce [8] wskazuje, że nie odległość od miejsca awarii decyduje o wielkości skażeń, lecz warunki atmosferyczne (opady, mgły), panujące w okresie kilku-kilkunastu dni po awarii.

W Finlandii, kraju dotkniętym przez opad skażeń poczernobylskich, ich udział w rocznej dawce, w rok po katastrofie, był znaczący i wynosił około 11,7%.

W Polsce, wg ocen Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej w 1991 roku udział skażeń poczernobylskich stanowił około 0,9% równoważnej dawki promieniowania pochłanianej przez statystycznego mieszkańca Polski [4].

PIERWIASTKI PROMIENIOTWÓRCZE W ŚRODOWISKU GEOLOGICZNYM

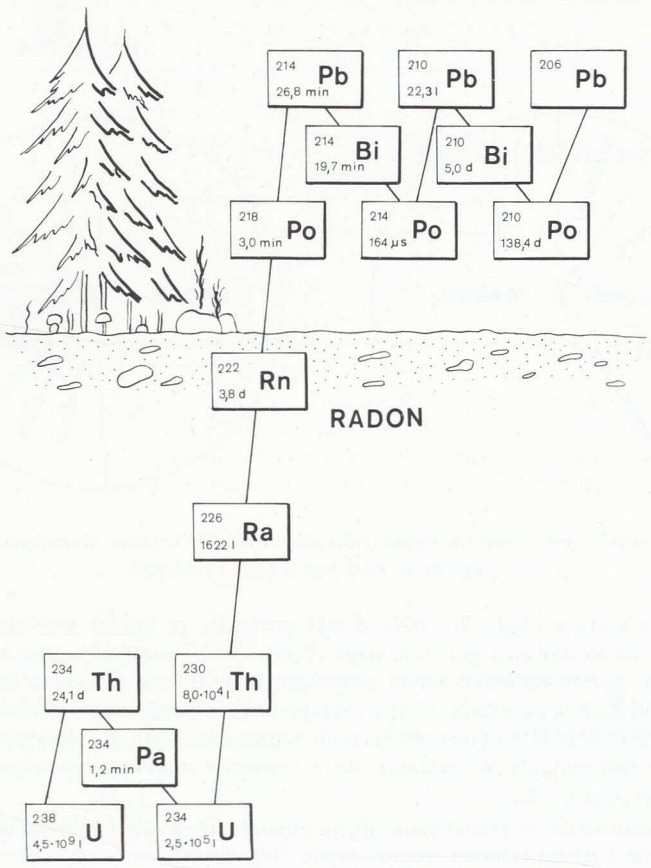
Radioizotopy powstające w trakcie przemian promieniotwórczych szeregów ^{238}U i ^{232}Th oraz izotop potasu ^{40}K decydują o geochemicznym obiegu izotopów promieniotwórczych w środowisku.

W przedstawionym schemacie (rys. 2), tylko niektóre z izotopów o długim okresie połowicznego zaniku uzyskują samodzielność geochemiczną, pozostałe zachowują się biernie, np. izotopy ^{214}Pb, ^{210}Pb nie włączają się w obieg geochemiczny ołowiu, lecz występują wspólnie z uranem. Zatem znajomość koncentracji i geochemii wyjściowego izotopu – uranu, jest decydująca dla określenia możliwości występowania pozostałych izotopów szeregu. Tylko w środowisku powierzchniowym długowieczne izotopy uzyskują pewną samodzielność geochemiczną. Dotyczy to ^{230}Th i ^{226}Ra. Ten ostatni jest szczególnie ważny gdyż jest „ojcem'' radonu.

Koncentracje uranu w środowisku geologicznym zależne są od typu skały, warunków geochemicznych i wahają się od wartości zbliżonych do zera do setek gramów na tonę. Najwyższe zawartości notowane są w kwaśnych skałach magmowych typu granitoidów i wynoszą 3–5 g/t uranu. Znane są liczne masywy granitoidowe wzbogacone w uran o wielokrotnie wyższych zawartościach średnich dochodzących do 20 g/t. W Polsce przykładem takiego masywu jest granitoidowy masyw Karkonoszy. Magmowe skały zasadowe, np. gabra i ultrazasadowe, są zdecydowanie uboższe, zawierają zwykle poniżej 1 g/t uranu.

Wśród skał osadowych najwyższą koncentracją uranu wyróżniają się skały ilaste – średnio 3,7 g/t, a w ich odmianach bogatych w substancję organiczną – tzw. łupkach czarnych – zawartości średnie dochodzą do 130 g/t, a maksymalne do kilku tysięcy g/t. W Polsce tego typu łupki występują na powierzchni w Sudetach, np. łupki walchiowe i antrakozjowe w Kotlinie Kłodzkiej i w Karpatach – łupki menilitowe [7].

Zdecydowanie niższe zawartości uranu, około 1 g/t, występują w skałach węglanowych i piaszczystych, aczkolwiek w niektórych typach piaskowców obecne są bardzo bogate koncentracje uranu, eksploatowane górniczo w wielu krajach świata. Wysokie koncentracje sięgające kilkuset g/t uranu występują w fosforytach. Średnie zawartości w fosforytach marokańskich, importowanych do Polski w dużych ilościach, sięgają 100 g/t.



Rys. 2. Schemat przemian promieniotwórczych szeregu uranowo-radowego [5]

W skałach luźnych zawartości uranu zależą przede wszystkim od rodzaju skały macierzystej podłoża. W glinach morenowych w Szwecji leżących bezpośrednio na podłożu granitowym zawartości uranu wynoszą około 3,5–6,5 g/t [1], podczas gdy w glinach morenowych w Polsce 2–3 g/t. W piaskach zawartości uranu są zdecydowanie niższe, w piaskach eolicznych (wydmowych) nie przekraczają 1 g/t [9].

W środowisku powierzchniowym (hipergenicznym) uran jest bardzo mobilny geochemicznie. W warunkach utleniających jest łatwo ługowany ze skał i minerałów i transportowany w wodach podziemnych i powierzchniowych. W sprzyjających warunkach geochemicznych uran może być wiązany w glebach w procesie adsorpcji przez substancję organiczną, minerały ilaste, tlenki żelaza i manganu. Przykładem jest akumulacja uranu w torfach, która w torfowiskach Finlandii czy USA doprowadziła do powstania bardzo wysokich koncentracji uranu.

W warunkach hipergenicznych następuje usamodzielnienie się izotopu ^{226}Ra. Jest on mniej mobilny niż izotopy uranu i w profilach glebowych często występuje nierównowaga pomiędzy uranem a radem. Rad często gromadzi się w utworach residualnych, z których z kolei uran jest odprowadzany. Zagadnienie to jest istotne przy szacowaniu wielkości emanacji radonowych z płytkiego środowiska geologicznego. Dlatego przy ocenie potencjału radonowego obszaru należy uwzględniać geochemię środowiska, a zwłaszcza własności fizyczne i chemiczne gleb.

W wodach przeciętne zawartości uranu są wielokrotnie niższe niż w skałach i glebach – wynoszą 0,003 ppm w wodzie morskiej i 0,001 ppm w wodach słodkich. Jednakże, w obszarach zbudowanych ze skał charakteryzujących się wysokimi zawartościami uranu, wody podziemne mogą zawierać znacznie wyższe koncentracje uranu.

Promieniotwórczy izotop potasu ^{40}K jest jednym z trzech naturalnych izotopów potasu ziemskiego, pozostałe dwa izotopy – ^{39}K, ^{41}K – nie ulegają przemianie promieniotwórczej. W ziemskim potasie izotop ^{39}K stanowi 93,22%, izotop ^{41}K stanowi 6,77%, a najistotniejszy z radiologicznego punktu widzenia izotop ^{40}K stanowi jedynie 0,0119%. Z uwagi na bardzo długi okres połowicznego rozpadu, stosunki ilościowe izotopów potasu można uznać za stałe, tak więc, oznaczając spektrometrycznie koncentracje promieniotwórczego potasu możemy łatwo obliczyć całkowitą zawartość tego pierwiastka w mierzonym obiekcie.

Z uwagi na swe właściwości chemiczne potas gromadzi się głównie w kwaśnych skałach magmowych – granitoidach, w których jego zawartości wahają się w granicach 3–4%. W zasadowych skałach magmowych i większości skał osadowych zawartości potasu są dużo niższe i nie przekraczją 1–1,5%. W procesach hipergenicznych potas jest uwalniany z minerałów dość wolno, gdyż większość minerałów, w których występuje, jest odporna na wietrzenie. Uwolniony, jest zatrzymywany przez minerały ilaste oraz rośliny, dla których jest pierwiastkiem niezbędnym w procesach życiowych. Koncentracja potasu w roślinach może osiągnać 5% wagowych suchej masy roślinnej, przy czym jest go więcej w roślinach trawiastych niż w drzewach. Obecny jest także w organizmach zwierzęcych, a w ciele ludzkim aktywność ^{40}K wynosi około 60 Bq/kg.

Działalność gospodarcza człowieka powoduje uruchomienie i powtórne wprowadzanie do środowiska geologicznego radioizotopów naturalnych, które koncentrują się w większości na powierzchni terenu. Wydobycie górnicze i przeróbka przemysłowa rud uranu powoduje powstawanie odpadów o wysokich zawartościach uranu, które mogą prowadzić do skażenia wód podziemnych. Procesy technologiczne mogą powodować rekoncentrację uranu w utworach mających pierwotnie niskie zawartości uranu. Doskonałym przykładem jest węgiel kamienny. W procesach spalania w elektrowniach węglowych niewielkie ilości uranu występujące w węglu (1–2 g/t) są emitowane częściowo z pyłami, ale w większości koncentrują się w popiołach, w których zawartości uranu mogą dochodzić do kilkunastu g/t. W Polsce energetyka węglowa, przy spalaniu 80–85 mln ton węgla, wprowadza do środowiska około 100 ton uranu i 300 ton toru rocznie. Wody podziemne w węglonośnych utworach karbońskich Górnośląskiego Zagłębia Węglowego wzbogacone są w rad. Zrzut tych wód z kopalń węgli do Wisły powoduje, że na długości dziesiątek kilometrów notowana jest w wodzie i w osadach tarasów rzecznych podwyższona promieniotwórczość.

Stosowanie w rolnictwie nawozów sztucznych, zwłaszcza fosforowych, powoduje również wprowadzanie do gleb uranu. W Niemczech ocenia się, że nawozy powodują wzrost średniej mocy dawki w powietrzu o około 0,2 pGy/s [7].

METODY I ZAKRES PRAC

Pomiary koncentracji izotopów promieniotwórczych oparto na metodzie pomiaru gamma-spektrometrycznego. Metoda ta jest powszechnie stosowana i zalecana do prowadzenia prac kartograficznych pierwiastków promieniotwórczych, pozwala bowiem na określanie *in situ* stężeń naturalnych emiterów promieniowania gamma, tj. potasu ^{40}K, bizmutu ^{214}Bi (ekwiwalent uranu – eU) oraz talu ^{208}Tl (ekwiwalent toru – eTh). Zastosowana metodyka prac pomiarowych i interpretacji jest identyczna ze stosowaną przy wykonywaniu map radioekologicznych dla obszaru Polski [8, 9].

Na obszarze objętym „Atlasem...'' wykonano łącznie 4656 punktów pomiarowych uzyskując zagęszczenie rzędu jednego punktu pomiarowego na km^2. Dodatkowo wykonano 159 punktów pomiarowych na składowiskach odpadów elektrociepłowni Siekierki, Żerań oraz na wysypisku Radiowo. Wykonano również 611 punktów pomiarowych na obrzeżach obszaru przedstawionego na Tablicach, tak więc łącznie w trakcie realizacji prac wykonano 5426 pomiarów. Lokalizacja punktów pomiarowych przedstawiona jest na Tablicy I.

Punkty pomiarowe dokumentowano na mapach topograficznych w skali 1:50 000, w układzie współrzędnych 1942; dla każdego punktu wykonano odręczny szkic sytuacyjny. Wyniki pomiarów rejestrowano w pamięci spektrometru i w dzienniku pomiarowym, w którym notowano również informacje o rodzaju pokrycia terenu roślinnością, rodzaju gleby i jej barwie. Dane te zostały następnie zakodowane w postaci cyfrowej.

Pomiary wykonywane były przenośnym gamma-spektrometrem scyntylacyjnym GS-256 produkcji „Geofizyka'' Brno (Czechy). Jest to nowoczesny spektrometr przeznaczony do pomiarów promieniotwórczości dla potrzeb geologii. W pomiarach zastosowano 2-minutowy czas zliczania. Detektor był umieszczony na wysokości 1,5 metra nad powierzchnią terenu. Celem takiego zabiegu było wyeliminowanie wpływu drobnych nierówności terenu na geometrię pomiaru. Miejsca pomiarów dobierano tak, aby znajdowały się one na nieużytkach, z dala od budynków dróg i innych obiektów antropogenicznych.

Prace pomiarowe wykonała fima SEGI-PBG z Warszawy. Zespołem kierował inż. Zbigniew Jędrzejczak.

Dane pomiarowe zostały zgromadzone w komputerowym banku danych w formacie dBase. Do wykonania map wykorzystano system GIS Arc/Info. Obszar objęty badaniami podzielono na kwadraty o powierzchni 1 km^2, a następnie dla każdego kwadratu obliczono średnie ważone koncentracji cezu, potasu, uranu, toru i promieniowania całkowitego. Obliczenia wykonano przy pomocy programu Surfer, stosując metodę krigingu. W obliczeniach przyjęto sferyczny model wariogramu i promień wariancji regionalnej równy 77,5 km. Uzyskane wyniki pogrupowano w klasy i każdej z nich przyporządkowano określoną barwę. Utworzone w ten sposób obrazy, nałożono na fotograficzny podkład topograficzny.

Dodatkowo zdigitalizowano mapę geologiczną opracowywanego obszaru i stosując superpozycję rozmieszczenia punktów pomiarowych każdemu punktowi pomiarowemu przyporządkowano informację o typie litologicznym osadów budujących powierzchnię terenu. Taki zabieg umożliwił określenie zmienności koncentracji radionuklidów w zależności od rodzaju osadów.

Podkład topograficzny opracowany został na podstawie map topograficznych w skali 1:100 000 w układzie 1942, które zostały udostępnione przez Zarząd Topograficzny Sztabu Generalnego Wojska Polskiego. Przygotowanie podkładu wykonały Wojskowe Zakłady Kartograficzne.

BUDOWA GEOLOGICZNA OKOLIC WARSZAWY

Obszar badań położony jest prawie w całości na terenie Kotliny Warszawskiej. Jedynie północno-zachodni jego skrawek, położony na prawym brzegu Wisły, na północ od Zakroczymia, należy do Wysoczyzny Płockiej i Wysoczyzny Ciechanowskiej.

Kotlina Warszawska jest jednostką dość zróżnicowaną, w jej skład wchodzą następujące jednostki: Równina Błońsko-Łowicka obejmująca całą południowo-zachodnią część obszaru badań oraz występująca na północ od niej Puszcza Kampinoska; te dwie jednostki okala od północy i wschodu aluwialna dolina Wisły. Po wschodniej stronie Wisły w obszarze badań znajduje się piaszczysto-wydmowy taras praski przechodzący ku wschodowi w denudacyjny poziom (taras) radzymiński, a w kierunku południowym, w piaszczysty taras otwocko-karczewski.

Równinę Błońsko-Łowicką tworzą gliny zwałowe zlodowacenia środkowopolskiego, niekiedy znacznej miąższości (do 70 m). Na glinach zwałowych licznie występują piaski i mułki wodnolodowcowe interglacjału mazowieckiego (wielkiego) (rys. 3). Podobnie zbudowany jest również denudacyjny poziom (taras) radzymiński, wykazujący wiele cech litologicznych wspólnych z występującą na wschód od niego Wysoczyzną Siedlecką. Obszar Puszczy Kampinoskiej zbudowany jest z holoceńskich utworów rzecznych i często występujących tu piasków eolicznych. Utwory eoliczne stanowią również charakterystyczną cechę denudacyjnego poziomu radzymińskiego.

W dolinie Utraty, na pograniczu Równiny Błońsko-Łowickiej i Puszczy Kampinoskiej oraz w rejonie Legionowa i Radzymina występują iły zastoiskowe.

W południowo-zachodniej części obszaru, w rejonie Żyrardowa i Grodziska Mazowieckiego oraz pomiędzy Rządzą a Liwcem (w NE części obszaru) występują piaski i żwiry stożków napływowych zlodowacenia północnopolskiego.

Centralną część badanego obszaru zajmuje dolina Wisły wypełniona utworami zlodowacenia północnopolskiego i holocenu. Osady zlodowacenia północnopolskiego to głównie piaski akumulacji rzeczno-lodowcowej budujące tarasy Wisły (falenicki, praski, kampinoski), natomiast holocen wykształcony jest w postaci piasków, mad i mułów, budujących tarasy zalewowy i nadzalewowy Wisły oraz piasków i mułów humusowych licznych starorzeczy i zagłębień bezodpływowych współczesnego koryta rzeki.

WYNIKI PRAC

MAPA MOCY DAWKI PROMIENIOWANIA GAMMA

Mapa przedstawia sumaryczny obraz promieniowania gamma pochodzącego od radionuklidów naturalnych uranu ^{238}U, toru ^{232}Th i potasu ^{40}K oraz sztucznie wprowadzonych do środowiska izotopów cezu $^{137+134}Cs$.

Średnia moc dawki promieniowania gamma dla badanego obszaru aglomeracji warszawskiej wynosi 25,73 nGy/h, przy wartości odchylenia standardowego 12,17 nGy/h. Są to wartości niższe od średniej wartości dawki dla Polski, która wynosi 34,2 nGy/h [8].

Wartości mocy dawki przekraczające wartość średnią krajową >35 nGy/h występują w ciągnącej się równoleżnikowo strefie od zachodniego skraju mapy w rejonie Leszno–Błonie poprzez rejon Ożarowa, Piastowa, południowo-zachodnie dzielnice Warszawy aż po dolinę Wisły w rejonie łuku siekierkowskiego (Tablica II). Podobnego rzędu wielkości mocy dawki stwierdzono w dolinie Wisły na północ od Góry Kalwarii, w pobliżu Mszczonowa oraz Zakroczymia.

Zróżnicowanie rozkładu mocy dawki związane jest przede wszystkim ze zmienną litologią osadów czwartorzędowych budujących powierzchnię terenu, a co za tym idzie, ze zmiennymi koncentracjami naturalnych radioizotopów uranu, toru i potasu. W strefie Leszno–Błonie–Warszawa i w rejonie Góry Kalwarii stwierdzono podwyższone koncentracje wszystkich naturalnych radionuklidów, a w obszarze na północ od Zakroczymia występują podwyższone koncentracje toru i potasu. Wyższa moc dawki w rejonie Mszczonowa i na terenie zachodnich dzielnic Warszawy związana jest ponadto z obecnością wyższych koncentracji cezu.

Należy podkreślić, że zanotowane na terenie Warszawy i okolic moce dawki promieniowania są niskie i nigdzie nie stawarzają zagrożeń.

MAPA STĘŻEŃ CEZU

Rozkład koncentracji cezu przedstawiony na Tablicy III związany jest z depozycją pyłu radioaktywnego przemieszczanego przez masy powietrza, które przywędrowały nad obszar Warszawy po awarii czernobylskiej w ostatnich dniach kwietnia i pierwszych dniach maja 1986 roku. Opad, którego geograficzne rozłożenie spowodowane było prawdopodobnie lokalnymi czynnikami atmosferycznymi spowodował skażenie niektórych rejonów aglomeracji warszawskiej. Wielkość zanotowanych stężeń cezu (suma $^{137+134}Cs$) waha się od <2 kBq/m^2 do 40,9 kBq/m^2, przy średnim stężeniu wynoszącym 5,17 kBq/m^2 i odchyleniu standardowym 4,65 kBq/m^2.

Stężenie to jest nieco wyższe od średniego stężenia cezu dla obszaru całego kraju wynoszącego 4,67 kBq/m^2. Za koncentrację anomalną geochemicznie dla obszaru kraju przyjęto wielkość koncentracji cezu 15 kBq/m^2 [8]. Biorąc pod uwagę to kryterium, w rejonie Warszawy wydzielić można kilka obszarów charakteryzujących się koncentracjami cezu większymi niż 15 kBq/m^2.

Pierwszy z nich znajduje się na południowy zachód od Warszawy – podwyższone koncentracje występują pomiędzy Żyrardowem a Mszczonowem, na wschód od Podkowy Leśnej i Brwinowa oraz na NW od Tarczyna. Najwyższe stężenie >35 kBq/m^2 zanotowano w pobliżu Mszczonowa.

Drugi obszar o podwyższonych stężeniach cezu znajduje się na wschód od Warszawy, pomiędzy Wołominem i Wesołą. Koncentracje cezu dochodzą tu do 30 kBq/m^2.

Na terenie Warszawy podwyższone stężenia zanotowane zostały jedynie w zachodniej części miasta.

W sumie, powierzchnia terenu z koncentracjami cezu >15 kBq/m^2 jest niewielka i nie przekracza 50 km^2.

Biorąc pod uwagę wielkość i zasięg skażeń cezem w rejonie Warszawy można stwierdzić, że nie stwarzają one zagrożenia radiacyjnego dla ludności.

MAPA ZAWARTOŚCI URANU

Rozkład zawartości uranu w warstwie przypowierzchniowej badanego terenu jest zmienny i związany jest z typem litologicznym podłoża. Średnia zawartość dla całego obszaru wynosi 1,02 g/t. Wartość ta jest znacznie niższa od średniej koncentracji uranu dla całej Polski, która wynosi 1,36 g/t. Zawartości w poszczególnych punktach wahają się od 0,1 do 6,1 g/t (na składowiskach popiołów z elektrociepłowni maksymalne zawartości uranu sięgają 9,4 g/t).

Najwyższe koncentracje związane są z osadami kemów i ozów – 1,44 g/t oraz z osadami typu iłów, mułków, kredy jeziornej i gytii – 1,34 g/t (tab. 1). Utwory te mają jednak niewielki udział w budowie badanego terenu, zlokalizowanych jest na nich około 1% punktów pomiarowych.

Tabela 1

Średnie wartości koncentracji uranu dla poszczególnych rodzajów osadów czwartorzędowych
Average Uranium concentration in different Quaternary sediments

Litologia podłoża	Średnia koncentracja uranu w g/t (ppm)	Odchylenie standardowe g/t (ppm)	Ilość pomiarów n
Torfy	0,88	0,52	85
Namuły, mady rzeczne	1,15	0,74	268
Piaski i żwiry rzeczne, piaski jeziorne	0,98	0,60	462
Eluwia i residua glin, piaski i gliny deluwialne	1,03	0,69	323
Piaski eoliczne	0,68	0,49	834
Iły, mułki, piaski, kredy jeziorne, gytie	1,34	0,76	20
Piaski i żwiry rzeczne	0,92	0,57	674
Piaski, żwiry wodnolodowcowe	1,1	0,62	613
Iły, mułki, piaski i żwiry kemów	1,44	0,46	24
Piaski, żwiry i głazy moren czołowych	0,88	0,55	106
Iły i mułki zastoiskowe	1,11	0,68	335
Gliny zwałowe	1,04	0,57	903

Znacznie większe obszary zajmują osady zastoiskowe (iły i mułki, o średniej zawartości 1,11 g/t (tab. 1), w których lokalnie, w rejonie na zachód i północ od Wołomina oraz na północny zachód od Błonia, w dolinie Utraty, zanotowano koncentracje od 1,5 do 3 g/t (Tablica IV).

Wysokie zawartości uranu związane są z glinami zwałowymi zlodowacenia środkowopolskiego na Równinie Błońsko-Łowickiej. Na glinach występują tu często osady wodnolodowcowe oraz, podrzędnie, utwory zastoiskowe. Łącznie utwory te zaznaczają się na mapie rozkładu uranu w formie pasa o wartościach od 1,5 do 3,0 g/t, ciągnącego się od doliny Wisły w Warszawie, poprzez Ursus, Ożarów Maz. do Radzikowa i Leszna.

Obszar denudacyjnego poziomu (tarasu) radzymińskiego, występującego na wschód od Wisły, którego powierzchnię tworzą gliny zwałowe pokryte płatami piasków eolicznych, cechuje się zawartościami uranu w granicach 0,5–1,5 g/t. Piaski eoliczne, które składają się niemal wyłącznie z kwarcu wykazują najniższą średnią koncentrację uranu, wynoszącą 0,68 g/t (tab. 1).

Relatywnie wysokie zawartości uranu wykazują współczesne osady rzeczne Wisły, średnio 1,15 g/t. Związane jest to ze zrzutem wód kopalnianych z Górnego Śląska, zawierających pierwiastki promieniotwórcze. Uran w warunkach środowiska kwaśnego i obojętnego może być transportowany na bardzo znaczne odległości, jest natomiast sorbowany w środowisku redukcyjnym. Środowisko takie, w bardzo drobnoziarnistych osadach akumulowanych przez rzeki, kreowane jest przez obecność znacznych ilości substancji organicznej. Zjawisko podwyższonej aktywności osadów tarasów zalewowych Wisły obserwowano na licznych profilach spektrometrycznych przecinających dolinę Wisły, zwłaszcza w jej górnym biegu.

MAPA ZAWARTOŚCI TORU

Rozkład zawartości toru na badanym obszarze jest związany z litologią utworów występujących na powierzchni i jest podobny do rozkładu uranu. Średnia zawartość dla całego obszaru wynosi 2,38 g/t toru. Średnia koncentracja toru w warstwie przypowierzchniowej obliczona dla Polski jest znacznie wyższa i wynosi 3,29 g/t. Zawartości toru w poszczególnych punktach pomiarowych wahają się w granicach od 0,3 do 10,3 g/t, a na składowiskach popiołów z elektrociepłowni maksymalne zawartości toru osiągają 17,5 g/t.

Najwyższe średnie koncentracje związane są z osadami kemów i ozów – 3,25 g/t Th (tab. 2), mających jednak niewielki udział w budowie badanego obszaru.

Tabela 2

Średnie wartości koncentracji toru dla poszczególnych rodzajów osadów czwartorzędowych
Average Thorium concentration in different Quaternary sediments

Litologia podłoża	Średnia koncentracja toru w g/t (ppm)	Odchylenie standardowe g/t (ppm)	Ilość pomiarów n
Torfy	1,85	1,46	85
Namuły, mady rzeczne	2,78	1,80	268
Piaski i żwiry rzeczne, piaski jeziorne	2,36	1,46	462
Eluwia i residua glin, piaski i gliny deluwialne	2,50	1,35	323
Piaski eoliczne	1,44	0,98	834
Iły, mułki, piaski, kredy jeziorne, gytie	2,36	1,24	20
Piaski i żwiry rzeczne	1,92	1,12	674
Piaski, żwiry wodnolodowcowe	2,39	1,21	613
Iły, mułki, piaski i żwiry kemów	3,25	1,31	24
Piaski, żwiry i głazy moren czołowych	2,26	1,04	106
Iły i mułki zastoiskowe	2,45	1,27	335
Gliny zwałowe	2,43	1,23	903

Relatywnie wysokimi zawartościami toru charakteryzują się namuły rzeczne (2,78 g/t), gliny zwałowe i związane z nimi residua oraz iły i mułki zastoiskowe. Dotyczy to zwłaszcza osadów budujących Równinę Błońsko-Łowicką (Tablica V), na obszarze od Warszawy poprzez Ursus, Ożarów Maz., Błonie do Leszna, gdzie średnie stężenia wynoszą od 3 do 7 g/t. Na południe od tej strefy, gdzie gliny zwałowe przykryte są utworami fluwioglacjalnymi, wartości te zwykle nie przekraczają 3 g/t. Wysokie koncentracje toru – w granicach 3–7 g/t – związane są również z glinami zwałowymi Wysoczyzny Płockiej i Ciechanowskiej, na północ od Zakroczymia.

Gliny zwałowe denudacyjnego poziomu (tarasu) radzymińskiego (wschodnia część obszaru) pokryte licznie występującymi tu utworami eolicznymi, zwykle nie wykazują zawartości przekraczających 3 g/t toru. Piaski eoliczne charakteryzują się najniższymi średnimi koncentracjami toru – 1,44 g/t (tab. 2).

MAPA ZAWARTOŚCI POTASU

Rozkład powierzchniowy potasu ^{40}K na badanym obszarze wykazuje większe zróżnicowanie niż uran i tor. Średnia koncentracja potasu dla badanego obszaru wynosi 0,52%. Średnia zawartości potasu w warstwie przypowierzchniowej obliczona dla obszaru całej Polski jest znacznie wyższa i wynosi 0,74% [9]. Najwyższe koncentracje w okolicach Warszawy (od 0,6 do 1,1 %) związane są z glinami zwałowymi Wysoczyzny Płockiej i Ciechanowskiej w rejonie na północ od Zakroczymia, na obszarze Równiny Błońsko-Łowickiej – od Warszawy i Piaseczna poprzez Pruszków, Ożarów, Milanówek, Błonie do Żyrardowa oraz na wschód od Mińska Maz. (Tablica VI).

Nieco niższe zawartości, w granicach 0,5–0,9%, związane są z glinami zwałowymi występującymi w okolicach Tłuszcza. Podobnej wielkości koncentracje potasu występują na obszarze od Tarczyna do Mszczonowa. Obszar ten jest zbudowany z glin zwałowych przykrytych miejscami utworami fluwioglacjalnymi.

Najniższymi zawartościami potasu cechują się torfy (0,35% K), utwory eoliczne (0,37% K) oraz piaski i żwiry rzeczne (0,42 do 0,48% K – tab. 3), bez wzlędu na ich wiek (holocen, plejstocen). Osady te zajmują rozległe obszary na wschód od Wisły, w Puszczy Kampinoskiej oraz na zachód od Żyrardowa.

Tabela 3

Średnie wartości koncentracji potasu dla poszczególnych rodzajów osadów czwartorzędowych
Average Potassium concentration in different Quaternary sediments

Litologia podłoża	Średnia koncentracja potasu w %	Odchylenie standardowe w %	Ilość pomiarów n
Torfy	0,35	0,22	85
Namuły, mady rzeczne	0,51	0,21	268
Piaski i żwiry rzeczne, piaski jeziorne	0,48	0,21	462
Eluwia i residua glin, piaski i gliny deluwialne	0,56	0,23	323
Piaski eoliczne	0,37	0,17	834
Iły, mułki, piaski, kredy jeziorne, gytie	0,52	0,16	20
Piaski i żwiry rzeczne	0,42	0,16	674
Piaski, żwiry wodnolodowcowe	0,55	0,20	613
Iły, mułki, piaski i żwiry kemów	0,69	0,20	24
Piaski, żwiry i głazy moren czołowych	0,57	0,20	106
Iły i mułki zastoiskowe	0,57	0,23	335
Gliny zwałowe	0,57	0,21	903

SKŁADOWISKA ODPADÓW

W trakcie realizacji prac wykonane zostały pomiary na trzech wybranych składowiskach w Warszawie. Pomiarami objęto składowiska elektrociepłowni Żerań i Siekierki oraz wysypisko komunalne na Radiowie.

Składowiska odpadów z elektrowni opalanych węglem charakteryzują się znacznie podwyższonymi wartościami mocy dawki promieniowania gamma, wynoszącymi ponad 60 nGy/h, i są ponad dwukrotnie wyższe niż na składowisku komunalnym (tab. 4). Średnie koncentracje uranu na składowiskach elektrociepłowni wahają się w granicach 3,4–3,7 g/t, przy wartościach maksymalnych sięgających 10 g/t. Są to wartości kilkakrotnie wyższe od koncentracji uranu w utworach naturalnych występujących w okolicy Warszawy. Również zawartości toru na składowiskach popiołów są kilkakrotnie wyższe od jego koncentracji w środowisku naturalnym. Jego średnie zawartości na składowiskach odpadów z elektrociepłowni wynoszą 7,7–8,2 g/t, a wartości maksymalne sięgają 16,5 g/t. Dla porównania, średnia zawartość toru dla całego obszaru objętego niniejszymi badaniami wynosi 2,18 g/t. Potas na składowiskach elektrociepłowni osiąga średnie koncentracje w granicach 0,85–0,92% wobec średniej zawartości dla całego obszaru badań wynoszącej 0,49%.

Zgromadzone na składowiskach znaczne masy popiołów zawierają duży ładunek pierwiastków promieniotwórczych. Pierwiastki te przedostają się do środowiska naturalnego (gleb, wód powierzchniowych i podziemnych). Proces ich ługowania może być dość intensywny, gdyż w popiołach znajduje się siarka, która wchodząc w reakcję z wodami opadowymi kreuje środowisko kwaśne, sprzyjające intensywnemu ługowaniu pierwiastków radioaktywnych, a zwłaszcza uranu i toru.

Wysypisko komunalne w Radiowie charakteryzuje się zawartościami pierwiastków promieniotwórczych zbliżonymi do ich zawartości w glinach zwałowych i iłach okolic Warszawy i nie stanowi pod tym względem żadnego zagrożenia dla otaczającego środowiska naturalnego.

Tabela 4

Średnie wartości mocy dawki promieniowania gamma i koncentracji uranu, toru i potasu na wybranych składowiskach Warszawy
Average gamma dose rate and average Uranium, Thorium, Potassium concentrations in selected waste disposal sites in Warsaw

	Radiowo	C Żerań	EC Siekierki
Liczba pomiarów (n)	12	72	50
Średnia moc dawki prom. gamma (nGy/h) (x)	30.40	65.12	62.98
Odchylenie standardowe (nGy/h) (σ)	6.24	24.76	32.17
Średnia koncentracja uranu (g/t) (x)	1.38	3.71	3.40
Odchylenie standardowe (g/t)	0.68	2.09	2.31
Średnia koncentracja toru (g/t) (x)	3.27	8.21	7.74
Odchylenie standardowe (g/t) (σ)	1.01	3.34	4.31
Średnia koncentracja potasu (%) (x)	0.64	0.85	0.92
Odchylenie standardowe (%) (σ)	0.09	0.17	0.23

PODSUMOWANIE

Z przeprowadzonych prac gamma-spektrometrycznych obejmujących wykonanie pomiarów w ponad 5400 punktach wynika, że:

1. Stwierdzone moce dawki promieniowania gamma są niskie i nie stwarzają żadnych zagrożeń radiologicznych. Średnia moc dawki na terenie Warszawy i okolic wynosi 25,73 nGy/h i jest niższa od średniej dla Polski wynoszącej 34,2 nGy/h.

2. Skażenie izotopami poczernobylskiego cezu dla badanego obszaru wynosi średnio 5,17 kBq/m^2. Zawartości większe niż 15 kBq/m^2 nie stwarzają większych zagrożeń, gdyż występują na niewielkich obszarach.

3. Wśród izotopów naturalnych, z radioekologicznego punktu widzenia, istotna jest obecność radioizotopów uranu w ilościach przekraczających 3 g/t (możliwość występowania podwyższonych emanacji radonu w glebach). W takich przypadkach w rejonie Warszawy wykonane zostaną bezpośrednie badania stężeń radonu w powietrzu glebowym.

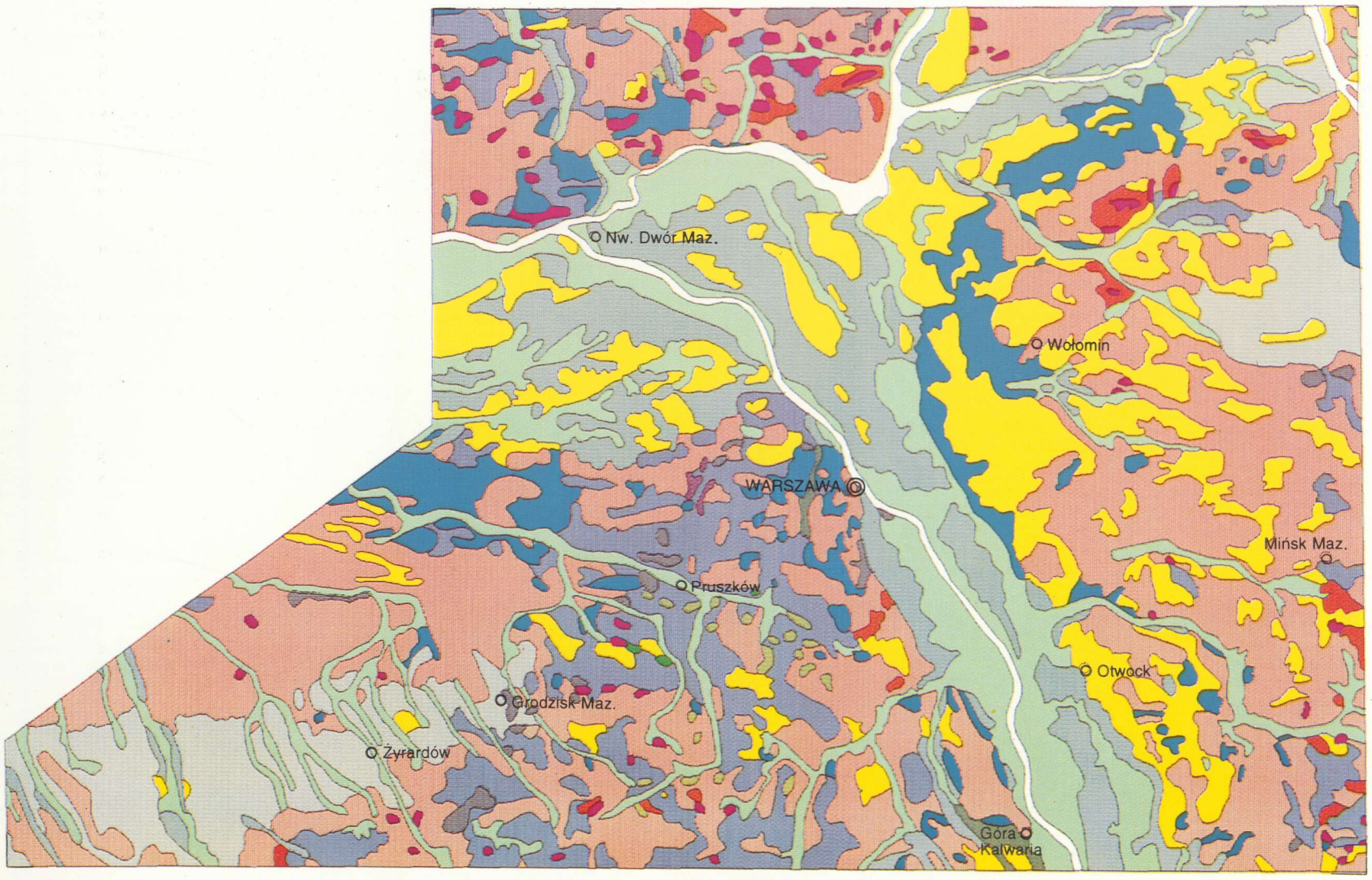
4. Zwracają uwagę podwyższone zawartości naturalnych radionuklidów w odpadach elektrociepłowni spalających węgiel kamienny. Koncentracje te powodują, że w przypadku używania tych odpadów do produkcji materiałów budowlanych należy wykonywać zgodnie z obowiązującymi normami badania laboratoryjne promieniotwórczości produktów finalnych.

5. Należy zwrócić uwagę, że długoletnia działalność reaktorów atomowych „Ewa'' i „Maria'' w Świerku nie spowodowała podwyższonej radioaktywności w otaczającym środowisku.

LITERATURA

1. AKELBRUM G., 1993 – Ground radon-monitoring procedures in Sweden. Meet. Disc. on radon workshop – Geology, Environment, Techniques at the Royal Astronomical Soc,. Burlington House, London.
2. BAREJA E., SAŁDAN M., STRZELECKI R., 1987 – Rudy uranu i toru. Budowa geologiczna Polski. Złoża Surowców Mineralnych. Tom VI. Państwowy Instytut Geologiczny.
3. BARNET I., 1994 – Radon risk classification for building purposes in the Czech Republic. Second International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mappping.
4. JAGIELAK J., i inni, 1992 – Radiologiczny Atlas Polski. Centralne Labolatorium Ochrony Radiologicznej. Państwowa Agencja Atomistyki. Warszawa.
5. LAHERMO P., JUNTUNEN P., 1991 – Radiogenic properties of Finnish soils and ground waters. In: Environmental Geochemistry in Northern Europe. Ed. by Pulkinen E. Geol. Survay of Finland. Spec. Paper 9.
6. OTTON J., 1994 – Natural Radioactivity in the Environment. US Department of the Interior.
7. PFEISTER H., PAULY H., 1980 – External Radiation Exposure due toNatural Radionuclides in Phosphate Fertilizers in the Federal Rebublic of Germany, p-447-467 in Seminar on the Radiological Burden of Man from Natural Radioactivity in the Countries of the European Communities. CEC Report V/2408/80.
8. STRZELECKI R., WOŁKOWICZ S., SZEWCZYK J., LEWANDOWSKI P., 1993 – Mapy radioekologiczne Polski. Część I. Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa.
9. STRZELECKI R., WOŁKOWICZ S., SZEWCZYK J., LEWANDOWSKI P., 1994 – Mapy radioekologiczne Polski. Część II. Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa.

GEOLOGIA OKOLIC WARSZAWY
GEOLOGY OF WARSAW VICINITY



CZWARTORZĘD

- Mady, iły i piaski miejscami ze żwirami akumulacji rzecznej i jeziornej oraz torfy (H)
- Piaski akumulacji eolicznej (H)
- Piaski ze żwirami stożków napływowych (Zp)
- Piaski ze żwirami akumulacji rzecznej (Zp)
- Piaski i mułki akumulacji jeziornej (Zp)
- Iły, mułki i piaski akumulacji zastoiskowej (Zs)
- Piaski i żwiry akumulacji rzecznolodowcowej (Zs)
- Piaski i żwiry kemów (Zs)
- Piaski i żwiry ozów (Zs)
- Głazy, żwiry, piaski i gliny zwałowe akumulacji czołowo-lodowcowej wszystkich stadiałów (Zs)
- Gliny zwałowe i ich eluwia piaszczyste oraz piaski z głazami akumulacji lodowcowej (Zs)
- Głazy, żwiry i gliny zwałowe w strefie akumulacji czoło-wolodowcowej (Zs)
- Piaski ze żwirami i mułkami akumulacji rzecznej (Ep)

UTWORY STARSZE

- Iły poznańskie pliocenu
- Kreda dolna

Na podstawie Mapy Geologicznej Polski 1:500 000 – opracowanie zbiorowe pod redakcją E. Rühle, Instytut Geologiczny 1986 r.
On the basis of Geological Map of Poland at the scale of 1:500 000 – Scientific editor E. Rühle, Geological Institute 1986 r.

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
PAWEŁ LEWANDOWSKI

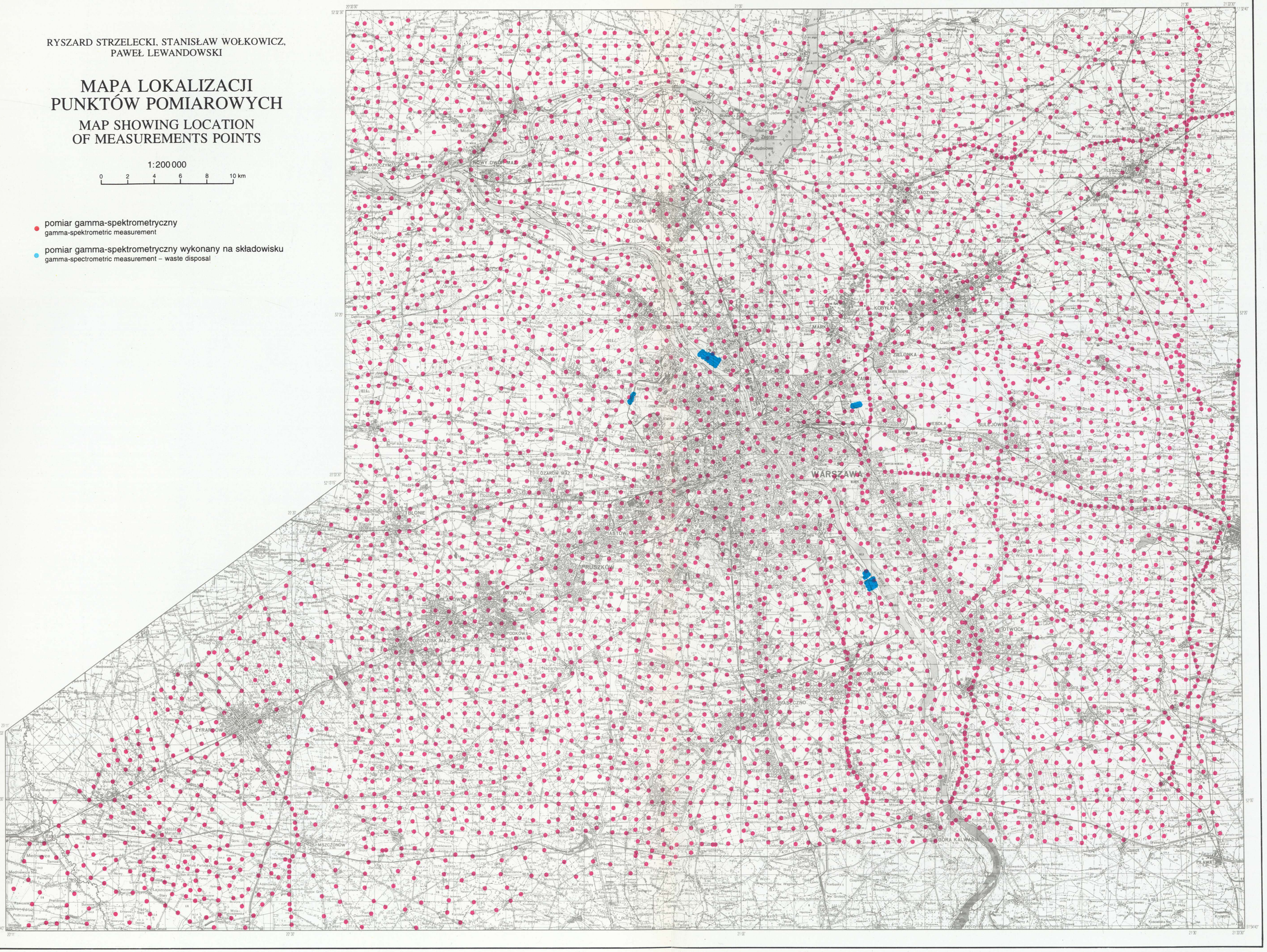
MAPA LOKALIZACJI PUNKTÓW POMIAROWYCH

MAP SHOWING LOCATION OF MEASUREMENTS POINTS

1:200 000

0 2 4 6 8 10 km

- pomiar gamma-spektrometryczny
  gamma-spektrometric measurement
- pomiar gamma-spektrometryczny wykonany na składowisku
  gamma-spectrometric measurement – waste disposal



Podkład na podstawie materiałów
ZARZĄDU TOPOGRAFICZNEGO SZTABU GENERALNEGO W.P.

Druk POLSKA AGENCJA EKOLOGICZNA S.A. – 1995 r.
Zlec. C-127 16/95 Egz. 500

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPA MOCY DAWKI PROMIENIOWANIA GAMMA

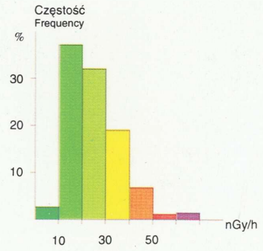
MAP OF GAMMA DOSE RATE

1:200 000

0 2 4 6 8 10 km

Moc dawki promieniowania:
Gamma dose rate:

- <10 nGy/h
- 10–20
- 20–30
- 30–40
- 40–50
- 50–60
- >60



STATYSTYKA		STATISTICS
Ilość pomiarów	5426	Observations
Maksymalna wartość	133,9	Maximum value
Minimalna wartość	3,4	Minimum value
Średnia arytmetyczna	25,73	Mean value
Mediana	23,7	Median value
Odchylenie standardowe	12,17	Standard deviation

Podkład na podstawie materiałów
ZARZĄDU TOPOGRAFICZNEGO SZTABU GENERALNEGO W.P.

Druk POLSKA AGENCJA EKOLOGICZNA S.A. – 1995 r.
Zlec. C-127 16/95 Egz. 500

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
PAWEŁ LEWANDOWSKI

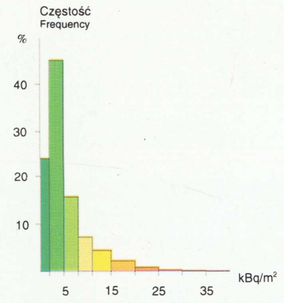
MAPA STĘŻEŃ CEZU
MAP OF CESIUM CONCENTRATION ($^{137}Cs+^{134}Cs$)

1:200 000

0 2 4 6 8 10 km

Stężenie cezu:
Cesium concentration:

- <2 kBq/m²
- 2–5
- 5–8
- 8–11
- 11–15
- 15–20
- 20–25
- 25–30
- 30–35
- >35



STATYSTYKA		STATISTICS
Ilość pomiarów	5426	Observations
Maksymalna wartość	40,9	Maximum value
Minimalna wartość	0,1	Minimum value
Średnia arytmetyczna	5,17	Mean value
Mediana	3,7	Median value
Odchylenie standardowe	4,65	Standard deviation

Podkład na podstawie materiałów
ZARZĄDU TOPOGRAFICZNEGO SZTABU GENERALNEGO W.P.

Druk POLSKA AGENCJA EKOLOGICZNA S.A. – 1995 r.
Zlec. C-127 16/95 Egz. 500

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
PAWEŁ LEWANDOWSKI

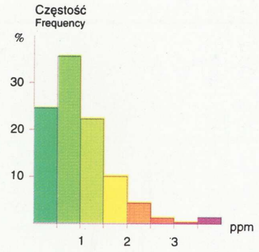
MAPA ZAWARTOŚCI URANU (eU)
MAP OF URANIUM CONCENTRATION

1:200 000

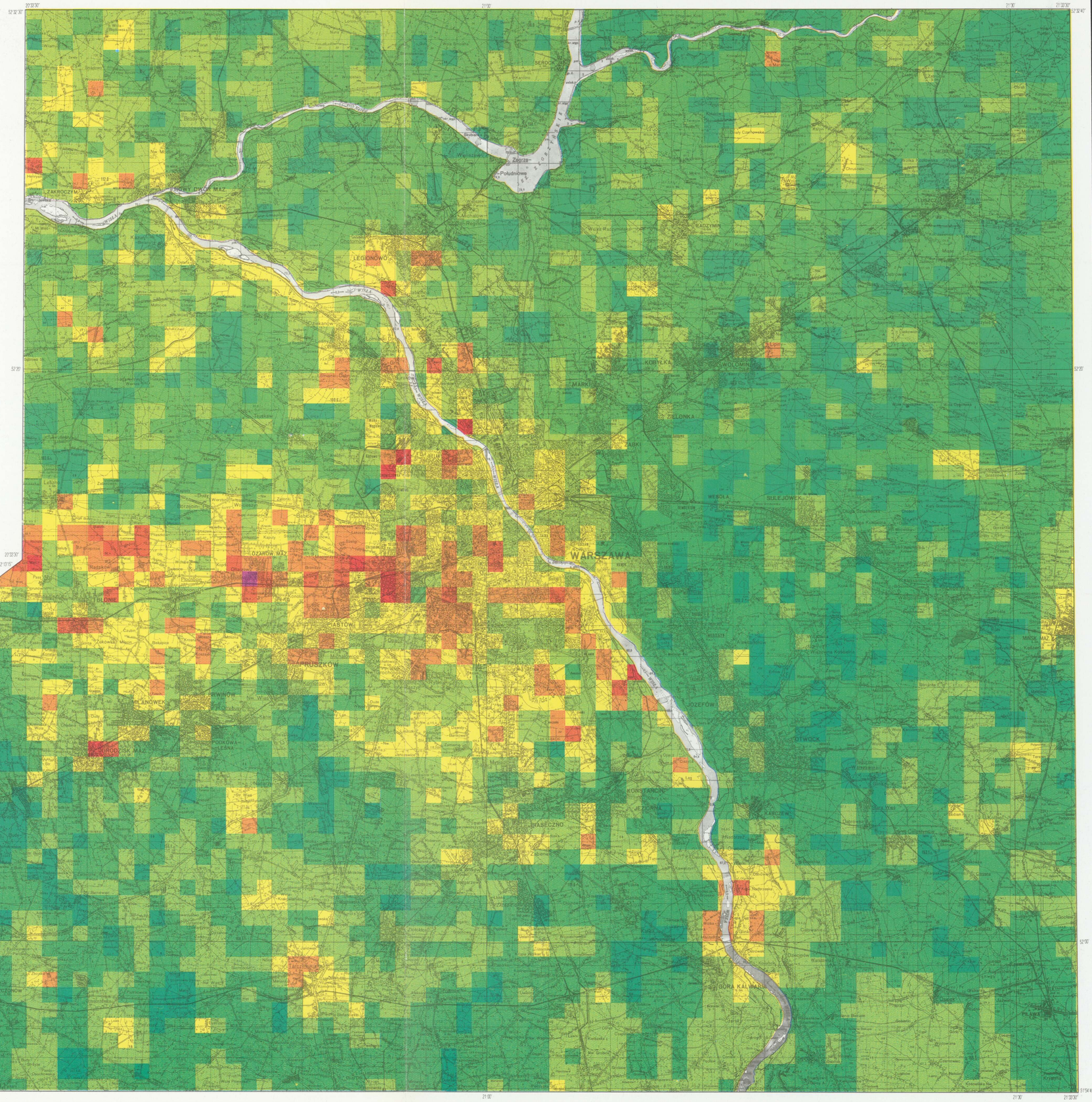
0 2 4 6 8 10 km

Zawartość uranu:
Uranium concentration:

- <0,5 g/t (ppm)
- 0,5–1,0
- 1,0–1,5
- 1,5–2,0
- 2,0–2,5
- 2,5–3,0
- 3,0–3,5
- >3,5



STATYSTYKA		STATISTICS
Ilość pomiarów	5426	Observations
Maksymalna wartość	9,4	Maximum value
Minimalna wartość	0,1	Minimum value
Średnia arytmetyczna	1,02	Mean value
Mediana	0,9	Median value
Odchylenie standardowe	0,78	Standard deviation



Podkład na podstawie materiałów
ZARZĄDU TOPOGRAFICZNEGO SZTABU GENERALNEGO W.P.

Druk POLSKA AGENCJA EKOLOGICZNA S.A. – 1995 r.
Zlec. C-127 16/95 Egz. 500

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPA ZAWARTOŚCI TORU (eTh)
MAP OF THORIUM CONCENTRATION

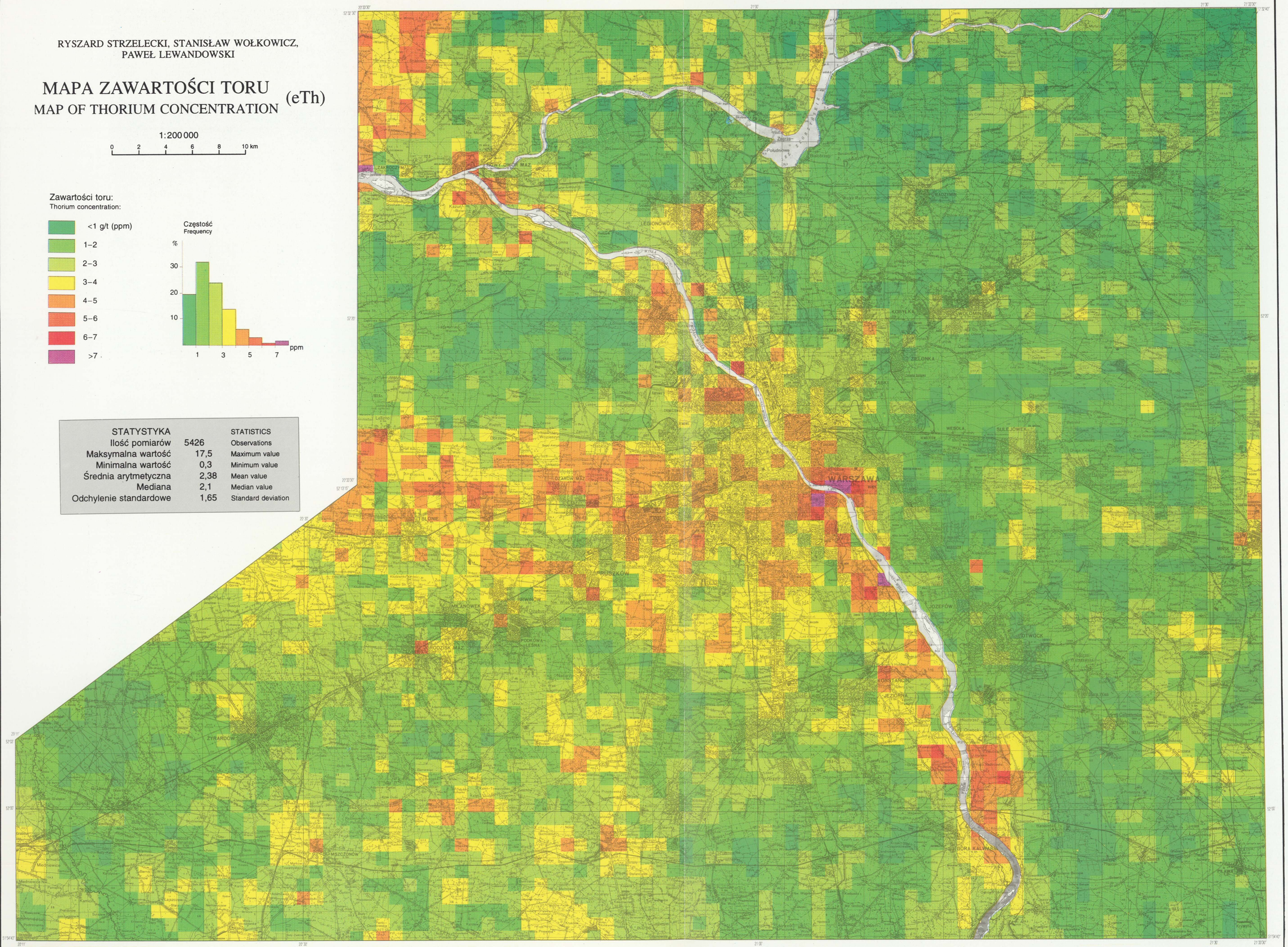
1:200 000

0 2 4 6 8 10 km

Zawartości toru:
Thorium concentration:

- <1 g/t (ppm)
- 1–2
- 2–3
- 3–4
- 4–5
- 5–6
- 6–7
- >7

STATYSTYKA		STATISTICS
Ilość pomiarów	5426	Observations
Maksymalna wartość	17,5	Maximum value
Minimalna wartość	0,3	Minimum value
Średnia arytmetyczna	2,38	Mean value
Mediana	2,1	Median value
Odchylenie standardowe	1,65	Standard deviation


WARSZAWA
ŻYRARDÓW
BIAŁOBRZEGI
RADZYMIN
WOŁOMIN
ZIELONKA
MARKI
KOBYŁKA
ZĄBKI
WESOŁA
SULEJÓWEK
JÓZEFÓW
OTWOCK
KONSTANCIN
JEZIORNA
PIASECZNO
GÓRA KALWARIA
BŁONIE
PRUSZKÓW
BRWINÓW
MILANÓWEK
PODKOWA LEŚNA
GRODZISK MAZ
GRÓJEC
MSZCZONÓW
LEGIONOWO
NOWY DWÓR MAZ
ZAKROCZYM
SEROCK
Południowa
Zerzeń
Wieniawa
Kozuń
Chotomów
Lomna
Tłuszcz
Wólka Radzymińska
Ostrówek
Tłuszcz
Marki
Ząbki
Zielonka
Wesoła
Sulejówek
Józefów
Otwock
Konstancin
Jeziorna
Piaseczno
Góra Kalwaria
Błonie
Pruszków
Brwinów
Milanówek
Podkowa Leśna
Grodzisk Maz
Żyrardów
Mszczonów
Legionowo
Nowy Dwór Maz
Zakroczym
Serock
Radzymin
Wołomin
Kobyłka

RYSZARD STRZELECKI, STANISŁAW WOŁKOWICZ,
PAWEŁ LEWANDOWSKI

MAPA ZAWARTOŚCI POTASU (^{40}K)
MAP OF POTASSIUM CONCENTRATION

1:200 000

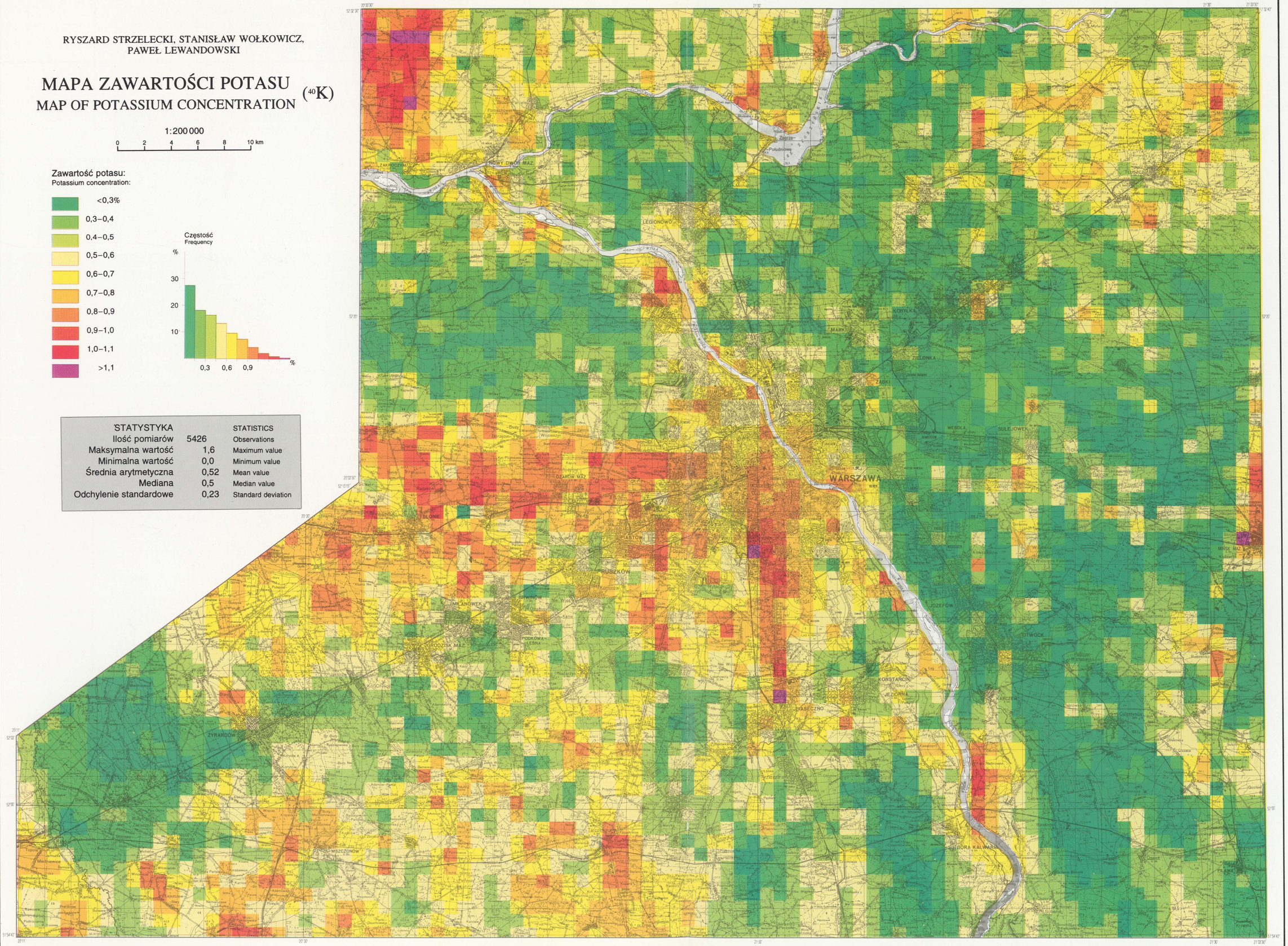
0 2 4 6 8 10 km

Zawartość potasu:
Potassium concentration:

- <0,3%
- 0,3–0,4
- 0,4–0,5
- 0,5–0,6
- 0,6–0,7
- 0,7–0,8
- 0,8–0,9
- 0,9–1,0
- 1,0–1,1
- >1,1

Częstość
Frequency

STATYSTYKA		STATISTICS
Ilość pomiarów	5426	Observations
Maksymalna wartość	1,6	Maximum value
Minimalna wartość	0,0	Minimum value
Średnia arytmetyczna	0,52	Mean value
Mediana	0,5	Median value
Odchylenie standardowe	0,23	Standard deviation



Podkład na podstawie materiałów
ZARZĄDU TOPOGRAFICZNEGO SZTABU GENERALNEGO W.P.

Druk POLSKA AGENCJA EKOLOGICZNA S.A. – 1995 r.
Zlec. C-127 16/95 Egz. 500