

CENTRALNE LABORATORIUM OCHRONY RADIOLOGICZNEJ

CENTRAL LABORATORY FOR RADIOLOGICAL PROTECTION

RAPORT ROCZNY 2013

ANNUAL REPORT 2013



WARSZAWA 2014

Redaktor naukowy / Scientific editor

Dr Paweł Krajewski

Redakcja techniczna / Technical editors

Iwona Pacyniak

Krzysztof Ciupek

Raport CLOR Nr 156

COPYRIGHT © BY Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej, Warszawa 2014

All rights reserved.

ISBN 978-83-920940-4-3

Niniejszy raport roczny przedstawia główne osiągnięcia CLOR z 2013 r. i zawiera artykuły, streszczenia i ilustracje. Stanowi uzupełnienie informacji dostępnych na stronie internetowej CLOR oraz raportów, które nasz Instytut publikuje w ramach działań statutowych.

This annual report provides an overview of the CLOR main achievements in 2013 and includes concrete articles, abstracts and illustrations. It complements the information already available on CLOR's websites and in the reports that the Institute publishes on its public service missions.

Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej

Central Laboratory for Radiological Protection

ul. Konwaliowa 7, 03-194 Warszawa

Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej

Central Laboratory for Radiological Protection

ul. Konwaliowa 7, 03-194 Warszawa

Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej

Central Laboratory for Radiological Protection

ul. Konwaliowa 7, 03-194 Warszawa

SPIS TREŚCI / TABLE OF CONTENTS

PRZEDMOWA	5
ZAKŁAD HIGIENY RADIACYJNEJ	9
Oznaczenie promieniotwórczości wody do picia w dużych aglomeracjach miejskich i ocena dawek od jej spożycia.....	11
Monitoring skażeń promieniotwórczych wód powierzchniowych i osadów dennych w latach 2013-2015.....	13
Ocena radiologiczna terenów pogórnich i składowisk odpadów oraz niskoprocentowych mineralizacji uranowych.....	15
Adaptacja metody oznaczania ²⁴¹ Am w próbkach środowiskowych.....	18
Oznaczanie polonu-210 i ołowiu-210 w próbkach moczu osób nienarażonych zawodowo.....	20
Przeprowadzenie pomiarów porównawczych w zakresie oznaczania izotopów ¹³⁷ Cs i ⁹⁰ Sr przez placówki podstawowe prowadzące pomiary skażeń promieniotwórczych w ramach monitoringu radiacyjnego kraju.....	22
Oznaczanie stężenia promieniotwórczego ¹³⁷ Cs i ⁹⁰ Sr w próbkach całodziennego pożywienia mieszkańców trzech miast Polski oraz w produktach spożywczych pochodzących ze sklepów z terenu miasta Warszawy.....	24
Określenie poziomów odniesienia uranu w moczu młodzieży i osób starszych do oceny skażeń wewnętrznych.....	27
Określenie zawartości ¹³⁷ Cs i ⁹⁰ Sr w rybach bałtyckich oraz słodkowodnych z rejonu Polski Północnej jako poziom wyjściowy skażeń środowiska wodnego przed uruchomieniem polskich elektrowni atomowych.....	30
Pomiary skażeń promieniotwórczych w próbkach wody, osadów dennych i w rybach w ramach prowadzonego monitoringu skażeń promieniotwórczych Morza Bałtyckiego	34
Utrzymanie systemu zarządzania w laboratorium analiz radiochemicznych i spektrometrycznych.....	39
ZAKŁAD DOZYMETRII.....	41
Opracowanie i wdrożenie do prac pomiarowych prototypu przenośnej stacji do poboru aerozoli atmosferycznych i gazowej postaci jodu.....	43
Monitoring stężenia ¹³⁷ Cs w glebie w latach 2012-2013.....	45
Pomiary skażeń promieniotwórczych w aerozolach atmosferycznych na terenie Polski w roku 2013.....	47
Ocena sytuacji radiacyjnej w otoczeniu Krajowego Składowiska Odpadów Promieniotwórczych (KSOP) w Różanie oraz wokół Ośrodka w Świerku.....	49
Analiza i ocena zmian radioaktywności surowców i materiałów budowlanych stosowanych w Polsce w latach 1980-2012.....	54
Utrzymanie akredytacji w Laboratorium Pomiarów Promieniotwórczości Naturalnej w zakresie określania stężeń promieniotwórczych radu Ra-226, toru Th-228 i potasu K-40 w surowcach i materiałach budowlanych.....	57
ZAKŁAD KONTROLI DAWEK I WZORCOWANIA.....	59
Rozwój systemu dozymetrii termoluminescencyjnej.....	61
NCBiR: Opracowanie założeń i walidacja systemu oceny narażenia populacji i środowiska od ekspozycji zewnętrznej oraz metodyki monitoringu oraz integracji i mapowania pomiarów tła promieniowania gamma w oparciu o metody TLD i przenośny mierniki mocy dawki.....	62
Wdrożenie testu mikrojądrowego w erytrocytach krwi obwodowej ryb do oceny cytogenetycznych skutków zanieczyszczenia zbiorników wodnych pierwiastkami promieniotwórczymi.....	63
Metoda wyznaczania dawki na dłonie na podstawie pomiaru sygnału EPR w paznokciach ofiar zdarzeń radiacyjnych.....	65

Przystosowanie metody oznaczania częstości występowania chromosomów dicentrycznych dla potrzeb awaryjnej dozymetrii neutronów reaktorowych.....	67
Utrzymanie laboratorium pomiaru zawartości jodu promieniotwórczego w tarczycy dla potrzeb działania służb awaryjnych oraz na wypadek zagrożenia radiacyjnego...	69
Opracowanie metody wyznaczania neutronowej i fotonowej składowej dawki n+γ za pomocą statystyki Bayesowskiej dla potrzeb dozymetrii biologicznej.....	76
Indywidualna dozymetria neutronowa oparta o folie CR-39.....	77
NCBiR: Opracowanie i wdrożenie systemu kontroli i zapewnienia jakości metod dozymetrii promieniowania gamma i beta – Secondary Standard Dosimetry Laboratory w CLOR.....	78
Ocena ryzyka narażenia pracowników oraz osób z ogółu ludności na działanie promieniowania jonizującego przy zastosowaniu aparatów RTG do celów weterynaryjnych.....	79
Wzorcowanie przyrządów dozymetrycznych dla potrzeb ochrony radiologicznej w 2013 roku.....	81
Zapewnienie i utrzymanie systemu jakości w Laboratorium Wzorcowania Przyrządów Dozymetrycznych i Radonowych.....	82
FOREWORD.....	89
DEPARTMENT OF RADIATION HYGIENE.....	91
Determination of radiological parameters of drinking water in large cities and evaluation of doses received by its consumption.....	93
Monitoring of radioactive contamination of surface waters and bottom sediments	95
Radiological evaluation of exposure of the post-mining areas waste landfills and low percentage uranium mineralization on 2013.....	97
Adaptation of the method of determining the ²⁴¹ Am in environmental samples.....	100
Determination of Polonium-210 and Lead-210 in urine samples of people not occupationally exposed.....	102
Comparative measurements regarding ¹³⁷ Cs and ⁹⁰ Sr isotope determination by basic units performing radioactive contamination measurements within the framework of radiation monitoring of the country.....	104
Measurements of activity concentration of ¹³⁷ Cs and ⁹⁰ Sr in daily meals from three Polish towns and in food products delivered from market on Warsaw area.....	106
Determination of uranium levels in urine of young and elderly people to estimate internal contamination.....	109
Determination of ¹³⁷ Cs and ⁹⁰ Sr in Baltic sea fish and freshwater fish from the region of northern Poland as output contamination level of aquatic environment, before nuclear polish power plant operating.....	112
Measurements of radioactive contamination in samples of water, sediments and fish in the framework of the monitoring of radioactive contamination of the Baltic Sea.....	116
Maintaining the management system in radiochemical and spectrometric analysis laboratory.....	121
DOSIMETRY DEPARTMENT.....	123
Development and implementation of the prototype of the portable measuring workstation for the collection of atmospheric aerosol and gas form of iodine.....	125
Monitoring of ¹³⁷ Cs concentration in soil, 2012-2013.....	127
Measurements of radioactive contamination in atmospheric aerosols in Poland in the year 2013.....	129
The estimate of the situation of the radiation in the vicinity of the National Radioactive waste landfills (KSOP) in Różan and around Institute in Świerk.....	131
Analysis and Evaluation of the Radioactivity of Raw and Building Materials Used in Poland in years 1980-2013.....	135

The Quality Assurance System in the accredited Natural Radioactivity Laboratory regarding the research of the radium Ra-226, thorium Th-228 and potassium K-40 reference source.....	138
DEPARTMENT OF RADIATION MONITORING AND CALIBRATION.....	139
Development of the thermoluminescence dosimetry monitoring system.....	141
NCBiR: Development and validation of the system for the exposure assessment of the population and the environment from outdoor exposure and monitoring methodology and the integration as well as mapping measurements of gamma-ray background based on the method of TLD and portable dose rate instruments.....	142
Implementation of the micronucleus assay in peripheral blood erythrocytes for assessment of cytogenetic alterations in fishes living in water reservoirs contaminated by radioactive elements.....	143
EPR study of γ -irradiated feather keratin and human fingernails concerning retrospective dose assessment.....	145
Development of the dicentric assay for biodosimetry purposes after accidental exposure to nuclear reactor neutrons.....	147
Maintaining a laboratory for measurement of the radioactive in the thyroid gland for the operation of the emergency services and the emergency situation.....	149
Development of method for determining the neutron and photon dose components using Bayesian statistical methods for the biological dosimetry.....	155
Individual neutron dosimetry based on CR-39 foils.....	156
Development and implementation of quality control and assurance system for gamma and beta dosimetry methods – Secondary Standard Dosimetry Laboratory in CLOR.....	157
Assessment of occupational radiation exposure from X-ray unit's and CT in veterinary clinics.....	158
The calibration of dosimetric instruments for the purposes of radiological protection in 2013.....	159
Assurance and support of the quality system in Laboratory for Calibration of Dosimetric and Radon Instruments Radon position – activities and technical maintenance.....	160

PRZEDMOWA

Zadania badawcze realizowane w 2013 r. przez Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej (CLOR) powiązane były przede wszystkim z zadaniami Państwa ujętymi w Programie Polskiej Energetyki Jądrowej i skupiały się na pracach dotyczących rozszerzenia, unowocześnienia i dostosowania krajowego systemu ochrony radiologicznej do podwyższonych standardów bezpieczeństwa jądrowego i ochrony radiologicznej wynikających z zaleceń i dyrektywy UE oraz rządowych zobowiązań międzynarodowych.

Od 2011 roku CLOR jest koordynatorem Zadania Badawczego 6 pt.: „ROZWÓJ METOD ZAPEWNIENIA BEZPIECZEŃSTWA JĄDROWEGO I OCHRONY RADIOLOGICZNEJ DLA BIEŻĄCYCH I PRZYSZŁYCH POTRZEB ENERGETYKI JĄDROWEJ” realizowanego w ramach strategicznego projektu badawczego Narodowego Centrum Badań i Rozwoju pt. „TECHNOLOGIE WSPOMAGAJĄCE ROZWÓJ BEZPIECZNEJ ENERGETYKI JĄDROWEJ”. Wspomniany projekt realizuje Sieć Naukowa czterech wiodących w kraju instytutów badawczych, które odgrywały również ważną rolę w realizacji pierwszego polskiego programu energetyki jądrowej w latach osiemdziesiątych XX w. Instytuty te stanowią istotne zaplecze naukowo-badawcze dla programu uruchomienia energetyki jądrowej w Polsce. Są to: Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej (CLOR, Warszawa); Instytut Chemii i Techniki Jądrowej (IChTJ, Warszawa); Narodowe Centrum Badań Jądrowych (NCBJ, Świerk); Instytut Fizyki Jądrowej PAN (IFJ PAN, Kraków).

Najważniejszym celem projektu jest kompleksowe opracowanie innowacyjnych technologii, metod i procedur ochrony radiologicznej, niezbędnych do zapewnienia ochrony zdrowia populacji oraz zasobów środowiskowych na wszystkich etapach wdrażania energetyki jądrowej w Polsce. Prowadzone w ramach ww. projektu prace dotyczą m.in. opracowania ogólnej koncepcji i metod badań środowiskowych (w tym zdrowotności) dla przewidywanej lokalizacji EJ.

Oprócz patronatu merytorycznego nad całością prac ww. zadania, prace CLOR koncentrowały się nad wdrożeniem prototypu nowej wysokoczułej stacji do pomiarów wykrywania skażeń radioaktywnych powietrza na potrzeby sieci radiacyjnego monitoringu Polski, NASS-1000, która pod koniec 2013 r. uzyskała patent nr P.387609 „STACJA POBORU DUŻYCH PRÓBEK AEROZOLOWYCH ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA”. Zwiększyło to możliwości eksportowe tego urządzenia, jak również daje dobre podstawy do działań w kierunku unowocześnienia krajowego systemu ochrony radiologicznej.

W oparciu o własne opatentowane rozwiązania konstrukcyjne, CLOR jest znanym producentem wysokoczułych polskich stacji wykrywania skażeń radioaktywnych powietrza ASS-500. W roku 2013 zakończono prace konstrukcyjne i wykonano prototyp przenośnej stacji do poboru aerozoli atmosferycznych i gazowej postaci jodu. Jest to pierwsze w Polsce tego typu urządzenie, niezastąpione w przypadku prowadzenia rozszerzonego monitoringu uwalnianych gazów promieniotwórczego jodu z komina elektrowni jądrowej.

Zakres statutowych prac operacyjnych CLOR, jak również obszar działalności eksperckiej określa Umowa Ramowa z Prezesem Państwowej Agencji Atomistyki (podpisana 3 kwietnia 2012 r.), konstytuująca CLOR jako specjalistyczne zaplecze merytoryczne PAA oraz istotne ogniwo krajowego systemu bezpieczeństwa radiacyjnego. W zakresie objętym umową CLOR prowadził m.in.:

- rutynowy monitoring skażeń promieniotwórczych w aerozolu atmosferycznym na terenie Polski w ramach utrzymania sieci wczesnego ostrzegania na potrzeby Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki,
- rutynowy monitoring wokół takich obiektów jądrowych jak Składowisko Odpadów Radioaktywnych w Różanie oraz reaktora doświadczalnego „Maria” w Świerku,
- monitoring wód wodociągowych w dużych aglomeracjach miejskich oraz badania próbek całodziennego pożywienia i produktów spożywczych,
- badania skażeń promieniotwórczych w rejonie Bałtyku południowego (pod auspicjami Komisji Helsińskiej – HELKOM),

- CLOR organizował również badania porównawcze dla placówek podstawowych prowadzących podstawowe pomiary skażeń promieniotwórczych w ramach monitoringu radiacyjnego kraju.

Działalność ekspercka CLOR uległa rozszerzeniu na rzecz Pełnomocnika rządu ds. Energetyki Jądrowej oraz Departamentu Energetyki Jądrowej Ministerstwa Gospodarki, w zakresie np. Komisji Ochrony Radiologicznej Agencji Energii Jądrowej (NEA), uzgodnieniem terminologii i słownictwa na rzecz Komisji Unii Europejskiej oraz prezentacji stanu ochrony radiologicznej w Polsce na spotkaniach z członkami Misji INIR Międzynarodowej Agencji Energii Atomowej w marcu 2013 r., jak również na rzecz Ministerstwa Środowiska w zakresie negocjacji transgranicznych z Rosją w związku z budową EJ w Kaliningradzie.

Innym istotnym elementem działalności CLOR są prace badawcze i wdrożeniowe CLOR dotyczące bezpieczeństwa i higieny pracy oraz ochrony radiologicznej grup pracowników zwiększonego ryzyka zawodowego. Poza rutynową kontrolą ekspozycji wewnętrznej pracowników medycyny nuklearnej pracujących z promieniotwórczym jodem ^{131}I i technetem $^{99\text{m}}\text{Th}$ prowadzoną na potrzeby Państwowej Agencji Atomistyki, w 2013 r. zakończono projekt pt. „BADANIE I OCENA NARAŻENIA PRACOWNIKÓW NA PROMIENIOWANIE JONIZUJĄCE OD IZOTOPÓW PROMIENIOTWÓRCZYCH W ZAKŁADACH MEDYCYNY NUKLEARNEJ”, w ramach programu wieloletniego „POPRAWA BEZPIECZEŃSTWA I WARUNKÓW PRACY” kierowanego przez Centralny Instytut Ochrony Pracy – PIB. Efektem końcowym projektu było opracowanie zaleceń dotyczących limitu użytkowego dawki dla procedur medycznych stosowanych w zakładach medycyny nuklearnej oraz działań w kierunku poprawy kultury bezpieczeństwa w warunkach narażenia zawodowego, jak również opracowanie materiałów do szkoleń personelu medycznego oraz inspektorów ochrony radiologicznej na temat zagrożeń związanych z narażeniem tych pracowników i praktyczna weryfikacja materiału w czasie szkolenia pilotażowego.

Z perspektywy strategicznych planów działalności Instytutu, badania naukowe dotyczące szeroko rozumianej ochrony radiologicznej i bezpieczeństwa jądrowego przeżywają na świecie swój renesans. Wynika to z ponownego zainteresowania pozyskiwaniem czystej energii z bezpiecznych elektrowni jądrowych, projektu budowy reaktora termojądrowego ITER, jak i potrzeby jednoznacznego wyjaśnienia skutków działania niskich dawek promieniowania na organizm człowieka, jako naukowej podstawy systemu ochrony radiologicznej. Rozwijana jest też koncepcja objęcia ochroną radiologiczną nie tylko człowieka, ale i środowiska fauny i flory, a więc rozszerzenie ochrony radiologicznej na inne istoty żywe. Niestety, konieczność podjęcia intensywnych działań badawczo-wdrożeniowych, wynika również z zagrożenia użycia materiałów promieniotwórczych i broni jądrowej w celach terrorystycznych lub militarnych.

Niezależnie od tempa wdrażania energetyki jądrowej w Polsce, pilne unowocześnienie systemu Bezpieczeństwa Jądrowego i Ochrony Radiologicznej jest palącą potrzebą, chociażby ze względu na wzrost liczby potencjalnych źródeł zagrożenia radiacyjnego kraju, m.in. zwiększenia liczby elektrowni jądrowych krajów sąsiednich zlokalizowanych w pobliżu granic Polski, czy wzrostu liczby użytkowników źródeł promieniowania jonizującego m.in. w sektorze medycznym w związku z rozwojem nowych technik badań diagnostycznych i terapeutycznych z zastosowaniem promieniowania jonizującego, czy też w związku z podwyższeniem standardów warunków pracy i ochrony środowiska przez UE.

Należy również wrócić do zaniechanej w latach 80-tych tematyki pokrewnej np. badań w zakresie działań prewencyjnych na wypadek zagrożenia terroryzmem jądrowym i radiacyjnym.

CLOR dysponuje dobrze wykształconą kadrą, o bogatym, wieloletnim doświadczeniu w prowadzeniu prac badawczo-rozwojowych i operacyjnych w dziedzinie ochrony radiologicznej. Posiada również unikalne w skali kraju metody oznaczania izotopów promieniotwórczych w środowisku i w organizmie człowieka, uczestniczy w monitoringu radiologicznym kraju, prowadzi prace projektowe i wdrożeniowe prototypów systemu monitoringu w otoczeniu obiektów jądrowych oraz prowadzi badania w zakresie metod oceny narażenia ludności w warunkach uwolnień nagłych (awaryjnych czy też będących skutkami ataków terrorystycznych) i rozciągniętych w czasie uwolnień technologicznych. Poza doradztwem eksperckim, Instytut

proceeds an effective promotional and training activity. Practically from the beginning of its existence CLOR conducts training of Inspectors of Radiological Protection and a technical secretariat of PKN.

The contribution to achieving a high level of competence and good meritorical and financial results in 2013 is the contribution of the entire CLOR staff, to which in this place I owe my thanks for its diligence and fidelity to the three basic principles of the institution: scientific-technical support: knowledge, independence and accessibility.

Dyrektor
Centralnego Laboratorium
Ochrony Radiologicznej

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'P. Krajewski', is written over the printed name.

Dr Paweł Krajewski





ZAKŁAD HIGIENY RADIACYJNEJ

Oznaczenie promieniotwórczości wody do picia w dużych aglomeracjach miejskich i ocena dawek od jej spożycia

A. Fulara, A. Adamczyk

Wprowadzenie

W 2013 roku prowadzono badania wód wodociągowych z Gdańska, Warszawy oraz Sosnowca. Objętość wody pobieranej z każdego punktu poboru wynosiła 20 litrów. ^{137}Cs i ^{90}Sr oznaczano w tej samej próbie o objętości 15 litrów, w pozostałych pięciu litrach oznaczano tryt oraz całkowitą promieniotwórczość α i β . Łącznie pobrano i wykonano analizy w wodach pobranych z 13 stacji uzdatniania wody.

Stacje uzdatniania wykorzystują wody powierzchniowe z rzek i jezior oraz wody pochodzące ze studni głębinowych.

Wyniki

Wyniki oznaczeń ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodach do picia pobranych w 2013 roku wskazują, że stężenia ^{137}Cs jak i ^{90}Sr w wodzie pitnej znajdowały się na niskim poziomie. Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs zawierało się w granicach od wartości 0,53 mBq/l (dla wody pobranej ze Stacji Uzdatniania Wody Osowa w Gdańsku) do 3,70 mBq/l (dla wody pobranej z Wodociągu Centralnego w Warszawie). Średnie stężenie ^{137}Cs obliczone dla badanych próbek wody wynosiło 1,65 mBq/l.

W przypadku ^{90}Sr zakres stężeń wynosił od wartości mniejszej niż granica oznaczalności (0,36 mBq/l) dla wód pochodzących z trzech Stacji Uzdatniania Wody w Gdańsku (SUW Zaspą Wodną, SUW Dolina Radości, SUW Zakoniczyn) do $3,42 \pm 0,70$ mBq/l dla wody pochodzącej z Wodociągu Północnego w Warszawie. Średnie stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr w badanych wodach do picia wyniosło 1,32 mBq/l.

W badanych próbach wody pitnej stężenie trytu wahało się od wartości mniejszej niż granica oznaczalności (0,5 Bq/l) do 3,1 Bq/l. Średnie stężenie trytu obliczone dla wszystkich próbek wody badanych w tym roku wynosiło 0,65 Bq/l.

Całkowita promieniotwórczość β badanych wód była bardzo niska i zawierała się w zakresie od $0,04 \pm 0,01$ Bq/l do $0,19 \pm 0,02$ Bq/l.

Średnie stężenie całkowitej promieniotwórczości β obliczone dla wszystkich analizowanych wód wynosiło 0,11 Bq/l.

Całkowita promieniotwórczość α przekroczyła granicę detekcji (0,015 Bq/l) tylko w przypadku wody pobranej ze Stacji Uzdatniania Wody Łazy.

Zgodnie z Umową w przypadku przekroczenia wartości 0,1 Bq/l całkowitej promieniotwórczości α należało wykonać oznaczenie stężenia ^{226}Ra , izotopów uranu (^{238}U , ^{234}U , ^{235}U), natomiast w przypadku przekroczenia całkowitej promieniotwórczości β wartości 1 Bq/l, należało określić stężenie ^{40}K i ^{228}Ra .

W żadnej z badanych wód całkowita promieniotwórczość alfa i beta nie przekroczyła powyższych wartości. Z tego względu nie prowadzono oznaczeń ^{226}Ra , izotopów uranu (^{238}U , ^{234}U , ^{235}U), ^{40}K i ^{228}Ra .

W Rozporządzeniu Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. Nr 61, poz. 417, Załącznik nr 3) z późniejszymi zmianami w „Wymaganiach radiologicznych” określono, że dopuszczalne stężenie trytu w wodzie do picia nie może przekraczać 100 Bq/l, a całkowita dopuszczalna dawka wynosi 0,1 mSv/rok.

Dawka powyższa nie jest przekroczona, jeżeli całkowita promieniotwórczość α nie przekracza wartości 0,1 Bq/l i całkowita promieniotwórczość β nie przekracza wartości 1 Bq/l (Raport WHO i Dyrektywa UE). Przeprowadzone analizy wskazują, że badane wody wodociągowe spełniają wymagania określone w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r.

Na podstawie oznaczonych stężeń ^{137}Cs i ^{90}Sr obliczono roczne wchłonięcia ^{137}Cs i ^{90}Sr z wodą w grupach wiekowych do 1-go roku życia (spożycie wody 250 l/rok), 1 – 10 lat (spożycie 350 l/rok), 11 do 17 lat (spożycie 540 l/rok) i osób dorosłych (spożycie 730 l/rok). Na podstawie tych danych obliczono średnie roczne wchłonięcia. Wchłonięcia te wynosiły odpowiednio $0,41 \pm 0,26$ Bq/rok; $0,58 \pm 0,36$ Bq/rok; $0,89 \pm 0,55$ Bq/rok i $1,20 \pm 0,75$ Bq/rok dla ^{137}Cs . Wchłonięcia ^{90}Sr w odpowiednich grupach wiekowych były następujące: $0,33 \pm 0,27$ Bq/rok; $0,46 \pm 0,38$ Bq/rok; $0,71 \pm 0,59$ Bq/rok i $0,96 \pm 0,80$ Bq/rok.

W oparciu o roczne wchłonięcia i odpowiednie współczynniki przeliczeniowe wyrażone w Sv/Bq, podane w Tabeli 4 (Rozporządzenie Rady Ministrów z dn. 18 stycznia 2005 r. w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego, Dz. U. Nr 20, poz. 168) obliczono obciążające dawki skuteczne.

Dawki od wchłonięć ^{137}Cs mieszczą się w zakresach od 0,006 do 0,016 $\mu\text{Sv}/\text{rok}$, co stanowi niewielki procent (0,0006 – 0,0016%) rocznej dawki granicznej dla osób z ogółu ludności określonej w Rozporządzeniu Rady Ministrów z dn. 18 stycznia 2005 r. w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego, Dz. U. Nr 20, poz. 168 (1mSv/rok).

Od wchłonięć ^{90}Sr dawki mieszczą się w zakresie od 0,027 do 0,071 $\mu\text{Sv}/\text{rok}$, co stanowi 0,0027% – 0,0071% dawki granicznej.

Otrzymane wyniki wskazują, że dawki te są zaniedbywalnie małe a wody wodociągowe we wszystkich badanych miastach spełniają wymagania określone w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r.

Finansowanie

Pracę wykonano na zlecenie Państwowej Agencji Atomistyki (umowa 9/OR/2013/60).

Monitoring skażeń promieniotwórczych wód powierzchniowych i osadów dennych w latach 2013-2015

M. Kardaś, A. Fulara, B. Rubel, M. Suplińska, A. Adamczyk, M. Kosiorek

Wprowadzenie

W ramach monitoringu skażeń promieniotwórczych wód powierzchniowych i osadów dennych w 2013 roku próbki wody i osadów dennych pobrano dwukrotnie (wiosną i jesienią) w 18 punktach, zlokalizowanych w dorzeczu Wisły (7 punktów poboru), w dorzeczu Odry (5 punktów poboru) i w wybranych jeziorach (6 jezior).

Próbki wody z rzek pobierano z głównego nurtu, natomiast wodę z jezior pobierano z pomostów. Objętość próbki wynosiła 20 litrów. Próbki osadów pobierano z trzech miejsc, oddalonych od siebie o ok. 30 – 50 m i z nich sporządzano próbkę zbiorczą o masie ok. 1 kg.

Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodach oraz izotopów plutonu w osadach dennych oznaczano metodami radiochemicznymi, natomiast stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych oznaczano metodą spektrometrii gamma.

Wyniki

Ogólną ocenę sytuacji radiologicznej powierzchniowych wód w Polsce przeprowadzono na podstawie średnich stężeń izotopów promieniotwórczych w badanych komponentach środowiska wodnego. Porównanie poszczególnych wyników oznaczeń izotopów wiosną i jesienią przysparza trudności, wynikające przede wszystkim z różnych warunków atmosferycznych w jakich dokonywany jest pobór prób. W przypadku osadów dennych różnice te wynikają dodatkowo z różnic w składzie osadów nanoszonych w miejscach poboru próbek (od typowo piaszczystych do ilasto gliniastych), w poszczególnych okresach badań.

Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodach dorzecza Wisły, Odry i wodach jezior był na bardzo wyrównanym poziomie i zawierały się w granicach od 3,13 mBq/l (dla jezior) do 3,54 mBq/l (dla dorzecza Odry). Również średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr , były na wyrównanym poziomie i zawierały się w granicach 3,40 mBq/l dla jezior – 4,39 mBq/l dla dorzecza Odry (Tabela 1).

W osadach dennych rzek i jezior obserwuje się duże różnice w stężeniach promieniotwórczych ^{137}Cs i $^{239,240}\text{Pu}$. Największe zróżnicowanie obserwowano w dorzeczu Wisły, gdzie stężenia te różniły się ok. 90 razy w przypadku cezu i ok. 50 razy w przypadku plutonu. Najmniejsze różnice w stężeniach tych izotopów obserwowano w osadach dennych jezior.

Średnie roczne stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w osadach dennych były także zróżnicowane: najniższe w dorzeczu Odry 4,50 Bq/kg, a najwyższe w dorzeczu Wisły 7,68 Bq/kg. W przypadku $^{239,240}\text{Pu}$ średnie roczne stężenia promieniotwórcze były bardziej wyrównane i wynosiły odpowiednio: dla dorzecza Wisły – 40,85 mBq/kg, dla dorzecza Odry – 34,39 mBq/kg i dla jezior – 39,50 mBq/kg (Tabela 2).

Tabela 1. Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{90}Sr oraz zakres ich stężeń w wodach dorzecza Wisły, Odry i jezior.

Lokalizacja poboru próbek (liczba próbek)	^{137}Cs [mBq/l]	^{137}Cs [mBq/l]	^{90}Sr [mBq/l]	^{90}Sr [mBq/l]
	średnia roczna	zakres	średnia roczna	zakres
Dorzecze Wisły (7) ^{a)}	3,15 ± 1,00 ^{b)} (14)	1,92 ÷ 5,65	4,02 ± 2,54 (14)	1,56 ÷ 11,59
Dorzecze Odry (5)	3,54 ± 1,89 (10)	1,66 ÷ 7,25	4,39 ± 1,21 (10)	3,01 ÷ 6,22
Jeziora (6)	3,13 ± 1,83 (12)	1,06 ÷ 5,88	3,40 ± 2,33 (12)	1,35 ÷ 8,36
Średnia ogólna (18)	3,25 ± 1,54 (36)	1,06 ÷ 7,25	3,91 ± 2,15 (36)	1,35 ÷ 11,59

^{a)} Liczba próbek wody^{b)} Wartość średnia ± Odchylenie Standardowe (OS)**Tabela 2.** Średnie roczne stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs i $^{239,240}\text{Pu}$ oraz zakres ich stężeń w osadach dennych dorzecza Wisły, Odry.

Lokalizacja poboru próbek (liczba próbek)	^{137}Cs [Bq/kg]	^{137}Cs [Bq/kg]	$^{239,240}\text{Pu}$ [mBq/kg]	$^{239,240}\text{Pu}$ [mBq/kg]
	średnia roczna	zakres	średnia roczna	zakres
Dorzecze Wisły (7) ^{a)}	7,68 ± 16,44 ^{b)} (14)	0,72 ÷ 63,75	40,85 ± 55,83 (14)	4,86 ÷ 225,75
Dorzecze Odry (5)	4,50 ± 3,01 (10)	1,03 ÷ 11,66	34,39 ± 24,01 (10)	5,18 ÷ 82,95
Jeziora (6)	6,83 ± 7,57 (12)	1,17 ÷ 29,03	39,50 ± 51,92 (12)	6,38 ÷ 192,73
Średnia ogólna (18)	6,51 ± 7,93 (36)	0,72 ÷ 63,75	38,61 ± 32,62 (36)	4,86 ÷ 225,75

^{a)} Liczba próbek osadów dennych^{b)} Wartość średnia ± Odchylenie Standardowe (OS)

Zarówno średnie roczne stężenia promieniotwórcze wszystkich badanych nuklidów jak i dane uzyskane dla pojedynczych próbek badanej wody i osadów dennych nie odbiegają od wyników uzyskiwanych w poprzednich latach.

Wnioski

Monitoring skażeń promieniotwórczych wód powierzchniowych i osadów dennych pozwala na stwierdzenie, że skażenie wód powierzchniowych takimi nuklidami jak ^{137}Cs i ^{90}Sr jest niewielkie. Podobnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs i $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych rzek i jezior pozostaje na niskim poziomie.

Uzyskane wyniki potwierdzają, że nie wystąpiły nowe uwolnienia izotopów promieniotwórczych do środowiska.

Finansowanie

Praca wykonana na zlecenie Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska.

Ocena radiologiczna terenów pogórnich i składowisk odpadów oraz niskoprocentowych mineralizacji uranowych

M. Kardaś, M. Suplińska, K. Ciupek

Wprowadzenie

Głównym źródłem uranu i radu w środowisku naturalnym jest opad promieniotwórczy powstały wskutek wietrzenia i erozji starych skał, powiększony działalnością człowieka poprzez stosowanie nawozów fosforowych w rolnictwie oraz spalanie paliw kopalnych. Kolejnym źródłem uranu i radu w środowisku są istniejące hałdy i wysypiska powstałe po wydobyciu uranu (lata pięćdziesiąte) i hałdy po produkcji nawozów fosforowych.

Dokonanie oceny radiologicznej narażenia środowiska naturalnego i ludności opiera się głównie na określeniu poziomów stężeń promieniotwórczych wybranych izotopów w środowisku oraz pomiarze mocy dawki na terenie objętym badaniami. Badania nasze dotyczą obszarów pogórnich (nieczynnych kopalni i hałd po-uranowych) oraz przyległych łąk i pastwisk w rejonie Karkonoszy. W 2013 roku analizowano próbki gleby i materiałów mineralnych z hałd oraz próbki roślinności (trawa, lucerna i liście brzozy) pochodzące z sześciu lokalizacji w rejonie karkonoskim oraz jednej z terenu rolniczego Mazowsza – przyjętego jako rejon o naturalnych poziomach tych izotopów.

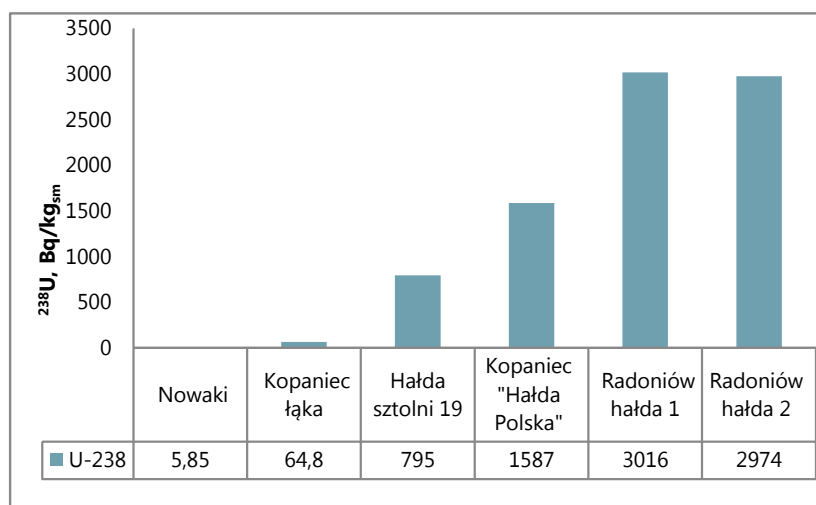
Izotopy uranu oznaczano metodą radiochemiczną i pomiarze aktywności z zastosowaniem spektrometrii alfa. Stężenie promieniotwórcze ^{226}Ra oznaczano metodą emanacyjną.

Wyniki

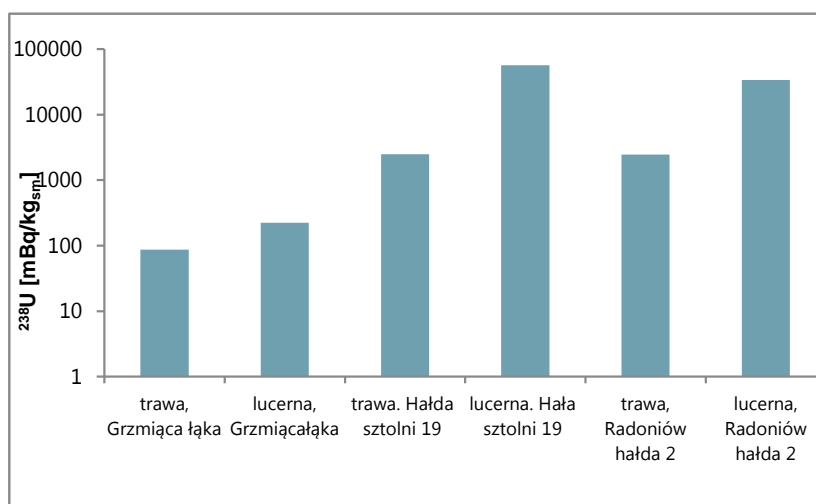
W zależności od pochodzenia próbek, określone zostały różne poziomy stężeń analizowanych radionuklidów. Stężenia promieniotwórcze ^{228}U w glebach i materiale mineralnym były w zakresie od 64,8 Bq/kg_{sm} (łąka w Kopańcu) do ok. 3000 Bq/kg_{sm} (hałdy w Radoniowie), i nie odbiegały od uzyskanych w latach poprzednich [Kardaś M. et al., 2013]. W glebie z Mazowsza stężenie ^{238}U wynosiło 5,89 Bq/kg_{sm} (rejon rolniczy Nowaki) (Rysunek 1), było więc o rząd niższe od jego stężenie w glebie z łąk w rejonie Karkonoszy.

Stężenia promieniotwórcze ^{234}U były porównywalne ze stężeniami ^{238}U , a stosunek aktywności tych izotopów był w zakresie od 0,96 do 1,4. Analogicznie do rozmieszczenia uranu, obserwuje się także różnice w stężeniach promieniotwórczych ^{226}Ra zależne od pochodzenia próbek. Stężenia ^{226}Ra w glebie były odpowiednio w zakresie od 113 Bq/kg_{sm} do 5680 Bq/kg_{sm}, podczas gdy na Mazowszu stężenie to wynosiło 5,48 Bq/kg_{sm}.

Stężenia promieniotwórcze ^{238}U w roślinach było w zakresie od 49 mBq/kg_{sm} (trawa z łąki w Nowakach) do 56700 mBq/kg_{sm} (lucerna z hałdy Sztolni 19). Stężenia promieniotwórcze ^{238}U w próbkach roślin zależą zarówno od miejsca jak i od gatunku rośliny. Stężenia te mogą różnić się nawet o trzy rzędy wielkości, przy czym zawsze wyższe obserwowane są w lucernie w porównaniu z trawą. Stężenia promieniotwórcze ^{238}U w trawie i lucernie w trzech badanych rejonach przedstawia Rysunek 2.



Rysunek 1. Stężenia promieniotwórcze ^{238}U w próbkach gleby i materiału mineralnego, 2013.



Rysunek 2. Stężenia promieniotwórcze ^{238}U w trawie i lucernie w trzech badanych rejonach.

Stężenia uranu i radu w roślinach związane jest z różnymi zdolnościami do ich kumulacji. Wyliczone współczynniki CF (określone jako stosunek stężenia izotopu w roślinie do jego stężenia w glebie) dla trawy są w zakresie od $0,79 \cdot 10^{-3}$ do $1,89 \cdot 10^{-3}$, a dla lucerny są zdecydowanie wyższe ($7 \cdot 10^{-3}$ – $66,5 \cdot 10^{-3}$). Współczynniki CF w przypadku radu są wyższe niż dla uranu co najmniej o rząd wielkości, ale nie obserwuje się znaczących różnic pomiędzy trawą i lucerną. Współczynniki CF dla uranu i radu wyliczone przez M. Srok'a i B. Smodis'a (2012) dla gleb o zbliżonych stężeniach ^{238}U i ^{226}Ra są porównywalne z otrzymanymi w naszej pracy.

Wnioski

Nasze oznaczenia wskazują że, próbki pochodzące z rejonów łąd i sztolni zarówno gleby jak i roślin charakteryzują się stężeniami nawet kilka rzędów wyższymi niż oznaczone poza tymi obszarami [Bem, 2005]. Stężenia promieniotwórcze analizowanych izotopów w rejonach oddalonych od łąd są porównywalne z pozostałymi rejonami Polski [Kabata-Pendias, Pendias, 1993; Pietrzak-Flis, 1997].

Finansowanie

Praca realizowana w ramach projektu NCBIR „*Technologie wspomagające rozwój bezpiecznej energetyki jądrowej*” na wykonanie zadania badawczego nr 3 „*Podstawy zabezpieczenia potrzeb paliwowych polskiej energetyki jądrowej*”. Umowa nr SP/J/3/143045/11.

Literatura

- [1] Bem H., Radioaktywność w środowisku naturalnym. PAN Oddział w Łodzi. 2005.
- [2] Kabata-Pendias A., Pendias H., Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN Warszawa 1993.
- [3] M. Kardaś, M. Suplińska, K. Ciupek., Ocena radiologiczna terenów pogórnich, składowisk odpadów oraz mineralizacji niskouranowych – badania wstępne. VI Krajowa Konferencja Radiochemii i Chemii Jądrowej, 21-24 kwietnia 2013, Kraków Przegorzały.
- [4] Pietrzak-Flis Z., Suplińska M., Rosiak L., The dietary intake of ^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{230}Th and ^{226}Ra from food and drinking water by inhabitants of the Walbrzych region. J. Radioanal. Nucl. Chem. Vol 222. No 1-2 (1997) 189-193.
- [5] M. Strok, B. Smodi., Transfer of natural radionuclides from hay and silage to cow's milk in the vicinity of a former uranium mine Journal of Environmental Radioactivity 110, 64-68, (2012).

Adaptacja metody oznaczania ^{241}Am w próbkach środowiskowych

L. Rosiak, E. Starościak

Wprowadzenie

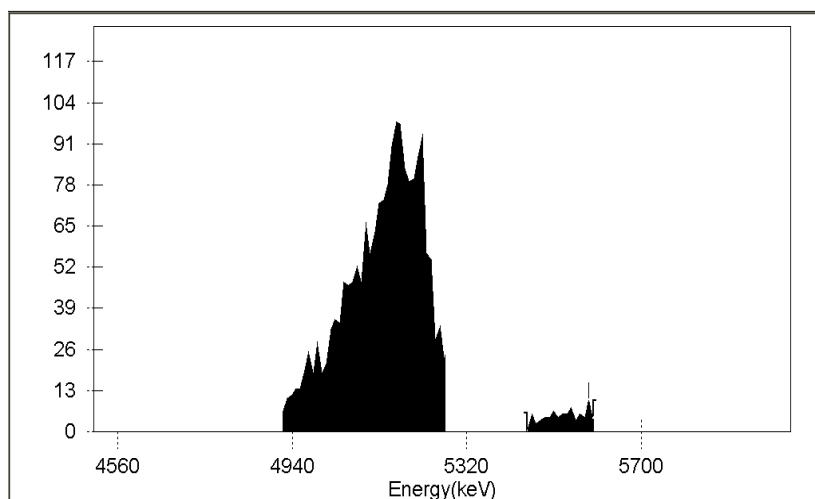
^{241}Am jest sztucznym izotopem promieniotwórczym. Powstaje w reaktorach jądrowych i podczas wybuchów broni jądrowej. Większość ^{241}Am w środowisku pochodzi z rozpadu ^{241}Pu z opadu globalnego i uwolnień lokalnych (awaria w Czarnobylu).

Celem pracy było opracowanie metody oznaczania ^{241}Am w próbkach środowiskowych: gleby, osadów dennych, próbek biologicznych fauny i flory.

Wyniki

Radiochemiczna metoda oznaczania stężenia promieniotwórczego ^{241}Am wobec znacznika ^{243}Am polega na całkowitym oddzieleniu innych izotopów promieniotwórczych (sztucznego pochodzenia np. Pu), oraz zawsze obecnych w próbkach środowiskowych naturalnych izotopów: polonu, uranu i toru. W zależności od rodzaju próbki występują różnice w sposobie wstępnego przygotowania próbki: całkowita mineralizacja na mokro (próbki biologiczne) lub ekstrakcja (gleby i osady) ameryku. Następnie próbkę rozpuszczano w rozcieńczonym kwasie azotowym (1:1), utleniało za pomocą wody utlenionej i azotynu sodu. Z tak przygotowanej próbki wydzielano ameryk z zastosowaniem wieloetapowej chromatografii jonowymiennej. W pierwszym etapie próbkę wprowadzano na kolumnę chromatograficzną (Dowex 1x8, 50-100 mesh) i ameryk oddzielano od toru i plutonu przez jego wymywanie 8M kwasem azotowym. Eluat (w którym znajdował się ameryk) odparowywano, osad rozpuszczano w wodzie destylowanej, dodawano Fe^{3+} i po doprowadzeniu do pH 8 – 9 za pomocą roztworu amoniaku współstrącano ameryk (i inne kationy) z wodorotlenkiem żelaza (czynność tę powtarzano). Osad odwirowano, suszono w 105°C , rozpuszczano w HCl. Otrzymany roztwór wprowadzano na kolumnę chromatograficzną z jonitem (Dowex 1x8, 100-200 mesh) i wymywano ameryk przemywając kolumnę rozcieńczonym kwasem solnym (2:1). Eluat zawierający ameryk odparowano do sucha, osad rozpuszczono w kwasie azotowym, dodano metanol i tak przygotowaną próbkę wprowadzano na kolumnę chromatograficzną wypełnioną jonitem (Dowex 1x8, 50-100 mesh) W tych warunkach ameryk wiązał się z jonitem, a przeszkadzające izotopy wymywano kolejno roztworem 1M HNO_3 w CH_3OH , roztworem 0,1M HCl i 0,5M NH_4SCN w CH_3OH (80%) i ponownie roztworem 1M HNO_3 w CH_3OH . Ameryk z kolumny chromatograficznej wymywano roztworem 1,5M HCl w CH_3OH , a eluat odparowano do sucha z dodatkiem kwasu solnego i wody utlenionej. Powstały osad rozpuszczono w niewielkiej ilości wody królewskiej, następnie dodano kwas siarkowy i prowadzono elektrodepozycję ameryku na krążku stalowym. Aktywność ameryku mierzono za pomocą spektrometrii alfa.

Przykładowe widmo spektrometryczne ameryku przedstawiono na Rysunku 1. Wyniki oznaczania ameryku w próbkach gleby i osadów dennych przedstawiono w Tabeli 1, a w próbkach biologicznych w Tabeli 2.



Rysunek 1. Widmo alfa spektrometryczne ameryku w próbce biologicznej. ^{241}Am (zakres energii: 5,2-5,6 MeV) i ^{243}Am (zakres energii: 5,1-5,3 MeV), czas pomiaru – 248000 s.

Tabela 1. Stężenie promieniotwórcze ^{241}Am w próbkach gleby i osadów dennych.

Próbka	^{241}Am [mBq/kg]
Gleba Wolin	51,4 ± 5,6
Gleba Unieście	129,5 ± 13,2
Gleba Młociny	39,6 ± 3,8
Gleba Czersk	179 ± 21
Piasek Jantar	63,8 ± 7,2
Osad J. Jamno	27,6 ± 2,6
Osad J. Resko	54,9 ± 5,7
Osad J. Niesłysz	38,8 ± 3,0
Osad J. Rogóżno	22,6 ± 1,9

Tabela 2. Stężenie promieniotwórcze ^{241}Am w próbkach biologicznych.

Próbka	^{241}Am [mBq/kg]
Trawa morska Pobierowo	11,1 ± 1,6
Ściółka Wolin	11,7 ± 2,4
Mech Wolin	45,0 ± 8,1
Glony z plaży Hel	< MDA
Muszle Hel	< MDA
Morszczyń Mielno	5,06 ± 0,61
Drewno buk Dobieszewo	3,60 ± 0,29
Dorsz Zatoka Gdańska	< MDA
Flądra Bałtyk	< MDA

Wnioski

Średnia wydajność chemiczna opracowanej metody wynosiła 36%. Obliczona MDA wynosi 0,5 mBq/próbkę. Opracowana metoda może być stosowana do oznaczania stężenia promieniotwórczego ^{241}Am w próbkach środowiskowych.

Oznaczanie polonu-210 i ołowiu-210 w próbkach moczu osób nienarażonych zawodowo

L. Rosiak, E. Starościak

Wprowadzenie

^{210}Po jest naturalnym, krótkożyciowym ($T_{1/2} = 138,3$ dni) emitерem promieniowania alfa. Występuje w skorupie ziemskiej w śladowych ilościach jako produkt rozpadu promieniotwórczego szeregu uranowo-radowego. Izotop ten znajduje się w małych ilościach w otoczeniu człowieka: powietrze ($<0,5\text{mBq/m}^3$), woda pitna (ok. $0,5\text{ mBq/l}$), żywność ($20 - 200\text{ mBq/kg}$), tytoń ($13,3\text{ mBq/papieros}$ w Polsce) i dym papierosowy ($9,62\text{ mBq/papieros}$ w Polsce). Polon wprowadzony do organizmu jest silnie radiotoksyczny, uszkadza m.in. układ krwionośny i płuca. W przypadku wchłonięcia ^{210}Po przez ludzi, zawartość tego radionuklidu w organizmie człowieka może być określona na podstawie analizy wydaliny np. próbki moczu.

^{210}Pb , prekursor ^{210}Po , jest emitерem promieniowania beta oraz gamma o okresie połowicznego zaniku $T_{1/2} = 22,3$ lat. W niewielkich ilościach obecny jest w otoczeniu człowieka: powietrze ($<0,1\text{mBq/m}^3$), woda pitna (ok. $1,5\text{ mBq/l}$), żywność ($43 - 155\text{ mBq/kg}$). W atmosferze oprócz ^{210}Pb pochodzenia naturalnego, znajduje się sztuczny izotop, wprowadzony w czasie próbnych wybuchów jądrowych, szczególnie w latach 1952 – 1962. Ołów jest toksyczny zarówno jako metal ciężki, kumulujący się w organizmie człowieka oraz jako izotop promieniotwórczy.

Wyniki

Celem pracy było oznaczanie obok siebie ^{210}Po oraz ^{210}Pb w próbkach moczu ludzi nienarażonych zawodowo (palacze tytoniu i osób niepalących). Temat jest kontynuacją pracy z 2012 roku. Zebrano 32 próbki moczu osób nie mających udokumentowanej pracy z ^{210}Po lub/i ^{210}Pb (od 18 mężczyzn i 14 kobiet). Palący tytoń to 10 mężczyzn i 5 kobiet, a niepalący: 8 mężczyzn i 8 kobiet. Analizowano 12 próbek dobowych i 20 próbek dwudobowych. Średnia objętość próbki wynosiła $1,59\text{ l/24 h}$ (w zakresie $0,67 - 2,64\text{ l/24 h}$).

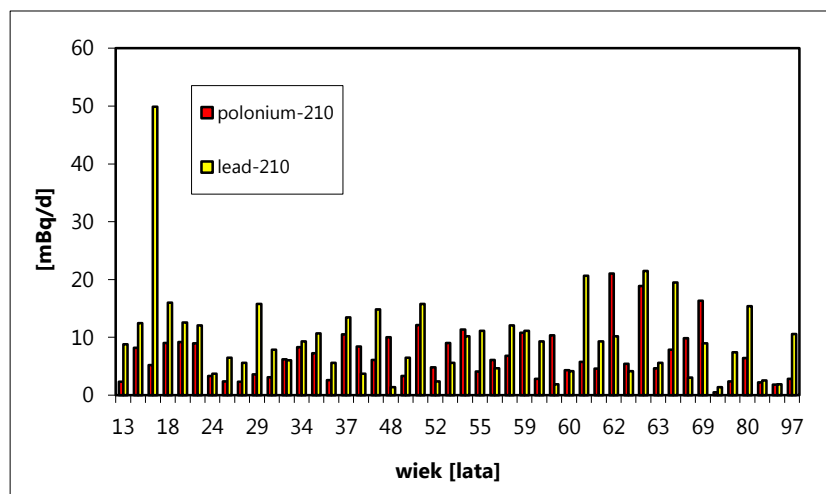
^{210}Po i ^{210}Pb oznaczano metodą radiochemiczną opisaną wcześniej (praca z 2012 r.).

Metoda została zwalidowana w porównaniu międzylaboratoryjnym PROCORAD 2013. Wahania stężenia promieniotwórczego ^{210}Po w moczu są dość znaczne; od $1,99\text{ mBq/l}$ w próbce moczu 81 letniej palącej tytoń kobiety do $14,01\text{ mBq/l}$ w próbce moczu 54 letniego mężczyzny, również palacza tytoniu. Średnia wydajność metody wynosiła 40%. Stężenia promieniotwórcze ^{210}Pb w moczu są również zróżnicowane i wahają się od $1,06\text{ mBq/l}$ w próbce moczu 52 letniej niepalącej kobiety do $26,67\text{ mBq/l}$ w próbce moczu 18 letniej niepalącej kobiety. Średnio osoby palące tytoń wydalają w ciągu doby z moczem $8,09 \pm 4,54\text{ mBq/d}$ (w zakresie $0,49 - 18,8\text{ mBq/d}$) izotopu ^{210}Po , a izotopu ^{210}Pb średnio $8,70 \pm 5,83\text{ mBq/d}$ (w zakresie $1,39 - 21,5\text{ mBq/d}$). Osoby niepalące wydalają z moczem w ciągu doby średnio $6,94 \pm 3,45\text{ mBq/d}$ (zakres: $2,35 - 16,36\text{ mBq/d}$) izotopu ^{210}Po , a ^{210}Pb $13,2 \pm 10,9\text{ mBq/d}$ (zakres: $1,41 - 49,88\text{ mBq/d}$).

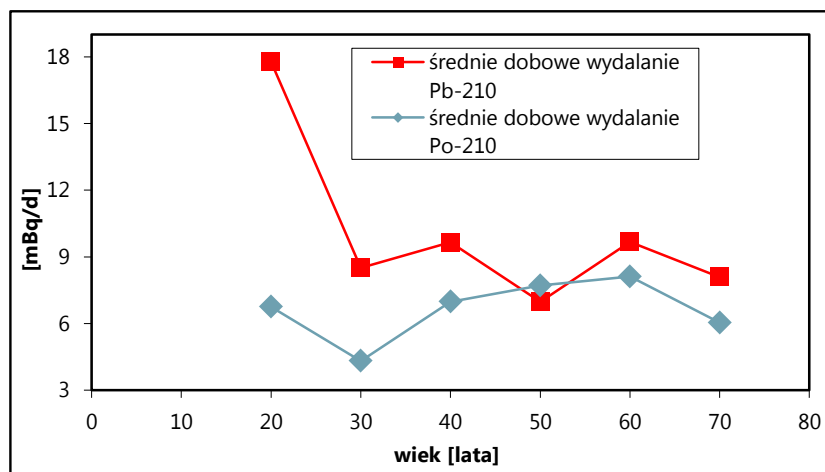
Wyniki otrzymane z tegorocznej pracy porównano z wynikami z pracy z 2012 r. (razem ok. 50 próbek). Na Rysunku 1 przedstawiono wyniki dobowego wydalania z moczem izotopów ^{210}Po

i ^{210}Pb . Nie znaleziono żadnej korelacji pomiędzy dobowym wydalaniem ^{210}Po i ^{210}Pb , a wiekiem i płcią badanych osób. Średnie dobowe wydalanie z moczem izotopów ^{210}Po i ^{210}Pb dla poszczególnych grup wiekowych przedstawia Rysunek 2. Najwyższe wartości dobowego wydalania ^{210}Po obserwowano dla osób w wieku ok. 60 lat (grupa wiekowa 55-64 lata), a najniższe dla osób w wieku ok. 30 lat (grupa wiekowa 25-34 lata). W przypadku ^{210}Pb najwyższe wartości dobowego wydalania z moczem obserwowano dla osób ok. 20 lat (grupa wiekowa 15-24 lata), a najniższe dla osób w wieku ok. 50 lat (grupa wiekowa 45-54 lata).

Otrzymane wyniki dobowego wydalania ^{210}Po (średnia 6,74 mBq/d w zakresie 0,49 - 21,01 mBq/d) wykazują zgodność z danymi z podobnych badań prowadzonych we Włoszech (średnia 10,5 mBq/d w zakresie 0,5 - 73,5 mBq/d) [1] i Arabii Saudyjskiej (średnia 7,63 mBq/d w zakresie 1,5 - 19,16 mBq/d) [2].



Rysunek 1. Dobowe wydalanie ^{210}Po i ^{210}Pb z moczem [mBq/d] w zależności od wieku.



Rysunek 2. Średnie dobowe wydalanie ^{210}Po i ^{210}Pb zależnie od wieku.

Literatura

- [1] M. A. Melli i inni, 2009, Journal of Environmental Radioactivity, No. 100, str. 84-88.
 [2] M. N. Al-Arifi i inni, 2006, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, vol.269, No. 1, str.115-118.

Przeprowadzenie pomiarów porównawczych w zakresie oznaczania izotopów ^{137}Cs i ^{90}Sr przez placówki podstawowe prowadzące pomiary skażeń promieniotwórczych w ramach monitoringu radiacyjnego kraju

B. Rubel, M. Kardaś, K. Trzpił

Wprowadzenie

Celem pracy było przeprowadzenie pomiarów porównawczych, w zakresie oznaczeń aktywności ^{137}Cs i ^{90}Sr w próbkach materiału kontrolnego, dla placówek podstawowych prowadzących pomiary skażeń promieniotwórczych w Polsce.

Materiałem kontrolnym do były grzyby suszone (^{137}Cs) i zboże (^{90}Sr). Wymagane stężenie promieniotwórcze dla cezu nie mniej niż 5 Bq/kg i strontu w zakresie 0,2 – 2 Bq/kg.

Wyniki

Sprawdzono wzorcowanie spektrometrów gamma (spektrometry Canberra z detektorami HPGe i oprogramowaniem Genie 2000) za pomocą źródeł wieloizotopowych (mix gamma). Poprawność wzorcowania była potwierdzona również w porównaniach międzynarodowych „*Radiotoxicology Intercomparisons 2012*” organizowanym przez PROCORAD, Francja. Przeprowadzono także pomiar aktywności ^{137}Cs w materiale odniesienia IAEA – 414 jak również w roztworze o znanym stężeniu promieniotwórczym ^{137}Cs i ^{60}Co w ramach międzynarodowej interkalibracji ALMERA 2013. Do sprawdzenia kalibracji układu pomiarowego stosowanego do oznaczeń stężenia promieniotwórczego ^{90}Sr (Niskotłowy zestaw pomiarowy oparty na licznikach przepływowych GM, produkcji duńskiej) wykorzystano roztwór wzorcowy ^{90}Sr o stężeniu promieniotwórczym 5,6 Bq/g na dzień 01.01.2013 r.

Do sporządzenia próbek referencyjnych w celu oznaczenia stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs zakupiono 20 kg podgrzybka brunatnego (*Xerocomus Badius*). Do sporządzenia próbek referencyjnych zboża (oznaczenie stężenia promieniotwórczego ^{90}Sr) zakupiono 10 kg zboża w Gospodarstwie Rolnym w Parciakach, gm. Jednorogi (woj. mazowieckie).

Przygotowano referencyjne próbki grzybów suszonych do oznaczenia stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs i próbki zboża domieszkowane roztworem ^{90}Sr . Wykonano pomiary sprawdzające, które wykazały, że próbki przygotowano zgodnie z wymaganiami dotyczącymi homogenności i stężeń. Oznaczone w próbkach stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w próbkach grzybów wynosiło 1457 Bq/kg \pm 116 Bq/kg, a stężenie ^{90}Sr w próbkach zboża wynosiło 1,34 Bq/kg \pm 0,11 Bq/kg.

Próbki grzybów przygotowano dla 32 placówek, które zgłosiły udział w pomiarach porównawczych a próbki zboża dla 5 placówek. Do każdej próbki dołączono formularze do wpisania danych dotyczących laboratorium i osób wykonujących pomiary, informacji o metodach oznaczeń oraz danych dotyczących aparatury.

Wyniki pomiarów próbek kontrolnych grzybów suszonych otrzymano z 31 placówek. Placówki wykonały 38 oznaczeń stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs w próbce grzybów w tym: metodą spektrometryczną – 22 placówki, metodą radiochemiczną – 2 placówki, a 7 placówek wykonało oznaczenia metodą spektrometryczną i radiochemiczną.

Nadesłane wyniki były w zakresie od 914 Bq/kg do 1744 Bq/kg. Nie odrzucono żadnego wyniku. Wyniki wprowadzono do rejestru i przeprowadzono ich analizę statystyczną. Wyniki pomiarów porównano z wartościami odniesienia.

Różnice wartości oznaczeń w stosunku do wartości referencyjnej wynosiły od $-37,3\%$ do $+19,7\%$. Liczba wyników w przedziale $\pm 25\%$ wartości referencyjnej wynosiła 95% wyników nadesłanych. Analizie statystycznej poddano 38 wyniki (wszystkie nadesłane) w zakresie od 914 Bq/kg do 1744 Bq/kg. Oceniono poprawność i precyzję nadesłanych przez placówki wyników oznaczeń stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs w próbkach grzybów suszonych. Wyznaczono parametr Z , który pozwala ocenić dokładność wyniku pomiaru na tle wyników pomiarów wszystkich placówek biorących udział w pomiarach porównawczych. Wartość bezwzględna wyznaczonego (osobno dla metody spektrometrycznej i radiochemicznej) parametru Z była ≤ 2 dla 35 wyników, co oznacza, że wynik w sposób istotny nie różnił się od wartości referencyjnej. Pozostałe 3 wyniki były w zakresie parametru $2 \leq Z \leq 3$. Do oceny poprawności i precyzji użyto kryteria stosowane przez MAEA. Wynik pomiaru jest akceptowany, jeżeli spełnia obydwa kryteria. Oba kryteria spełniło 36 (95%) wyników.

Wyniki pomiarów próbek kontrolnych zboża otrzymano z 5 placówek. Wyniki były w zakresie od 0,43 Bq/kg do 2,18 Bq/kg. Różnice wartości oznaczeń w stosunku do wartości referencyjnej wynosiły od $-67,9\%$ do $+62,7\%$. Wyniki poddano analizie statystycznej. Odrzucono wynik 2,18 Bq/kg. Wszystkie nadesłane wyniki odbiegały od wartości referencyjnej. Znaczne rozbieżności w kierunku wartości ujemnych uzyskanych wyników oznaczeń w stosunku do wartości referencyjnej są spowodowane nie określaniem przez placówki wydajności chemicznej strontu, co może powodować „zaniżanie” wyników.

Finansowanie

Umowa PAA, nr 11/OR/2013/109 z dnia 09.05.2013 r.

Oznaczanie stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs i ^{90}Sr w próbkach całodziennego pożywienia mieszkańców trzech miast Polski oraz w produktach spożywczych pochodzących ze sklepów z terenu miasta Warszawy

B. Rubel, M. Kardaś, K. Trzpił, M. Kosiorek

Wprowadzenie

Celem pracy było: (a) oznaczenie stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs i ^{90}Sr w całodziennych posiłkach mieszkańców trzech miast Polski, ocena rocznych wchłonięć tych izotopów oraz oszacowanie dawki otrzymywanej przez ludzi w wyniku spożywania żywności zawierającej te izotopy, (b) oznaczenie stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs i ^{90}Sr w produktach spożywczych dostępnych w sieci sklepów z terenu Warszawy.

Wyniki

Zawartość ^{137}Cs oznaczano spektrometrycznie lub radiochemicznie. Do pomiaru spektrometrycznego stosowano zestaw składający się z wielokanałowego spektrometru promieniowania gamma produkcji Canberra współpracujący z trzema detektorami półprzewodnikowymi HPGe. Do oznaczenia ilościowego i jakościowego poszczególnych izotopów gamma – promieniotwórczych stosowano oprogramowanie GENIE-2000. Do kalibracji wydajnościowej wykorzystywano mieszaniny wieloizotopowe w zakresie energii od 60 keV do 1836 keV. Jeżeli stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w mierzonej próbce było poniżej 0,5 Bq, przeprowadzano oznaczenie radiochemiczne. Metoda radiochemicznego oznaczania cezu polega na jego selektywnej sorpcji z analizowanego roztworu na powierzchni złoża AMP (fosforomolibdenianu amonowego). Próbki spalono, popiół rozpuszczono w kwasie azotowym 1:1. Preparat pomiarowy przygotowano przepuszczając powoli analizowany roztwór przez świeżo spreparowane złożo, stosując specjalny lejek radiochemiczny, a następnie uzyskany preparat suszono w temperaturze pokojowej.

Stężenie promieniotwórcze ^{90}Sr oznaczano poprzez pomiar stężenia promieniotwórczego ^{90}Y . Z roztworu analizowanej próbki oddzielano ^{90}Sr i po ustaleniu równowagi promieniotwórczej ^{90}Sr - ^{90}Y , wydzielano ^{90}Y w postaci szczawianów itru.

Do pomiarów stężenia promieniotwórczego ^{137}Cs i ^{90}Sr stosowano niskotłowy zestaw pomiarowy oparty na licznikach przepływowych GM (Low Level Beta GM Multicounter System, produkcji duńskiej). Czas pomiaru każdej próbki wynosił 720 minut. Do kalibracji zestawu stosowano roztwór wzorcowy ^{137}Cs i ^{90}Sr produkcji Polatom, Świerk.

Materiał do badań stanowiły całodziennie posiłki pobrane dwa razy w ciągu roku przez 5 kolejnych dni (czerwiec, wrzesień) w Warszawie i raz w roku w Gdańsku (czerwiec) oraz Sosnowcu (sierpień). Posiłki pobierano w stołówkach wydających co najmniej trzy posiłki dziennie. Porcje posiłków do badań były przeznaczone dla osób dorosłych. Posiłki z każdego dnia z tych miast były analizowane osobno. Dwie porcje całodziennego pożywienia łączono (zwiększenie próbki do analizy).

Produkty spożywcze, stanowiące również materiał do badań, były pobierane w okresie od maja do października wg określonego harmonogramu. Próby pochodziły ze sklepów z terenu Warszawy. Skład każdej uwzględniał spożycie poszczególnych gatunków lub rodzajów danego asortymentu wg danych z Rocznika Statystycznego.

Zawartość ^{137}Cs i ^{90}Sr w całodziennych posiłkach w trzech miastach Polski zestawiono w Tabeli 1, a w Tabeli 2 przedstawiono stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{90}Sr w poszczególnych produktach żywnościowych, pochodzących ze sklepów z terenu Warszawy.

Tabela 1. Zawartość ^{137}Cs i ^{90}Sr w całodziennych posiłkach pobranych w Warszawie, Gdańsku i Sosnowcu, 2013.

Izotop	Zawartość izotopu [Bq/dzień]	Warszawa		Gdańsk	Sosnowiec
		czerwiec	wrzesień	czerwiec	sierpień
^{137}Cs	średnia	0,63 ± 0,05	0,32 ± 0,04	0,36 ± 0,04	0,34 ± 0,04
	zakres	0,44 – 0,82	0,25 – 0,42	0,28 – 0,39	0,24 – 0,50
^{90}Sr	średnia	0,08 ± 0,01	0,08 ± 0,01	0,08 ± 0,01	0,06 ± 0,01
	zakres	0,07 – 0,09	0,06 – 0,10	0,06 – 0,10	0,05 – 0,08

Zawartości ^{137}Cs w całodziennych posiłkach w czerwcu była dwukrotnie wyższa niż zawartość tego izotopu w posiłkach z września. Na różnicę zawartości ^{137}Cs mogło mieć wpływ stężenie promieniotwórcze mleka podawanego do posiłków (stołówka oprócz posiłków dostarcza również próbkę mleka). W czerwcu stężenie ^{137}Cs w mleku było 1,15 Bq/l, a we wrześniu 0,52 Bq/l. Mleko pochodziło z mleczarni z Polski Północno-Wschodniej, rejonu w którym rejestrowano wyższe skażenia po awarii w Czarnobylu. Rozrzut zmierzonych zawartości izotopu ^{137}Cs w poszczególnych dobowych próbkach we wszystkich miastach związany jest z udziałem różnych produktów żywnościowych w dobowej diecie jak i masą posiłków. Wyższe zawartości cezu rejestruje się między innymi w mleku i produktach mlecznych, mięsie (głównie wołowinie), w niektórych gatunkach ryb. Zawartości ^{90}Sr w posiłkach w analizowanym okresie były w zakresie od 0,05 Bq/dzień do 0,10 Bq/dzień. Rozrzut zawartości ^{90}Sr w całodziennych posiłkach był nieznaczny, a różnice wynikają przede wszystkim z masy posiłków. Głównym źródłem ^{90}Sr w całodziennych posiłkach jest mleko, produkty zbożowe i warzywa.

Oznaczone stężenia aktywności ^{137}Cs w poszczególnych produktach (Tabela 2) nie różnią się w sposób zasadniczy od aktywności oznaczanych w ciągu ostatnich 5 lat.

Tabela 2. Stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{90}Sr w próbach produktów żywnościowych pobranych na terenie Warszawy, 2013.

Produkt	Stężenie aktywności ^{137}Cs	Stężenie aktywności ^{90}Sr
	[Bq/kg, Bq/l]	[Bq/kg, Bq/l]
Mleko	0,27 ± 0,02	0,03 ± 10,8%
Mięso	0,38 ± 0,02	<0,02
Drób	0,30 ± 0,03	<0,02
Jaja	0,14 ± 0,01	<0,01
Ryby: Halibut	0,26 ± 0,02	0,05 ± 11,9%
Flądra	2,70 ± 0,44	0,19 ± 10,5%
Leszcz	0,59 ± 0,11	0,12 ± 10,3%
Owoce	0,13 ± 0,01	0,02 ± 11,8%
Warzywa	0,12 ± 0,01	0,07 ± 9,4%
Ziemniaki	0,16 ± 0,01	0,02 ± 13,0%
Produkty zbożowe	0,16 ± 0,01	0,07 ± 10,9%

Na podstawie otrzymanych zawartości ^{137}Cs i ^{90}Sr w całodziennych posiłkach i stężeniu izotopów w grupach produktów żywnościowych oraz wielkości ich spożycia oceniono roczne zawartości izotopów ^{137}Cs i ^{90}Sr oszacowano dawkę otrzymywaną przez mieszkańców miast.

Tabela 3. Roczne wchłonięcia ^{137}Cs i ^{90}Sr z całorocznym pożywieniem oraz dawka efektywna otrzymana od skażeń wewnętrznych.

Metoda oceny	Roczne wchłonięcia ^{137}Cs [Bq/osobę]	Dawka efektywna od ^{137}Cs [μSv]	Roczne wchłonięcia ^{90}Sr [Bq/osobę]	Dawka efektywna od ^{90}Sr [μSv]
Na podstawie analizy całodziennych posiłków z Warszawy	175	2,3	29	0,8
Na podstawie analizy całodziennych posiłków z Gdańska	131	1,7	29	0,8
Na podstawie analizy całodziennych posiłków z Sosnowca	124	1,6	22	0,6
Na podstawie analizy produktów żywnościowych i średniego spożycia	136	1,8	26	0,7

Wnioski

Oszacowane wniknięcia izotopów ^{137}Cs i ^{90}Sr z żywnością jak również oszacowane dawki dla mieszkańców Warszawy, Gdańska i Sosnowca są na zbliżonym poziomie i nie różnią się znacząco od wyników otrzymywanych w poprzednich latach dla Warszawy i innych miast Polski.

Finansowanie

Umowa PAA nr 12/OR/2013/108 z dnia 17.05.2013 r.

Określenie poziomów odniesienia uranu w moczu młodzieży i osób starszych do oceny skażeń wewnętrznych

E. Starościak, L. Rosiak

Wprowadzenie

Uran jest pierwiastkiem promieniotwórczym stosowanym w celach cywilnych i wojskowych. W razie wypadku radiacyjnego istnieje niebezpieczeństwo wchłonięcia tego pierwiastka promieniotwórczego przez ludzi drogą inhalacyjną i pokarmową. Narażenie to dotyczy zarówno służb, pracowników jak i ludności (w tym również dzieci) zamieszkującej okolice zdarzenia. Ocenę narażenia ludzi można przeprowadzić na podstawie skażeń wewnętrznych. Skażenia te określa się między innymi na podstawie oznaczeń radioizotopów uranu w dobowych próbkach moczu i parametrów metabolizmu tego pierwiastka w organizmie człowieka. Miarą narażenia jest dawka efektywna obliczona z wykorzystaniem odpowiednich współczynników przeliczeniowych zalecanych w Publikacjach ICRP.

Praca jest kontynuacją tematu dotyczącego oznaczania uranu w dobowych próbkach moczu osób między 3 a 14 oraz 24 a 60 rokiem życia. Celem tegorocznej pracy jest oznaczenie ^{234}U i ^{238}U w dobowych próbkach moczu młodzieży w wieku 15 – 23 lat osób powyżej 60 lat. Uzyskane wyniki mogą stanowić poziomy odniesienia, co umożliwi wykrycie skażeń uranem w przypadku jego nieprzewidzianych uwolnień do środowiska. Dobowe próbki moczu pobrano od 17 młodych ludzi (6 kobiet i 11 mężczyzn) oraz od 18 osób starszych (10 kobiet i 8 mężczyzn). Wszystkie osoby są mieszkańcami Warszawy.

Wyniki

Radiochemiczna metoda oznaczania uranu polega na oddzieleniu jego izotopów od izotopów toru za pomocą wymiany jonowej na kolumnie chromatograficznej. Proces kontrolowany jest przez dodanie do próbki znacznika U-232 na początku analizy. Uran jest wymywany z kolumny 8M kwasem azotowym. Następnie ekstrahuje się go roztworem tributylofosforanu w nafcie, po czym reekstrahuje do fazy wodnej. Po odparowaniu ekstraktu, z dodatkiem stężonego kwasu siarkowego, prowadzi się elektrodepozycję uranu na krążkach stalowych i mierzy jego aktywność za pomocą spektrometrii alfa.

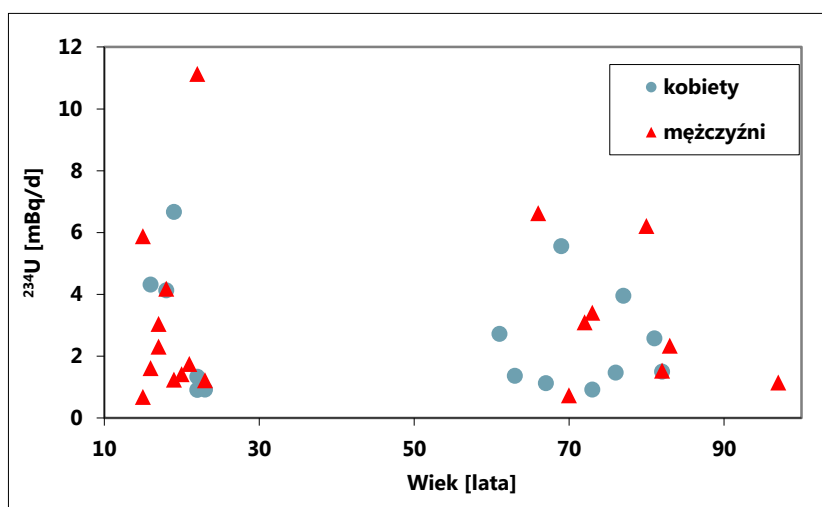
Stężenia promieniotwórcze ^{234}U w próbkach wahają się znacznie dla młodzieży w zakresie od < 0,50 dla 21 letniego mężczyzny do 5,08 mBq/l dla 22 letniego mężczyzny (średnia: $1,90 \pm 1,33$ mBq/l), a dla seniorów powyżej 60 roku życia przyjmują wartości w węższym zakresie: od < 0,50 dla 63 letniej kobiety do 3,58 mBq/l dla 80 letniego mężczyzny (średnia: $1,73 \pm 1,06$ mBq/l). Stężenia promieniotwórcze ^{238}U dla młodzieży oscylują w granicach od < 0,50 dla 22 letniej kobiety do 2,80 mBq/l dla 22 letniego mężczyzny (średnia: $1,28 \pm 0,78$ mBq/l), a dla seniorów od 0,55 dla 73 letniej kobiety do 2,59 mBq/l dla 63 letniej kobiety (średnia: $1,38 \pm 0,69$ mBq/l).

Objętości dobowych próbek moczu wynosiły od 1,10 l do 2,63 l. Średnie dobowe wydalanie z moczem ^{234}U wynosi dla młodych ludzi $3,09 \pm 2,76$ mBq/d, a dla seniorów $2,71 \pm 1,88$ mBq/d. Średnie dobowe wydalanie z moczem ^{238}U wynosi dla młodzieży $2,01 \pm 1,48$ mBq/d, a dla ludzi powyżej 60 roku życia $2,42 \pm 1,63$ mBq/d. Średnie dobowe wydalanie w moczu obu badanych izotopów uranu jest porównywalne dla obu grup wiekowych. Zależności te pokazano na Rysunkach 1 i 2.

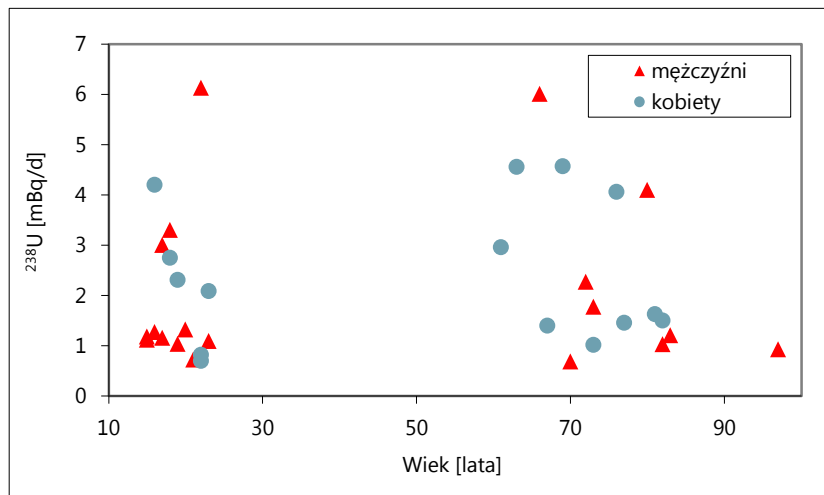
Przyjęto następujące założenia do obliczania rocznej dawki efektywnej od chronicznych wchłonieć drogą pokarmową z danych o ilości uranu wydalanego w ciągu doby z moczem:

1. Uran wprowadzany do krwi z układu pokarmowego jest w równowadze uranem obecnym w ustroju człowieka.
2. Cała ilość uranu będącego w ustroju jest wydalana z moczem $f_U = 1$.
3. Dobowe wydalanie uranu z moczem jest proporcjonalne do jego zawartości w ustroju.
4. $f_1 = 2\%$ dla wszystkich składników diety.
5. DCF od wchłonieć drogą pokarmową: dla $^{234}\text{U} = 4,9 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq
dla $^{238}\text{U} = 4,5 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq

Obliczone średnie dzienne i roczne wchłonięcia ^{234}U i ^{238}U u młodzieży wyniosły odpowiednio 3,15 mBq/d i 1,15 Bq/rok oraz 2,05 mBq/d i 0,75Bq/rok, a dla ludzi starszych odpowiednio 2,76 mBq/d i 1,01 Bq/rok oraz 2,41 mBq/d i 0,90 Bq/rok.



Rysunek 1. Dobowe wydalanie ^{234}U w zależności od płci i wieku.



Rysunek 2. Dobowe wydalanie ^{238}U w zależności od płci i wieku.

Wnioski

Średnie dawki efektywne dla grupy młodzieżowej wyniosły $0,06 \mu\text{Sv/rok}$ od ^{234}U i $0,03 \mu\text{Sv/rok}$ od ^{238}U , a dla drugiej grupy wiekowej odpowiednio $0,05$ i $0,04 \mu\text{Sv/rok}$. Sumaryczne dawki od uranu wynoszą więc po $0,09 \mu\text{Sv/rok}$ dla obu grup wiekowych. Obliczona w tej pracy sumaryczna dawka efektywna od ^{234}U i ^{238}U jest 5 razy niższa od rocznej dawki $0,5 \mu\text{Sv/rok}$ otrzymywanej przez dorosłych (24-60 lat) i prawie 2 razy wyższa od dawki $0,05 \mu\text{Sv/rok}$ dla dzieci. Dawka ta stanowi ok. $0,004\%$ rocznej dawki od izotopów naturalnych i sztucznych występujących w środowisku.

Określenie zawartości ^{137}Cs i ^{90}Sr w rybach bałtyckich oraz słodkowodnych z rejonu Polski Północnej jako poziom wyjściowy skażeń środowiska wodnego przed uruchomieniem polskich elektrowni atomowych

M. Suplińska, B. Rubel, A. Adamczyk

Wprowadzenie

W dobie energetyki jądrowej i planowanej budowie elektrowni atomowej w Polsce uważa się za celowe prowadzenie badań skażeń środowiska wodnego: morskiego i śródlądowego pod kątem poziomu skażeń fauny wodnej. Określone stężenia izotopów promieniotwórczych w wybranych komponentach będą poziomem wyjściowym skażeń środowiska przed uruchomieniem polskich elektrowni atomowych. Przy ciągłym braku decyzji lokalizacji przyszłej elektrowni jądrowej w Polsce, badania nasze objęły rejon jeziora Żarnowieckiego (jednej z rozważanych lokalizacji) oraz Bałtyku Południowego (części polskiej strefy ekonomicznej). Rejon jeziora Żarnowieckiego był badany pod względem skażeń promieniotwórczych głównie ^{90}Sr i ^{137}Cs w okresie lat siedemdziesiątych.-(okres rozpoczętej budowy elektrowni pompowo szczytowej i przyszłej elektrowni jądrowej). Jednakże, po awarii w Czarnobylu, istniejący poziom zanieczyszczenia środowiska uległ zmianie. Również w latach siedemdziesiątych rozpoczęto badania substancji promieniotwórczych w rejonie Bałtyku Południowego (które prowadzone są nadal pod auspicjami Komisji Helsińskiej – HELCOM).

Wyniki

Tegoroczne badania skupiły się na ocenie stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs i ^{90}Sr w wybranych gatunkach ryb oraz wodzie z której ryby te pochodziły. Dla środowiska południowej części Morza Bałtyckiego najbardziej charakterystyczne są: śledź (*Clupea harengus*) i szprot (*Sprattus sprattus*) – ryby pelagiczne, planktonożerne, dorsz (*Gadus morhua*) – ryba pelagiczna, drapieżna oraz płastuga (*Platichthys flesus*) przydenna, pelagiczna, planktonożerna. Szerzej występujące gatunki ryb słodkowodnych to: szczupak (*Esox Lucius*) i okoń (*Perca fluviatilis*) – ryby drapieżne oraz leszcz (*Abramis brama*) (*Rutilus rutilus*) – ryba planktonożerna. Uzyskane dane pozwolą na wyliczenia współczynników koncentracji oznaczanych izotopów w poszczególnych gatunkach ryb. Próbkę ryb i wody pobrano ze znanych rejonów południowego Bałtyku oraz z Jeziora Żarnowieckiego.

Oznaczenia ^{137}Cs prowadzono metodą spektrometrii gamma lub metodą radiochemiczną. W metodzie spektrometrycznej stosowany do pomiaru układ składał się z detektora germanowego (HPGe) połączony jest z wielokanałowym analizatorem amplitudy impulsów z oprogramowaniem spektrometrycznym GENIE-2000 firmy Canberra. Metoda radiochemiczna polegała na selektywnej sorpcji cezu na złożu fosfomolibdenianu amonu (AMP) [Jankowska, 1966]. i pomiarze radioaktywności beta preparatu za pomocą niskotłowego licznika beta opartego na licznikach przepływowych GM (Riso GM-25-5). Do oznaczeń ^{90}Sr stosowana była zmodyfikowana metoda Volchok'a (1957), polegająca na oznaczeniu ^{90}Y , krótkożyłowego izotopu

($T_{1/2} = 64,2$ h) powstającego w wyniku rozpadu ^{90}Sr . Pomiar preparatu prowadzono również za pomocą niskotłowego licznika beta.

Oznaczenia ^{137}Cs przeprowadzono w 19 próbkach ryb (dorsz, śledź, szprot i płastuga) oraz w 6 próbkach ryb z jeziora Żarnowieckiego (okoń, szczupak, leszcz). Oznaczenia ^{90}Sr (ze względu na wymaganą większą masę próbki) przeprowadzono w 13 próbkach bałtyckich i 3 z jeziora Żarnowieckiego. Stężenia ^{137}Cs w wodzie bałtyckiej określono dla trzech jego rejonów, zgodnie z pochodzeniem ryb. Woda z jeziora Żarnowieckiego została pobrana z jego części centralnej. Oznaczone stężenia ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodzie podano w Tabeli 1.

Tabela 1. Stężenia ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodzie bałtyckiej i jeziornej.

Akwen	Rejon	^{137}Cs [mBq/dm ³]	^{226}Ra [mBq/dm ³]
Morze Bałtyckie	Zatoka Gdańska	29,9 ± 1,5	4,32* ± 0,87*
	Morze otwarte Basen Gdański	35,9 ± 1,8	5,48* ± 1,04**
	Morze otwarte Basen Bornholmski	36,9 ± 2,2	4,93* ± 1,15**
Jezioro Żarnowieckie	Część środkowa	3,38 ± 0,16	1,30 ± 0,21

*[Zalewska, 2013]

** SD – odchylenie standardowe (ang. Standard Deviation)

Stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie Morza Bałtyckiego są obecnie dość wyrównane – 35,9 mBq/dm³ w Basenie Gdańskim i 36,9 mBq/dm³ w Basenie Bornholmskim (Tabela 1). Niższe stężenie, zaobserwowano w Zatoce Gdańskiej, 29,9 mBq/dm³, co jest związane z bezpośrednim wpływem wlewu wód Wisły o znacznie niższym stężeniu ^{137}Cs [Kardaś, 2012]. Stężenie ^{137}Cs w wodzie jeziora Żarnowieckiego jest o rząd wielkości niższe niż w Bałtyku i wynosi obecnie 3,38 mBq/dm³. Wartość ta jest porównywalna ze średnim stężeniem ^{137}Cs występujących w polskich jeziorach [Kardaś et al., 2012] i nie odbiega od stężenia ^{137}Cs oznaczonego w latach 1976-1977 [Soszka et al., 1986]. Oznaczone stężenie ^{90}Sr w wodzie z jeziora Żarnowieckiego wynosi 1,30 mBq/dm³ i jest prawie o rząd wielkości niższe od określonego w latach siedemdziesiątych. Stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie bałtyckiej w badanych rejonach są w zakresie (4,32-5,48) mBq/dm³ [Zalewska, 2013]. ^{137}Cs występujący w wodzie wpływa na jego zawartość w rybach zarówno bezpośrednio jak i poprzez skażenia karmy. Stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w rybach bałtyckich (Tabela 2) są w zakresie od 3,68 Bq/kg_{św.m} (śledź) do 4,74 Bq/kg_{św.m} (dorsz), przy czym niższe stężenia obserwuje się dla ryb planktonożernych, dla których średnie stężenia ^{137}Cs wynosi 3,77 ± 0,10 Bq/kg_{św.m}. Stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w rybach słodkowodnych są obecnie zdecydowanie niższe niż w rybach morskich. Zakres średnich stężeń ^{137}Cs dla ryb z jeziora Żarnowieckiego wynosi od 0,44 Bq/kg_{św.m} dla leszcza do 1,29 Bq/kg_{św.m} dla okonia, a więc również wyższe stężenia tego izotopu obserwuje się w przypadku ryb drapieżnych. Dla każdej z próbek ryb wyliczono współczynniki koncentracji CF, jako stosunek stężenia danego izotopu w rybie do jego stężenia w wodzie. Średnie współczynniki koncentracji dla poszczególnych gatunków ryb podano w Tabeli 2.

Tabela 2. Średnie stężenia ^{137}Cs i ^{90}Sr oraz średnie współczynniki koncentracji (CF) w rybach bałtyckich i jeziornych.

Akwen	Gatunek	^{137}Cs	$\text{CF}_{\text{Cs-137}}$	^{90}Sr	$\text{CF}_{\text{Cs-90}}$
		$\text{Bq/kg}_{\text{św.m.}}$		$[\text{Bq/kg}_{\text{św.m.}}]$	
Morze Bałtyckie	Dorsz	$4,74 \pm 0,60^*$	$147 \pm 32^*$	$0,147 \pm 0,035^*$	$31,8 \pm 9,8^*$
	Śledź	$3,68 \pm 0,38$	112 ± 17	$0,023 \pm 0,003$	$4,70 \pm 1,04$
	Szprot	$3,88 \pm 0,46$	115 ± 21	$0,026 \pm 0,008$	$5,12 \pm 1,73$
Jezioro Żarnowieckie	Płastuga	$3,74 \pm 0,20$	107 ± 4	$0,155 \pm 0,011$	$34,7 \pm 4,2$
	Okoń	$1,29 \pm 0,20^{**}$	$381 \pm 80^{**}$	$0,054 \pm 0,008^{**}$	$41,5 \pm 8,5^{**}$
Jezioro Żarnowieckie	Szczupak	$0,99 \pm 0,22$	292 ± 24	$0,062 \pm 0,009$	$47,7 \pm 10,1$
	Leszcz	$0,44 \pm 0,10$	131 ± 26	$0,140 \pm 0,016$	108 ± 20

*SD – odchylenie standardowe

** Całkowita Względna Niepewność (CWN) przy poziomie ufności 95%

Zmiany stężenia ^{137}Cs w wodzie powoduje jego zmiany w rybach. Stężenia ^{137}Cs w rybach po wzroście wskutek skażeń po awarii Czarnobylskiej obniżały się sukcesywnie w kolejnych latach, analogicznie do zmian w wodzie. Dla leszcza i płoci stężenia ^{137}Cs zmieniały się od $16,7 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$ (w roku 1986) do $1,9 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$ (w 1998 r.) [COPSP], a obecne stężenie to wynosi $0,44 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$. W przypadku śledzia stężenia ^{137}Cs malały od $15,0 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$ w roku 1989 [Grzybowska, 1996] do aktualnego – $3,68 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$. Dłużej utrzymujące się podwyższone stężenia ^{137}Cs w wodzie Bałtyku [Tomczak, 1997; Zalewska, 2013] powodują, że obecne stężenia ^{137}Cs w rybach bałtyckich są nadal ok. dwukrotnie wyższe niż przed awarią reaktora w Czarnobylu (ok. $1,9 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$) [Jaworowski, 1986].

Stężenie ^{90}Sr , który gromadzi się głównie w szkielecie ryb, jest wyższe dla dorsza i płastugi, a niższe dla śledzie i szprota (gdzie stosunek szkieletu do tkanki mięśniowej jest mniejszy). W rybach śledziowatych stężenie to odpowiednio wynosi $0,023 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$ oraz $0,026 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$. Dla dorsza i płastugi jest ono ok. 5 razy wyższe i wynosi odpowiednio $0,147 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$ i $0,155 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$. Stężenia ^{90}Sr w rybach słodkowodnych są w zakresie od $0,054 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$ (okoń) do $0,140 \text{ Bq/kg}_{\text{św.m.}}$ (leszcz) i nie różnią się od określonych w rybach bałtyckich.

Wyliczone współczynniki koncentracji ^{137}Cs ($\text{CF}_{\text{Cs-137}}$) dla ryb drapieżnych, są wyższe niż wyliczone dla ryb planktonożernych (będących na niższym poziomie troficznym). Różnice te szczególnie są widoczne dla ryb jeziornych gdzie $\text{CF}_{\text{Cs-137}}$ dla okonia wynosi 381, a dla leszcza 131 (Tabela 2). Niższe wartości współczynników koncentracji a także mniejsze różnice pomiędzy nimi, obserwuje się dla ryb Bałtyckich, żyjących w wodzie o wyższym stężeniu ^{137}Cs . Średnie współczynniki koncentracji dla drapieżnych ryb bałtyckich (dorsz) wynosi 147, a dla planktonożernych (śledź, szprot, płastuga) 111 ± 4 .

Współczynniki koncentracji ^{90}Sr ($\text{CF}_{\text{Sr-90}}$) są niższe od wyliczonych dla ^{137}Cs . Dla ryb bałtyckich $\text{CF}_{\text{Sr-90}}$ są w zakresie od 4,7 do 34,7 w zależności od gatunku, a dla ryb słodkowodnych od 41,5 do 108 (Tabela 2).

Wnioski

Jednym z ważniejszych elementów oceny skażeń środowiska są organizmy referencyjne charakterystyczne dla badanego obszaru. Powinny one spełniać wymagania takie jak: wrażliwość radioekologiczną, szerokie występowanie i adekwatność do badań, np. ze względu na duże spożycie przez człowieka. Analizowane w tej pracy gatunki ryb potwierdzają, że mogą być dobrymi organizmami referencyjnymi środowiska wodnego szczególnie przy badaniu zmian średnio i długofalowych. Badanie należałoby rozszerzyć pod kątem innych zbiorników słodkowodnych i rzek.

Finansowanie

Praca wykonana z funduszy MSWiN.

Literatura

- [1] G. J. Soszka et al., Radiological characteristics of Lake Żarnowieckie., Pol. Ecol. Stud., 12 3-4 363-381, 1986
- [2] D. Grzybowska, Concentration of ^{137}Cs in marine fish from the southern Baltic Sea in 1990-1995. Nukleonika 1997, 42 (3) 665-674.
- [3] S. Jankowska, A rapid assay of caesium-137 in liquid milk. The radiochemical method. Proc. XVII International Dairy Congress, Section B, 253-259, 1966.
- [4] Z. Jaworowski et al. Study of radioactive materials in the Baltic Sea. IAEA-TECDOC-362, 1986.
- [5] M. Kardaś et al. Monitoring skażeń promieniotwórczych wód powierzchniowych osadów dennych w latach 2011-2012. Roczniki CLOR, 2013
- [6] Centralny Ośrodek Pomiarów Skażeń Promieniotwórczych (COPSP) – dane nieopublikowane.
- [7] H. L. Volchock, J. L. Kulp, W. R. Eckelmann, I. E. Gaetjen, Determination of ^{90}Sr and ^{140}Ba in bone, dairy products, vegetation and soil, Ann. N. Y. Acad. Sci. 71, 293-304, 1957.
- [8] J. Tomczak, 1997, Radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr . W: Environmental Conditions in the Polish Zone of the Southern Baltic Sea During 1996. Cyberska B, Lauer Z. and Trzosińska A. (Eds) Institute of Meteorology and Water Mangement-Marine Branch Materials, 136-143.
- [9] T. Zalewska A. Śliwińska, M. Saniewski ^{137}Cs and ^{90}Sr in seawater in the Polish economic zone, in 2012 HELCOM MORS EG 3/2013, Document 3/5 (2013).

Pomiary skażeń promieniotwórczych w próbkach wody, osadów dennych i w rybach w ramach prowadzonego monitoringu skażeń promieniotwórczych Morza Bałtyckiego

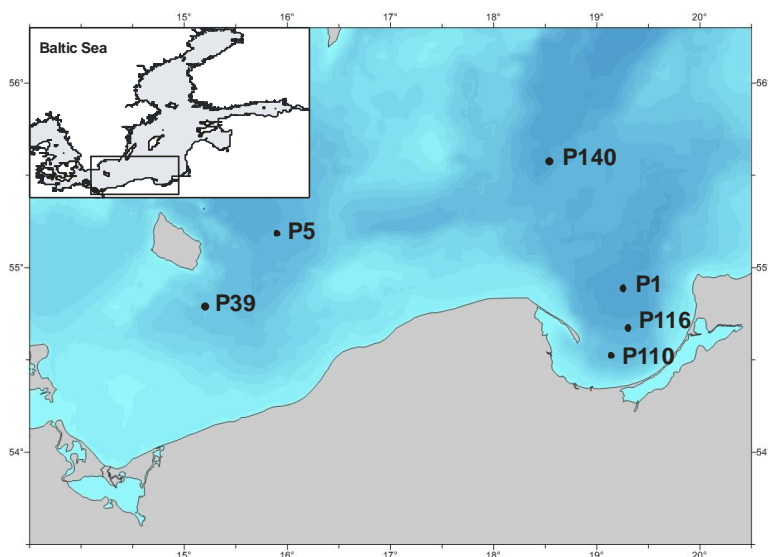
M. Suplińska, A. Adamczyk

Wprowadzenie

Pomiary skażeń promieniotwórczych Morza Bałtyckiego prowadzone w CLOR obejmują oznaczanie substancji promieniotwórczych w dwu komponentach środowiska morskiego: w osadach dennych i organizmach żywych (rybach). We wszystkich badanych próbkach: 6 próbkach wody, 6 próbkach rdzeniowych osadów dennych podzielonych na warstwy (72 próbki) oraz 20 próbkach ryb wykonywane są oznaczenia ^{137}Cs i ^{226}Ra . W dwu wybranych próbkach rdzeniowych osadów oznaczany jest ^{238}Pu i $^{239,240}\text{Pu}$. Badania środowiska Morza Bałtyckiego koordynowane przez Komisję Helsińską prowadzone są przez wszystkie kraje nadbałtyckie, a dane o skażeniach Bałtyku przekazywane są każdego roku do Banku Danych Komisji Helsińskiej.

Wyniki

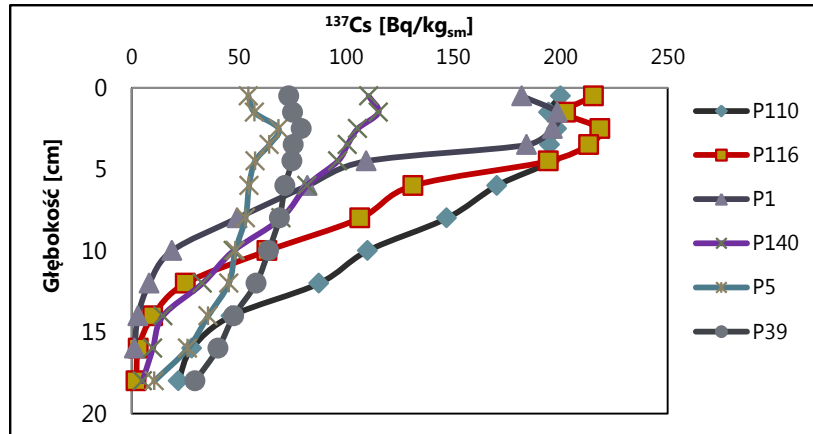
- Osady dennie



Rysunek 1. Miejsca poboru próbek osadów dennych i wody w 2013 roku.

Próbki osadów dennych pochodziły z sześciu lokalizacji Bałtyku Południowego (Rysunek 1). Pobrane próbki rdzeniowe dzielono na warstwy, w których wykonywano oznaczenia wybranych izotopów promieniotwórczych. Do ich oznaczeń stosowano te same metody co w latach ubiegłych przy prowadzeniu monitoringu skażeń Morza Bałtyckiego [Suplińska, 2000]. Wyższe stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs obserwowano w górnych warstwach osadów, analogicznie jak w latach ubiegłych [Suplińska 2008; Zalewska, Suplińska 2013]. Stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs

w warstwach od 0 do 5 cm w Zatoce Gdańskiej (P110 i P116) mieściły się w zakresie 194 Bq/kg_{sm} do 218 Bq/kg_{sm}. W rejonie Głębi Bornholmskiej (P5), stężenia te w warstwach od 0 do 5 cm były w zakresie od 54,4 Bq/kg_{sm} do 69,1 Bq/kg_{sm}. Stężenia ¹³⁷Cs obniżają się w głąb profili osadowych osiągając wartości pojedynczych Bq. Rozmieszczenie pionowe stężeń promieniotwórczych ¹³⁷Cs w osadach dennych przedstawia Rysunek 2.



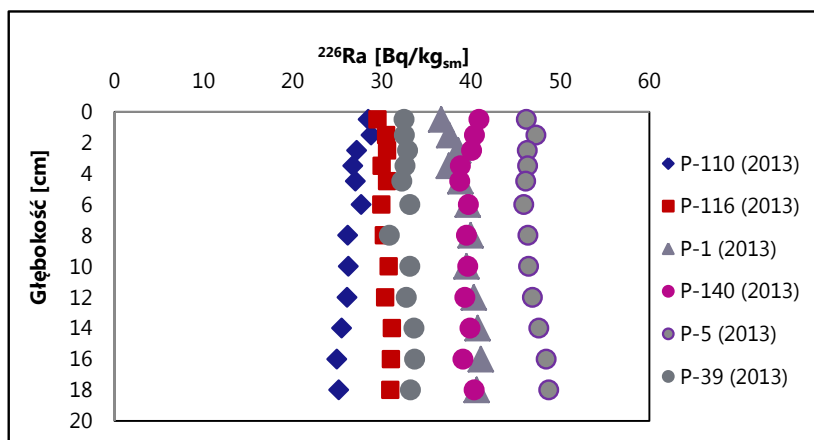
Rysunek 2. Stężenia promieniotwórcze ¹³⁷Cs w osadach dennych Bałtyku południowego.

Stężenia promieniotwórcze ²²⁶Ra w osadach dennych były wyrównane w głąb badanych profili. Różnice w stężeniach promieniotwórczych ²²⁶Ra w porównaniu z poprzednimi latami są również do pominięcia [Suplińska 2013], ale obserwuje się różnice związane z położeniem geograficznym. Najniższe stężenia promieniotwórcze radu określono w Zatoce Gdańskiej (P-110), gdzie średnie stężenie ²²⁶Ra (w warstwach od 0 do 19 cm) wyniosło $26,7 \pm 1,2$ Bq/kg_{sm}, a najwyższe w Głębi Bornholmskiej (P-5) $46,9 \pm 0,9$ Bq/kg_{sm} (Rysunek 3)

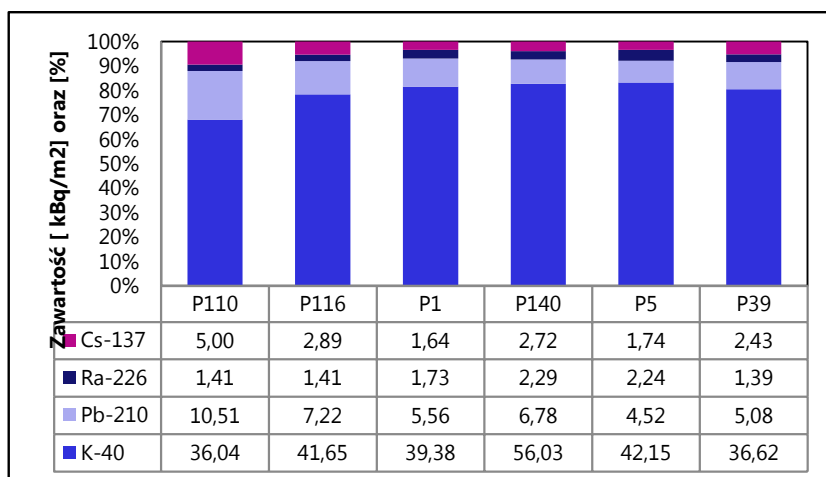
Całkowita zawartość ¹³⁷Cs w osadach dennych różniła się między lokalizacjami i była w zakresie od $5,00 \pm 0,07$ kBq/m² w Zatoce Gdańskiej do $1,64 \pm 0,03$ kBq/m² w P1 (Głębia Gdańska). Równie niska zawartość ¹³⁷Cs, $1,74 \pm 0,06$ kBq/m² była obserwowana w Głębi Bornholmskiej (Rysunek 4). Zawartość ²²⁶Ra w osadach dennych jest bardziej wyrównana. Najniższą jego zawartość w warstwie osadu 0-19 cm, ($1,41$ kBq/m²) określono w Zatoce Gdańskiej (P110 i P116), wyższą o ok. 50% ($2,29$ kBq/m²) na morzu otwartym (P140). Zawartość ⁴⁰K jest o rząd wyższa od zawartości ¹³⁷Cs i tak jak w przypadku ²²⁶Ra dość wyrównana ($36,0 - 56,0$) kBq/m². Zawartości procentowa ¹³⁷Cs, ²²⁶Ra ²¹⁰Pb i ⁴⁰K w osadach dennych oraz zawartość w kBq/m² w poszczególnych lokalizacjach podano na Rysunku 4.

Oznaczenia plutonu w osadach dennych prowadzone są w cyklu trzyletnim. W 2013 roku prowadzono oznaczenia plutonu w Zatoce Gdańskiej (P116) i Basenie Bornholmskim (P39). Wykonano również oznaczenia izotopów plutonu w stratyfikowanej próbce rdzeniowej pobranej w roku 2012 z rejonu morza otwartego (P140). Tak jak obserwowano w latach ubiegłych [Suplińska, 2002; Suplińska, 2008;] stężenia promieniotwórcze plutonu w Zatoce Gdańskiej były zdecydowanie wyższe niż w Basenie Bornholmskim. Maksymalne stężenia ^{239,240}Pu i ²³⁸Pu w Zatoce Gdańskiej (P116) określono w warstwie 2-3 cm, wynosiły odpowiednio $5,32 \pm 0,23$ Bq/kg_{sm} i $0,21 \pm 0,03$ Bq/kg_{sm}. W Basenie Bornholmskim (P39) i w rejonie morza otwartego (P140) stężenie ^{239,240}Pu do głębokości 13 cm były wyrównane, a wyliczone średnie stężenia ^{239,240}Pu wynosiły odpowiednio $1,37 \pm 0,13$ Bq/kg_{sm}, oraz $1,70 \pm 0,10$ Bq/kg_{sm}. (Rysunek 5). Średnie stężenie ²³⁸Pu w tych dwu lokalizacjach wynosiło odpowiednio $0,051 \pm 0,007$ Bq/kg_{sm} i $0,085 \pm 0,020$ Bq/kg_{sm}

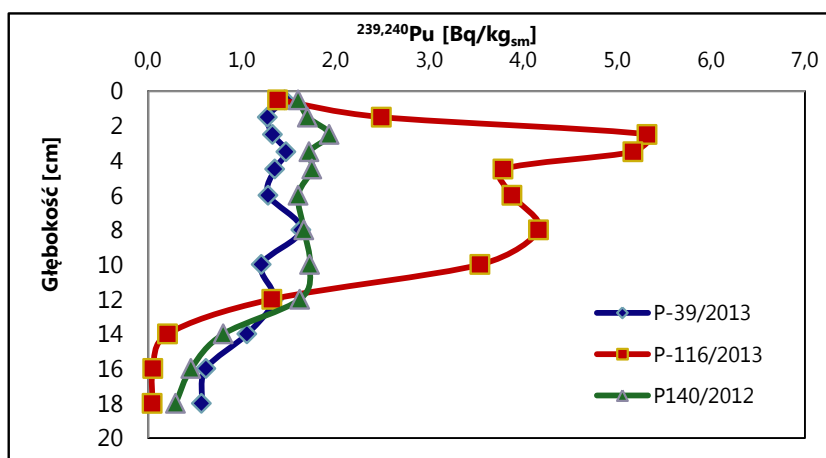
Całkowita zawartość plutonu w osadach dennych P116, P39 i P140 wynosiła odpowiednio: $96,7 \pm 6,5 \text{ Bq/m}^2$, $48,0 \pm 3,4 \text{ Bq/m}^2$ i $74,9 \pm 3,6 \text{ Bq/m}^2$ w przypadku $^{239,240}\text{Pu}$ oraz $3,28 \pm 0,40 \text{ Bq/m}^2$, $2,17 \pm 0,20 \text{ Bq/m}^2$ i $3,61 \pm 0,39 \text{ Bq/m}^2$ dla ^{238}Pu .



Rysunek 3. Stężenia promieniotwórcze ^{226}Ra w osadach dennych Bałtyku Południowego.



Rysunek 4. Zawartość ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{210}Pb oraz ^{40}K w osadach dennych Bałtyku Południowego.



Rysunek 5. Stężenia promieniotwórcze $^{239,240}\text{Pu}$ w osadach dennych Zatoki Gdańskiej (P116), Basenu Bornholmskiego (P39) oraz morza otwartego (P140).

- Ryby

Próbki ryb (śledzie, dorsze, płastugi i szproty) pochodziły z połowów komercyjnych, ze znanych miejsc odłowu. Oznaczenia radionuklidów prowadzono w filetach ryb z wyjątkiem szprot, gdzie analizowano całą tuszkę. Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w czterech gatunkach ryb przedstawiono w Tabeli 1.

Tabela 1. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{226}Ra w mięsie ryb w roku 2013.

Gatunek (liczba próbek)	Ilość sztuk ogółem	Długość [cm]	^{137}Cs [Bq/kg _{św.m.}]	^{226}Ra [Bq/kg _{św.m.}]
Śledź (5)	68	19-23	3,43 ± 0,28	0,026 ± 0,003
Szprot* (6)	251	9-12	3,78 ± 0,21	0,067 ± 0,004
Płastuga (4)	28	23-30	2,90 ± 0,20	0,048 ± 0,003
Dorsz (5)	15	30-40	4,86 ± 0,48	0,088 ± 0,005

*cała tuszka

Najwyższe średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs określono w dorszu: 4,86 ± 0,48 Bq/kg_{św.m.}, najniższe w płastudze 2,90 ± 0,20 Bq/kg_{św.m.}. Średnie stężenie ^{137}Cs w mięsie ryb dla analizowanych czterech gatunków w 2013 roku wyniosło 3,74 ± 0,83 Bq/kg_{św.m.}. Stężenie to maleje w czasie [Zalewska, 2013A], ale jest nadal prawie dwa razy wyższe niż przed awarią w Czarnobylu [Grzybowska 1997]. Stężenia ^{226}Ra w rybach było bardziej zróżnicowane, najwyższe średnie stężenie określono w dorszu, 88 mBq/kg_{św.m.}, a najniższe w śledziu, 26 mBq/kg_{św.m.}

- Woda

Próbki wody zostały pobrane w tych samych miejscach co próbki osadów dennych. Stężenia promieniotwórcze ^{226}Ra w wodzie z południowej części Morza Bałtyckiego były wyrównane i mieściły się w zakresie 2,85 – 3,29 Bq/m³, ze średnim stężeniem 3,09 ± 0,16 Bq/m³. Było ono zbliżone do określonego w latach ubiegłych. Stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs były w zakresie 25,7 – 39,5 Bq/m³ ze średnim stężeniem wynoszącym 34,2 ± 5,1 Bq/m³. Stężenia ^{40}K obejmowały zakres od 2418 Bq/m³ do 2713 Bq/m³.

Tabela 2. Stężenia promieniotwórcze ^{226}Ra , ^{137}Cs i ^{40}K w próbkach wody z warstwy powierzchniowej, pobranych w 2013 r.

Punkt poboru współrzędne geograficzne	^{226}Ra [Bq/m ³]	^{137}Cs [Bq/m ³]	^{40}K [Bq/m ³]
P-110 Zatoka Gdańska	3,11 ± 0,48	34,0 ± 0,6	2548 ± 63
P-116 Zatoka Gdańska	3,22 ± 0,44	25,7 ± 0,5	2418 ± 49
P-1 Głębia Gdańska	2,85 ± 0,52	32,2 ± 0,6	2557 ± 51
P-140 Morze otwarte	3,11 ± 0,44	39,5 ± 0,7	2590 ± 41
P-5 Głębia Bornholmska	2,96 ± 0,41	34,7 ± 0,9	2713 ± 52
P-39 Basen Bornholmski	3,29 ± 0,48	39,0 ± 0,7	2702 ± 68

Wnioski

Nie obserwuje się nowych skażeń radionuklidami pochodzenia antropogenicznego w rejonie Bałtyku Południowego w 2013. Głównym źródłem skażenia cezem-137 była awaria reaktora jądrowego w Czarnobylu, a izotopy plutonu pochodziły głównie z próbných wybuchów broni jądrowej, najintensywniejszych w latach 1961-1962. Świadczy o tym pionowe rozmieszczenie tych izotopów w osadach. Maksymalne stężenia ^{137}Cs obserwowano w warstwach powstających po

1986 roku. Maksymalne stężenia izotopów plutonu występowały w głębszych warstwach, tworzonych w latach sześćdziesiątych, a stosunek aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ mieścił się w zakresie od 0,02 do 0,08 i był typowy dla opadu globalnego.

Skażenie osadów dennych na obszarze Bałtyku Południowego jest nierównomierne. Stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs i izotopów plutonu oraz ich depozycje były większe w Basenie Gdańskim niż w Basenie Bornholmskim. Stężenie promieniotwórcze ^{226}Ra było praktycznie stałe na całej głębokości osadów, co świadczy o stałym dopływie tego radionuklidu z masy wodnej w poszczególnych lokalizacjach. Niewielkie było także zróżnicowanie zawartości ^{226}Ra między badanymi rejonami.

Stężenia promieniotwórcze cezu-137 i radu-226 w rybach zależą od ich gatunku i są przede wszystkim związane ze sposobem odżywiania się ryb. W dorszach – rybach drapieżnych, są wyższe niż w śledzi i płastudze – rybach planktonożernych. Skażenia ryb cezem-137 zmniejszyło się ponad 3-krotnie w stosunku do maksymalnego obserwowanego w roku 1989.

Finansowanie

Praca realizowana zgodnie z umową z PAA Nr 15/OR/2013/118 oraz 14/OR/2013/124.

Literatura

- [1] Grzybowska D., (1997), Concentration of ^{137}Cs in marine fish from Southern Baltic Sea in 1990-1995, *Nukleonika*, 42(3), pp. 665-674.
- [2] Suplińska M., Grzybowska D., (2000), Monitoring skażeń promieniotwórczych w wybranych składnikach ekosystemu Bałtyku Południowego. *Postępy Techniki Jądrowej* Vol. 43(3) 35-44.
- [3] Suplińska M. (2002), Vertical distribution of ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra and $^{238,240}\text{Pu}$ in bottom sediments from Southern Baltic Sea in the years 1998-2000. *Nukleonika* 47(2): 45-52.
- [4] Suplińska M, Pietrzak-Flis Z., (2008), Sedimentation rates and dating in bottom sediments in the Southern Baltic Sea region. *Nukleonika* 53, S105-S111.
- [5] Suplińska. M., Adamczyk A., (2013), Rozmieszczenie wybranych izotopów promieniotwórczych w osadach dennych Bałtyku Południowego, 2011-2012., XVI Zjazd Polskiego Towarzystwa Badań Radiacyjnych Białowieża, 23-26.09.2013
- [6] Zalewska T., Suplińska M., (2013 A), Fish pollution with antropogenic ^{137}Cs in the southern Baltic Sea., *Chemosphere* 90 1760-1766
- [7] Zalewska T., Suplińska M., (2013 B), Anthropogenic radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern Baltic Sea ekosystem, *OCEANOLOGIA*, 55(3), pp. 1–33.

Utrzymanie systemu zarządzania w Laboratorium Analiz Radiochemicznych i Spektrometrycznych

E. Starościak, B. Rubel, A. Fulara, L. Rosiak, K. Trzpił

Streszczenie

Praca pt. „Utrzymanie Systemu Zarządzania w Laboratorium Analiz Radiochemicznych i Spektrometrycznych” była realizowana w 2013 roku w Zakładzie Higieny Radiacyjnej Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej. W ramach tematu zrealizowane zostały następujące prace:

1. Sprawowanie nadzoru przez Polskie Centrum Akredytacji (PCA) nad akredytowanym Laboratorium Analiz Radiochemicznych i Spektrometrycznych – przeprowadzenie auditu w nadzorze przez ekspertów PCA:

W dniu 22 lutego 2013 r. w Laboratorium Analiz Radiochemicznych i Spektrometrycznych odbył się audit zewnętrzny przeprowadzony przez ekspertów Polskiego Centrum Akredytacji. Auditorzy nie stwierdzili niezgodności, w Raporcie z oceny nie spisano także żadnych spostrzeżeń. Auditorzy wskazali silne strony Laboratorium oraz obszary do doskonalenia systemu zarządzania. Uwagi auditorów zostały wnikliwie przeanalizowane, zaplanowano i zrealizowano działania zapobiegawcze do wskazanych obszarów do doskonalenia.

2. Doskonalenie systemu zarządzania w Laboratorium Analiz Radiochemicznych i Spektrometrycznych:

W związku z doskonaleniem Systemu Zarządzania Laboratorium, uwagami auditorów PCA oraz własnymi spostrzeżeniami z przeglądu dokumentów w 2013 roku opracowano i wdrożono nowe wydania:

- Księgi Jakości wyd. 5 z dn. 04.12.2013 r.
- Procedury Badawczej: QPB 1 „Badanie sztucznej i naturalnej promieniotwórczości w próbkach żywności i środowiska metodą spektrometrii gamma” – wyd. 7 z dn. 01.10.2013 r.
- Procedur i Instrukcji Ogólnych:
 - QPO 3 „Zapewnienie jakości wyników badań” – wyd. 5 z dn. 10.07.2013 r.
 - QIO 7.1 „Sprawdzanie spektrometru” – wyd. 5 z dn. 01.10.2013 r.
 - QIP 7.3 „Zestaw pomiarowy do pomiaru aktywności promieniowania alfa” – wyd. 5 z dn. 04.12.2013 r.

Podniesiono jakość wykonywanych w Laboratorium badań oraz szybkość realizacji zleceń poprzez wprowadzenie do użytkowania nowego detektora do spektrometrii gamma oraz nowego detektora do spektrometrii alfa.

W 2013 r. w Laboratorium odbyło się 12 szkoleń wewnętrznych zgodnie z „Planem szkoleń w roku 2013” oraz wynikających z realizacji działań korygujących i zapobiegawczych. Pracownicy Laboratorium wzięli także udział w 6 szkoleniach zewnętrznych oraz w 3 konferencjach naukowych.

W 2013 r. Laboratorium wzięło udział w jednym krajowym oraz dwóch międzynarodowych porównaniach międzylaboratoryjnych:

- The IAEA-TEL-2012-03; którego przedmiotem było oznaczanie w próbkach wody, siana i gleby stężeń promieniotwórczych emiterów gamma, ^{238}Pu i ^{239}Pu , ^{240}Pu oraz ^{234}U , ^{235}U i ^{238}U – wg procedur: QPB 1, QPB 4, QPB 5.
- IAEA – 410 (Bikini Atoll sediment) and IAEA–412 (Pacific sediment), którego przedmiotem było oznaczanie w próbkach osadów dennych stężeń promieniotwórczych emiterów gamma oraz ^{239}Pu , ^{240}Pu – wg procedur QPB 1, QPB 4.
- PAA/ICH TJ, „Pomiary porównawcze w zakresie oznaczania izotopów ^{239}Pu , ^{241}Am , ^3H , ^{226}Ra przez placówki specjalistyczne prowadzące pomiary skażeń promieniotwórczych w ramach monitoringu radiacyjnego kraju” dotyczącym oznaczania stężeń promieniotwórczych w próbkach mąki, wody i piasku – wg procedur: QPB 1, QPB 4, QPB 3.

Zgodnie z Planem zapewnienia jakości wyników badań na rok 2013 wykonano także potwierdzenie powtarzalności oraz odtwarzalności stosowanych w Laboratorium metod wg obowiązujących procedur.

3. Przeprowadzenie dwóch auditów wewnętrznych: systemu zarządzania oraz obszaru technicznego:

Realizując Program auditów wewnętrznych na rok 2013 w Laboratorium Analiz Radiochemicznych i Spektrometrycznych przeprowadzone zostały dwa audyty wewnętrzne. W dniach 24-25 października 2013 r. odbył się audit wewnętrzny nr 1/2013 dotyczący obszaru technicznego systemu zarządzania. W dniach 6-7 listopada 2013 r. odbył się audit wewnętrzny nr 2/2013 dotyczący wymagań ogólnych systemu zarządzania. Podczas auditów spisano dwa spostrzeżenia, do których zostały zaplanowane i zrealizowane działania zapobiegawcze. Audyty wykazały, że system zarządzania Laboratorium jest wdrożony i ciągle doskonalony. Audyty wewnętrzne przeprowadzone zostały bardzo wnikliwie, a auditorzy przedstawili obszary do doskonalenia systemu zarządzania Laboratorium.

4. Nadzór techniczny i konserwacja wyposażenia badawczego Laboratorium:

U akredytowanych producentów zapewniających spójność pomiarową zostały zakupione roztwory wzorcowe ^{85}Sr i ^3H oraz materiał odniesienia (IAEA-414 Fish). W akredytowanych Laboratoriach Wzorcujących, zapewniających spójność pomiarową wykonano wzorcowania: termohigrometru, termometru szklanego i cyfrowego, cylindrów pomiarowych, wzorców mas i odważników kalibracyjnych. Wykonane zostało okresowe sprawdzanie aparatury oraz wyposażenia pomocniczego Laboratorium.



ZAKŁAD DOZYMETRII

Opracowanie i wdrożenie do prac pomiarowych prototypu przenośnej stacji do poboru aerozoli atmosferycznych i gazowej postaci jodu

K. Isajenko, A. Boratyński, M. Fajak

Streszczenie

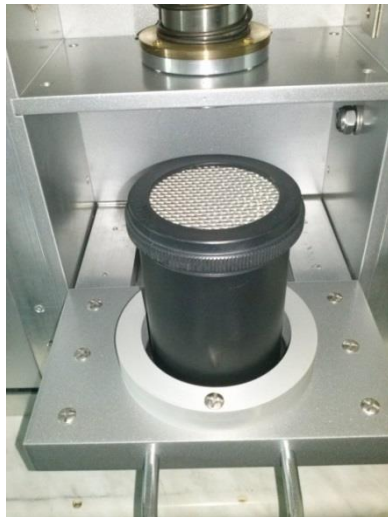
W roku 2011 w ramach projektu Narodowego Centrum Badania i Rozwoju (NCBiR) Zakład Dozymetrii CLOR rozpoczął prace nad opracowaniem i wyprodukowaniem przenośnej stacji do poboru aerozoli atmosferycznych i gazowej postaci jodu.

Według planów miały powstać dwa modele stacji – jeden pracujący jako samodzielne urządzenie, które w razie wystąpienia awarii radiacyjnej będzie mogło zostać wywiezione do dowolnej lokalizacji w celu przeprowadzenia w interesującym nas miejscu poboru próbek aerozoli i gazowej postaci jodu na odpowiednie filtry, które potem zostaną zmierzone w warunkach laboratoryjnych. Drugi egzemplarz stacji będzie to samodzielny moduł, który zostanie docelowo zamontowany do pracujących w naszym kraju stacji ASS-500, rozszerzając funkcjonalność tych stacji o możliwość poboru (w razie sytuacji awaryjnej) gazowych frakcji jodu z powietrza atmosferycznego. Oczywiście moduł ten będzie uruchamiany tylko w momencie wystąpienia sytuacji awaryjnej. Docelowo stacja pracująca jako samodzielna aparatura, ma zostać zgłoszona do Urzędu Patentowego jako nowatorskie urządzenie, które jak dotychczas nigdzie w Polsce nie pracuje.

W stacjach jako absorbent został zastosowany węgiel aktywny impregnowany TEDA (1,5-2%) (triethylene di-amine) z jodkiem potasu KI (1,5 – 2%) o wielkości ziaren 8x16 mesh, który cechuje dużą wydajność absorpcji dla CH₃I. Absorbent ten został umieszczony w filtrze węglowym o masie ok. 220 g i objętości 450 ml (objętość została tak dobrana, aby cały węgiel z cartridge'a mógł być mierzony w geometrii pojemnika Marinelli) i został zamontowany w stacji w geometrii walca o średnicy 73mm i wysokości 107 mm (Rysunek 1a).

Ściana boczna cartridge'a z filtrem została wykonana ze stopów aluminium pokrytego 15-sto mikronową warstwą teflonu, która nie wchodzi w reakcję z jodem i jego związkami. Tak duża grubość filtru pozwoliła praktycznie na całkowite uniezależnienie się od wpływu wilgotności powietrza na absorpcję jodu oraz utrzymanie czasu przebywania na poziomie min. 0,2 s w złożu (przy przepływie powietrza rzędu 15 m³/h), a w konsekwencji na zapewnieniu wydajności absorpcji na poziomie 90 – 100%.

Stacja zapewnia wykrywalność jodu w powietrzu przy jego stężeniu na poziomie 10 mBq/m³, co jest wynikiem w pełni akceptowalnym dla tego typu stacji. Wynik ten można zdecydowanie polepszyć (obniżyć) przedłużając czas poboru powietrza (podana granica wykrywalności jest określona przy czasie poboru rzędu 1 godziny) i/lub czas pomiaru cartridge'a z węglem.



Rysunek 1. a) Cartrige z węglem (zdjęcie po lewej), b) widok ogólny stacji jodowej bez obudowy (zdjęcie po prawej).

W roku 2013 zakończono montaż obydwu stacji (pozostało jeszcze dorobienie obudowy, jak na Rysunku 1b). Zostały wykonane pierwsze testy prawidłowości pracy stacji. Testy przeprowadzono w Centrum Onkologii – Instytucie im. Marii Skłodowskiej-Curie w Warszawie na sali, gdzie przebywają chorzy, którym zaaplikowano lecznicze dawki jodu radioaktywnego. Testy wypadły zgodnie z oczekiwaniami (testowane były różne typy węgla umieszczone warstwowo w jednym cartrige'u).

Monitoring stężenia ^{137}Cs w glebie w latach 2012-2013

K. Isajenko, M. Fajak, B. Piotrowska

Wprowadzenie

Badania skażeń promieniotwórczych gleby prowadzone są w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska w Polsce. Próbkę gleby do pomiarów są pobierane w sieci stacji meteorologicznych należących do Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej.

Wyniki

Wyniki pomiarów próbek gleby pochodzących z terenu całego kraju są zapisywane w bazie danych i są wykorzystywane do tworzenia radiologicznych map Polski. Mapy są tworzone z wykorzystaniem systemu MapInfo 8.5 PL. System ten pozwala na wizualizację wyników pomiarów z poszczególnych punktów poboru próbek w postaci kartodiagramów kołowych o powierzchniach proporcjonalnych do wielkości stężenia oraz w postaci map rastrowych, w których wartości stężeń pomierzonych w punktach ekstrapoluje się na obszar całego kraju.

W 254 punktach, w których zostały pobrane próbki gleby zostały określone stężenia cezu ^{137}Cs oraz radionuklidów naturalnych (radu ^{226}Ra , aktynu ^{228}Ac i potasu ^{40}K) za pomocą analizy metodą spektrometrii promieniowania gamma.

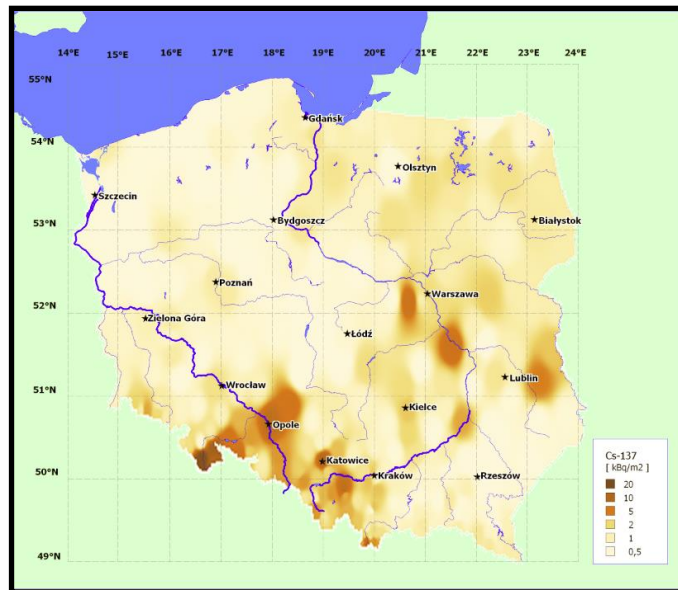
W każdym punkcie poboru, pobrano próbki (w październiku 2012 roku) za pomocą specjalnych wykrojników o średnicy 7 cm. Próbkę pobiera się z powierzchniowej warstwy gleby o głębokości 10 cm w sześciu miejscach leżących na obwodzie koła o średnicy 2 metrów oraz z siódmego miejsca leżącego w środku tego koła. Pomiar zawartości radionuklidów w glebie są wykonywane przy użyciu spektrometrów z detektorami półprzewodnikowymi HPGe, umieszczonymi w niskotłowych ołowianych domkach osłonowych. Czas każdego pomiaru wynosi 80000 sekund.

Średnia wartość powierzchniowego stężenia ^{137}Cs w Polsce wynosi $1,53 \text{ kBq/m}^2$, przy zakresie od $0,22$ do $17,97 \text{ kBq/m}^2$. Radiologiczna mapa powierzchniowego stężenia cezu ^{137}Cs (mapa rastrowa) została przedstawiona na Rysunku 1. Taki rozkład cezu ^{137}Cs w Polsce został spowodowany warunkami atmosferycznymi – w szczególności opadami deszczu – w Polsce w maju 1986 roku, tzn. w okresie bezpośrednio po awarii w elektrowni jądrowej w Czarnobylu (w okresie gdy nad Polską przemieszczały się masy skażonego powietrza). Wszystkie wyniki pomiarów podane są na dzień poboru próbek w październiku 2012 roku.

Średnie wartości stężeń naturalnych radionuklidów w glebach w Polsce wynoszą: dla radu ^{226}Ra – 24,8, dla aktynu ^{228}Ac – 23,8 i dla potasu ^{40}K – 415 [Bq/kg], tzn. są niższe od średnich stężeń na świecie wynoszących odpowiednio 33, 45 i 420 [Bq/kg] [1].

Najwyższe stężenia radu ^{226}Ra oraz aktynu ^{228}Ac zmierzono w południowych częściach Polski – jest to związane ze strukturą geologiczną naszego kraju. Dla przykładu w próbce pobranej w Jakuszycach stężenia tych dwóch radionuklidów wynoszą odpowiednio: $128,3 \text{ Bq/kg}$ dla ^{226}Ra oraz $91,4 \text{ Bq/kg}$ dla ^{228}Ac .

W roku 2012 na podstawie otrzymanych wyników pomiarów została wydana czwarta edycja „Atlasu Radiologicznego Polski 2011”.



Rysunek 1. Powierzchniowe stężenie cezu ^{137}Cs w 10 cm warstwie gleby w Polsce, w październiku 2012 roku.

Finansowanie

Praca była dofinansowana przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Literatura

- [1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations, New York, 2000.

Pomiary skażeń promieniotwórczych w aerozolach atmosferycznych na terenie Polski w roku 2013

K. Isajenko, B. Piotrowska, I. Kwiatkowska, M. Kuczbajska

Wprowadzenie

W roku 2013 stacje typu ASS-500 do poboru i pomiaru aerosoli w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego pracowały w Warszawie, Białymstoku, Katowicach, Krakowie, Lublinie, Gdyni, Wrocławiu, Szczecinie, Sanoku, Toruniu, Łodzi i Zielonej Górze (12 stacji). Wszystkie stacje były wyposażone w detektor scyntylicyjny NaI(Tl) umieszczony nad filtrem. Widmo promieniowania gamma oraz inne parametry, jak np. wielkość przepływu powietrza przez filtr, były przesyłane do komputera stacyjnego i następnie do CLOR. Filtry z trzech stacji: ze Szczecina, Torunia i Zielonej Góry były mierzone w Zakładzie Dozymetrii CLOR. Sieć stacji ASS-500 jest częścią Systemu Wczesnego Ostrzegania o Skażeniach.

Wszystkie stacje pracowały bez dłuższych przerw. Efektem tego było zebranie 620 tygodniowych próbek aerosoli ze wszystkich stacji przez cały rok 2013. Filtry z zebranymi aerosolami, tzn. pyłami zawierającymi aerozole, były przez minimum dwa dni po zdjęciu ze stacji przetrzymywane w temperaturze pokojowej, potem prasowane do dysku o średnicy ok. 50 mm i następnie mierzone na detektorach germanowych HPGe współpracujących z analizatorem wielokanałowym. Wydajności detektorów wykorzystywanych do tych pomiarów zawierały się w zakresie od kilku do 40 %. Grubości sprasowanych filtrów zawierały się w granicach 3,0-6,5 mm. W sytuacjach alarmowych filtr może być mierzony bezpośrednio po zdjęciu ze stacji.

Wyniki

W 2013 roku średnia masa pyłu zebranego przez tydzień na filtrze wynosiła 3,0 g przy zakresie zmian 0,3-7,7 g. Średnia ilość powietrza, z jakiego została pobrana tygodniowa próbka aerosoli wyniosła 74926 m³, przy zakresie 5463-123615 m³. Takie zróżnicowanie w ilościach zebranego pyłu oraz przefiltrowanego powietrza mogły być spowodowane używaniem stacji z wentylatorami o różnych mocach, a także zróżnicowaniem w zapyleniu i wilgotności powietrza w poszczególnych tygodniach.

Przy obliczeniach i analizie stężeń radionuklidów promieniotwórczych w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego przyjęto zasadę, że stężenia poniżej minimalnego progu detekcji LLD (na poziomie ufności 70%) są traktowane przy obliczaniu wartości średnich jako LLD, a nie jako wartości zerowe.

Wartości średnie stężeń wszystkich mierzonych radionuklidów wraz z informacjami o miejscach i tygodniach wystąpienia maksymalnych stężeń dla przyziemnej warstwy powietrza atmosferycznego oraz dla pyłów w powietrzu zostały przedstawione w Tabelach 1 oraz 2.

Tabela 1. Stężenia radionuklidów w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego, Polska, 2013 rok. Roczne podsumowanie.

Radionuklid	Stężenie w powietrzu [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$] Wartość średnia (zakres)		Liczba oznaczeń	Miejscowość i okres wystąpienia maksymalnego stężenia
^{137}Cs	$1,0 \pm 0,06$	(<0,04- 23,0)	620	Łódź, 29.07 - 05.08
^{131}I	$0,6 \pm 0,02$	(<0,1- <5,0)	620	Kraków, 14.01 - 21.01
^7Be	3100 ± 60	(480-9020)	620	Katowice, 15.07 - 22.07
^{40}K	$16,0 \pm 0,6$	(<1,5-149,5)	620	Warszawa, 10.06 - 17.06
^{210}Pb	480 ± 12	(54-2464)	620	Kraków, 21.01 - 28.01
^{226}Ra	$7,4 \pm 0,4$	(<1,6- <93,3)	620	Kraków, 14.01 - 21.01
^{228}Ra	$1,4 \pm 0,1$	(<0,1- <17,3)	620	Kraków, 14.01 - 21.01

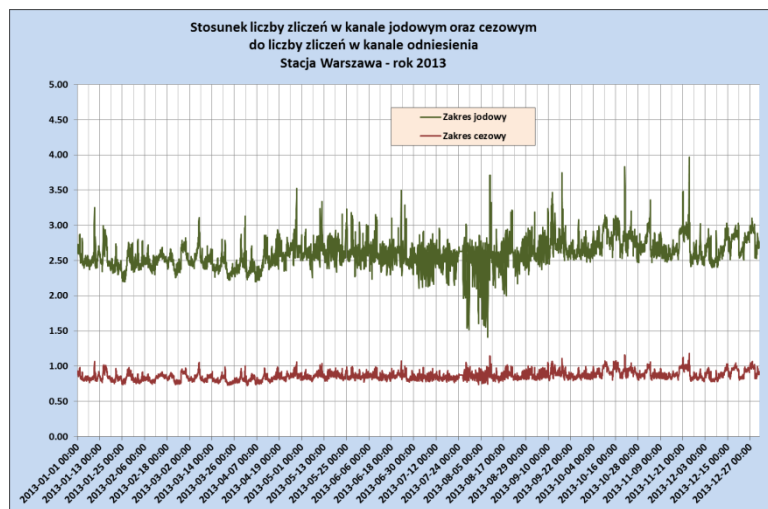
Liczba oznaczeń = ilość wyników otrzymanych w ciągu roku ze wszystkich stacji.

Tabela 2. Stężenia radionuklidów w całkowitym pyle, Polska, 2013 rok. Roczne podsumowanie.

Radionuklid	Stężenie w pyłe całkowitym [Bq/g] Wartość średnia (zakres)		Liczba oznaczeń	Miejscowość i okres wystąpienia maksymalnego stężenia
^{137}Cs	$0,02 \pm 0,00$	(<0,001-0,8)	620	Łódź, 29.07 - 05.08
^{131}I	$0,01 \pm 0,00$	(<0,002-0,1)	620	Kraków, 14.01 - 21.01
^7Be	$80,30 \pm 1,83$	(13,99-494,2)	620	Katowice, 15.07 - 22.07
^{40}K	$0,4 \pm 0,01$	(0,03-6,7)	620	Warszawa, 10.06 - 17.06
^{210}Pb	$12,1 \pm 0,3$	(2,2-71,0)	620	Kraków, 21.01 - 28.01
^{226}Ra	$0,18 \pm 0,01$	(<0,01- <3,9)	620	Kraków, 14.01 - 21.01
^{228}Ra	$0,01 \pm 0,00$	(<0,002-0,1)	620	Kraków, 14.01 - 21.01

Liczba oznaczeń = ilość wyników otrzymanych w ciągu roku ze wszystkich stacji.

Na Rysunku 1 przedstawiono wykres obrazujący działanie systemu on-line w stacji pracującej w Warszawie (CLOR) za cały rok 2013. Krzywe znajdujące się na wykresie pokazują jak zmieniały się liczby zliczeń w kanale cezowym i jodowym w widmach zarejestrowanych przez sondę NaI(Tl) znajdującą się nad filtrem powietrza w stacji.

**Rysunek 1.** Stacja Warszawa – obraz z systemu on-line.

Ocena sytuacji radiacyjnej w otoczeniu Krajowego Składowiska Odpadów Promieniotwórczych (KSOP) w Różanie oraz wokół Ośrodka w Świerku

K. Isajenko, B. Piotrowska, A. Fulara, M. Fajak, I. Kwiatkowska, M. Kubczajska, W. Chmielewski, A. Boratyński, A. Adamczyk

Wprowadzenie

Ocena sytuacji radiacyjnej w otoczeniu Krajowego Składowiska Odpadów Promieniotwórczych (KSOP) w Różanie w 2013 roku skupiła się na:

- wykonaniu badań radioaktywności gamma wód źródłanych pobranych jeden raz w roku w trzech punktach pomiarowych umożliwiających wykrycie sztucznych izotopów gamma promieniotwórczych o zawartości $> 0,1 \text{ Bq/dm}^3$, pomiarów całkowitej zawartości cezu (^{134}Cs i ^{137}Cs) i trytu (^3H) $> 0,4 \text{ Bq/dm}^3$;
- wykonaniu badań: całkowitej aktywności beta wód gruntowych pobranych za pomocą piezometrów w ośmiu punktach dwa razy w roku – przy przekroczeniu 1 Bq/dm^3 – wykonanie pomiaru zawartości potasu (^{40}K) oraz określeniu zawartości trytu (^3H) $> 0,4 \text{ Bq/dm}^3$;
- wykonaniu pomiarów mocy dawki w pięciu punktach i pobraniu gleby dwa razy w roku oraz wykonaniu badań promieniowania gamma próbek gleby z określeniem zawartości izotopów gamma promieniotwórczych: sztucznych $> 0,7 \text{ Bq/kg}_{\text{s.m.}}$ i naturalnych $> 2,5 \text{ Bq/kg}_{\text{s.m.}}$;
- określeniu metodą spektrometrii gamma zawartości sztucznych radionuklidów osadzonych na filtrach aerozoli z powietrza na poziomie kilku $\mu\text{Bq/dm}^3$ dwa razy w roku;
- pobraniu trawy dwa razy w roku w miejscach poboru gleby oraz wykonaniu badań promieniowania gamma próbek gleby z określeniem zawartości izotopów gamma promieniotwórczych: sztucznych $> 1 \text{ Bq/kg}_{\text{s.m.}}$ i naturalnych $> 20 \text{ Bq/kg}_{\text{s.m.}}$;
- pobraniu z czterech miejsc zboża w okresie letnim oraz wykonaniu badań promieniowania gamma próbek gleby z określeniem zawartości izotopów gamma promieniotwórczych: sztucznych $> 0,7 \text{ Bq/kg}_{\text{s.m.}}$ i naturalnych $> 2,5 \text{ Bq/kg}_{\text{s.m.}}$.

Ocena sytuacji radiacyjnej w otoczeniu Ośrodka w Świerku w 2013 roku skupiła się na:

- badaniach radioaktywności gamma umożliwiających wykrycie sztucznych izotopów gamma promieniotwórczych wody z rzeki Świder o zawartości $> 0,1 \text{ Bq/dm}^3$ (pobór z dwóch punktów dwa razy w roku) oraz pomiarze całkowitej zawartości cezu (^{134}Cs i ^{137}Cs) i trytu (^3H) $> 0,4 \text{ Bq/dm}^3$;
- badaniach radioaktywności gamma wody z Oczyszczalni Ścieków w Otwocku z jednego punktu dwa razy w roku i pomiar całkowitej zawartości cezu (^{134}Cs i ^{137}Cs) $> 0,4 \text{ Bq/dm}^3$;
- badaniach promieniowania gamma umożliwiających wykrycie sztucznych izotopów w wodzie studziennej pobranych z dwóch punktów dwa razy w roku o zawartości $> 0,1 \text{ Bq/dm}^3$ oraz pomiarach całkowitej zawartości cezu (^{134}Cs i ^{137}Cs) i zawartości trytu

(³H) w każdej próbce > 0,4 Bq/dm³ a także pomiarach zawartości strontu (⁹⁰Sr) > 0,4 Bq/dm³ w dwóch próbkach zbiorczych (dla dwóch punktów);

- wykonaniu pomiarów mocy dawki w pięciu punktach oraz pobraniu trawy i gleby do badań promieniowania gamma wraz z określeniem zawartości izotopów gamma promieniotwórczych:
 - sztucznych: > 1 Bq/kg – dla trawy s.m.; > 0,7 Bq/kg – dla gleby s.m.;
 - naturalnych: > 20 Bq/kg – dla trawy s.m.; > 2,5 Bq/kg – dla gleby s.m.;

Wyniki

Otoczenie Krajowego Składowiska Odpadów Promieniotwórczych w Róźnie

Woda źródłana

Z badań otoczenia Krajowego Składowiska Odpadów Promieniotwórczych (KSOP) w Róźnie, w analizie spektrometrycznej promieniowania jonizującego w próbkach wody źródlanej z trzech punktów (Z 1, Z 2, Z 3):

- nie zarejestrowano izotopów gamma promieniotwórczych pochodzenia sztucznego o stężeniu powyżej 0,1 Bq/dm³;
- największą zawartość trytu zarejestrowano w próbce wody oznaczonej jako Z 1 tzn. $1,8 \pm 0,3$ Bq/dm³;
- największą zawartość cezu ¹³⁴Cs i ¹³⁷Cs zarejestrowano w próbce wody źródlanej oznaczonej jako Z 3, tzn. $5,05 \pm 0,57$ mBq/dm³.

Woda gruntowa

Analiza promieniowania beta w próbkach wody gruntowej z otoczenia KSOP w Róźnie wykazała:

- największą zawartość trytu zmierzono w próbce oznaczonej jako:
 - 2P (F-1) (w poborze wiosennym), która wynosiła $8,3 \pm 1,3$ Bq/dm³
 - 2P (F-1) (w poborze jesiennym), która wynosiła $13,8 \pm 2,1$ Bq/dm³
- największą całkowitą radioaktywność beta w próbce oznaczonej jako:
 - 4P (2P) (dla poboru wiosennego), która wynosiła $0,13 \pm 0,01$ Bq/dm³
 - 4P (2P) (dla poboru jesiennego), która wynosiła $0,21 \pm 0,03$ Bq/dm³

Gleba

Badanie spektrometryczne promieniowania gamma próbek gleby z otoczenia KSOP w Róźnie wykazały, że sztucznych izotopów, jedynie obecność cezu ¹³⁷Cs. Największe jego stężenie w poborze czerwcowym zmierzono w próbce pobranej w punkcie 01MD. Stężenie to wynosiło 122 ± 2 Bq/kg. W poborze październikowym najwyższe stężenie, wynoszące 362 ± 6 Bq/kg zostało zarejestrowane w próbce pobranej w punkcie 01MD.

Aerozole powietrza

W analizie widm promieniowania gamma aerozoli z powietrza zebranych na filtrach w przeliczeniu na dzień poboru próbki w zakresie energii od 40 do 2000 keV ze sztucznych

izotopów promieniotwórczych został zmierzony jedynie cez ^{137}Cs o stężeniu $2,08 \pm 1,27 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Został on zarejestrowany w czasie czerwcowego poboru aerozoli.

Wartości stężeń aktywności izotopów zidentyfikowanych w obydwu próbkach (Ro-1207 oraz Ro-1237) tj.: berylu ^7Be i ołowiu ^{210}Pb zawierają się w zakresach wartości stężeń tych izotopów rejestrowanych w próbkach aerozoli ze stacji ASS-500 rozmieszczonych na terenie całego kraju.

Trawa

W analizie widm promieniowania gamma próbek trawy pobranych z otoczenia KSOP w Różanie z izotopów promieniotwórczych pochodzenia sztucznego zarejestrowano tylko cez ^{137}Cs . Jego stężenia zawierały się w granicach od $0,79 \pm 0,13 \text{ Bq}/\text{kg}_{\text{s.m.}}$ (dla próbki pobranej w październiku w punkcie 04MD) do $46,8 \pm 0,8 \text{ Bq}/\text{kg}_{\text{s.m.}}$ (dla próbki pobranej również w październiku w punkcie 02MD). W punkcie 02MD w pomiarze próbki pobranej w czerwcu 2013 r. zmierzono cez ^{137}Cs na poziomie $6,0 \pm 0,3 \text{ Bq}/\text{kg}_{\text{s.m.}}$, a więc dużo niższym niż we wrześniu. Oznacza to, że stężenie cesu w tym miejscu wzrosło pomiędzy tymi dwoma poborami, a więc w okresie czerwiec – październik 2013 r.

Natomiast próbka, która charakteryzowała się wysokimi stężeniami cesu ^{137}Cs zarówno w poborze czerwcowym jak i październikowym, to próbka pobrana w punkcie 03MD. W próbce tej stwierdzono stężenie promieniotwórcze cesu ^{137}Cs o wartościach: $26,9 \pm 0,7 \text{ Bq}/\text{kg}_{\text{s.m.}}$ (w czerwcu) oraz $25,4 \pm 0,7 \text{ Bq}/\text{kg}_{\text{s.m.}}$ (w październiku).

Zboże

W analizie widm promieniowania gamma próbek zboża w zakresie energii od 40 do 2000 keV nie zarejestrowano izotopów promieniotwórczych pochodzenia sztucznego o stężeniach przekraczających $0,1 \text{ Bq}/\text{kg}$ suchej masy. Maksymalne stężenie, wynoszące $0,07 \pm 0,03 \text{ Bq}/\text{kg}_{\text{s.m.}}$, zmierzono dla cesu ^{137}Cs w próbce oznaczonej jako ZbR80.

Z naturalnych izotopów promieniotwórczych rejestrowany był tylko potas 40K (zakres stężeń: od $32,5 \pm 3,6 \text{ Bq}/\text{kg}$ s.m. dla próbki ZbR265 do $135 \pm 5 \text{ Bq}/\text{kg}$ s.m. dla próbki ZbR190).

Moc dawki ekspozycyjnej

Moc dawki promieniowania w otoczeniu KSOP w Różanie kształtowała się w granicach od $70,2 \text{ nGy}/\text{h}$ w punkcie 05MD (w pomiarach przeprowadzonych w październiku) do wartości $85,9 \text{ nGy}/\text{h}$ w punkcie 01MD również w pomiarze przeprowadzonym w październiku. W pomiarach, które prowadzone były w czerwcu najwyższą wartość mocy dawki, wynoszącą $85,3 \text{ nGy}/\text{h}$, zarejestrowano w punkcie 01MD.

Średnia wartość mocy dawki określona dla otoczenia KSOP w Różanie wyniosła:

- $79,9 \text{ nGy}/\text{h}$ dla pomiarów przeprowadzonych w czerwcu 2013 r.
- $77,5 \text{ nGy}/\text{h}$ dla pomiarów przeprowadzonych w październiku.

Całoroczna średnia wartość mocy dawki (obliczona dla wszystkich pomiarów wykonanych w otoczeniu KSOP w Różanie – zarówno w czerwcu jak i w październiku) wyniosła $78,7 \text{ nGy}/\text{h}$.

Otoczenie Ośrodka w Świerku

Woda

Z badań otoczenia Ośrodka w Świerku, po przeprowadzeniu analizy spektrometrycznej promieniowania gamma w próbkach wody (woda z rzeki Świder: próbki WS1, WS1A, WS2 i WS2A, woda studzienna: próbki W106, W106A, W108 i W108A, woda pobrana z oczyszczalni ścieków w Otwocku: próbki WOS i WOSA) nie stwierdzono obecności izotopów gamma promieniotwórczych pochodzenia sztucznego o zawartości powyżej $0,1 \text{ Bq/dm}^3$.

Maksymalne stężenie jodu ^{131}I zarejestrowano w próbce WOS (próbka pobrana w oczyszczalni ścieków w Otwocku w maju 2013 r.). Wynosiło ono $0,120 \pm 0,003 \text{ Bq/dm}^3$. Natomiast maksymalne stężenie cezu ^{137}Cs zostało zmierzone w próbce wody z oczyszczalni ścieków w Otwocku (próbka WOSA pobrana we wrześniu). Stężenie to wynosiło $0,0012 \pm 0,0007 \text{ Bq/dm}^3$.

Badanie zawartości trytu w próbkach wody studziennej i wody z rzeki Świder metodą polegającą na wzbogaceniu trytu metodą elektrolityczną i pomiarze aktywności beta w spektrometrze ciekło-scyntylacyjnym wykazały obecność trytu na niskim poziomie. Średnia wartość stężenia trytu w wodzie pobranej z okolic Ośrodka w Świerku wynosiła:

- w wodzie rzecznej, oznaczonej jako WS1 i WS1A: $1,0 \pm 0,3 \text{ Bq/dm}^3$;
- w wodzie rzecznej, oznaczonej jako WS2 i WS2A: $0,7 \pm 0,3 \text{ Bq/dm}^3$;
- w wodzie studziennej, oznaczonej jako W106 i W106A: $< 0,5 \text{ Bq/dm}^3$;
- w wodzie studziennej, oznaczonej jako W108 i W108A: $1,4 \pm 0,2 \text{ Bq/dm}^3$;
- w wodzie z oczyszczalni ścieków w Otwocku, oznaczonej jako WOS i WOSA: $< 0,5 \text{ Bq/dm}^3$.

Badanie zawartości cezu $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ w próbkach wody metodą polegającą na selektywnej sorpcji cezu na złożu fosfomolibdenianu amonu (AMP) i pomiarze aktywności β preparatu wykazało, że we wszystkich próbkach poziom aktywności cezu jest na niskim poziomie. Największą średnią zawartość cezu $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ zarejestrowano w wodzie z oczyszczalni ścieków w Otwocku, oznaczonej jako WOS (pobór czerwcowy). Stężenie cezów w tej próbce wynosiło $15,04 \pm 1,55 \text{ mBq/dm}^3$.

Średnie wartości stężenia aktywności cezu $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ w próbkach wody wynosiły odpowiednio:

- w wodzie rzecznej, oznaczonej jako WS1 i WS1A: $2,14 \pm 0,27 \text{ mBq/dm}^3$;
- w wodzie rzecznej, oznaczonej jako WS2 i WS2A: $1,23 \pm 0,21 \text{ mBq/dm}^3$;
- w wodzie studziennej, oznaczonej jako W106 i W106A: $4,02 \pm 0,47 \text{ mBq/dm}^3$;
- w wodzie studziennej, oznaczonej jako W108 i W108A: $4,40 \pm 0,51 \text{ mBq/dm}^3$;
- w wodzie z oczyszczalni w Otwocku WOS i WOSA: $9,87 \pm 1,05 \text{ mBq/dm}^3$.

W badaniach oznaczeń ^{90}Sr w dwóch zbiorczych próbkach wody studziennej z poboru wiosennego i jesiennego tj. W106 + W106A i W108 + W108A zarejestrowano obecność strontu ^{90}Sr , z większą jego zawartością w próbce W106 + W106A, wynoszącą $17,04 \pm 0,35 \text{ mBq/dm}^3$.

Gleba

Po przeprowadzeniu analizy spektrometrycznej promieniowania gamma w próbkach gleby z otoczenia Ośrodka w Świerku stwierdzono:

- z izotopów sztucznych – obecność cezu ^{137}Cs we wszystkich próbkach;
- maksymalną zawartość cezu ^{137}Cs w próbce z punktu pomiarowego 03MD, która wyniosła $12,5 \pm 0,3$ Bq/kg;
- najmniejsze stężenie cezu ^{137}Cs w próbce 04MD równe $0,58 \pm 0,06$ Bq/kg.

Trawa

W analizie spektrometrycznej promieniowania gamma w próbkach trawy z otoczenia Ośrodka w Świerku stwierdzono:

- z izotopów sztucznych – obecność cezu ^{137}Cs w trzech próbkach;
- maksymalną zawartość cezu ^{137}Cs w próbce z punktu pomiarowego 04MD, która wyniosła $13,1 \pm 0,44$ Bq/kg_{s.m.};
- najmniejsze stężenie cezu ^{137}Cs w próbce 01MD poniżej $0,263$ Bq/kg_{s.m.}.

Moc dawki ekspozycyjnej

Moc dawki w otoczeniu Ośrodka w Świerku kształtuje się w przedziale $48,1$ nGy/h w punkcie 05MD do wartości $63,2$ nGy/h w punkcie 02MD z wartością średnią równą $58,2$ nGy/h.

Analiza i ocena zmian radioaktywności surowców i materiałów budowlanych stosowanych w Polsce w latach 1980-2012

B. Piotrowska, K. Isajenko, I. Kwiatkowska, M. Kuczbajska, A. Kietbasińska, A. Ząbek

Wprowadzenie

Do oceny surowców i materiałów budowlanych pod względem obecności stężenia promieniotwórczości stosuje się kryteria zamieszczone w Rozporządzeniu RM z dnia 2 stycznia 2007 r. (Dziennik Ustaw Nr 4 poz. 29) w sprawie wymagań dotyczących zawartości naturalnych izotopów promieniotwórczych potasu K-40, radu Ra-226 i toru Th-228 w surowcach i materiałach stosowanych w budynkach przeznaczonych na pobyt ludzi i inwentarza żywego, a także w odpadach przemysłowych stosowanych w budownictwie, oraz kontroli zawartości tych izotopów. Rozporządzenie to klasyfikuje możliwość zastosowania różnych surowców i materiałów budowlanych w różnych typach budownictwa poprzez określenie dwóch parametrów:

- wskaźnika aktywności f_1 – określa zawartość naturalnych izotopów promieniotwórczych w badanym materiale i jest wskaźnikiem narażenia całego ciała na promieniowanie gamma;
- wskaźnik aktywności f_2 – określa zawartość radu ^{226}Ra w badanym materiale i jest wskaźnikiem narażenia nabłonka płuc na promieniowanie alfa emitowane przez produkty rozpadu radonu pobrane wraz z powietrzem przez układ oddechowy człowieka.

W 2013 roku Laboratorium Pomiarów Promieniotwórczości Naturalnej wykonało badania i opracowało opinie dotyczące zastosowania materiałów i surowców budowlanych dla 47 próbek nadesłanych z różnych regionów kraju. Były to m.in. mieszaniny popiołowo-żużlowe (30 próbek), żużel kotłowy (10 próbek), pozostałe 7 próbek – różne.

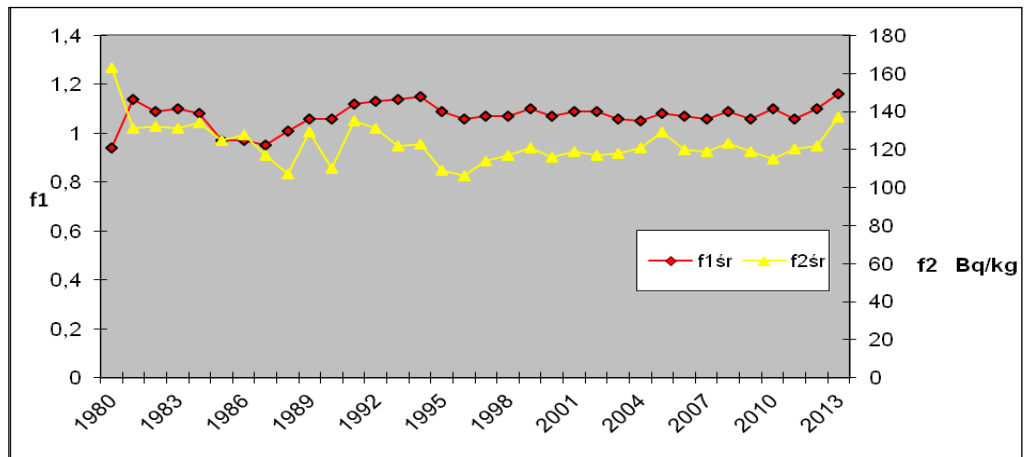
Od 1980 roku do końca 2013 roku do ogólnopolskiej bazy danych surowców i materiałów budowlanych zostało wprowadzonych danych dla 42423 próbek. W samym 2013 roku wprowadzono do bazy wyniki dla 825 próbek, w tym:

- wyniki surowców budowlanych pochodzenia naturalnego: 14
- wyniki surowców budowlanych pochodzenia przemysłowego: 751
- wyniki materiałów budowlanych: 55

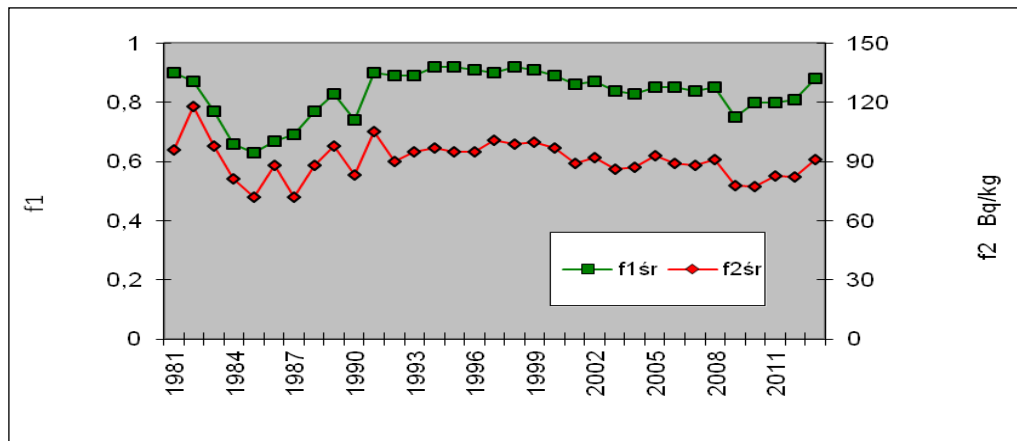
W 2013 roku zarejestrowano większą liczbę przekroczeń wartości granicznych wyznaczanych wskaźników aktywności $f_1 = 1,2$ lub $f_2 = 240$ Bq/kg określonych dla budownictwa mieszkaniowego i użyteczności publicznej w porównaniu do roku ubiegłego. Przekroczenia odnotowano dla 26,9% partii popiołów lotnych, 27% partii popiołów bez odsiarczania spalin, oraz 6% dla żużla kotłowego.

Wyniki

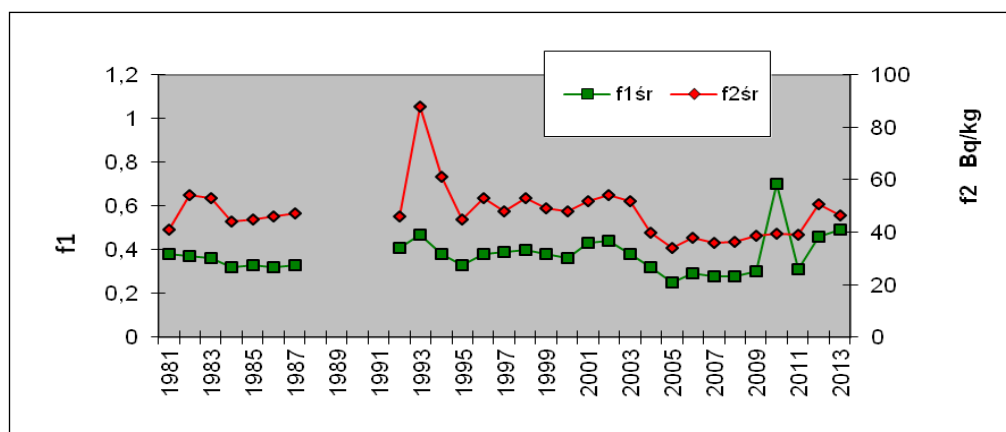
Na Rysunkach 1- 5 przedstawiono zmiany średniej wartości wskaźników aktywności f_1 i f_2 dla kilku wybranych surowców i materiałów budowlanych. Rysunek 1 – popioły, Rysunek 2 – żużle kotłowe, Rysunek 3 – cementy, Rysunek 4 – betony, Rysunek 5 – ceramika budowlana) w latach 1980 – 2013.



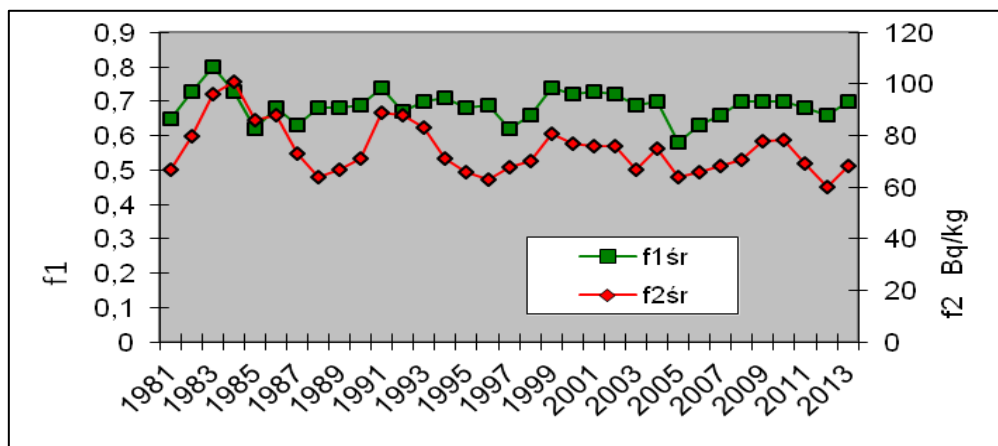
Rysunek 1. Wartości f_1 (średnie) i f_2 (średnie) dla popiołów w latach 1980-2013.



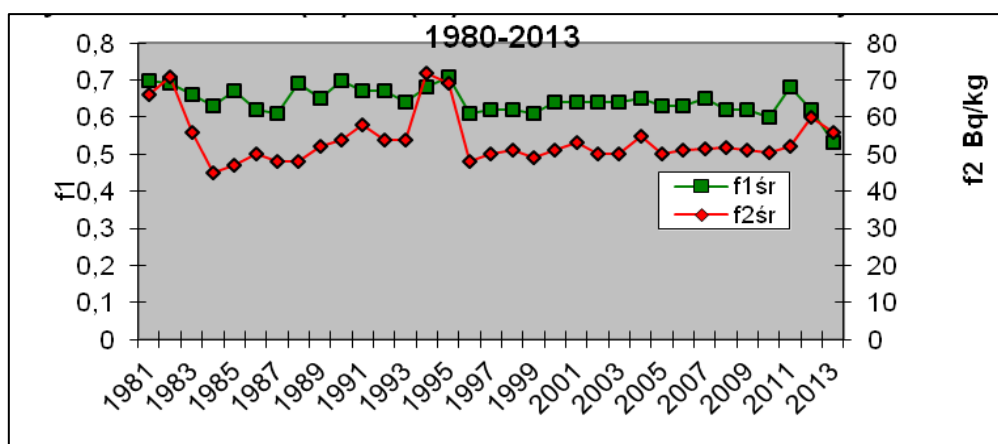
Rysunek 2. Wartości f_1 (średnie) i f_2 (średnie) dla żużli kotłowych w latach 1980-2013.



Rysunek 3. Wartości f_1 (średnie) i f_2 (średnie) dla cementów w latach 1980-2013.



Rysunek 4. Wartości f_1 (średnie) i f_2 (średnie) dla betonów lekkich i komórkowych w latach 1980-2013.



Rysunek 5. Wartości f_1 (średnie) i f_2 (średnie) dla ceramiki budowlanej w latach 1980-2013.

Wnioski

Analizując średnie wartości wskaźników aktywności f_1 oraz f_2 z całej bazy określonych dla budownictwa mieszkaniowego i użyteczności publicznej w latach 1980-2013 należy stwierdzić, że:

- od kilku lat utrzymuje się stała tendencja wartości średnich wyznaczanych wskaźników aktywności f_1 i f_2 dla surowców i materiałów budowlanych;
- w 2013 roku 100% surowców pochodzenia naturalnego mogło mieć zastosowanie w budownictwie mieszkaniowym (podobnie jak w latach poprzednich);
- w przypadku surowców pochodzenia przemysłowego w 2013 roku słabymi wskaźnikami aktywności pod względem dopuszczalności ich do zastosowania w budownictwie mieszkaniowym charakteryzowały się popioły lotne i popioły bez odsiarczenia spalin;
- z gotowych materiałów budowlanych wyprodukowanych w 2013 roku 100% została dopuszczona do zastosowania w budownictwie mieszkaniowym.

Utrzymanie akredytacji w Laboratorium Pomiarów Promieniotwórczości Naturalnej w zakresie określania stężeń promieniotwórczych radu ^{226}Ra , toru ^{228}Th i potasu ^{40}K w surowcach i materiałach budowlanych

K. Isajenko, B. Piotrowska, I. Kwiatkowska, M. Kuczbajska, A. Kiełbasińska, A. Ząbek

Streszczenie

Rzeczowy zakres prac na 2013 rok obejmował:

- nadzór techniczny nad wyposażeniem Laboratorium oraz prowadzenie okresowych kalibracji spektrometrów;
- doskonalenie systemu zarządzania w Pracowni Promieniotwórczości Naturalnej w zakresie pomiarów stężeń radionuklidów naturalnych: ^{226}Ra , ^{228}Th oraz ^{40}K w surowcach i materiałach budowlanych;
- przeprowadzanie auditu akredytacyjnego przez PCA;
- przeprowadzenie auditów wewnętrznych (techniczny i systemowy).

W 2013 roku w ramach nadzoru technicznego nad wyposażeniem Laboratorium przeprowadzono kalibrację spektrometrów typu AZAR i typu MAZAR.

W ramach ciągłego doskonalenia systemu zarządzania wykonano aktualizację dokumentacji systemu zarządzania, tj. Księgi jakości i Księgi metody badawczej. Zmiany w dokumentacji dotyczyły wprowadzenia poprawek po auditach i po przeglądzie zarządzania. Po dokonanych zmianach przeszkolono personel laboratorium w zakresie wymagań normy PN-EN ISO/ICE 17025 p. 4.12 i 4.13 tj. działań zapobiegawczych oraz nadzór nad zapisami.

Dla całego personelu laboratorium przeprowadzono 9 szkoleń wewnętrznych obejmujących tematykę: nadzór nad dokumentami i zapisami, audyty wewnętrzne, przeglądy zarządzania, analiza niepewności, zapewnienie jakości wyników badania i obsługa klienta.

Ocena na miejscu przez audytorów PCA została przeprowadzona w dn. 20.05.2013 r. W czasie tego audytu zostało stwierdzone 7 niezgodności:

- Części dokumentów systemu zarządzania (np. schematu organizacyjnego CLOR) nie oznaczono statusem wydania. Niektóre dokumenty (np. strona 2/8 rozdział 5 KJ wyd. 3 z 08.04.2010) przechowywane w archiwum nie zostały właściwie oznaczone. Zmieniony lub nowy tekst nie jest zidentyfikowany w dokumencie lub odpowiednich załącznikach.
- W raportach z audytów wewnętrznych nr 01/2012 z 29.06.2012, AD/02/2012 z 30.07.2012 i AD/03/2012 z 29.11.2012 zapisano 5 niezgodności. Brak dowodów, że Laboratorium wdrożyło udokumentowane działania związane z powyższymi niezgodnościami.
- W stosunku do 6 spostrzeżeń zapisanych w raporcie z poprzedniej oceny PCA oraz 13 spostrzeżeń zapisanych w raportach z audytów wewnętrznych Laboratorium nie podjęło żadnych udokumentowanych działań.
- Podczas przeglądu zarządzania (Protokół z przeglądu zarządzania) przeprowadzonego w dniu 14.05.2013 nie omówiono działań korygujących wynikających z niezgodności stwierdzonych podczas audytów wewnętrznych oraz działań zapobiegawczych.

- Instrukcja QIO 7.1 w p. 4.6 wymaga aby Kierownik Laboratorium po zrealizowaniu zamówienia dokonał oceny jakości zrealizowanej dostawy. W dniach 26-28.09.2012 zrealizowano szkolenie przeprowadzone przez BZJ i BHP. W „Karcie oceny dostawcy” BZJ i BHP ostatni zapis jest datowany na 12.08.2011. Brak dowodów, że oceniono jakość zrealizowanej usługi.
- Sprawozdania z badań nie zawierają funkcji osoby autoryzującej sprawozdanie. Ponadto, niektóre sprawozdania z badań zostały autoryzowane przez nieupoważnione osoby: sprawozdanie nr Z-II/001.2013 z dn. 07.01.2013 autoryzowała Pani Magdalena Kuczbajska; sprawozdanie nr Z-II/015/04.2013 z dn. 16.04.2013 autoryzowała Pani Anita Kiełbasińska.
- Laboratorium nie zidentyfikowało poddyscyplin, nie określiło poziomu i częstości uczestnictwa, nie określiło strategii uczestnictwa oraz nie opracowało planu uczestnictwa w PT na kolejny cykl akredytacji.

Stwierdzone niezgodności usunięto do końca sierpnia 2013 r. W 2013 roku przeprowadzono jeden Przegląd Zarządzania i dwa audyty wewnętrzne. Cele z Przeglądu Zarządzania zostały osiągnięte. Stwierdzone niezgodności zostały usunięte w 2013 roku.



ZAKŁAD KONTROLI DAWEK I WZORCOWANIA

Rozwój systemu dozymetrii termoluminescencyjnej

D. Aksamit

Streszczenie

W minionym roku w Pracowni Dawek Indywidualnych i Środowiskowych wprowadzono szereg zmian, mających na celu usprawnienie rutynowej kontroli dawek przeprowadzanej za pomocą dozymetrów termoluminescencyjnych. Poniżej przedyskutowano główne z nich.

W marcu 2013 roku w Pracowni zainstalowano nowy czytnik dozymetrów TL – RE2000 firmy Mirion Technologies, który stał się drugim czytnikiem obok RE-1 tej samej firmy. Wraz z nowym sprzętem wprowadzono nowe oprogramowanie do sterowania odczytami: WinTLD w miejsce pracującego pod DOS'em TLDMagic. Nowy czytnik zwiększył możliwą przepustowość Pracowni, co było niezbędne ze względu na rosnącą liczbę zleceń kontroli dozymetrycznej. Ponadto nowe oprogramowanie umożliwiło sprawniejszą pracę z danymi oraz prace nad wdrożeniem nowych procedur zapewnienia jakości.

Poprzedni system zapisu plików bazował na scałkowanym widmie krzywych wyświecania, z pominięciem ich kształtu (pliki DBF), tymczasem praca na plikach zawierających samą krzywą pozwala na walidację ustawień odpowiednich czasów oraz obserwowanie zmian charakterystyk pastylek pod wpływem różnych czynników, takich jak sposób anilacji (wygrzewania) czy czynników środowiskowych.

Umożliwiło to napisanie serii makr w języku VBA do analizowania krzywych oraz sumowania liczby zliczeń, co wydatnie usprawniło prace badawcze prowadzone na stanowisku dozymetrii TL. Zaowocowało to serią badań pastylek, dotyczących ich zanieczyszczeń, efektywności anilacji pastylek w czytniku, odpowiedzi pastylek na zmienne temperatury, wpływ czynników środowiskowych, czy zmienności współczynników kalibracyjnych.

Najpoważniejszą zmianą było przejście z anilacji pastylek w piecu na anilację w czytniku – nie tylko zdecydowanie przyspieszyło to proces obsługi dawkomierzy, ale umożliwiło to również „śledzenie” pastylek, czyli zachowywanie informacji o ich historii (wcześniej były wyjmowane z dozymetrów i mieszane ze sobą). Zapisywanie informacji z obydwu czytników z odczytów i anilacji umożliwiło różnie prowadzenie kwartalnych i rocznych statystyk obciążenia urządzeń.

Oprócz prac sprzętowych wprowadzono również zmiany w Serwisie Kontroli Dawek. Wychodząc na wprost oczekiwaniom klientów stworzono odpowiedzi na najczęściej zadawane pytania na temat systemu oraz interpretacji wyników.

Obecnie z wykorzystaniem stanowiska dozymetrii termoluminescencyjnej powstaje szereg prac dyplomowych, głównie studentów Wydziału Fizyki Politechniki Warszawskiej, co służy dalszej optymalizacji metody.

NCBiR: Opracowanie założeń i walidacja systemu oceny narażenia populacji i środowiska od ekspozycji zewnętrznej oraz metodyki monitoringu oraz integracji i mapowania pomiarów tła promieniowania gamma w oparciu o metody TLD i przenośny mierniki mocy dawki

K. Ciupek

Streszczenie

Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej realizuje zadanie badawcze w ramach programu Narodowego Centrum Badań i Rozwoju pt. „Rozwój metod zapewnienia bezpieczeństwa jądowego i ochrony radiologicznej dla bieżących i przyszłych potrzeb energetyki jądowej” w ramach strategicznego projektu badawczego pt. „Technologie wspomagające rozwój bezpiecznej energetyki jądowej”.

Celem Etapu 1 realizowanego w CLOR jest opracowanie metodyki i kompleksowego zestawu zmodernizowanych procedur do oceny poziomu wyjściowego (na poziomie promieniowania tła) dawek ekspozycji zewnętrznej w środowisku przewidywanej lokalizacji EJ. Prace dotyczą opracowania procedur związanych z pomiarem chwilowym mocy dawki przy pomocy przenośnych mierników promieniowania, pomiaru ciągłego mocy dawki przy pomocy całkujących detektorów TLD oraz spektrometrii promieniowania tła (pomiar „in situ”). Ta część zadania realizowana była przy zastosowaniu urządzenia fieldSPEC, komory jonizacyjnej RSS-131, wysokoczułych detektorów termoluminescencyjnych MCP-N oraz układu spektrometrycznego wyposażonego w detektor LABR. W ramach prac, wyżej wymienione zestawy wywzorcowane były w CLOR za pomocą punktowych źródeł odniesienia oraz, co jest lepszym odniesieniem do geometrii pomiaru w terenie, na referencyjnych polach w Reust, Niemcy.

Zarówno prezentacja wyników poziomu wyjściowego dawek ekspozycji zewnętrznych jak i metodyka wybierania punktów pomiarowych opiera się o rozwijane w CLOR metody prezentacji GIS (Geographic Information Systems). Pomocną w tym zakresie okazują się być platforma SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance), która, wraz z metodyką MARSSIM (Multi-Agency Radiation Survey and Site Investigation Manual) zaleca dwuetapowe postępowanie przy planowanych rozmieszczeniach punktów pomiarowych lub poboru komponentów środowiska na danym terenie. W pierwszym etapie postępuje się w oparciu o wstępne rozmieszczenia punktów pomiarowych i założeń początkowych mając na uwadze zalecenia odpowiednich organów, uwarunkowania terenu czy też warunki klimatyczne. Drugi etap – uściśla dokładny plan pomiarów i poboru prób na podstawie przyjętych parametrów i analizy wstępnych wyników z pierwszego etapu.

Wyniki badań Etapu 1 mają istotne znaczenie w ocenie oddziaływania EJ na środowisko.

Wdrożenie testu mikrojądrowego w erytrocytach krwi obwodowej ryb do oceny cytogenetycznych skutków zanieczyszczenia zbiorników wodnych pierwiastkami promieniotwórczymi

M. Kowalska

Wprowadzenie

Śródlądowe zbiorniki wodne są ostatecznym odbiorcą promieniotwórczych zanieczyszczeń środowiska naturalnego. Obecność w rzekach i jeziorach substancji promieniotwórczych powoduje narażenie radiacyjne organizmów przebywających w tych zbiornikach wodnych. Badanie specyficznych organizmów referencyjnych, w celu wykrycia w nich zmian jakie to narażenie u nich powoduje, uważa się obecnie za ważniejsze od pomiaru stopnia skażenia środowiska wodnego. Zastosowanie monitoringu biologicznego jest możliwe dzięki uniwersalności DNA jako materiału genetycznego prawie wszystkich organizmów żywych oraz zdolność promieniowania jonizującego do wywoływania uszkodzeń DNA. Test mikrojądrowy w wybranych komórkach specyficznych organizmów referencyjnych jest powszechnie stosowanym biologicznym wskaźnikiem narażenia organizmów żywych na promieniowanie jonizujące oraz wczesnych skutków biologicznych, które pozostają w ścisłym związku z obecnymi lub mogącymi pojawić się później szkodliwymi skutkami tego narażenia. Stosowanie testu mikrojądrowego w erytrocytach ryb do monitorowania skażeń środowiska wodnego pozwala wnioskować o stanie ekologicznym każdego zanieczyszczonego ekosystemu. Jest także miernikiem umożliwiającym ocenę zagrożenia człowieka związaną z obecnym w środowisku promieniowaniem naturalnym oraz promieniowaniem będącym wynikiem działalności człowieka.

Wnioski

Obecność mikrojąder w erytrocytach ryb świadczy o istniejących wcześniej uszkodzeniach chromosomów, które powstawały w czasie całego życia komórek na skutek błędnej naprawy uszkodzeń DNA. Analiza mikrojąder w interfazie cyklu komórkowego jest jednak technicznie łatwiejsza od analizy aberracji chromosomowych w metafazie podziału mitotycznego komórki, gdyż wiele gatunków ryb ma małe chromosomy, które trudno się analizuje. Głównym źródłem mikrojąder są acentryczne fragmenty chromosomów oraz acentryczne chromosomy pierścieniowe. Brak centromeru powoduje, bowiem, że nie mogą one przemieszczać się do biegunów wrzeciona podziałowego komórki podczas mitozy. Pozostają więc w cytoplazmie, gdzie stopniowo ulegają dekondensacji i uzyskują morfologię jądra interfazowego. Ponieważ mają średnice od 1/5 do 1/40 średnicy głównego jądra komórkowego określone są jako małe jądra komórkowe, czyli mikrojądra. Jeżeli poziom częstości występowania mikrojąder w erytrocytach ryb z danego terenu wykazuje znaczący wzrost w porównaniu z poziomem notowanym w ubiegłych latach, może to świadczyć o wzroście skażenia środowiska wodnego i powinno zostać zweryfikowane za pomocą pomiaru stężeń promieniotwórczych w wodzie i osadach dennych oraz w rybach.

Do wykonania testu mikrojądrowego wystarczy ok. 0,5 ml krwi obwodowej ryby. Miejscem, z którego pobiera się krew, bez konieczności zabijania ryb, jest żyła ogonowa. Preparaty mikroskopowe przygotowuje się techniką wykonania rozmazu, polegającą na nakrapianiu kropli krwi na szkiełko podstawowe i rozmazaniu jej za pomocą szkiełka nakrywkowego. Preparaty utrwala się, następnie, w czystym etanolu przez 5 min, suszy przez noc w temperaturze otoczenia i barwi przez 20 min w 10% wodnym roztworze odczynnika Giemzy. Dobrze wybarwiony, suchy preparat krwi analizuje się pod mikroskopem świetnym za pomocą obiektywu olejowo-imersyjnego, przy powiększeniu x1000. Dla każdej ryby należy przeanalizować po 2000 erytrocytów o nienaruszonej błonie komórkowej i jądrowej. Struktura uznana za mikrojądro powinna charakteryzować się następującymi cechami: 1) być wybarwiona w identyczny sposób jak jądro komórkowe; 2) mieć regularny, kulisty lub owalny, kształt i 3) nie być połączona z głównym jądrem komórki.

Opisany test mikrojądrowy został wykonany na erytrocytach krwi obwodowej karpia (*Cyprinus carpio*), które CLOR otrzymał z Katedry Ichtiologii Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie, dzięki uprzejmości dr Konrada Ocalewicza. Wdrożenie tego testu zostało zrealizowane z myślą o ewentualnym rozszerzeniu prowadzonego przez CLOR monitorowania skażeń śródlądowego środowiska wodnego o ocenę cytogenetycznych skutków tego skażenia. Określony obecnie poziom uszkodzeń chromosomów w erytrocytach wybranych gatunków ryb słodkowodnych z rejonów lokalizacji przyszłych elektrowni jądrowych byłby poziomem wyjściowym przed uruchomieniem programu energetyki jądrowej w Polsce.

Metoda wyznaczania dawki na dłonie na podstawie pomiaru sygnału EPR w paznokciach ofiar zdarzeń radiacyjnych

M. Kowalska¹, G. Strzelczak², M. Sterniczuk², J. Sadło², J. Michalik²

¹Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej, Warszawa

²Instytut Chemii i Techniki Jądrowej, Warszawa

Wprowadzenie

Pomiar sygnału elektronowego rezonansu paramagnetycznego (EPR), generowanego przez promieniowanie jonizujące w kościach i zębach, jest powszechnie akceptowaną metodą retrospektywnej dozymetrii biologicznej. Jedyną wadą tej metody jest konieczność usunięcia zęba lub przeprowadzenie biopsji kości. Jednak promieniowanie jonizujące generuje wolne rodniki, nie tylko w kościach i zębach, ale również w bardziej dostępnych częściach ludzkiego ciała, jak na przykład włosy i paznokcie. Centra paramagnetyczne powstające we włosach i paznokciach są mniej trwałe od tych, które obserwuje się w kościach i zębach. Jednak główną zaletą pomiaru wysokości sygnału EPR w próbkach paznokci, jako szeroko stosowanego wskaźnika dawki pochłoniętej, jest łatwość pobrania materiału do badań.

Podstawowym budulcem ludzkich paznokci i piór ptasich jest keratyna. Jest to białko fibrylarne o dużej zawartości aminokwasów siarkowych – cystyny i cysteiny. Łańcuch peptydowy keratyny jest spiralnie zwinięty i tworzy strukturę przestrzenną określaną jako α -helisa. Z kolei α -helisa tworzy w przestrzeni zwoje i fałdy, które są utrzymywane przez wiązania wodorowe oraz mostki dwusiarczkowe (-S-S-) utworzone przez dwa atomy siarki dwóch cząsteczek cysteiny. W skład paznokci i piór wchodzi również melanina. Jest to swoisty barwnik powstający z aminokwasu tyrozyny w procesie melanogenezy, którą silnie pobudza promieniowanie UV.

Niniejszy raport zawiera wyniki badań metodą EPR wolnych rodników generowanych przez promieniowanie γ w próbkach keratyny z piór ptaków oraz paznokci ludzi, w zakresie temperatur 77-293 K. Badania te powstały dzięki współpracy między CLOR a ICHTJ, która została nawiązana w celu sprawdzenia możliwości wykorzystania paznokci w retrospektywnej dozymetrii EPR.

Wyniki

Badania nasze wykazały, że zarejestrowane w temperaturze 77 K (-196,15 °C) widma EPR próbek keratyny i paznokci, które zostały napromienione bez dostępu powietrza dawką 2,5 kGy ze źródła γ (⁶⁰Co), reprezentowały dwa rodzaje wolnych rodników – rodniki zlokalizowane na atomie siarki (RS*) w reszcie cysteiny łańcucha peptydowego keratyny oraz rodniki zlokalizowane na atomie tlenu w cząsteczce semichinonu, który jest monomerm melaniny. Ten drugi typ rodników jest wynikiem oderwania atomu wodoru od grupy hydroksylowej cząsteczki semichinonu. Po podgrzaniu próbek do temperatury 250 K (-23,15 °C) pojawiało się nowe widmo EPR, które było charakterystyczne dla rodników siarkowych typu RSS* w reszcie innego aminokwasu siarkowego – cystyny. W przeciwieństwie do nietrwałych rodników siarkowych w cząsteczce keratyny, rodniki pochodzące z semichinonu melaniny były trwałe w temperaturze pokojowej. Sygnał indukowany przez te rodniki zanikał stopniowo przez 30 dni

od napromieniania, osiągając wysokość sygnału natywnego, obserwowanego w nienapromienianych próbkach paznokci. Melanina jest wrażliwa nie tylko na działanie promieniowania jonizującego ale także ultrafioletowego. I to rodniki typu semichinowego, powstające pod wpływem UV, są odpowiedzialne za intensywny sygnał EPR w nie napromienianych próbkach paznokci i keratyny.

Wnioski

Nasze badania wpływu dawek od 5 do 35 Gy na wysokość trwałego sygnału EPR w próbkach paznokci wykazały, że nie może on być stosowany do oceny dawek niższych od 5Gy, ponieważ intensywność sygnału natywnego jest właśnie tego rzędu. Dozymetria oparta na pomiarze sygnału EPR paznokci wydaje się być szczególnie przydatna do oceny dawek na ręce u ofiar poważnych wypadków radiacyjnych.

Więcej szczegółów można znaleźć w naszym artykule "*EPR study of γ -irradiated feather keratin and human fingernails concerning retrospective dose assessment*" w czasopiśmie Nukleonika 2013; 58 (4): 505-509.

Przystosowanie metody oznaczania częstości występowania chromosomów dicentrycznych dla potrzeb awaryjnej dozymetrii neutronów reaktorowych

M. Kowalska

Wprowadzenie

Oznaczanie częstości występowania chromosomów dicentrycznych w limfocytach krwi obwodowej osób narażonych na działanie promieniowania jonizującego jest czułym i swoistym wskaźnikiem ekspozycji oraz dawki pochłoniętej. Przystosowanie tej metody dozymetrii biologicznej dla potrzeb awaryjnej oceny dawki od neutronów reaktorowych, wymagało opracowania kalibracyjnych krzywych dawka-skutek dla promieniowania mieszanego $n+\gamma$, oraz jego neutronowej składowej. W tym celu próbki pełnej krwi obwodowej, pobrane od 6 dawców, zostały napromieniowane w kanale H8 reaktora jądowego MARIA w NCBJ w Świerku. Pole promieniowania tego kanału składa się głównie z fotonów γ i neutronów termicznych. Na podstawie przeprowadzonych pomiarów dozymetrycznych ustalono, że udział dawki pochodzącej od neutronów wynosił 8% całkowitej dawki pochłoniętej.

Wyniki

W celu możliwie najlepszego dopasowanie danych dawka-skutek do teoretycznego modelu indukcji chromosomów dicentrycznych przez promieniowanie o niskim i wysokim LET użyto 9 różnych wartości dawki pochłoniętej. Wartości te były następujące: 0 (kontrola); 0,1; 0,25; 0,5; 0,75; 0,9; 1; 1,5; i 2 [Gy]. Podczas napromieniania próbek krwi moc kermy tkankowej (a więc i dawki pochłoniętej) wynosiła 577 mGy/h. Napromienione i kontrolne limfocyty stymulowano do podziałów komórkowych za pomocą mitogenu – fito-hemaglutyniny i po 48 godzinach hodowli zatrzymywano dzielące się komórki w metafazie przez dodanie kolcemidu. W metafazie chromosomy są maksymalnie zagęszczone i najłatwiej analizuje się pojedyncze chromosomy pod mikroskopem. Dla każdej wartości dawki, i dla każdego dawcy, analizowano po 1000 komórek metafazowych. Dało to w sumie 6 000 komórek dla każdej dawki i 48 000 komórek dla całego badanego zakresu dawek.

Wyniki analizy częstości chromosomów dicentrycznych w kontrolnych i napromienionych limfocytach poszczególnych dawców połączono i dopasowano metodą największej wiarygodności do teoretycznego równania zależności dawka-skutek. Ze względu na dominujących udział fotonów γ w wiązce promieniowania $n+\gamma$ kanału H8 (92%) posłużono się w tym celu równaniem liniowo-kwadratowym ($Y=C+\alpha D+\beta D^2$), które stosuje się przypadku promieniowania o niskim LET. Efektem dopasowania jest krzywa wzorcowa o równaniu:

$$Y(D_{n+\gamma}) = (0,001 \pm 0,0005) + (0,038 \pm 0,004)D_{n+\gamma} + (0,048 \pm 0,003)D_{n+\gamma}^2$$

Do opracowania kalibracyjnej krzywej dawka-skutek dla składowej neutronowej wykorzystano znajomość stosunku dawek od neutronów i fotonów γ oraz współczynniki wzorcowej krzywej dawka-skutek dla promieniowania γ izotopu ^{60}Co . Przyjęto też założenie o addytywnym działaniu neutronów i fotonów w indukcji aberracji chromosomowych w napromienionych próbkach

limfocytów krwi. Do obliczenia częstości dicentryków indukowanych przez odpowiednie dawki promieniowania neutronowego został wykorzystany następujący układ równań:

$$Y(D_n + D_\gamma) = Y(D_n) + Y(D_\gamma)$$

$$D_n = 0,087D_\gamma$$

$$Y(D_\gamma) = 0,0005 + 0,0119D_\gamma + 0,0557 D_\gamma^2$$

Otrzymane w ten sposób dane zależności dawka-skutek zostały dopasowane metodą najmniejszych kwadratów do równania $Y=C+\alpha D$. Wynikiem estymacji liniowej jest następujący wzór krzywej wzorcowej dla neutronów termicznych kanału H8 reaktora MARIA:

$$Y_n = (0,0005 + 0,0001) + (0,354 + 0,003)D_n$$

W celu przedstawienia obiektywnego dowodu, że wyniki wyznaczania dawek za pomocą opracowanej metody są równoważne z wynikami wyznaczania dawek odpowiednią metodą dozymetrii fizycznej, które gwarantowała posiadającą akredytację Polskiego Centrum Akredytacji (AP 070) Pracownia Dozymetrii Promieniowania Mieszanego w NCBJ w Świerku, przeprowadzono statystyczną ocenę wyników stosując liczbę E_n , zgodnie z *PN-EN ISO/IEC 17043:2011, Ocena zgodności. Ogólne wymagania dotyczące badania biegłości*. Obiektem badania było 9 próbek krwi napromienionych w polu promieniowania $n+\gamma$ kanału H8 trzema różnymi wartościami dawki pochłoniętej. Podczas napromieniania całkowita moc kermy tkankowej w przyjętym punkcie napromieniania próbek wynosiła 577 mGy/h, a udział kermy od promieniowania gamma był na poziomie 92%. Do przetworzenia częstości dicentryków na wartość dawki pochłoniętej wykorzystano współczynniki krzywej wzorcowej dla promieniowania $n+\gamma$, odpowiednie wzory oraz program komputerowy CABAS. Uzyskany wynik oceny można uznać za zadowalający, gdyż żadna z wartości liczby E_n nie znalazła się w grupie wyników większych od jednośc. Przeprowadzone badanie było alternatywą dla badań biegłości poprzez porównania międzylaboratoryjne i zostało wykorzystane w procesie akredytacji metody badawczej QPB 10 pt. „Wyznaczanie dawki pochłoniętej oraz składowych dawki pochłoniętej w ciele człowieka narażonego na mieszane promieniowanie $n+\gamma$ metoda cytogenetycznej dozymetrii biologicznej”.

Wnioski

Ze względu na obecność w wiązce promieniowania $n+\gamma$ cząstek i fotonów istotnie różniących się skutecznością biologiczną, dozymetria tego promieniowania wymaga nie tylko wyznaczenia całkowitej dawki pochłoniętej w ciele osoby narażonej, ale również osobnego określenia wartości dawek od neutronów i fotonów γ . Obliczenia składowych dawki pochłoniętej w ciele osoby narażonej na jednoczesne działanie neutronów i promieniowania γ są uzależnione od znajomości stosunku tych dawek w wejściowej wiązce promieniowania $n+\gamma$. Jeśli ten stosunek można wyznaczyć na drodze pomiarów fizycznych, to obliczenia składowych dawki pochłoniętej wykonuje się za pomocą przybliżonej metody iteracji oraz współczynników krzywych dawka-skutek dla neutronów i fotonów γ kobaltu-60. Jednak dla niepewnych stosunków dawek metoda iteracyjna staje się niewykonalna. W takim przypadku bardzo pomocna jest statystyka bayesowska, gdyż pozwala wyrazić wielkość oznaczającą stosunek dawek od neutronów i fotonów γ za pomocą pewnego rozkładu prawdopodobieństwa a priori, czyli tzw. *priora*. Metodę obliczania dawek od neutronów i fotonów γ z zastosowaniem metod statystyki bayesowskiej wdrożyła studentka Wydziału Fizyki Politechniki Warszawskiej w ramach swojej pracy magisterskiej.

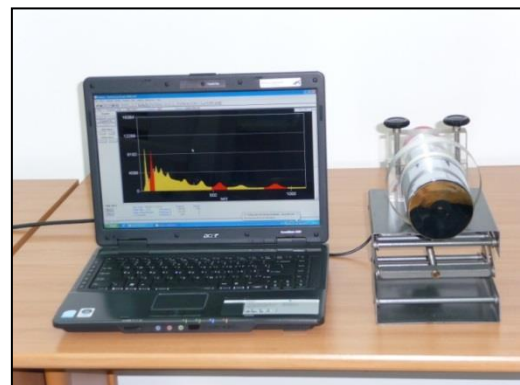
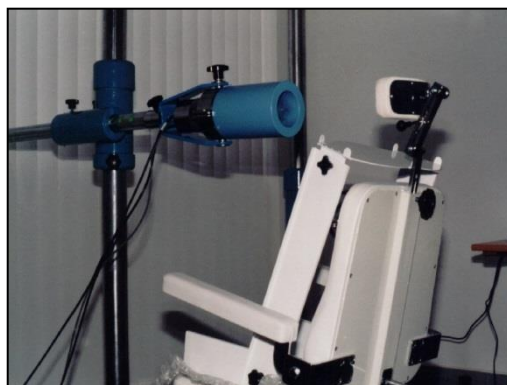
Utrzymanie laboratorium pomiaru zawartości jodu promieniotwórczego w tarczycy dla potrzeb działania służb awaryjnych oraz na wypadek zagrożenia radiacyjnego

G. Krajewska, H. Feder

Wprowadzenie

Laboratorium Monitoringu Jodu CLOR wyposażone jest w dwa zestawy pomiarowe (prod. Canberra-Packard):

- Stacjonarny Zestaw Spektrometru Promieniowania Gamma (SZSPG) (Rysunek 1a), składający się z detektora NaI(Tl) (typ 8024 – kryształ 3 x 3 cale), przedwzmacniacza ładunkowego (typ 2007P), wielokanałowego analizatora spektrometrycznego (4096 kanałów) w postaci karty komputerowej AccuSpect NaI Plus Board oraz oprogramowania do analizy i akwizycji widm Genie-2000 Basic Spectroskopy. Zestaw służy do pomiarów zawartości izotopu ^{131}I w tarczycy człowieka – potencjalni skażeni będą mierzeni przy użyciu w/w aparatury po zgłoszeniu się do badania w pomieszczeniach niskotłowego laboratorium CLOR.
- Przenośny Zestaw Spektrometru Promieniowania Gamma (PZSPG) (Rysunek 1b), składający się z detektora NaI(Tl) (typ 8024 – kryształ 3 x 3 cale), wbudowanego fotopowielacza, zintegrowanego analizatora wielokanałowego (na platformie laptopa) do detektorów scyntylicyjnych UNISPEC-PRO oraz pakietu oprogramowania do analizy i akwizycji widm Genie-2000 Basic Spectroskopy. Aparatura umożliwia pomiary jodu w tarczycy w miejscu wystąpienia awarii lub lokalnego skażenia jodem, na stanowiskach pracy z tymi izotopami, a także u ludności na obszarach skażenia promieniotwórczego w przypadku awarii wielkoskalowej np. elektrowni jądrowej.



Rysunek 1. a) Widok ogólny zestawu stacjonarnego SZSPG (zdjęcie po lewej), b) Widok ogólny zestawu przenośnego PZSPG (zdjęcie po prawej).

Laboratorium Monitoringu Jodu wyposażone jest w fantom tarczycy typ RS-232 (firma RSD – Radiology Support Devices Inc USA) (Rysunek 2).

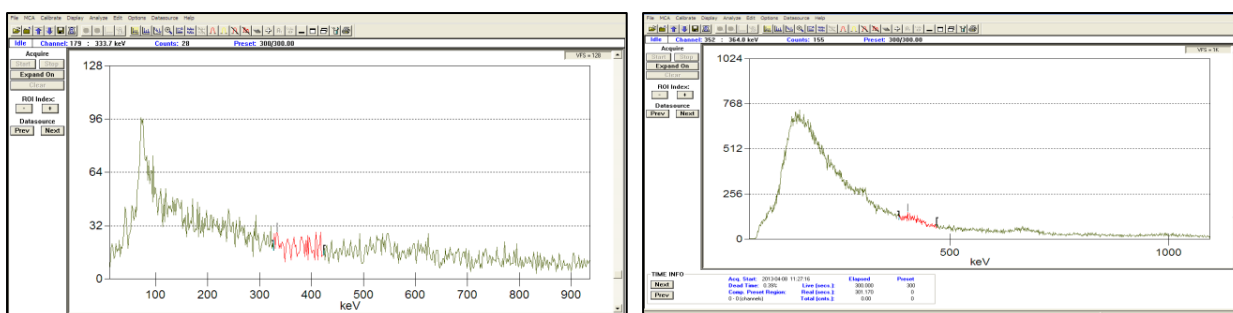


Rysunek 2. Fantom tarczycy typu RSD.

Działania Laboratorium Monitoringu Jodu obejmowały w 2013 r. między innymi następujące zadania:

1. Utrzymanie w gotowości aparatury do podjęcia natychmiastowych pomiarów zawartości jodu promieniotwórczego w tarczycy polegało na wykonywaniu systematycznych pomiarów tła w fotopiku izotopów ^{125}I , $^{99\text{m}}\text{Tc}$ oraz ^{131}I oraz testowaniu prawidłowości działania modułów elektronicznych zestawów pomiarowych.

Tła w pomieszczeniu Laboratorium wynosiło odpowiednio 3, 4, 3 cps (Rysunek 3a, Rysunek 3b) i wahało się w granicach 20% średniego zmierzonego tła rocznego w latach poprzednich, utrzymując się na stałym poziomie oraz determinując niski limit detekcji.



Rysunek 3. a) Widmo tła w pomieszczeniu Laboratorium Jodowego CLOR zmierzone zestawem stacjonarnym (obszary energetyczne mierzonych fotopików zaznaczone kolorem czerwonym) (zdjęcie po lewej), b) Widmo tła w pomieszczeniu Laboratorium Jodowego CLOR zmierzone zestawem przenośnym (obszary energetyczne mierzonych fotopików zaznaczone kolorem czerwonym) (zdjęcie po prawej).

2. Pomiary zawartości radioizotopów ^{131}I i $^{99\text{m}}\text{Tc}$ w tarczycy zostały wykonane u pracowników zakładów medycyny nuklearnej w Polsce prowadzących badania diagnostyczne i terapeutyczne związane z chorobami gruczołu tarczowego.

Wykonane były one przy użyciu przenośnego zestawu spektrometrycznego (prod. Canberra-Packard) (Rysunek 1b), który składa się z detektora scyntylicyjnego (wymiarów 76x76 mm, rozdzielczość 9%) połączonego z analizatorem wielokanałowym Canberra UniSPECT i zasilanego z komputera typu notebook, wykorzystującego do analizy widm oprogramowanie Genie-2000.

Dokładne dane dotyczące metodyki pomiarów oraz sposobu szacowania dawki pochłoniętej zawarte są w publikacji [1].

Wyniki

W roku 2013 wykonano pomiary zawartości jodu promieniotwórczego ^{131}I oraz technetu $^{99\text{m}}\text{Tc}$ w tarczycach osób stanowiących personel medyczny w Oddziale Medycyny Nuklearnej

i Endokrynologii Onkologicznej Wojewódzkiego Szpitala Specjalistycznego im. M. Skłodowskiej-Curie w Zgierzu, w Pracowni Scyntygrafii Tarczycy Szpitala Publicznego SP ZOZ USK im. Wojskowej Akademii Medycznej UM w Łodzi oraz w Pracowni Medycyny Nuklearnej Zakładu Diagnostyki Obrazowej Mazowieckiego Szpitala Bródnowskiego w Warszawie, gdzie wykonuje się badania terapeutyczne i diagnostyczne (np. scyntyografię tarczycy) z użyciem radioizotopu ^{131}I .

W powyższych placówkach prowadzone są z jodem promieniotwórczym badania diagnostyczne – scyntygraficzne we tarczycy, wychwyt tarczycowy, oznaczanie poziomu hormonów tarczycowych oraz badania obrazu badania terapeutyczne - leczenie schorzeń tarczycy, w tym nowotworów w systemie poza oddziałowym. Ponadto prowadzone są badania diagnostyczne narządów z użyciem technetu.

Pomiary były wykonywane detektorem z odległości 10 lub 15 cm od powierzchni szyi i trwały 300 sekund. Promieniowanie tła w pomieszczeniu, w którym wykonywano pomiary, było mierzone, z użyciem dostępnego fantomu szyi typu RSD, bezpośrednio przed lub po pomiarze kontrolowanych osób. Pomieszczenie pomiarowe było typowane jako możliwie niskotłowe.

Wyniki pomiarów aktywności ^{131}I w tarczycy oraz oszacowanych dawek u pracowników przedstawiono w Tabelach 1 – 3.

Tabela 1. Wyniki pomiarów poziomów aktywności jodu promieniotwórczego u pracowników Oddziału Medycyny Nuklearnej i Endokrynologii Onkologicznej Wojewódzkiego Szpitala Specjalistycznego im. M. Skłodowskiej-Curie w Zgierzu.

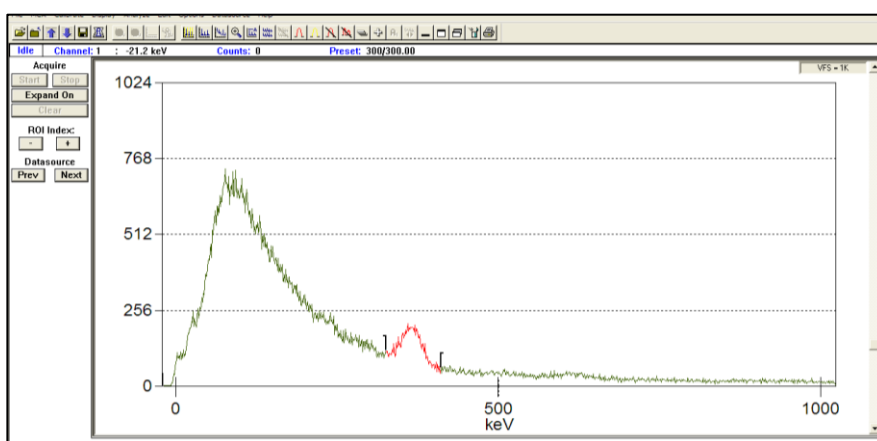
Pracownik	Zmierzona w tarczycy aktywność ^{131}I [Bq]	Oszacowana dawka skuteczna od rocznych wchłonięć ^{131}I [mSv]	Procent maksymalnej dawki skutecznej dla narażonych zawodowo
P.J.	290	0,87	4,4
E.K.	<68	<0,38	<1,8
A.P.	<68	<0,38	<1,8
J.F.	<68	<0,38	<1,8
A.Pa.	<68	<0,38	<1,8
M.Z.G.	<68	<0,38	<1,8
E.R.	<68	<0,38	<1,8
L.O.	<68	<0,38	<1,8
A.R.	250	0,75	3,8
E.Ka.	2200	6,6	33
M.K.	<68	<0,38	<1,8
A.W.	<68	<0,38	<1,8
B.M.	465	1,4	6,9
H.W.	<68	<0,38	<1,8
B.P.	<68	<0,38	<1,8
S.M.	560	1,7	8,4
E.S.	1033	3,1	15,5
M.S.P.	290	0,9	4,5
M.R.	<68	<0,38	<1,8
M.K.K.	260	0,8	4,0
A.G.S.	<68	<0,38	<1,8
J.M.	<68	<0,38	<1,8
P.W.K.	<68	<0,38	<1,8

Poziomy aktywności jodu ^{131}I w tarczycy u pracowników Ośrodka Medycyny Nuklearnej, w którym przeprowadzono pomiary, były zróżnicowane (Tabela 1). Maksymalna dawka wyniosła ok. 7 mSv nie przekraczając 35% rocznego limitu dla narażonych zawodowo.

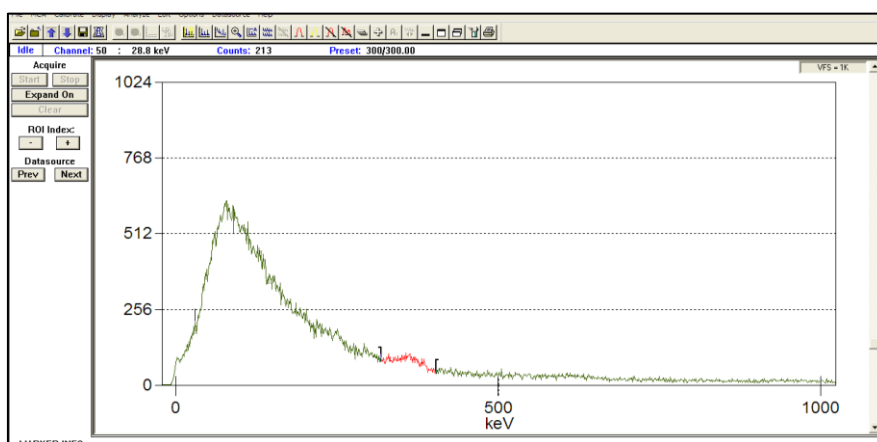
Wyniki pomiarów aktywności ^{131}I w tarczycy oraz oszacowanych dawek u pracowników Pracowni Scyntygrafii Tarczycy Uniwersyteckiego Szpitala Klinicznego im. Wojskowej Akademii Medycznej – Centralnego Szpitala Weteranów w Łodzi przedstawiono w Tabeli 2 oraz na Rysunku 5.

Tabela 2. Wyniki pomiarów poziomów aktywności ^{131}I u pracowników w Pracowni Scyntygrafii Tarczycy Uniwersyteckiego Szpitala Klinicznego im. Wojskowej Akademii Medycznej – Centralnego Szpitala Weteranów w Łodzi.

Pracownik	Zmierzona w tarczycy aktywność ^{131}I [Bq]	Oszacowana dawka skuteczna od rocznych wchłonieć ^{131}I [mSv]	Procent maksymalnej dawki skutecznej dla narażonych zawodowo
K.Ż.	345	1,0	5,0
B.W.	<76	<0,42	<2,0
J.S.	470	1,4	7,0
E.G.	760	2,3	11,4
H.K.M.	400	1,2	6,0
M.M.	<76	<0,42	<2,0
J.R.G.	<76	<0,42	<2,0
H.P.	<76	<0,42	<2,0



Rysunek 4. Widmo promieniowania zmierzone u pracownika E.Ka.



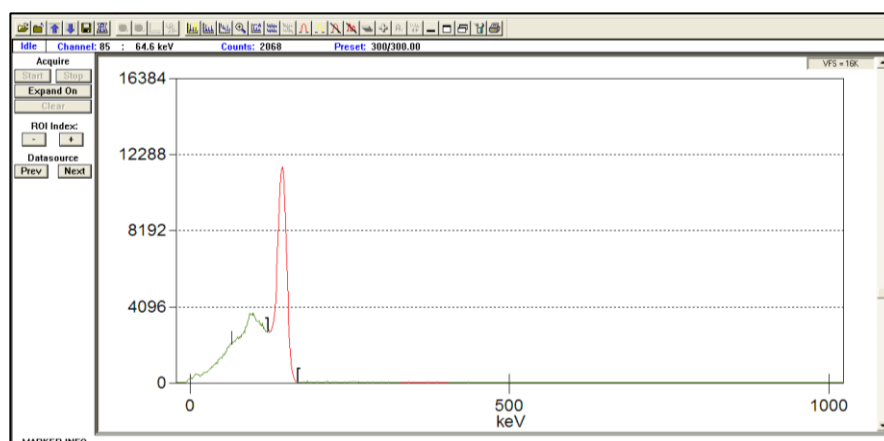
Rysunek 5. Widmo promieniowania zmierzone u pracownika H.K.M.

Poziomy aktywności jodu ^{131}I w tarczycy u pracowników Pracowni Scyntygrafii Tarczycy Uniwersyteckiego Szpitala Klinicznego im. Wojskowej Akademii Medycznej – Centralnego Szpitala Weteranów w Łodzi, w którym przeprowadzono pomiary, były niskie (Tabela 2). Maksymalna dawka nie przekroczyła 2,5 mSv nie przekraczając 12% rocznego limitu dla narażonych zawodowo.

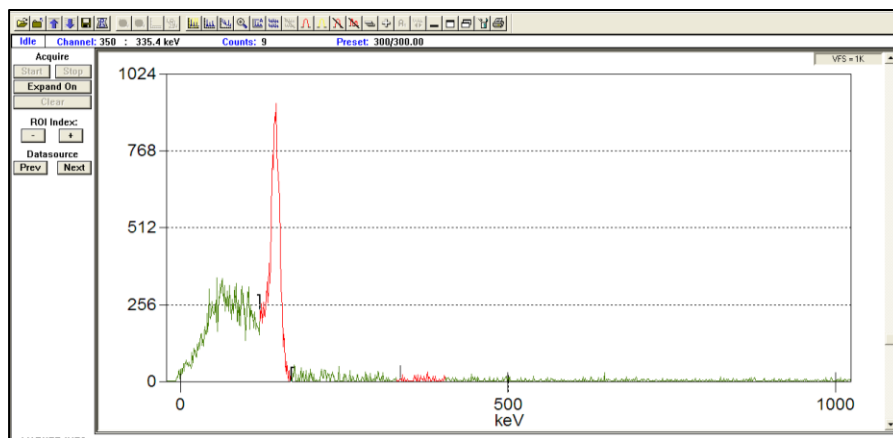
Wyniki pomiarów aktywności ^{131}I w tarczycy oraz oszacowanych dawek u pracowników Pracowni Medycyny Nuklearnej Zakładu Diagnostyki Obrazowej Mazowieckiego Szpitala Bródnowskiego w Warszawie przedstawiono w Tabeli 3 oraz na Rysunkach 6 – 8.

Tabela 3. Wyniki pomiarów poziomów aktywności jodu promieniotwórczego u pracowników Pracowni Medycyny Nuklearnej Mazowieckiego Szpitala Bródnowskiego w Warszawie.

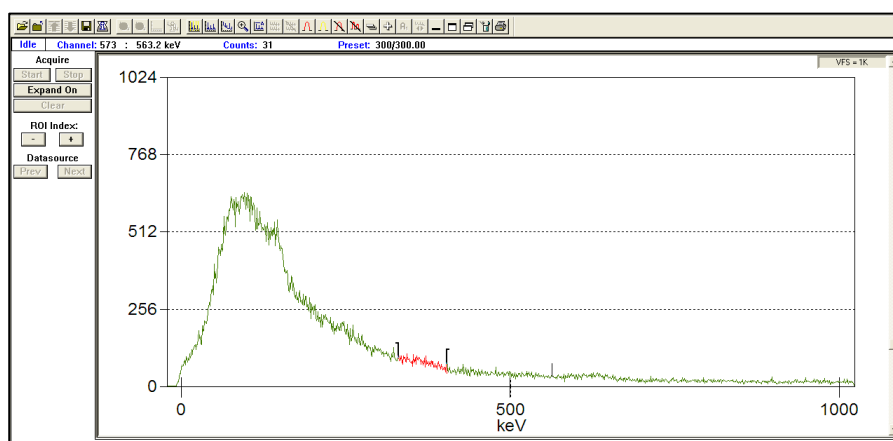
Pracownik	Zmierzona w tarczycy aktywność ^{131}I [Bq]	Oszacowana dawka skuteczna od rocznych wchłonieć ^{131}I [mSv]	Procent maksymalnej dawki skutecznej dla narażonych zawodowo	Zmierzona w tarczycy aktywność $^{99\text{m}}\text{Tc}$ [Bq]
E.P.	<68	<0,38	<1,8	-
G.J.	<68	<0,38	<1,8	-
J.K.T.	250	0,75	3,8	-
J.S.	<68	<0,38	<1,8	-
M.S.	325	1,0	5,0	-
M.K.	<68	<0,38	<1,8	13700
U.D.	<68	<0,38	<1,8	-
Z.S.	<68	<0,38	<1,8	-
T.C.	250	0,75	3,8	-
I.C.	260	0,76	3,8	500
U.S.	<68	<0,38	<1,8	-
I.S.-C.	<68	<0,38	<1,8	200
M.C.	<68	<0,38	<1,8	240
M.W.	<68	<0,38	<1,8	-
M.M.	<68	<0,38	<1,8	-



Rysunek 6. Widmo promieniowania zmierzone u pracownika M.K. (widoczny pik $^{99\text{m}}\text{Tc}$)



Rysunek 7. Widmo promieniowania zmierzone u pracownika U.D. (widoczny pik ^{99m}Tc).



Rysunek 8. Widmo promieniowania zmierzone u pracownika J.K.T. (widoczny pik ^{131}I).

Poziomy aktywności jodu ^{131}I w tarczycy u pracowników Pracowni Medycyny Nuklearnej Zakładu Diagnostyki Obrazowej Mazowieckiego Szpitala Bródnowskiego w Warszawie, w którym przeprowadzono pomiary, były niskie (Tabela 3). Maksymalna dawka wyniosła ok. 1 mSv nie przekraczając 5% rocznego limitu dla narażonych zawodowo.

Z uwagi na prowadzone w PMN badania diagnostyczne z użyciem technetu, stwierdzono w tarczycy pracowników obecność izotopu ^{99m}Tc . W Tabeli 3 (kolumna 5) podano aktywność technetu ^{99m}Tc (w [Bq]), a na Rysunkach 6 – 8 przedstawiono widma promieniowania zmierzone u kilku pracowników. W niektórych przypadkach poziom tego radionuklidu był podwyższony (pracownik M.K. – Tabela 3 i Rysunek 6).

Finansowanie

Praca była finansowana przez Państwową Agencję Atomistyki w ramach Umowy Nr 8/OR/2013/22.



Literatura

- [1] Krajewska G., Laboratory for Monitoring of Radioiodine in Thyroid for Population in Emergency Situation, in Annual Report 1996-1997, edited by Central Laboratory for Radiological Protection, Warsaw, (1998).
- [2] Krajewska G., Krajewski P., Thyroid Monitoring System for Measurement of Iodine Content in Thyroid of Occupationally Exposed Personnel, Radiation Protection Dosimetry, 89, 215-220, (2000).
- [3] Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intakes of Radionuclides, in Safety Reports Series No. 37, IAEA (2004).
- [4] Assessment of Occupational Exposure Due to Intake of Radionuclides in Safety Guide No. RS-G-1.2, IAEA (1999).

Opracowanie metody wyznaczania neutronowej i fotonowej składowej dawki $n+\gamma$ za pomocą statystyki Bayesowskiej dla potrzeb dozymetrii biologicznej

I. Pacyniak, M. Kowalska

Streszczenie

Promieniowanie jonizujące pochodzące z reaktorów jądrowych jest promieniowaniem mieszanym i najczęściej obejmuje promieniowanie neutronowe i gamma. Te dwa typy promieniowania mają zupełnie inną naturę oraz skuteczność biologiczną. W przypadku napromienienia osób mających do czynienia z tego rodzaju promieniowaniem ważne jest więc oszacowanie nie tylko całkowitej dawki pochłoniętej, ale składowych neutronowej i fotonowej mieszanego promieniowania jonizującego.

W tym celu najpowszechniej wykorzystuje się analizę aberracji chromosomowych, a dokładniej oznaczenie częstości występowania chromosomów dicentrycznych w limfocytach krwi obwodowej u przypadkowo napromienionej osoby. Ponieważ limfocyty krążą po całym ciele, częstość dicentryków odzwierciedla średnią wartość dawki pochłoniętej niezależnie od obszaru ciała, który uległ napromienieniu. Niezbędna jest jednak wówczas wiedza na temat stosunku komponentów dawki mieszanego promieniowania $n + \gamma$. Obserwowana częstość dicentryków jest następnie przekształcana na wartość dawki pochłoniętej przy użyciu współczynników dopasowania krzywych dawka-skutek wyznaczonych drogą *in vitro* dla poszczególnych rodzajów promieniowania. Oszacowanie częstości dicentryków pochodzących oddzielnie od promieniowania neutronowego i od fotonowego jest możliwe przy użyciu tzw. metody iteracyjnej. Jednak można ją stosować tylko, gdy posiadana jest wiedza na temat stosunku dawki od promieniowania neutronowego i gamma pochodząca z pomiarów fizycznych oraz przy założeniu, że dawki te są addytywne i rozkład uszkodzeń ma charakter poissonowski.

W przypadku gdy stosunek składowych dawek jest nieznan, wówczas użyteczna staje się metoda bayesowska, która dopuszcza założenie o przyjęciu pewnego rozkładu prawdopodobieństwa na wielkość oznaczającą stosunek dawek mieszanego promieniowania $n + \gamma$. Zastosowanie metody bayesowskiej dla potrzeb dozymetrii biologicznej jest przedmiotem wykonanej pracy.

Indywidualna dozymetria neutronowa oparta o folie CR-39

K. Szewczak

Streszczenie

Jedyna dostępna w Polsce metoda neutronowej dozymetrii indywidualnej oparta jest o detektory TLD wykorzystując metodę albedo. Metoda ta obarczona jest kilkoma poważnymi ograniczeniami. Detektory TLD są równocześnie czułe na promieniowanie gamma, zaś informacja o dawce tracona jest w momencie ich odczytu.

Realizowany projekt ukierunkowany był na przeprowadzenie serii badań, w celu adaptacji używanej w Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej metody dozymetrycznej wykorzystywanej do pomiarów stężenia radonu w powietrzu, a opartej o detektory CR-39 do indywidualnej dozymetrii neutronowej. Pierwszy etap zadania poświęcony był na optymalizacji kształtu oraz konstrukcji detektora CR-39 tak aby było możliwe jego wykorzystanie w parze z detektorami TLD. Na tym etapie opracowany został kształt detektora. Po otrzymaniu detektorów o ustalonej grubości i zaprojektowanym kształcie opracowane zostały trzy koncepcje dawkomierza. Ostatecznie dawkomierz składał się z obudowy dawkomierza TLD standardowo wykorzystywanej w dozymetrii promieniowania gamma prowadzonej przez CLOR, polietylenowego radiatora o grubości 1 mm oraz filtrów ołowianych przykrywających pastylki TLD umieszczone w odpowiednich otworach detektora CR-39. Przeprowadzona została seria napromieniowań zarówno samych detektorów CR-39 jak i kompletnych dawkomierzy CR+TLD. Przeprowadzone zostały badania optymalizacyjne czasy trawienia detektorów CR-39, czas trawienia ustalony został na 7 godzin w roztworze 6 N NaOH. W miarę wzrostu czasu trawienia obserwowany był wzrost średnic rejestrowanych śladów od 4 μm do 23 μm dla czasów trawienia od 1 do 7 godzin. Seria dawkomierzy napromieniona została we wzorcowych polach promieniowania neutronowego w Narodowym Centrum Badań Jądrowych. Wykorzystane zostały pola neutronowe od źródeł Am/Be, Pu/Be oraz ^{252}Cf . Wyznaczona została zależność ilości śladów/ cm^2 od wartości indywidualnego równoważnika dawki od neutronów.

NCBiR: Opracowanie i wdrożenie systemu kontroli i zapewnienia jakości metod dozymetrii promieniowania gamma i beta – Secondary Standard Dosimetry Laboratory w CLOR

K. Szewczak

Streszczenie

W ramach zrealizowanych prac w roku 2013 została rozszerzona działalność LWPDiR o procedury w zakresie wzorcowania przyrządów pomiarowych stosowanych do określenia mocy dawki i dawki oraz detektorów pasywnych wzorcowymi dawkami promieniowania beta oraz promieniowania mieszanego. Procedura ta została włączona do zakresu akredytacji Laboratorium po pozytywnym audycie zewnętrznym przeprowadzonym przez Polskie Centrum Akredytacji. W celu rozszerzenia akredytacji Laboratorium uczestniczyło w porównaniach międzylaboratoryjnych w zakresie promieniowania beta. Uzyskano pozytywny wynik porównania, $En < 1$. Na stanowisku kalibracyjnym Beta Secondary Standard 2 wykorzystywane są dwa źródła β -promieniotwórcze ^{90}Sr oraz ^{85}Kr .

Laboratorium w ramach zaplanowanych prac zorganizowało porównania międzylaboratoryjne dla laboratoriów wzorcujących w zakresie promieniowania gamma. W porównaniach wzięło udział trzech uczestników z Polski. Porównania polegały na określeniu współczynnika wzorcowania przyrządu podróżującego którym był radiometr FH40G. Wzorcowanie odbywało się w wiązce promieniowania gamma od źródła ^{137}Cs w zakresie mocy przestrzennego równoważnika dawki od 1 do 100 $\mu\text{Sv/h}$. Kryterium oceny była liczba En , przy czym za pozytywny wynik przyjęto otrzymanie liczby $En < 1$. Wszyscy uczestnicy uzyskali pozytywny wynik porównań. Wartość liczby En wynosiła od 0,17 do 0,55.

Finansowanie

Praca została zrealizowana w ramach projektu NCBiR 6 Etap 14.

Ocena ryzyka narażenia pracowników oraz osób z ogółu ludności na działanie promieniowania jonizującego przy zastosowaniu aparatów RTG do celów weterynaryjnych

K. Wołoszczuk, D. Aksamit

Wprowadzenie

Celem proponowanego projektu było określenie ryzyka jakie może wynikać z działalności weterynaryjnych pracowni RTG, zarówno badanie indywidualnego narażenia na promieniowanie jonizujące wśród weterynarzy oraz personelu technicznego wykonującego ekspozycje, jak wykonanie pomiarów rozkładu wiązki promieniowania w pomieszczeniach, w których wykonywane są ekspozycje w celu potwierdzenia braku narażenia osób z ogółu ludności.

Kontrolą dawek indywidualnych objęto lekarzy weterynarii dwóch warszawskich klinik weterynaryjnych wyposażonych w pracownie rentgenowskie. Do wyznaczenia indywidualnych równoważników dawek wykorzystano dozymetry termoluminescencyjne (TLD) pierścienkowe i na całe ciało, umożliwiające pomiary dawek od promieniowania rentgenowskiego w zakresie od 0,1 mSv do 2 Sv w zakresie energii powyżej 30 keV, co odpowiada zakresom energii wytwarzanym przez aparaty rentgenowskie wykorzystywane w weterynarii. Dodatkowo w każdej przychodni weterynaryjnej objętej kontrolą umieszczono dozymetry środowiskowe umożliwiające pomiar rozkładu dawki.

Wykonano dwa trzymiesięczne pomiary indywidualnego równoważnika dawki powierzchniowej Hp(0,07) i indywidualnego równoważnika dawki głębokiej Hp(10). Zgromadzono dane na temat aparatów rentgenowskich wykorzystywanych w pracowniach, znajomość zasad ochrony radiologicznej oraz opinię weterynarzy na temat obowiązujących ich zasad pracy z aparatami RTG.

Wyniki

Przed rozpoczęciem badań próbowano ustalić, czy personel klinik weterynaryjnych ma rozeznanie w zasadach ochrony radiologicznej. Sprawdzone jakie są procedury wykonywania prześwietleń. Okazało się, że zwierzęta na stole RTG przytrzymywane są przez właścicieli, lekarz w trakcie ekspozycji chowa się za ołowianymi drzwiami. Często zdarza się również tak, że właściciel z różnych względów nie chce narażać się na promieniowanie jonizujące, wtedy zwierzęta są znieczulane lub przytrzymuje je lekarz wykonujący badanie.

Z przeprowadzonych pomiarów wynika, że zdecydowana większość dawek otrzymanych przez personel była na poziomie naturalnego tła promieniowania jonizującego. U jednego weterynarza odnotowaną dawkę na dłoń wyższą od pozostałych, jest to osoba, która często przytrzymuje zwierzęta w czasie ekspozycji.

Wyniki uzyskane w czasie wykonywanych badań wykorzystane zostały do dyskusji z Państwową Agencją Atomistyki na temat przestrzegania zasad ochrony radiologicznej w pracowniach weterynaryjnych i luk prawnych dotyczących tematu weterynarzy w obowiązującej ustawie Prawo atomowe.

Wykonawcy badań są w trakcie pisania artykułu "*Assessment of occupational radiation exposure from X-ray unit's and CT in veterinary clinics*" bazującego na uzyskanych wynikach. Planowane jest zgłoszenie artykułu do czasopisma o tematyce związanej z ochroną radiologiczną.

Uzyskane wyniki skłoniły autorów do kontynuowania badań nad oceną ryzyka pracowników klinik weterynaryjnych, z tą różnicą, że badania prowadzone są w klinikach wyposażonych w tomografy komputerowe. Złożono wniosek i uzyskano finansowanie na badania w roku 2014.

Wzorcowanie przyrządów dozymetrycznych dla potrzeb ochrony radiologicznej w 2013 roku

K. Wołoszczuk, A. Wiśniewski

Streszczenie

W 2013 roku Laboratorium Wzorcowania Przyrządów Dozymetrycznych i Radonowych otrzymało ok. 700 zleceń na wywzorcowanie ponad 50-ciu typów przyrządów. Wystawiono:

- ponad 250 świadectw wzorcowania przyrządów z licznikami wewnętrznymi i sondami do pomiarów skażeń powierzchniowych promieniowania α i β ;
- 570 świadectw wzorcowania przyrządów dozymetrycznych na moc dawki promieniowania gamma;
- 30 świadectwa przyrządów dozymetrycznych dla promieniowania X;
- 10 świadectw wzorcowania przyrządów radonowych;
- Sporządzono 27 protokołów niezdatności dla niesprawnych przyrządów.

Najczęściej wzorcowanymi:

- miernikami mocy dawki były: RK-67, EKO-C i RKP-1;
- dawkomierzami indywidualnymi były: ISOTRAK i Pm 1203;
- przyrządami posiadającymi komorę jonizacyjną były: EKO-K, RGD i VICTOREEN;
- przyrządami posiadającymi licznik proporcjonalny były mierniki typu FH,
- sondą z licznikiem scyntylicyjnym była SSA-1P.

Około 80% przyrządów wzorcowanych w LWPDiR wyposażone były w licznik Geigera-Müllera.

Zapewnienie i utrzymanie systemu jakości w Laboratorium Wzorcowania Przyrządów Dozymetrycznych i Radonowych

A. Kudynowska, K. Wołoszczuk, R. Czekata

Streszczenie

W dniu 04.04.2014 r. odbyło się seminarium pt. „Zapewnienie i utrzymanie systemu jakości w Laboratorium Wzorcowania Przyrządów Dozymetrycznych i Radonowych (LWPDiR) dla potrzeb ochrony radiologicznej” składające się z dwóch części, które były referowane przez mgr Alicję Kudynowską (część systemowa) oraz mgr inż. Katarzynę Wołoszczuk (część techniczna).

Część systemowa

Referowane zagadnienia części systemowej to:

1. Struktura organizacyjna LWPDiR.
2. Personel LWPDiR.
3. Zakres akredytacji LWPDiR.
4. Dokumentacja LWPDiR.
5. Przegląd zarządzania.
6. Cele i zadania na okres 2013/2014.
7. Wyniki Auditów wewnętrznych i zewnętrznych.
8. Informacje zwrotne od Klientów.
9. Realizacja szkoleń.
10. Ocena przez organizacje zewnętrzne – PCA.
11. Silne strony i wskazanie obszarów do doskonalenia.

Na wstępie zaprezentowano strukturę organizacyjną zaznaczając, że Laboratorium Wzorcowania Przyrządów Dozymetrycznych i Radonowych wchodzi w skład Zakładu Kontroli Dawek i Wzorcowania.

W strukturze organizacyjnej Laboratorium wyodrębnia się następujące funkcje: KL, KLJ, KLT, Opiekun stanowiska – w odniesieniu do pięciu stanowisk (Gamma, RTG, Radonu, Skażeń powierzchniowych i Beta).

Odnosząc się do zagadnienia nr 2 stwierdzono, że od poprzedniego seminarium nie dokonano zmian personalnych w Laboratorium dotyczących personelu kierowniczego. Funkcję Kierownika LWPDiR pełni mgr inż. Katarzyna Wołoszczuk, jej zastępcą jest mgr inż. Krzysztof Ciupek. Kierownikiem ds. jakości jest mgr Alicja Kudynowska. Mgr inż. Katarzyna Wołoszczuk pełni również funkcję Kierownika Technicznego, a z-cą Kierownika ds. Technicznych jest mgr Kamil Szewczak. Z dniem 01.01.2014 odeszła Pani dr Magdalena Piekarcz – opiekun st. Radonowego, a na jej miejsce z dniem 01.03.2014 przyjęto inż. Zuzannę Jarosz. Laboratorium zatrudniło również pracownika wzorcującego z dniem 01.01.2014 – Panią Małgorzatę Andrzejewską. Obecnie

w Laboratorium pracuje 6 osób. Zapisy dotyczące personelu potwierdzają kompetencje, przypisaną odpowiedzialność i uprawnienia.

W ramach 3 zagadnienia poinformowano, iż w dniu 27.05.2013 odbyła się ponowna ocena PCA, podczas której dotychczasowy zakres akredytacji AP 057 LWPDiR uległ zmianie. Dokonano rozszerzenia zakresu akredytacji w poddziedzinie 18.01 o przyrządy dozymetryczne do pomiaru promieniowania β ; dawkomierze TLD – według procedury QPP B, a także uaktualniono zakres akredytacji. Obowiązujący zakres akredytacji po zmianach, to wydanie nr 12 z dnia 29 lipca 2013 r. Dziedziny akredytacji: promieniowanie jonizujące i radioaktywność (18.01, 18.02, 18.03).

Odnośnie dokumentacji LWPDiR (zag. nr 4), przekazano następującą treść: „W Laboratorium obowiązują aktualnie 18 procedur ogólnych, 11 procedur wzorcowania oraz 4 instrukcje techniczne, których wykaz znajduje się w załączniku 6.2 do KJ”.

Dokumentacja LWPDiR jest na bieżąco nadzorowana i doskonalona. W okresie od poprzedniego seminarium wydano 4 nowe opracowania procedur ogólnych i 6 formularzy. Dokonano również licznych korekt w pozostałych procedurach.

Bardzo szeroko omówionym zagadnieniem było zagadnienie nr 5, „Przegląd zarządzania”, który został przeprowadzony w dniu 09.05.2013 r. zgodnie z procedurą QPO 10, przez Dyrektora CLOR, dr Pawła Krajewskiego, według Planu Przeglądu Zarządzania. Tematyką obejmował wszystkie elementy systemu zarządzania podane w wymaganiach normy.

Szczegółowo omówiono (zag. nr 6) „Cele i zadania na okres 2013/2014”, tj. 7 wyznaczonych celów ze szczególnym uwzględnieniem przyczyny niezrealizowanych celów dla tych, których nie udało się zrealizować w ustalonym terminie.

Następnie omówionym zagadnieniem były informacje zwrotne od klientów. Laboratorium otrzymuje informacje zwrotne od Klientów w postaci ankiet stopnia zadowolenia klienta. W okresie czerwiec 2012 – maj 2013 Laboratorium uzyskało od klientów 25 ankiet i przeprowadziło ich analizę.

Wnioski z analizy wyników ankiet

Analiza 25 ankiet świadczy o tym, że Laboratorium spełnia potrzeby i oczekiwania naszych Klientów: 100 % ankietowanych wyraża swoją gotowość polecenia go innym Klientom. Na zadowolenie Klientów wpływa: solidność i terminowość wykonywanych usług, kompetencje oraz profesjonalizm. O wyborze LWPDiR decyduje: jakość, kompetencje, solidna i fachowa obsługa, atrakcyjna cena, zaufanie terminowość usług, profesjonalizm, łatwość kontaktu i dostępność, doświadczenie, wieloletnia współpraca, akredytacja PCA, terminowość załatwiania spraw, szybka reakcja na zapytanie, renoma oraz odległość. Najwyższą notę LWPDiR otrzymało za:

- jakość wykonywanych usług – 100% ankietowanych oceniło na 5 (w skali 1-5);
- wiedzę merytoryczną pracowników – 100%;
- kompetencje i profesjonalizm pracowników – 92%;
- wywiązywanie się z warunków umowy – 92%;
- elastyczność w zakresie ustalania warunków współpracy – 88%;

Najgorzej wypadła polityka cenowa laboratorium: Atrakcyjność cen na 5 oceniło 44 % ankietowanych, natomiast stosunek ceny do jakości oraz warunki i sposób płatności otrzymały 5 od 64 % ankietowanych.

Zaprezentowano realizację szkoleń w 2013r, uwzględniając następujące zagadnienia:

- Potrzeby szkoleniowe zostały zidentyfikowane na podstawie prognoz i ustaleń z przeglądu zarządzania.
- Sporządzono plan szkoleń na 2013 r., jak również opracowano formularz dla szkoleń pozaplanowych.
- Zaplanowano 9 szkoleń, w tym 2 zewnętrzne, z których 1 nie odbyło się z uwagi na brak środków (osoba zaplanowana uzupełniła wiedzę we własnym zakresie na podyplomowych studiach tematycznych).

LWPDiR utrzymuje zapisy z 12 szkoleń pozaplanowych (w tym 5 zewnętrznych) wynikających z bieżących potrzeb i oraz wykorzystanych możliwości. Przedstawiono również wyniki auditów wewnętrznych i zewnętrznych:

1. Audit wewnętrzny Nr 1/2013 z dnia 08.04.2013 – auditor wiodący: Anna Korzeniowska-Sobczuk – stwierdzono trzy spostrzeżenia i jedną niezgodność (uznana za nieuzasadnioną przez audytora PCA).
2. Audit wewnętrzny Nr 2/2013 z dnia 17.04.2013 – auditor wiodący: Janusz Henschke – stwierdzono dwa spostrzeżenia.

Laboratorium zrealizowało działania zapobiegawcze w odniesieniu do wszystkich postrzeżeń, dokumentując to w Karcie planowania i monitorowania działań zapobiegawczych.

3. Audit w nadzorze nr 1/AP-731/2013 z dnia 27.05.2013 – zespół oceniający: Elżbieta Krodkiewska-Skoczylas (auditor wiodący), Bogusław Michalik (ekspert techniczny).

W raporcie audytora wiodącego odnotowano 5 spostrzeżeń; 3 z nich dotyczyły raportów sporządzonych przez audytorów wewnętrznych 1 z nich uznano za nieuzasadnione, 1 dot. niewłaściwego sformułowania użytego terminu na świadectwach wzorcowania „*Termin ważności świadectwa*” natomiast pozostałe sp. dot. procedury QPO 4, ale również uznano je za nieuzasadnione. W stosunku do uzasadnionych spostrzeżeń dokonano oceny ryzyka i podjęto działania zapobiegawcze.

Auditor techniczny odnotował 3 niezgodności i 4 spostrzeżenia. Podjęte działania zostały omówione w dalszej części seminarium (z zakresu technicznego).

Na koniec pierwszej części seminarium zapoznano uczestników z oceną Laboratorium przez Organizację zewnętrzną – PCA. W dniu 27 maja 2013 r. odbyła się ocena PCA, w ramach której zespół oceniający nie wskazał elementów wymagających zwrócenia szczególnej uwagi podczas następnej oceny. Wykazane zostały silne i słabe strony laboratorium. Silne strony: zaangażowanie najwyższego kierownictwa, staranne utrzymywanie dokumentacji systemowej i prowadzonych zapisów, profesjonalizm pracowników podkreślony również w informacjach od klientów. Słabe strony: raporty z auditów wewnętrznych.

Część techniczna

Laboratorium Wzorcowania funkcjonuje w Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej od 1967 r., kiedy to zostało upoważnione przez prezesa CUJM do kalibracji dawkomierzy stosowanych w ochronie radiologicznej. W latach 1995 – 1999, została zrealizowana inwestycja pt. „Modernizacja Laboratorium Wzorcowania dla uzyskania poziomu Dozymetrycznego Laboratorium Wzorców Wtórnych”, która umożliwiła spełnienie wymagań określonych dla Dozymetrycznych Laboratoriów Wzorców Wtórnych działających w sieci Secondary Standard Dosimetry Laboratories (SSDL) pod auspicjami IAEA/WHO.

W 2003 roku Laboratorium uzyskuje Certyfikat Akredytacji Laboratorium Wzorcującego Nr AP 057 potwierdzony przez Polskie Centrum Akredytacji. Od tego czasu wykonuje wzorcowania zgodnie z zaleceniami normy PN-EN ISO/IEC 17025:2005.

W 2010 roku Pracownia Wzorcowania połączyła się z Pracownią Dozymetrii Radonu (AP 101). Powstało Laboratorium Wzorcowania Przyrządów Dozymetrycznych i Radonowych, będące komórką Zakładu Kontroli Dawek i Wzorcowania.

Jest to jedyne w Polsce laboratorium wzorcujące o tak szerokim zakresie oferowanych usług pomiarowych. Laboratorium jest akredytowane przez Polskie Centrum Akredytacji w trzech poddziedzinach:

18.01 Wielkości dozymetryczne

- promieniowanie gamma (źródła ^{137}Cs , ^{60}Co i ^{241}Am);
- promieniowanie beta ($^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$, ^{85}Kr);
- promieniowanie X (seria widm wąskich N-40 do N-250);

18.02 Powierzchniowa emisja promieniowania

- źródło alfapromieniotwórcze – ^{241}Am ;
- źródła betapromieniotwórcze – ^{90}Sr , ^{14}C , ^{36}Cl ;

18.03 Pomiary radonu

- stężenie radonu;
- stężenie energii potencjalnej alfa.

Zadaniem LWPDiR jest wzorcowanie dawkomierzy z komorami jonizacyjnymi, mierników mocy dawki i dawki promieniowania jonizującego, mierników powierzchniowych skażeń promieniotwórczych alfa i beta oraz działalności w zakresie ekspozycji wzorcowymi stężeniami detektorów i przyrządów do pomiaru stężenia radonu oraz wzorcowania przyrządów do pomiaru stężenia radonu i stężenia energii potencjalnej α produktów rozpadu radonu. Laboratorium prowadzi również prace w zakresie napromieniania wzorcowymi dawkami pasywnych dawkomierzy – filmowych i termoluminescencyjnych (TLD).

Laboratorium wyposażone jest w nowoczesne stanowiska kalibracyjne promieniowania X, gamma, beta, skażeń powierzchniowych oraz największą w Polsce komorę radonową, umożliwiającą wzorowanie instrumentów radonowych.

Stanowisko Kalibracyjne Gamma

Możliwość wzorcowania w zakresie mocy dawki i dawki, w trzech widmach promieniowania gamma:

- ^{241}Am (59,54 keV) – zakres pomiarowy 0,5 $\mu\text{Sv/h}$ – 20 $\mu\text{Sv/h}$;
- ^{137}Cs (662 keV) – zakres pomiarowy 0,5 $\mu\text{Sv/h}$ – 100 mSv/h ;
- ^{60}Co (1250 keV) – zakres pomiarowy 0,5 $\mu\text{Sv/h}$ – 5 mSv/h .

Stanowisko Kalibracyjne RTG

Stanowisko wyposażone w układ umożliwiający wytwarzanie skolimowanej wiązki promieniowania X przy napięciach od 40 do 250kV. Możliwość generowania wiązek serii widm wąskich zgodnych z normą PN-ISO 4037:1 od N-40 do N-250.

Stanowisko Kalibracyjne Skażeń Powierzchniowych

Stanowisko wyposażone jest w zestaw wzorcowych źródeł powierzchniowych promieniowania alfa ^{241}Am i beta ^{14}C , ^{36}Cl , ^{90}Sr o wymiarze 100cm x 150 cm. Wartości odniesienia wyznaczone zostały w Deutscher Kalibrierdienst (DKD/Niemcy).

Stanowisko Kalibracyjne Skażeń Radonowe

LWPDiR wyposażone jest w nowoczesną radonową komorę kalibracyjną, która daje możliwość wytwarzania wzorcowych wartości stężeń radonu oraz jego produktów rozpadu, pozwala również określić rozkład wielkości aerozoli będących nośnikami pochodnych radonu. Dzięki temu możliwe jest poprawne oszacowanie dawki efektywnej od promieniowania α radonu na układ oddechowy.

Radonowe stanowisko kalibracyjne jest komorą klimatyczną pozwalającą na automatyczne sterowanie temperaturą w granicach od -30°C do $+60^{\circ}\text{C}$ i wilgotnością względną w granicach od 10% do 95%. Stwarza to możliwość wzorcowania przyrządów i metod w różnych warunkach klimatycznych i badanie wpływu tych warunków na ich funkcjonowanie.

Komora ma objętość $12,35\text{ m}^3$. Wewnętrzne powierzchnie komory ($33,9\text{ m}^2$) są przewodzące, wykonane z nierdzewnej stali, żeby nie sprzyjały gromadzeniu się ładunków elektrycznych i nie zwiększały w ten sposób zjawiska plateau (osadzanie się naładowanych produktów rozpadu radonu na powierzchniach). Daje to możliwość osiągnięcia większego zakresu stopnia równowagi promieniotwórczej między radonem i jego pochodnymi.

Objętość komory jest na tyle duża, żeby można było kalibrować jednocześnie wiele detektorów z węglem aktywowanym absorbującym radon lub kilka przyrządów opartych na aktywnych metodach pomiaru, tzn. wymagających przeciągania badanego powietrza przez filtr, z czym związany jest w ograniczonej objętości efekt czyszczenia atmosfery z produktów rozpadu. Komora wyposażona jest w system wentylacyjny z filtrami węglowymi, co daje możliwość uzyskania bardzo czystej pod względem zawartości radonu i aerozoli atmosfery wewnątrz komory.

Radon może być wprowadzany do komory z zewnątrz lub wewnątrz w zamkniętym obiegu, przy użyciu jednym z dwóch atestowanych źródeł przepływowych radonu ($A=137\text{ kBq}$, $A=502,5\text{ kBq}$).

Komora radonowa może pełnić funkcję stanowiska wzorcowego zarówno w metrologii radonu i jego produktów rozpadu w różnych warunkach klimatycznych jak i, dzięki wyposażeniu w aparaturę aerozolową, w dozymetrii radonowej.

Stężenie radonu mierzone jest w sposób ciągły referencyjnym przyrządem AlphaGUARD firmy Genitron Instruments GmbH działającym na zasadzie dyfuzyjnej komory jonizacyjnej.

Stężenie energii potencjalnej α monitorowane jest za pomocą 3 przyrządów: WLx firmy Pylon, modułu Radon WL Meter firmy Thomson & Nielsen Electronics współpracującego z AlphaGUARD'em oraz australijskiego spektrometru średnic aktywnych aerozoli RPPSS-Mk2 produkcji ARPANSA. Spektrometr RPPSS oblicza ponadto współczynnik konwersji stężenia energii potencjalnej α na dawkę efektywną z uwzględnieniem rozkładu średnic w zakresie od 0,6 nm do

2494 nm. Daje też możliwość badania rozkładu aktywności w zależności od wielkości średnic aerozoli. Dodatkowo komora jest wyposażona w licznik neutralnych jąder kondensacji RICH 100 CN oraz generatory aerozoli.

Stanowisko Kalibracyjne Beta

Stanowisko wzorca wtórnego promieniowania beta BBS-2 (Beta Secondary Standard Type 2), wyposażone jest w zestaw dwóch źródeł objętych akredytacją: $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ (średnia energia promieniowania beta $E_{\beta} = 0,8 \text{ MeV}$) oraz ^{85}Kr ($E_{\beta} = 0,24 \text{ MeV}$).

Dodatkowo, poza zakresem akredytacji, posiadamy również źródło ^{141}Pm ($E_{\beta} = 0,06 \text{ MeV}$).

Stanowisko Kalibracyjne Neutronowe

Stanowisko wyposażone w izotopowe źródło promieniowania neutronowego Am/Be. Emisja neutronów wynosi $1,1 \times 10^7 \text{ n/s}$.

Wykaz procedur wzorcowania stosowanych w LWPDiR

QPP 1G – Wzorcowanie przyrządów dozymetrycznych z zastosowaniem promieniowania gamma.

QPP 3G – Napromienianie Wzorcowymi Dawkami Promieniowania Gamma Dawkomierzy Indywidualnych Filmowych i Termoluminescencyjnych.

QPP 1R – Wzorcowanie przyrządów dozymetrycznych z zastosowaniem promieniowania rentgenowskiego.

QPP 2R – Napromienianie wzorcowymi dawkami promieniowania rentgenowskiego dawkomierzy indywidualnych filmowych i termoluminescencyjnych.

QPP 2S – Wzorcowanie mierników i monitorów powierzchniowej emisji promieniowania emiterami alfa i beta.

QPP B – Wzorcowanie przyrządów dozymetrycznych oraz napromienianie dawkomierzy pasywnych i aktywnych z zastosowaniem promieniowania beta.

QPP 1WRn – Wzorcowanie przyrządów i ekspozycje wzorcowymi stężeniami detektorów i przyrządów do pomiaru stężenia radonu w powietrzu.

QPP 2WRn – Wzorcowanie przyrządów do pomiaru stężenia energii potencjalnej α krótkożyciowych pochodnych radonu.



FOREWORD

CLOR's research activity in 2013 was mainly linked to the State obligations issued in the Nuclear Power Program in Poland and dealt with requirement of straightening, modernization and adaptation country radiological protection system to fulfill requirement of extended standards and recommendation of European Commission and International Atomic Energy Agency (IAEA). Particularly, since 2011 CLOR has been coordinator of new project "THE DEVELOPMENT OF METHODS TO ENSURE NUCLEAR SAFETY AND RADIOLOGICAL PROTECTION FOR CURRENT AND PROSPECTIVE REQUIREMENTS OF NUCLEAR POWER" conducted in a frame of strategic program of The National Centre for Research and Development (NCBiR) entitled "TECHNOLOGIES FOR SAFETY NUCLEAR ENERGY". This project has been performed by Scientific Network of four foremost Institutes, that also had played important role in implementation of the first polish Nuclear Power program in the eighties. These institutions constitute core public research and assessments organizations that contribute significantly to the state-of-the-art in nuclear safety and radiological protection. These are namely: Central Laboratory for Radiological Protection (CLOR), Institute of Nuclear Chemistry and Technology (ICHTJ), National Centre of Nuclear Research (NCBJ) and The Henryk Niewodniczański Institute of Nuclear Physics Polish Academy of Sciences.

The main target of the project is the complex development of new technologies, methodology and practices of radiological protection to ensure health protection of population and environmental resources on every stages of implementation of nuclear power energy in Poland. Particularly, the significant efforts are being made on elaboration general concept and methodology of environmental study in location of polish Nuclear Power Plant.

Besides general coordination of the entire program and participation in several work packages, the main CLOR input to the program consists in design and implementation of new prototype devices for sampling and measurements of various forms of radioiodine. These are the first this type devices in Poland, irreplaceable for enhanced monitoring of radioactive iodines released from NPP stacks. They complement a notable CLOR performance as known producer of patent-right ultrasensitive stations for monitoring airborne radioactive contaminants. In 2013, last prototype of mobile station NASS-1000 got patent license P.387609.

In terms of operational matter, the CLOR mission as Technical and Scientific Support Organizations (TSOs) has been confirmed in 3rd April 2012 by the outline Agreement with National Atomic Energy Agency (NAEA).

Within this frame, CLOR has performed the various tasks for NAEA, inter alia:

- routine monitoring of radioactive contamination in atmospheric aerosols in Poland in a frame of maintaining early warning network for NAEA requirement,
- routine evaluation of radiation impact in the vicinity of the National Radioactive waste landfills (KSOP) in Różan and around of the "MARIA" reactor in Świerk
- determination of radiological parameters of drinking water in large cities as well as measurements of activity concentration in daily meals and in food products,
- monitoring of radioactive contamination of the Baltic Southern Sea coordinated by Helsinki Commission,
- proficiency tests with in framework of radiation monitoring of the country.

In terms of CLOR public advisory mission, it has been currently enhanced, as Institute provides an assistance for recently assigned the Government Plenipotentiary for Polish Nuclear Power and Department of Nuclear Energy in the Ministry of Economy. The scope of CLOR's assistance includes: participation of CLOR's experts in The Committee on Radiological Protection and Public Health at Nuclear Energy Agency activities, harmonization of terminology and technical vocabulary for European Commission, and presentation of state-of-the-art of the radiological protection system in Poland during INIR IAEA mission on March 2013, as well as consultancy for Ministry of Environment on the transboundary negotiations concerning Kaliningrad's NPP.

The next significant element of CLOR's scientific and practical activity is related to safety and hygiene of work and radiological protection of employee at higher occupational risk. Besides a regular control of internal exposure of nuclear medicine staff working with radioiodine ^{131}I and technetium $^{99\text{m}}\text{Tc}$, in 2013, CLOR completed project "Investigation and assessment of radiation hazard for nuclear medicine workers" in a frame of long-standing program "Improvement of safety and working conditions" directed by Central Institute for Labor Protection - National Research Institute. As a result, a guidance on dose constraint assessment and optimization methods for particular medical procedures for radiotherapy and diagnostic was developed and recommendation for improvement safety culture in occupational exposures conditions was issued. Moreover instructional materials for Radiological Protection Officers and medical staff have been published and practically verified.

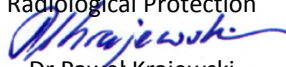
From view of CLOR progress strategy, research on nuclear and radiological risk both at European and International level make a comeback as a result of new challenges of nuclear safety due to the new technological concepts as Generation IV PWR and fusion reactors ITER. Even though significant improvement, many gaps in the scientific knowledge to respond for major issues in nuclear and radiological risk controls is still pronounced and complexity of these questions still requires more integrated research. This is particularly true for understanding the biological effect and possibly impact on health of low-dose ionizing radiation or radiation risk for biota. Regrettably, fear of malevolent use of nuclear or radioactive materials for terrorist or military aims also yields the challenge for risk control issues.

Aside from the rate of implementing nuclear power in Poland, urgent straightening of nuclear safety and radiation protection system is obligatory, primary because of growing number of nuclear installations in vicinity of Polish borders and increasing number of users of radioactive sources especially in the medical sector where rapid development of new therapy and diagnostic techniques has occurred. Also, new international recommendations result in raise standards of working conditions and environment protection.

Although previously neglected, it is necessary to come back to research focused on prevention in a case malicious act or else military attack with nuclear or radioactive material.

Well educated and longtime experienced CLOR's staff is able to carry on both research study as well as operational tasks, having unique methods to quantify radionuclides contents in human body and environmental samples. Being essential element of National Monitoring System, CLOR designs and implements prototype devices for environmental monitoring in area of nuclear facilities, perform projects on methods for assessment human and biota exposures in a case of acute and prolonged releases of radioactive substances to the environment. Taking in to account expectation of society, Institute significantly contributes to popularization of state-of-the-art knowledge about radiation, also provides training courses for Radiation Protection officers and participate in Technical Committee of Standardization.

The credit of these achievements as well as good financial profit in 2013 is shared by all CLOR's team, and I would like to take this opportunity to thank them all for their commitment and loyalty to the CLOR's core values: knowledge, independence and accessibility.

Director
Central Laboratory for
Radiological Protection

Dr Paweł Krajewski



DEPARTMENT OF RADIATION HYGIENE

Determination of radiological parameters of drinking water in large cities and evaluation of doses received by its consumption

A. Fulara, A. Adamczyk

Introduction

The investigations of tap water radioactivity in 2013 were performed in three large cities of Poland. We studied water originating from Gdansk, Warsaw and Sosnowiec. The origin of most water samples was from surface water from rivers and lakes and deep water. In each sampling point a quantity of 20 liters of water was taken. ^{137}Cs and ^{90}Sr were determined in the same 15 l sample. In the rest 5 liters sample, the tritium activity and total alfa and beta radioactivity were determined.

Collected and analyzes were performed in the waters coming from 13 water treatment plants.

Results

The results of ^{137}Cs and ^{90}Sr determinations in drinking water collected in three cities indicate, that both ^{137}Cs and ^{90}Sr concentrations were at low level, ranging from 0.53 mBq/l (SUW Osowa, Gdansk) to 3.70 mBq/l (Central Water Supply in Warsaw). The average concentration of ^{137}Cs calculated for the examined water samples was 1.65 mBq/l.

In case of ^{90}Sr that range was from values below detection limit (<0.36 mBq/l) to 3.42 mBq/l (Waterworks Northern). The average concentration of radioactive ^{90}Sr in drinking water tested was 1.32 mBq/l.

The tritium concentration in drinking water ranged from values below detection limit (0.5 Bq/l) to 3.1 Bq/l. The average concentration of tritium calculated for all water samples tested this year was 0.65 Bq/l.

The total beta radioactivity in investigated water samples was very low and ranged from 0.06 ± 0.01 Bq/l to 0.23 ± 0.03 Bq/l.

The total radioactivity exceeded the detection limit of α (0.015 Bq/l) in the case of water taken from the Water Treatment Plant Lazy.

According to the Ministry of Health regulations issued on 29 of march 2007, concerning the quality of drinking water designed for public consumption, tritium concentration in drinking water must not exceed 100 Bq/l and total permissible dose is 0.1 mSv/y. The dose is not exceeded if the total alfa radioactivity does not exceed 0.1 Bq/l and total beta radioactivity does not exceed 1 Bq/l.

The analyzes show that the tap water tested meet the requirements specified in the Ministry of Health of 29 March 2007.

The total indicative dose from yearly ingested ^{137}Cs with drinking water for three investigated cities are in range from 0.006 $\mu\text{Sv}/\text{y}$ for children aged 1-10 years, to 0.016 $\mu\text{Sv}/\text{y}$ for adults. While from yearly ingested ^{90}Sr these doses are from 0.027 $\mu\text{Sv}/\text{y}$ for adults, to 0.071 $\mu\text{Sv}/\text{y}$ for children younger than 1 year old.

The results of these work indicate that calculated doses are neglectedly low and the water supply of water in all cities studied meet the requirements specified in the Regulation of the Minister of Health on 29 March 2007.

Funding

The work has been performed for National Atomic Energy Agency (Contract 9/OR/2013/60).

Monitoring of radioactive contamination of surface waters and bottom sediments

M. Kardaś, A. Fulara, B. Rubel, M. Suplińska, A. Adamczyk, M. Kosiorek

Introduction

In the frame of monitoring of radioactive contamination of surface waters and bottom sediments in year 2013, samples of water and bottom sediment were collected twice a year (in spring and autumn) in 18 sampling points. These sampling points were located along the Vistula river (7 sampling points), and along the Odra river (5 sampling points). Six sampling points were located in the selected Polish lakes.

The samples of river water were taken from the main stream, and the lake water samples from platforms. Volume of each water sample was 20 liters. Samples of bottom sediments (total mass about 1 kg) consisted of sub-samples collected from three points distant from each other by 30-50m.

^{137}Cs and ^{90}Sr in water and plutonium in bottom sediments were determined by radiochemical methods. ^{137}Cs in bottom sediments was determined using gamma spectrometry.

Results

For an overall assessment of the radiological situation in the Polish inland waters the averages values of activity concentrations of analyzed radionuclides are compared. The unambiguous evaluation and comparison of particular data obtained in spring and autumn, causes some difficulties. They result mainly from the different atmospheric conditions under which the sampling was carried out.

In the case of sediments, these differences also arise from differences in the composition of sediment deposited in sampling points, in different time.

The average activity concentrations of ^{137}Cs in water from basins of the Vistula River and Odra River and from Polish lakes were on an even level and ranged from 3.13 mBq/l (lakes) to 3.54 mBq/l (Odra river basin). Also, the average activity concentrations of ^{90}Sr were aligned and ranged from 3.40 mBq/l in lakes – 4.39 mBq/l for basin of the Odra River (Table 1).

In bottom sediments of rivers and lakes, large variations in the concentrations of radioactive ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ were observed. The largest difference was observed in the basin of the Vistula River, where concentrations differed about 90 times in the case of cesium and 50 times in the case of plutonium. The smallest differences in concentrations of these isotopes were observed in the bottom sediments of lakes.

The average activity concentrations of ^{137}Cs in bottom sediments were varied also: the lowest was observed in the basin of the Odra (4.50 Bq/kg). and the highest in the basin of the Vistula (7.68 Bq/kg).

In case of plutonium. its annual average activity concentrations in bottom sediments were more aligned and amounted to 40.85 mBq/kg for the basin of Vistula River. 34.39 mBq/kg for Odra River Basin and 39.5 mBq/kg for lakes (Table 2).

Table 1. Annual average concentrations of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ and their concentration ranges in bottom sediments of the basin of the Vistula, Odra and lakes.

Location of sampling (number of points)	^{137}Cs [mBq/l] average annual	^{137}Cs [mBq/l] range	^{90}Sr [mBq/l] average annual	^{90}Sr [mBq/l] range
Vistula basin (7) ^(a)	3.15 ± 1.00 ^(b) (14)	1.92 ÷ 5.65	4.02 ± 2.54 (14)	1.56 ÷ 11.59
Odra basin (5)	3.54 ± 1.89 (10)	1.66 ÷ 7.25	4.39 ± 1.21 (10)	3.01 ÷ 6.22
Lakes (6)	3.13 ± 1.83 (12)	1.06 ÷ 5.88	3.40 ± 2.33 (12)	1.35 ÷ 8.36
Average overall (18)	3.25 ± 1.54 (36)	1.06 ÷ 7.25	3.91 ± 2.15 (36)	1.35 ÷ 11.59

^{a)} Number of samples^{b)} Average value \pm Standard deviation (SD)**Table 2.** Annual average concentrations of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ and their concentration ranges in bottom sediments of the basin of the Vistula, Odra and lakes.

Location of sampling (number of points)	^{137}Cs [Bq/kg] average annual	^{137}Cs [Bq/kg] range	$^{239,240}\text{Pu}$ [mBq/kg] average annual	$^{239,240}\text{Pu}$ [mBq/kg] range
Vistula basin (7) ^(a)	7.68 ± 16.44 ^(b) (14)	0.72 ÷ 63.75	40.85 ± 55.83 (14)	4.86 ÷ 225.75
Odra basin (5)	4.50 ± 3.01 (10)	1.03 ÷ 11.66	34.39 ± 24.01 (10)	5.18 ÷ 82.95
Lakes (6)	6.83 ± 7.57 (12)	1.17 ÷ 29.03	39.50 ± 51.92 (12)	6.38 ÷ 192.73
Average overall (18)	6.51 ± 7.93 (36)	0.72 ÷ 63.75	38.61 ± 32.62 (36)	4.86 ÷ 225.75

^{a)} Number of samples^{b)} Average value \pm Standard deviation (SD)

Both the annual average concentrations of analysed radionuclides and the data obtained for single determinations for water and sediment samples do not differ from data obtained in previous years.

Conclusions

Monitoring of radioactive contamination of surface waters and sediments leads to the conclusion that ^{137}Cs and ^{90}Sr contamination of surface waters is low. Also, the concentration of radioactive ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in bottom sediments of rivers and lakes remains on low level.

Our determinations confirm that there were no new releases of radioactive isotopes into the environment.

Funding

The work done on request of the National Fund for Environmental Protection.

Radiological evaluation of exposure of the post-mining areas, waste landfills and low-percentage uranium mineralization in 2013

M. Kardaś, M. Suplińska, K. Ciupek

Introduction

Main source of uranium and radium in the natural environment is atmospheric precipitation of the material resulting weathering and erosion of older rocks, enhanced due to human activity by fertilizers used in agriculture and fossil fuel combustion. The waste heaps and dumps, especially derived from post-uranium mining and phosphate fertilizer industry are the another source of uranium and radium in the environment.

Radiological assessment of exposure from the environment and the population is mainly based on the determination of concentration levels of selected radioisotopes in the environment and the dose rate measurements. Our studies include post-uranium mining areas (inactive mines and waste dumps) and those adjacent meadows and grassland at the area of the Karkonosze Mountains. In 2013 samples of soil and mineral material from mineshafts, and plant samples (grass, alfalfa, birch leaves), originated from six post mining areas were analyzed. Also, similar samples from one agricultural regions of Poland as a reference level, were examined.

Uranium isotopes were determined by radiochemical method and activity measurement using alpha spectrometry. Activity concentration of ^{226}Ra was determined radiochemically using emanation method.

Results

Depending on location, the different levels of activity concentration of analyzed radionuclides were detected. Activity concentrations of ^{238}U isotopes in the soil and mineral material samples differ from 64.8 Bq/kg_{dw} (meadow in Kopaniec) to about 3000 Bq/kg_{dw} (Radoniów heaps), as in previous years [Kardaś et al., 2013]. In agricultural Mazovia region (central Poland) this concentration in soil was 5.89 Bq/kg_{dw} (meadow in Nowaki) – Figure 1, being one order lower than in meadows in Karkonosze Region.

Activity concentrations of ^{234}U in analyzed samples were similar to concentration of ^{238}U and the activity ratios of these isotopes were in the range from 0.96 to 1.4. Similarly to uranium distribution, variation in concentration of ^{226}Ra , depending on the origin of samples were observed. Activity concentrations of ^{226}Ra in soil ranged from 113 Bq/kg_{dw} to 5680 Bq/kg_{dw}, respectively, when in the Mazovia region it was 5.48 Bq/kg_{dw}.

The activity concentration of ^{238}U in vegetations ranged from 49 mBq/kg_{dw} in grass taken from Nowaki meadow to 56700 mBq/kg_{dw} in alfalfa taken from heap of Adit 19. The activity concentrations of ^{238}U in vegetation samples depended both; on the type of specimen and the location of sampling. They may vary even more than three orders of magnitude, being always higher in alfalfa than in grass. Activity concentrations of ^{238}U in grass and alfalfa taken from three studied areas are shown in Figure 2.

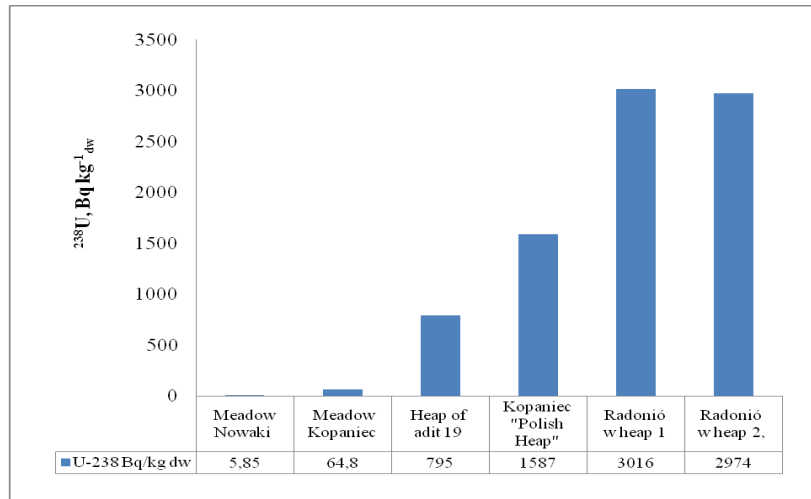


Figure 1. Activity concentration of ^{238}U in soil and mineral material samples 2013.

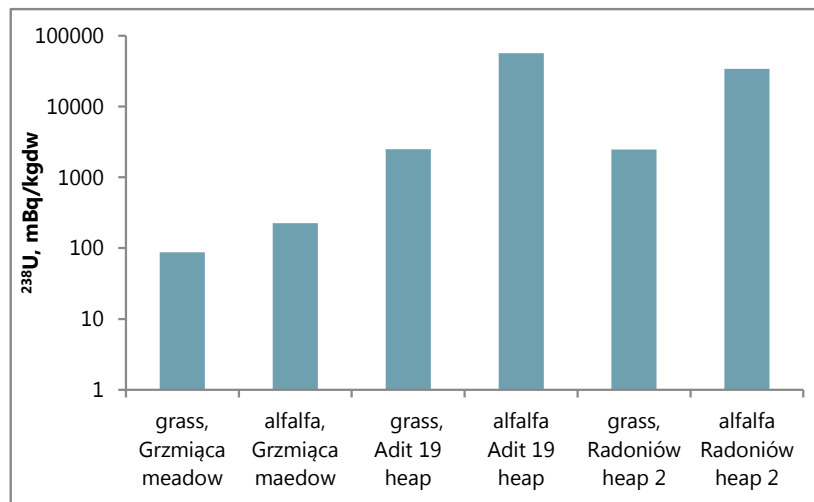


Figure 2. Activity concentrations of ^{238}U in grass and alfalfa in three studied areas.

The concentrations of uranium and radium in plants is related to their different cumulative abilities. The calculated concentration factors (defined as the ratio of concentration of the isotope in the plant to its concentration in the soil) for grass ranged $0.79 \cdot 10^{-3}$ to $1.89 \cdot 10^{-3}$ and for alfalfa are evidently higher $7 \cdot 10^{-3}$ – $66.5 \cdot 10^{-3}$. Concentration factors for ^{226}Ra are at least an order higher than for uranium and no significant differences between alfalfa and grass. Concentration factors of uranium and radium calculated by M. Srok and B. Smodis (2012), for soils with similar concentration of ^{238}U and ^{226}Ra , are comparable with those obtained in our study.

Conclusions

Our determinations showed that samples from the mineshafts and dumps, both soil and plants, were characterized by the activity concentrations of ^{238}U and ^{226}Ra even by several orders higher than outside of those areas [Bem, 2005]. The concentrations of the radionuclides in the areas located in further distances from heaps and dumps are similar to the concentrations present in the other regions of Poland [Kabata-Pendias, Pendias, 1993; Pietrzak-Flis, 1997].

Funding

The work carried out under the project NCBiR – "*Technologies Supporting Development of Safe Nuclear Power Engineering*", task 3: "*Meeting the Polish nuclear power engineering's demand for fuel – fundamental aspects*".

Literature

- [1] Bem H., Radioaktywność w środowisku naturalnym. PAN Oddział w Łodzi. 2005.
- [2] Kabata-Pendias A., Pendias H. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN Warszawa 1993
- [3] M. Kardaś, M. Suplińska, K. Ciupek., Ocena radiologiczna terenów pogórnich, składowisk odpadów oraz mineralizacji niskouranowych – badania wstępne. VI Krajowa Konferencja Radiochemii i Chemii Jądrowej, 21-24 kwietnia 2013, Kraków Przegorzały.
- [4] Pietrzak-Flis Z., Suplińska M., Rosiak L., The dietary intake of ^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{230}Th and ^{226}Ra from food and drinking water by inhabitants of the Walbrzych region. J. Radioanal. Nucl. Chem., Vol 222, No. 1-2 (1997) 189-193.
- [5] M. Strok, B. Smodi. (2012) Transfer of natural radionuclides from hay and silage to cow's milk in the vicinity of a former uranium mine Journal of Environmental Radioactivity 110, 64-68.

Adaptation of the method of determining the ^{241}Am in environmental samples

L. Rosiak, E. Starościk

Introduction

^{241}Am is an artificial radioactive isotope. It is produced in nuclear reactors and during nuclear explosions. Most of ^{241}Am in the environment comes from the decay of ^{241}Pu from the global fallout and local releases (the Chernobyl accident).

The aim of this work was to develop a method for the determination of ^{241}Am in environmental samples: soil, bottom sediments, biological samples of fauna and flora.

Results

Radiochemical method for determining the activity concentration of ^{241}Am , in presence of ^{243}Am as a tracer depends on, its complete separation from other radionuclides (e.g. artificial Pu), and from natural isotopes: polonium, uranium and thorium, always presented in the environmental samples. Depending on the nature of the sample differences in sample pretreatment method exist: total wet mineralization (biological sample), or extraction (soils and sediments) of americium. The sample was then dissolved in dilute (1:1) nitric acid, oxidised using hydrogen peroxide and sodium nitrite. In thus prepared sample americium was separated using a multi-exchange chromatography. In the first step the sample was loaded onto a chromatographic column (with Dowex 1x8, 50-100 mesh) and washed with 8 M nitric acid to separate americium from thorium and plutonium remained on the column. Eluate with americium was evaporated, the precipitate was dissolved in distilled water, Fe^{+3} was added and americium (and other cations) was coprecipitated at pH 8 – 9 with ammonia solution (this step is repeated). The precipitate was centrifuged, dried at 105°C, dissolved in HCl (2:1) and applied to a column chromatography with ion exchanger (Dowex 1x8, 100-200 mesh), washing with dilute (2:1) hydrochloric acid. Eluate containing americium was evaporated to dryness, the residue was dissolved in nitric acid in methanol, and so prepared sample was applied to a chromatography column packed with Dowex 1x8 ion exchanger (100-200 mesh). Under these conditions, the ion exchanger connected americium, and other interfering isotopes. The column was washed successively with HNO_3 1M solution in CH_3OH ; 0.1M HCl solution and 0.5M NH_4SCN in CH_3OH (80%) and and again with solution of 1M HNO_3 in CH_3OH . Finally americium from the column, was eluted with 1.5M HCl in CH_3OH . The eluate was evaporated to dryness with the addition of hydrochloric acid and hydrogen peroxide. The resulting precipitate was dissolved in a small amount of aqua regia, followed by addition of sulfuric acid and americium electrodeposition was performed on the steel disc. Alpha radiation of americium was measured.

Figure 1 shows an example of the alpha spectrum of ^{241}Am in biological sample.

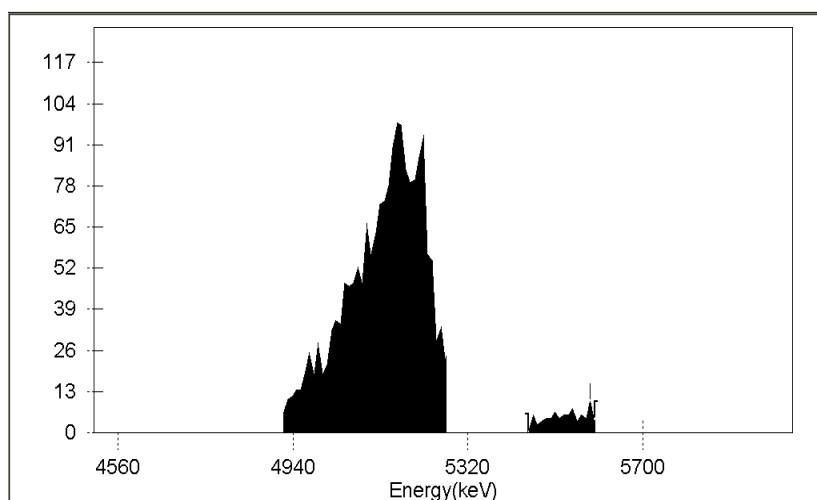


Figure 1. Example of Alpha spectrum of ^{241}Am (energy range: 5.3-5.5 MeV) and ^{243}Am (energy range: 5.1-5.3 MeV) in biological sample, the measurement time - 248000 s.

The results of americium determination in soils and sediments are shown in Table 1 and in biological samples in Table 2.

Table 1. Activity concentration of ^{241}Am in samples of soils and bottom sediments.

Próbka	^{241}Am [mBq/kg]
Soil Wolin	51.4 ± 5.6
Soil Uniescie	129.5 ± 13.2
Soil Mlociny	39.6 ± 3.8
Soil Czersk	179 ± 21
Sand Jantar	63.8 ± 7.2
Sediment Jamno Lake	27.6 ± 2.6
Sediment Resko Lake	54.9 ± 5.7
Sediment Nieslysz Lake	38.8 ± 3.0
Sediment Rogozno Lake	22.6 ± 1.9

Table 2. Activity concentration of ^{241}Am in biological samples.

Sample	^{241}Am [mBq/kg]
Seagrass Pobierowo	11.1 ± 1.6
Litter Wolin	11.7 ± 2.4
Moss Wolin	45.0 ± 8.1
Algae from the beach Hel	< MDA
Shells Hel	< MDA
Fucus Mielno	5.06 ± 0.61
Beech wood Dobieszewo	3.60 ± 0.29
Cod Gdanska Bay	< MDA
Flounder Bałtyk	< MDA

Conclusions

The chemical yield of this method was equal: average of 36%. Calculated MDA was 0.5 mBq/sample. The method can be used to determine the activity concentration of ^{241}Am in environmental samples.

Determination of Polonium-210 and Lead-210 in urine samples of people not occupationally exposed

L. Rosiak, E. Starościk

Introduction

^{210}Po is natural, short-lived ($T_{1/2}=138.3$ days) alpha radiation emitter. It occurs in Earth crust in trace amounts as a product of radioactive Uranium–Radium decay series. The isotope is found in small amounts in human environment: air (<0.5 mBq/m³), drinking water (about 0.5 mBq/L), food (20-200 mBq/kg), tobacco (13.3 mBq/cigarette in Poland) and cigarette smoke (9.62 mBq/cigarette in Poland). Polonium introduced into the body is strongly radiotoxic, damages circulatory system and lungs. In the case of ^{210}Po absorbed by humans, the content of this radionuclide in the human body can be determined based on the analysis of excreta such as urine samples. ^{210}Po is a daughter of ^{210}Pb which is beta and gamma emitter of half-decay $T_{1/2}=22.3$ years. In small quantities, it is present in the human environment: air (< 0.1 mBq/m³), drinking water (approximately 1.5 mBq/l), food (43-155 mBq/kg). ^{210}Pb in the atmosphere, in addition to natural origin, artificial isotope is introduced during the trial of nuclear explosions, particularly in the years 1952 to 1962. ^{210}Pb is toxic both as a heavy metal, accumulating in the human body and as a radioactive isotope.

Results and conclusions

The aim of the study was the determination together ^{210}Po and ^{210}Pb in urine samples of people not occupationally exposed (smokers and non-smokers). This work is a continuation of last year's work. 32 urine samples of people do not have a documented work of ^{210}Po and/or ^{210}Pb (18 males and 14 females) were collected. 10 men and 5 women are tobacco smokers, the rest are non-smoking people (8 men and 8 women). There were analyzed 12 daily samples and 20 two days samples. The average volume of the sample was 1.59 l/24 h (range 0.67 – 2.64 l/24 h).

^{210}Po and ^{210}Pb were determined by radiochemical method described previously (work of 2012). The method was validated in inter-comparison PROCORAD 2013.

Fluctuations in activity concentration of ^{210}Po in the urine are quite substantial, from 1.99 mBq/l in urine sample 81 year old woman tobacco smoker to 14.01 mBq/l urine sample 54 year old man, also a smoker of tobacco. Average ^{210}Po yield pattern was 40%. Concentrations of radioactive ^{210}Pb in urine are also diversified and range from 1.06 mBq/l in urine sample 52 year old non-smoker female to 26.67 mBq/l in urine sample 18 year old female also non-smoker. On average, tobacco smokers excreted per day in urine 8.09 ± 4.54 mBq/d (range 0.49 - 18.89 mBq/d) of ^{210}Po isotope and on average 8.70 ± 5.83 mBq/d (range 1.39 - 21.5 mBq/d) of ^{210}Pb isotope. Non-smokers excreted in the urine per day on average 6.94 ± 3.45 mBq/d (range: 2.35 - 16.36 mBq/d) of ^{210}Po and 13.2 ± 10.9 mBq/d (range: 1.41 – 49.88 mBq/d) of ^{210}Pb .

The results of this year's work were compared with the results of last year work (total 50 samples). Figure 1 shows the results of the daily urinary excretion of ^{210}Po and ^{210}Pb isotopes. Could not find any correlation between the daily excretion of ^{210}Po and ^{210}Pb and the age and sex of individuals. Average daily urinary excretion of ^{210}Po and ^{210}Pb isotopes for different age groups

is shown in Figure 2. The highest values of daily excretion of ^{210}Po was observed for persons aged about 60 years (age group 55 – 64 years), and the lowest for those aged about 30 years (age group 25-34). In the case of ^{210}Pb the highest values of daily urinary excretion was observed for people around 20 years (age group 15-24 years), and the lowest for those aged around 50 years old (age group 45-54 years).

Our results obtained for ^{210}Po daily excretion (average 6.74 mBq/d, range 0.49 – 21.01 mBq/d) are in good agreement with those of similar studies conducted in Italy (average 10.5 mBq/d in the range 0.5-73.5 mBq/d) [1] and in Saudi Arabia (average 7.63 mBq/d in the range 1.5 - 19.16 mBq/d) [2].

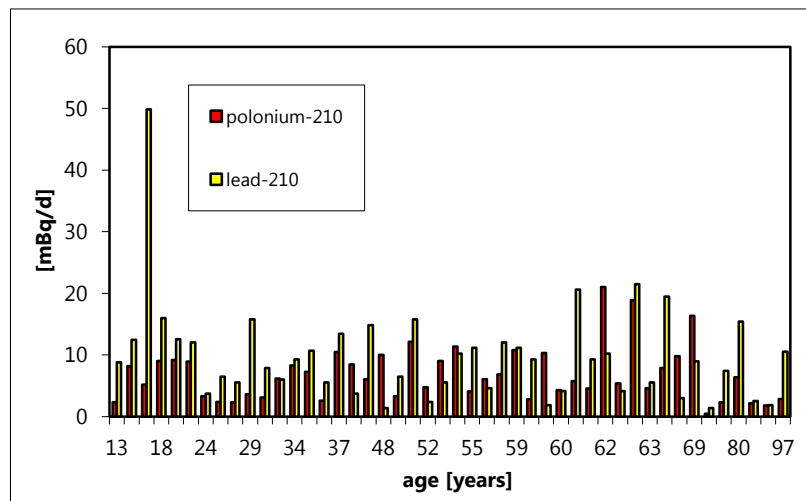


Figure 1. Daily excretion of ^{210}Po and ^{210}Pb with urine [mBq/d] in relation to the age.

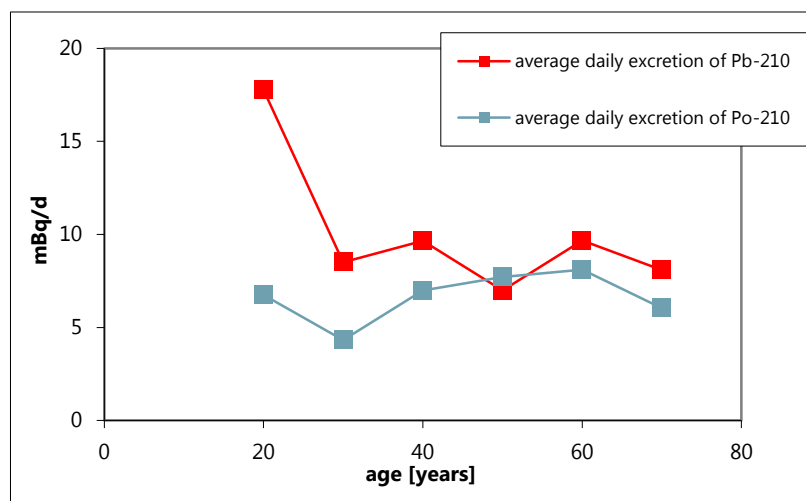


Figure 2. Average daily excretion of ^{210}Po and ^{210}Pb with urine [mBq/d] in relation to the age group.

Literature

- [1] M. A. Melli at all, 2009, Journal of Environmental Radioactivity, No. 100, pp. 84-88.
- [2] M. N. Al-Arifi at all, 2006, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, vol. 269, No. 1, pp. 115-118.

Comparative measurements regarding ^{137}Cs and ^{90}Sr isotope determination by basic units performing radioactive contamination measurements within the framework of radiation monitoring of the country

B. Rubel, M. Kardaś, K. Trzpił

Introduction

The project aimed at comparative measurements of ^{137}Cs and ^{90}Sr isotope content in samples of control material with pre-determined amount of these isotopes. The study was carried out by basic units responsible for monitoring and measurements of local radioactive contamination in Poland.

Dry mushrooms to determination of ^{137}Cs and cereals with spike of ^{90}Sr were used as a control material (required activity concentration of ^{137}Cs – over 5 Bq/kg and ^{90}Sr of activity in range $0.2 \div 2$ Bq/kg).

Results and conclusions

Calibration of gamma spectrometers (Canberra spectrometers with HPGe detectors and Genie 2000 software) was checked using multi-isotopic calibration sources. The accuracy of calibration was earlier verified in the framework of international program „*Radiotoxicology Intercomparisons 2012*” managed by PROCORAD, France and on reference materials IAEA – 414, and water solution with known activity concentration of ^{137}Cs and ^{60}Co (ALMERA, 2013).

To prepare the samples of control materials, the amount of 20 kg of dry mushrooms was purchased and 10 kg of cereals was delivered from the farm in Parciaki (mazowieckie district). The activity concentration of ^{137}Cs in mushrooms and activity of ^{90}Sr in spiked cereals were determined. Also homogeneity of samples was checked.

The results showed that reference material is homogenous and the activity concentration of ^{137}Cs is 1457 ± 116 Bq/kg and activity of ^{90}Sr in cereal samples 1.34 ± 0.11 Bq/kg and is consistent with requirements over 5 Bq/kg for ^{137}Cs and ^{90}Sr in range 0.2 – 2.0 Bq/kg: 2.83 Bq/kg.

In the final stage 32 samples of mushrooms and 5 samples of cereals spiked with ^{90}Sr were prepared. Each parcel of reference materials was accompanied with blank forms to be filled out with data regarding the laboratory location, staff doing the analysis, method(s) of measurement and apparatus type. The samples were delivered to basic units taken part in intercomparison.

Results of measurements of activity concentration of ^{137}Cs of the control samples were received from 31 units. The only spectrometric method was used by 22 units, only radiochemical determination was performed by 2 units, and 7 units used both methods to determine activity concentration of ^{137}Cs in mushrooms samples. The results were in range: from 914 Bq/kg to 1744 Bq/kg.

The submitted measurement results were recorded, compared to reference values and statistical analysis was performed. A number of results in the range of $\pm 25\%$ of reference values was equal 36 (95% of a total number of received). The accuracy and precision of results provided



by the units was assessed based on IAEA criteria. The results were accepted if they meet both criteria and 36 results satisfy this requirement. Also parameter "Z" was determined. Its absolute value $Z \leq 2$ was observed for 35 results which means that the result does not significantly differ from the reference value.

Results of measurements of activity concentration of ^{90}Sr of the control samples were received from 5 units. The results were in range from 0.43 Bq/kg to 2.18 Bq/kg. One result was rejected (2.18 Bq/kg). All results differ from reference values (from -67.9% to 62.7%). Because the efficiency of strontium were not checked by individual laboratories, it may lead to underestimation of the results compared to the reference value.

Funding

Contract PAA, no. 11/OR/2013/109, date 09.05.2013.

Measurements of activity concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in daily meals from three Polish towns and in food products delivered from market on Warsaw area

B. Rubel, M. Kardaś, K. Trzpił, M. Kosiorek

Introduction

Radioactivity in foodstuffs is an important indicator of the radionuclides transfer from the environment to people. We can express the radioactivity content in foodstuffs per unit weight or to estimate the ingested activity per day per person.

This paper deals with the dose assessment based on the ingestion of: (a) complete meals prepared in three cities in Poland, such as Warsaw, Gdansk and Sosnowiec and (b) food product purchased in markets in the Warsaw area.

Results

Radiochemical and spectrometric methods were applied to determine activity of ^{137}Cs in meals and food products. For spectrometric measurement a gamma spectrometer with HPGe detector was used. Measurements were performed both in the Marinelli geometry after homogenization of products and in ash samples in a geometry of a flat cylinder placed on the detector. For radiochemical analyses the samples were dissolved and then filtered through a radiochemical funnel with ammonium molybdeno-phosphate (AMP) bed, selective for cesium. The activity of cesium in the bed was measured using Low Level GM Multicounter system (manufactured by Risø, Denmark). Strontium-90 was determined from beta radiation of ^{90}Y after reaching equilibrium in the $^{90}\text{Sr} - ^{90}\text{Y}$ system.

Foodstuffs (separate products) were purchased in hypermarkets located on the outskirts of Warsaw. Products were collected from May to October. Products sold in such stores originate from all districts of Poland. In the selection of samples and sampling frequency we have taken into account the share and importance of respective products in an average diet, based on the Annual Statistical Book. The activity of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the examined food products is shown in Table 1.

The level of activity concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in particular food products in 2013 does not differ through last 5 years in significant matter.

Samples of complete meals were collected in 2013 through 5 days in June and September from school canteens in Warsaw (central Poland) and in June from Gdansk (north Poland) and in August from Sosnowiec (south Poland). The meals were analyzed separately for days and towns. The results are presented in Table 2.

Table 1. The activity concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in selected food products.

Product	Activity concentration of ^{137}Cs	Activity concentration of ^{90}Sr
	[Bq/kg, Bq/l]	[Bq/kg, Bq/l]
Milk	0.27 ± 0.02	$0.03 \pm 10.8\%$
Meat	0.38 ± 0.02	<0.02
Poultry	0.30 ± 0.03	<0.02
Eggs	0.14 ± 0.01	<0.01
Fish: Halibut	0.26 ± 0.02	$0.05 \pm 11.9\%$
Plaice	2.70 ± 0.44	$0.19 \pm 10.5\%$
Bream	0.59 ± 0.11	$0.12 \pm 10.3\%$
Fruit	0.13 ± 0.01	$0.02 \pm 11.8\%$
Vegetables	0.12 ± 0.01	$0.07 \pm 9.4\%$
Potatoes	0.16 ± 0.01	$0.02 \pm 13.0\%$
Cereals products	0.16 ± 0.01	$0.07 \pm 10.9\%$

Table 2. The average content of ^{137}Cs and ^{90}Sr in daily diets collected in canteen in Warsaw, Gdansk and Sosnowiec, 2013.

Isotopes	Content of isotopes [Bq/day]	Warsaw		Gdansk	Sosnowiec
		June	September	June	August
^{137}Cs	mean	0.63 ± 0.05	0.32 ± 0.04	0.36 ± 0.04	0.34 ± 0.04
	range	0.44 – 0.82	0.25 – 0.42	0.28 – 0.39	0.24 – 0.50
^{90}Sr	mean	0.08 ± 0.01	0.08 ± 0.01	0.08 ± 0.01	0.06 ± 0.01
	range	0.07 – 0.09	0.06 – 0.10	0.06 – 0.10	0.05 – 0.08

Average content of ^{137}Cs in meals from Warsaw in June was twice higher than in meals in September. It was probably connected with activity concentration of ^{137}Cs in milk which was served those days (canteen in Warsaw, delivered to measurement also milk). Activity concentration of ^{137}Cs in milk in June was on level 1.15 Bq/l and 0.52 Bq/l in September. Share of milk in daily total meals is significant (about 250 – 500 ml). The differences in ^{137}Cs in daily meals are attributed to the variation in the ^{137}Cs activity in particular food products. A higher activity level of this isotope is observed in milk and its products, likewise in beef. Therefore the variation of ^{137}Cs is mostly caused by mass of meals and variety of products used to prepare meals. The concentration of ^{90}Sr in all meals is on the same level. The differences are mainly due to mass of daily diet.

Intakes of ^{137}Cs and ^{90}Sr from various foodstuffs were estimated based on their concentration in the products and consumption rate. The effective dose from ingestion was calculated. The annual intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr from daily diets in towns and foodstuffs and effective dose obtained by people is shown in the Table 3.

Table 3. The annual intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr from daily diets in towns and foodstuffs and effective dose obtained by people.

Method of analysis	Annual intake ^{137}Cs	Effective dose from ^{137}Cs	Annual intake ^{90}Sr	Effective dose from ^{90}Sr
	[Bq/person]	[μSv]	[Bq/person]	[μSv]
Diet from Warsaw	175	2.3	29	0.8
Diet from Gdansk	131	1.7	29	0.8
Diet from Sosnowiec	124	1.6	22	0.6
Diet based on food products analyses from Warsaw market	136	1.8	26	0.7

Conclusions

The study has shown that the annual intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr by the population of Poland is on a fairly low level. There are no significant variations in intakes in different region of Poland. The annual intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr with food is mainly dependent on the mass of a daily diet, amount of consumed milk, its products, fish (some kinds) and beef.

Funding

Contract PAA no 12/OR/2013/108, date: 17.05.2013.

Determination of uranium levels in urine of young and elderly people to estimate internal contamination

E. Starościk, L. Rosiak

Introduction

Uranium is radioactive element used in civilian and military sector. In case of radiation incident, there is a danger of absorbing these elements by inhalation and ingestion way. This exposure concerns not only workers and services, but also people of population include children – inhabitants of region surrounding. Estimation of exposure could be done knowing an internal contamination. This internal exposure could be determined by the knowledge of measurements results of uranium activity in daily samples of urine and metabolic parameters of these isotopes in a human body. We could then estimate an effective dose (ICRP Publication No. 76).

The work is a continuation of the subject of determination of uranium in daily urine samples of people between 24 and 60 years old and of children age of 3 to 14 years. The aim of this year's work is to determine ^{234}U and ^{238}U in daily urine samples of young people aged 15-23 years and people over 60 years. Results could be used as reference levels, which let to detect internal exposure of these nuclides in case of an unexpected delivery to the environment. Daily urine samples were collected from 17 young people (6 women and 11 men) and 18 older people (10 women and 8 men). All persons are residents of Warsaw.

Results

Radiochemical method of uranium determination depends on separation these isotopes from thorium isotopes by ion exchange on chromatography column. Process is controlled by adding to the sample tracer ^{232}U at the beginning of the analysis. Uranium is eluted from the column by 8M nitric acid. Next, uranium is extracted with the solution of tributylphosphate in kerosene, then re-extracted into the aqueous phase. After evaporation of the extract, with addition of concentrated sulfuric acid electro-deposition on stainless steel discs is carried out and uranium activity is measured by alpha spectrometry.

Concentrations of radioactive ^{234}U in the samples vary considerably for young people in the range from < 0.50 for 21 year old man to 5.08 mBq/l for 22 year old man (average: 1.90 ± 1.33 mBq/l) and for seniors over the age of 60 take the values in a narrower range: from < 0.50 for 63 year old woman to 3.58 mBq/l for 80 year old man (average: 1.73 ± 1.06 mBq/l). Concentrations of radioactive ^{238}U for youth oscillate in the range of < 0.50 for 22 year old woman to 2.80 mBq/l for 22 year old man (average: 1.28 ± 0.78 mBq/l), and for seniors from 0.55 for 73 year old woman to 2.59 mBq/l for 63 year old woman (average: 1.38 ± 0.69 mBq/l).

Volume of daily urine samples ranged from 1.10 to 2.63 liters. Average daily urinary excretion of ^{234}U is for young people 3.09 ± 2.76 mBq/d, and for seniors 2.71 ± 1.88 mBq/d. Average daily urinary excretion of ^{238}U is for the youth 2.01 ± 1.48 mBq/d, and for people over 60 years of age 2.42 ± 1.63 mBq/d. Average daily excretion in the urine of both studied isotopes of uranium is comparable for both age groups. These relationships are shown in Figures 1 and 2.

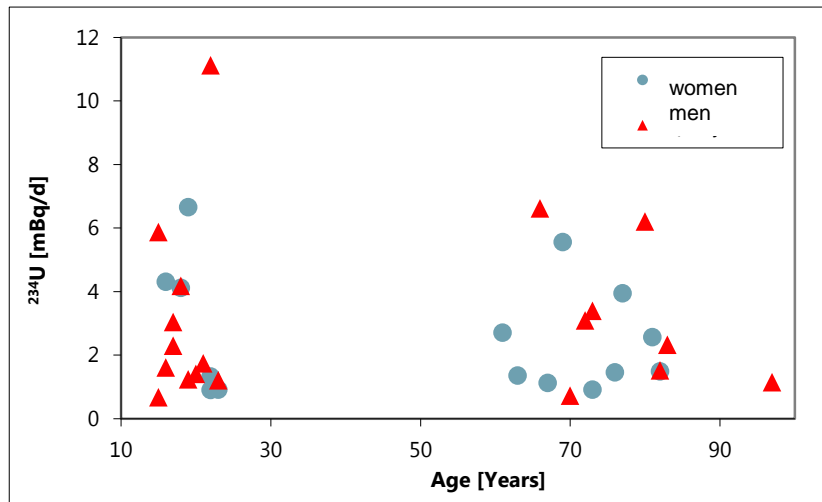


Figure 1. The daily excretion of ^{234}U , depending on sex and age.

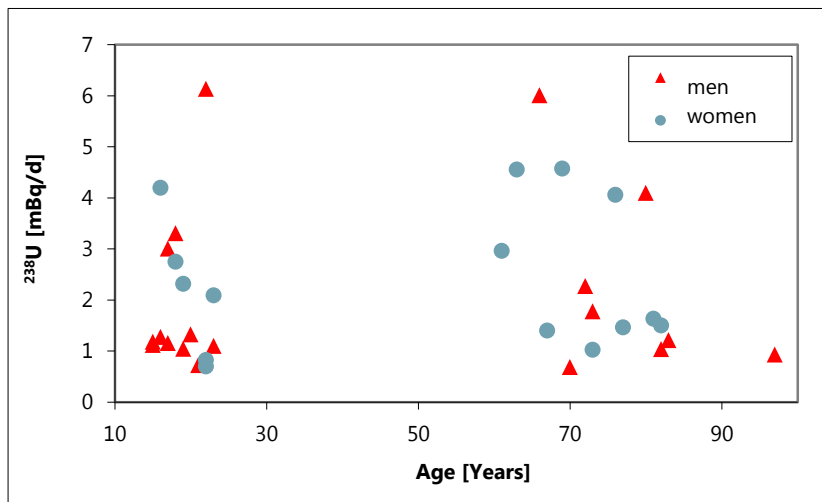


Figure 2. The daily excretion of ^{238}U , depending on sex and age.

The following assumptions were made for the calculation of annual effective dose from chronic oral absorptions of data on uranium excreted per day in urine:

1. Uranium introduced into the blood from the digestive tract is in equilibrium with uranium present in the human body.
2. The whole uranium of the body is excreted through renal system $f_U = 1$.
3. Daily urinary excretion of uranium is proportional to its content in the body.
4. $f_1 = 2\%$ for all components of the diet.
5. DCF from oral ingestion: for $^{234}\text{U} = 4.9 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$
for $^{238}\text{U} = 4.5 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$

The calculated average daily and annual ingestion of ^{234}U and ^{238}U for young people were 3.15 mBq/d and 1.15 Bq/year and 2.05 mBq/d and 0.75 Bq/year respectively. For the elderly 2.76 mBq/d and 1.01 Bq/year and 2.41 mBq/d and 0.90 Bq/year respectively.



Conclusions

Average effective doses for the youth group were 0.06 for ^{234}U and 0.03 $\mu\text{Sv}/\text{year}$ for ^{238}U . For the second age group were 0.05 and 0.04 $\mu\text{Sv}/\text{year}$ respectively. Total doses of uranium are therefore the 0.09 $\mu\text{Sv}/\text{year}$ for both age groups. Calculated in this work the total effective doses from ^{234}U and ^{238}U are 5 times lower than the annual dose of 0.5 $\mu\text{Sv}/\text{year}$ received by adults (24 -60 years) and almost 2 times higher than the dose of 0.05 $\mu\text{Sv}/\text{year}$ for children. This dose is approximately 0.004% of the annual dose from natural and artificial isotopes in the environment.

Determination of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Baltic sea fish and freshwater fish from the region of northern Poland as output contamination level of aquatic environment, before nuclear polish power plant operating

M. Suplińska, B. Rubel, A. Adamczyk

Introduction

In the age of nuclear energy and the planned construction of a nuclear power plant in Poland, it is advisable to conduct studies of aquatic environmental: sea and inland, in terms of the level of contamination of aquatic fauna. Determination of the concentration of radioactive isotopes in selected components would be the initial level of contamination of the environment before starting the Polish nuclear power plant. With continued absence of a decision of the future location of a nuclear power plant in Poland, our study relate to the area of the Żarnowieckie Lake (one of the considered location) and the Southern Baltic (part of the Polish economic zone). Area of the Żarnowieckie Lake has been studied on the radioactive contamination (mainly ^{90}Sr and ^{137}Cs) in the period of the seventies, at the time of construction of future nuclear power plant. However, after the Chernobyl accident the existing level of contamination of the environment has changed. Also in the seventies started the study of radioactive substances in the South Baltic region (carried out still, under the auspices Helsinki Commission – HELCOM).

Results

This year's study focused on the assessment of radioactive concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in selected species of fish and water from which these fish originated. For the southern part of the Baltic Sea the most typical are: herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) – pelagic fish, feeding on plankton, cod (*Gadus morhua*) – predatory pelagic fish, and flatfish (*Platichthys flesus*) – benthic, pelagic planktivorous fish. More common species of freshwater fish are: pike (*Esox Lucius*) and perch (*Perca fluviatilis*) – predatory fish, as well as bream (*Abramis brama*) and roach (*Rutilus rutilus*) – planktivorous fish. The obtained data allow to calculate concentration factors, of analyzed isotopes in different fish species.

Fish and water samples collected from known areas of the southern Baltic Sea and Lake Żarnowieckie. Determination of ^{137}Cs was carried out by gamma spectrometry or radiochemical method. Gamma spectrometry consists of HPGe detector, connected to the multichannel analyzer Canberra with GENIE-2000. Radiochemical method consisting of the selective adsorption of cesium on a bed of ammonium phosphomolybdate (AMP) [Jankowska, 1966] and the radioactivity was measured using low level beta counter, based on flow counters GM (GM-Riso 25-5). For the ^{90}Sr determinations was used a modified method of Volchok, (1957), involving the determination of ^{90}Y , short-life isotopes ($T_{1/2} = 64.2$ h) resulting from the dissolution of ^{90}Sr . The same like for cesium radioactivity was measured using low level beta counter.

Determination of the activity concentration of ^{137}Cs were carried out in 19 samples of fish (cod, herring, sprat and flatfish) and 6 samples of fish from the Lake Żarnowieckie (perch, pike, bream). Determination of the activity concentration of ^{90}Sr (requiring a greater weight of the sample) was performed in 13 samples of Baltic fish and 3 from the Lake Żarnowieckie. Concentrations of ^{137}Cs in the Baltic Sea water were determined for the three areas, according to the origin of the fish. Water from the Lake Żarnowieckie was taken from its central part. ^{137}Cs and ^{90}Sr concentrations are given in Table 1.

Table 1. Activity concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Baltic Sea water and Żarnowieckie Lake water.

Akwen	Area	^{137}Cs [mBq/dm ³]	^{226}Ra [mBq/dm ³]
Baltic Sea	Gulf of Gdansk	29.9 ± 1.5	4.32* ± 0.87*
	Open sea area – Gdansk Basin	35.9 ± 1.8	5.48* ± 1.04**
	Open sea area –Bornholm Basin	36.9 ± 2.2	4.93* ± 1.15**
Żarnowieckie Lake	Central Part	3.38 ± 0.16	1.30 ± 0.21

* [Zalewska, 2013] ** SD – Standard Deviation

Activity concentrations of ^{137}Cs in the water of the Baltic Sea are quite aligned, 35.9 mBq/dm³ in the Gdansk Basin and 36.9 mBq/dm³ in the Bornholm Basin (Table 1). Lower ^{137}Cs concentration was observed in the Gulf of Gdansk, 29.9 mBq/dm³, due to the direct impact of the waters of the Vistula River, with a much lower concentration of ^{137}Cs [Kardaś, 2012]. The concentration of ^{137}Cs in Lake water Żarnowieckie – 3.38 mBq/dm³ is about one order of magnitude lower than in the sea being comparable with the concentration of others Polish lakes [Kardaś, 2012]. Activity concentration of ^{90}Sr in water from Żarnowieckie Lake was 1.30 ± 0.20 mBq/dm³, being about one order lower than in 70'. Activity concentrations of ^{90}Sr in the Baltic Sea water ranged from 4.32 mBq/dm³ to 5.48 mBq/dm³ [Zalewska, 2013].

Increase of ^{137}Cs concentration in water affects its content in fish, both directly and through contaminated feed. Activity concentration of ^{137}Cs in the Baltic Sea fish (Table 2) ranged from 3.68 Bq/kg_{f.w.} (herring) to 4.74 Bq/kg_{f.w.} (cod), wherein the lower concentration is observed for all planktivorous fish (with average concentration of 3,77 ± 0,10 Bq/kg_{f.w.}). Activity concentrations of ^{137}Cs in freshwater fish are now much lower than in marine fish. The average concentrations of ^{137}Cs for fish from Lake Żarnowieckie ranges from 0.44 Bq/kg_{f.w.} (bream) to 1.29 Bq/kg_{f.w.} (perch), and therefore also higher concentrations are observed in the predatory fish. For each fish sample concentration factors – CF (as a ratio of the concentration of the isotope in the fish to its concentration in water) were determined. The average concentration factors of ^{137}Cs and ^{90}Sr for different fish species are given in Table 2.

Table 2. The average activity concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr and concentration factors (CF) in Baltic Sea fish and freshwater fish.

Akwen	Species	^{137}Cs Bq/kg _{f.w.}	CF _{Cs-137}	^{90}Sr [Bq/kg _{f.w.}]	CF _{Cs-90}
Baltic Sea	Cod	4.74 ± 0.60 [†]	147 ± 32 [*]	0.147 ± 0.035 [†]	31.8 ± 9.8 [*]
	Herring	3.68 ± 0.38	112 ± 17	0.023 ± 0.003	4.70 ± 1.04
	Sprat	3.88 ± 0.46	115 ± 21	0.026 ± 0.008	5.12 ± 1.73
	Flatfish	3.74 ± 0.20	107 ± 4	0.155 ± 0.011	34.7 ± 4.2
Żarnowieckie Lake	Perch	1.29 ± 0.20 ^{**}	381 ± 80 ^{**}	0.054 ± 0.008 ^{**}	41.5 ± 8.5 ^{**}
	Pike	0.99 ± 0.22	292 ± 24	0.062 ± 0.009	47.7 ± 10.1
	Bream	0.44 ± 0.10	131 ± 26	0.140 ± 0.016	108 ± 20

[†]SD – Standard Deviation ^{**} Total relative uncertainty at a confidence level of 95%

Changes in the ^{137}Cs concentration in the water causes the changes in fish. Concentrations ^{137}Cs in fish, which increased due to contamination after the Chernobyl accident, has decreased gradually in the following years, similar to the changes in the water. For bream and roach ^{137}Cs concentrations varied from 16.7 Bq/kg_{f.w.} (in 1986 year) to 1.9 Bq/kg_{f.w.} (1998) [COPSP], and the current ^{137}Cs concentration is 0.44 Bq/kg_{f.w.}. In the case of herring ^{137}Cs concentration decreased from 15.0 Bq/kg_{f.w.} defined in 1989 [Grzybowska 1996] to 3.68 Bq/kg_{f.w.} at present. Longer persisting, elevated levels of ^{137}Cs in the water of the Baltic Sea [Tomczak, 1997; Zalewska et al., 2013] cause that the current concentration of ^{137}Cs in Baltic Sea fish are still about twice as high as before the reactor accident at Chernobyl (1.9 Bq/kg_{f.w.}) [Jaworowski 1986].

The concentration of ^{90}Sr , which accumulates mainly in fish bones, is higher for cod and flatfish, and lower for herring and sprat (where the ratio of skeleton to muscle tissue is smaller). In clupeid fish, these concentrations are respectively 0.023 Bq/kg_{f.w.} and 0.026 Bq/kg_{f.w.}. For cod and flatfish it is about 5 times higher and amounts to 0.147 Bq/kg_{f.w.} and 0.155 Bq/kg_{f.w.}. Concentrations of ^{90}Sr in freshwater fish ranged from 0.054 Bq/kg_{f.w.} (perch) to 0.140 Bq/kg_{f.w.} (bream) and did not differ from those set out in the Baltic fish.

The calculated ^{137}Cs concentration factors ($CF_{\text{Cs-137}}$) for predatory fish, are higher than calculated for planktivorous fish (being at a lower trophic level). These differences are especially evident for lake fish, where $CF_{\text{Cs-137}}$ for perch is equal to 381, and for bream is 131 (Table 2). Lower values of concentration factors $CF_{\text{Cs-137}}$ and smaller differences between them are observed for Baltic fish living in the water with a higher concentration of ^{137}Cs . The calculated average $CF_{\text{Cs-137}}$ for predatory Baltic fish (cod) is equal to 147 and for planktivorous (herring, sprat, flatfish) is equal to 111 ± 4 .

Concentration factors for ^{90}Sr ($CF_{\text{Sr-90}}$) are lower than those calculated for ^{137}Cs . For Baltic fish, $CF_{\text{Sr-90}}$ are in the range of 4.7 to 34.7, depending on the species and for freshwater fish from 41.5 to 108 (Table 2).

Conclusions

One of the most important elements of the assessment of environmental contamination is an indication of the reference organism for the study area. They should to fulfill the requirements such as: radioecological sensitivity, the frequent occurrence and adequacy to research, for example, due to the high human consumption. Analyzed in this work fish species confirm that can be good reference organisms of aquatic environment, especially for medium and long-term changes. The study should be extended in the future, for other freshwater reservoirs and rivers.

Funding

The work done with the funds of the Ministry of Higher Education and Science.

Literature

- [1] G. J Soszka et al. Radiological characteristics of Lake Żarnowieckie., Pol. Ecol. Stud., 12 3-4 363-381, 1986.
- [2] D. Grzybowska Concentration of ^{137}Cs in marine fish from the southern Baltic Sea in 1990-1995. Nukleonika 1997, 42 (3) 665-674.



- [3] S.Jankowska, A rapid assay of caesium-137 in liquid milk. The radiochemical method. Proc. XVII International Dairy Congress, Section B, 253-259, 1966.
- [4] Z. Jaworowski et al. Study of radioactive materials in the Baltic Sea. IAEA-TECDOC-362, 1986.
- [5] M. Kardaś et al., Monitoring skażeń promieniotwórczych wód powierzchniowych osadów dennych w latach 2011-2012. Roczniki CLOR, 2013.
- [6] Centre for Measurements of Radioactive Contamination (COPSP) - unpublished data.
- [7] H. L. Volchock, J. L. Kulp, W. R. Eckelmann, I. E. Gaetjen, Determination of ^{90}Sr and ^{140}Ba in bone, dairy products, vegetation and soil, Ann. N. Y. Acad. Sci. 71, 293-304, 1957.
- [8] J. Tomczak, 1997, Radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr . W: Environmental Conditions in the Polish Zone of the Southern Baltic Sea During 1996. Cyberska B, Lauer Z. and Trzosińska A. (Eds) Institute of Meteorology and Water Management-Marine Branch Materials, 136-143.
- [9] T. Zalewska A. Śliwińska, M. Saniewski ^{137}Cs and ^{90}Sr in seawater in the Polish economic zone, in 2012 HELCOM MORS EG 3/2013, Document 3/5 (2013).

Measurements of radioactive contamination in samples of water, sediments and fish in the framework of the monitoring of radioactive contamination of the Baltic Sea

M. Suplińska, A. Adamczyk

Introduction

Measurements of radioactive contamination of the Baltic Sea carried out in CLOR include determination of radioactive substances in the two components of the marine environment in sediments and biota (fish). Determinations of ^{137}Cs and ^{226}Ra were performed in all analyzed samples: six samples of water, six core samples of sediments (72 subsamples) and 20 samples of fish. Determination of ^{238}Pu and $^{239,240}\text{Pu}$ were done in two chosen sediment core samples (24 subsamples). Studies on Baltic Sea environment are coordinated by Helsinki Commission and carried out by all Baltic States. The data on radioactive contamination are submitted to the Data Bank of Helsinki Commission each year.

Results

- Bottom sediments

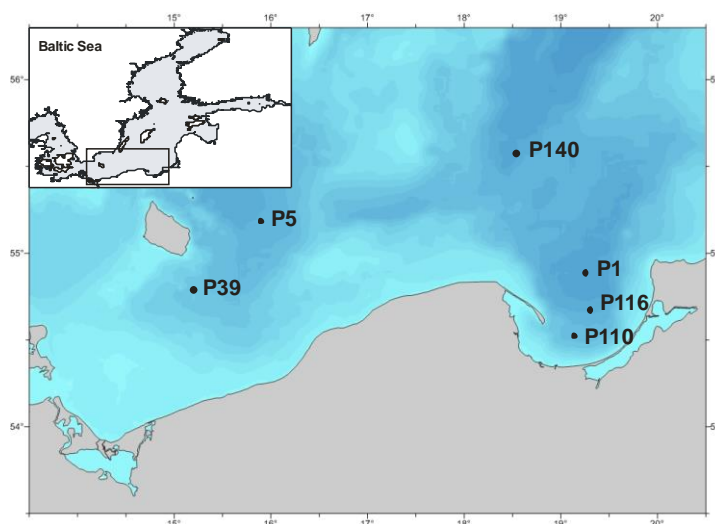


Figure 1. Bottom sediment and water sampling stations in 2013.

Bottom sediment samples were taken from six locations of Southern Baltic Sea. Sediment core samples were divided into 12 layers, in which determination of analyzed isotopes were performed. For determination of isotopes the same methods as in previous years were used [Suplińska 2000]. The highest ^{137}Cs activity concentrations were found in the upper sediment layers, the same as in previous years [Suplińska 2008; Zalewska, 2013 B]. Concentrations of ^{137}Cs , in the layers from 0 to 5 cm: in Gulf of Gdansk (P110 and P116) ranged from 194 Bq/kg_{dw} to 218 Bq/kg_{dw}. In Bornholm

Deep (P5) they ranged from 54.4 Bq/kg_{dw} to 69.1 Bq/kg_{dw}. The vertical distribution of ¹³⁷Cs activity concentration in bottom sediments shows in Figure 2.

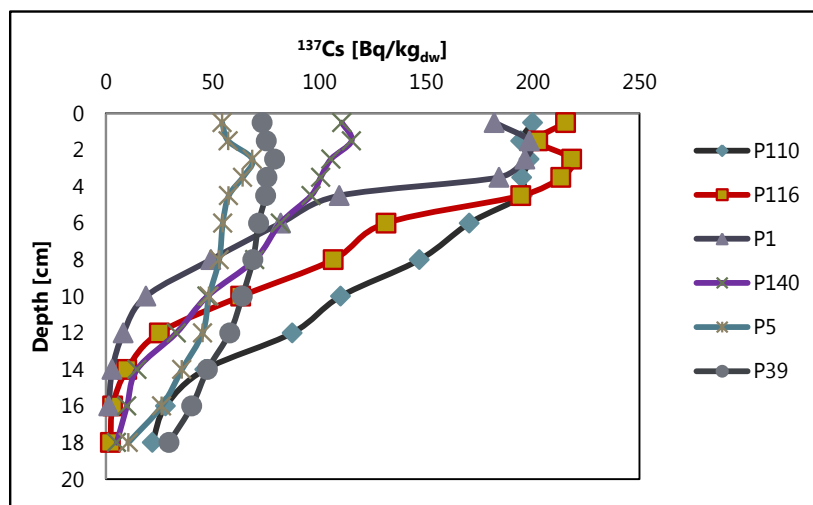


Figure 2. Vertical distribution of ¹³⁷Cs activity concentration in bottom sediments from southern Baltic Sea.

Distribution of ²²⁶Ra activity concentrations was uniform along the profiles and similar as in previous years, [Suplińska 2013] however, differences between particular sub-regions were observed. The lowest concentration of ²²⁶Ra was found in the Gulf of Gdansk (26.7 ± 1.2 Bq/kg_{dw}) and the highest in Bornholm Deep (46.9 ± 0.9 Bq/kg_{dw}) (Figure 3).

Total amount of ¹³⁷Cs in bottom sediments differ between sub-regions, and ranged from 5.00 ± 0.07 kBq/m² in Gulf of Gdansk to 1.64 ± 0.05 kBq/m² w P1 in Gdansk Deep. Similar low content of ¹³⁷Cs (1.74 ± 0.06 kBq/m²) was observed in the Bornholm Deep (Figure 4). Total amount of ²²⁶Ra in sediments is more uniform. The lowest (1.41 kBq/m²) was determined in the Gulf of Gdansk (P110 and P116), and about 50% higher (2.29 kBq/m²) in the open sea (P140). Total amount of ⁴⁰K (in the layer 0 – 19 cm) is about one order higher than ¹³⁷Cs and ranged from 36.0 kBq/m² to 56.0 kBq/m². The percentage content of ¹³⁷Cs, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb and ⁴⁰K and these contents in Bq/m² in sub-regions are shown in Figure 4.

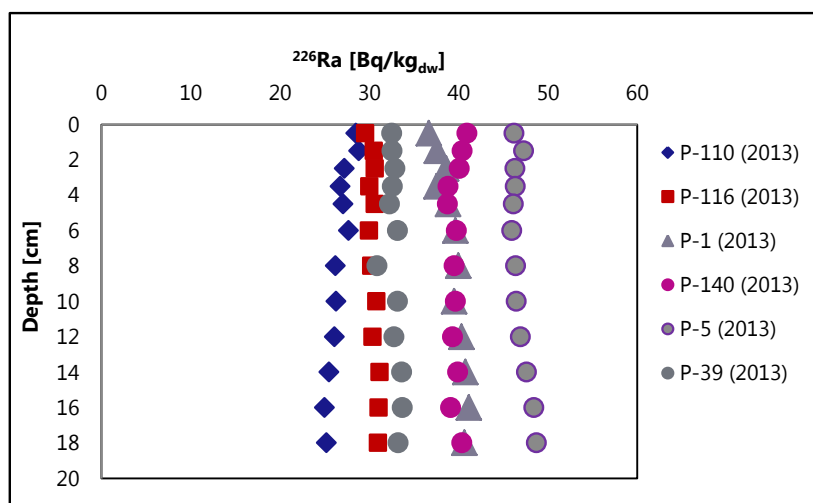


Figure 3. Vertical distribution of ²²⁶Ra activity concentration in bottom sediments from southern Baltic Sea.

Total amount of ^{137}Cs in bottom sediments differ between sub-regions, and ranged from $5.00 \pm 0.07 \text{ kBq/m}^2$ in Gulf of Gdansk to $1.64 \pm 0.05 \text{ kBq/m}^2$ w P1 in Gdansk Deep. Similar low content of ^{137}Cs ($1.74 \pm 0.06 \text{ kBq/m}^2$) was observed in the Bornholm Deep (Figure 4). Total amount of ^{226}Ra in sediments is more uniform. The lowest (1.41 kBq/m^2) was determined in the Gulf of Gdansk (P110 and P116), and about 50% higher (2.29 kBq/m^2) in the open sea (P140). Total amount of ^{40}K (in the layer 0 – 19 cm) is about one order higher than ^{137}Cs and ranged from 36.0 kBq/m^2 to 56.0 kBq/m^2 . The percentage content of ^{137}Cs ^{226}Ra ^{210}Pb and ^{40}K and these contents in Bq/m^2 in sub-regions are shown in Figure 4.

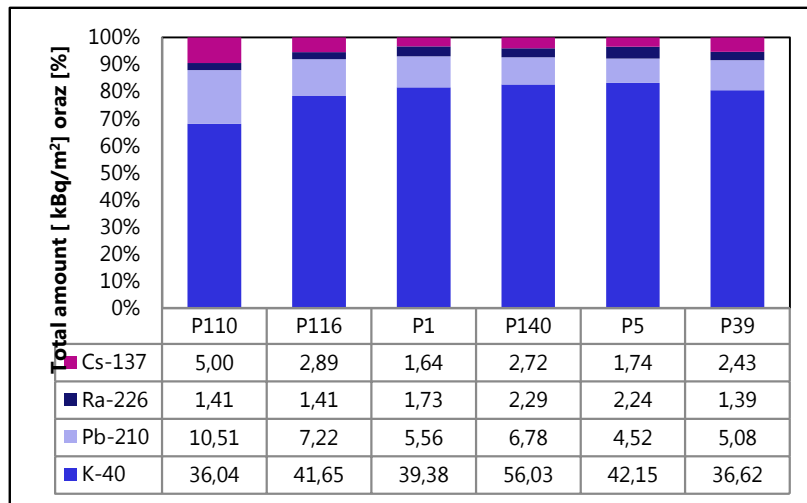


Figure 4. Total amount of ^{137}Cs ^{226}Ra ^{210}Pb and ^{40}K in sub-regions of Baltic Sea (0-19 cm layer).

Determination of plutonium in bottom sediments are carried out every three years. In 2013, plutonium determinations were performed in sampling stations: P116 (Gulf of Gdansk) and P39 (Bornholm Basin). Also determinations of plutonium were performed in sediment sample from P140 taken in 2012. The same like in previous years [Suplińska, 2002; Suplińska. 2008], activity concentrations of plutonium were evidently higher in the Gulf of Gdansk than in Bornholm Basin. In the Gulf of Gdansk (P116) maximum of plutonium concentration was determined at 2 – 3 cm layer and the activity concentrations of $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{238}Pu were $5.32 \pm 0.22 \text{ Bq/kg}_{\text{dw}}$ and $0.209 \pm 0.028 \text{ Bq/kg}_{\text{dwr}}$, respectively (Figure 5).

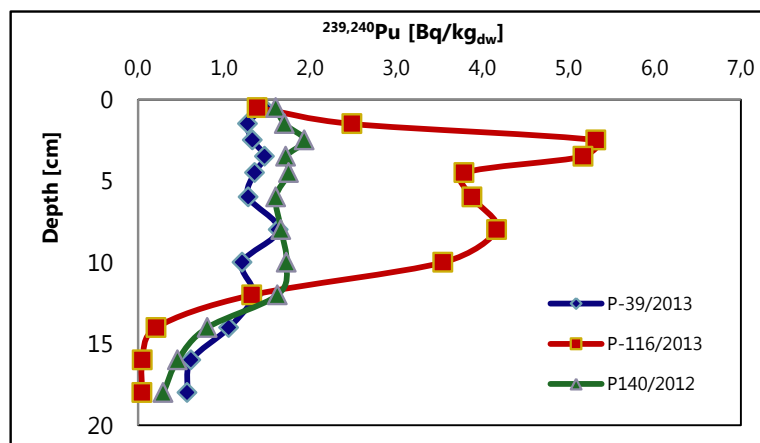


Figure 5. Vertical distribution of $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration in bottom sediments from Gulf of Gdansk (P116) open sea (P140) and Bornholm Basin (P39).

In the Bornholm Basin (P39) and in open sea area (P140) $^{239,240}\text{Pu}$ concentrations were similar to the depth of 13 cm and the average concentration of $^{239,240}\text{Pu}$ amounted to $1.37 \pm 0.13 \text{ Bq/kg}_{\text{dw}}$ and $1.70 \pm 0.10 \text{ Bq/kg}_{\text{sm}}$ respectively. The average concentrations of ^{238}Pu in these two locations were: $0.051 \pm 0.007 \text{ Bq/kg}_{\text{sm}}$ and $0.085 \pm 0.020 \text{ Bq/kg}_{\text{dw}}$.

Total amounts of $^{239,240}\text{Pu}$ in P116, P39 and P140 were: $96.7 \pm 6.5 \text{ Bq/m}^2$, $48.0 \pm 3.4 \text{ Bq/m}^2$ and $74.9 \pm 3.6 \text{ Bq/m}^2$ in case of $^{239,240}\text{Pu}$ and $3.28 \pm 0.40 \text{ Bq/m}^2$, $2.17 \pm 0.20 \text{ Bq/m}^2$ and $3.61 \pm 0.39 \text{ Bq/m}^2$ for ^{238}Pu .

- Fish

Samples of fish (herring, cod, plaice and sprat) came from commercial fishing, trapping of the known sites. Determination of radionuclides were carried out in the fish fillets with the exception of sprat which analyzed whole fish without a head. The average activity concentration of determined radionuclides are presented in table 1.

The highest average activity concentration was found in cod, $4.86 \pm 0.48 \text{ Bq/kg}_{\text{fw}}$ and the lowest in plaice, $2.90 \pm 0.20 \text{ Bq/kg}_{\text{fw}}$. The average activity concentration of ^{137}Cs in fish flesh in 2013 was equal to $3.74 \pm 0.83 \text{ Bq/kg}_{\text{fw}}$. Activity concentration of ^{137}Cs in the Baltic sea fish has decreased in years [Zalewska, 2013 A], but it is still almost two times higher than before the Chernobyl accident [Grzybowska 1997]. Activity concentrations of ^{226}Ra in fish were more varied, the highest average concentration was determined in cod, $88 \text{ mBq/kg}_{\text{fw}}$ and the lowest in herring, $26 \text{ mBq/kg}_{\text{fw}}$.

Table 1. The average concentrations of ^{137}Cs and ^{226}Ra in Baltic Sea fish flesh in 2013.

Species (number of samples)	Number of fish total	Fish length [cm]	^{137}Cs [Bq/kg _{fw}]	^{226}Ra [Bq/kg _{fw}]
Herring (5)	68	19-23	3.43 ± 0.28	0.026 ± 0.003
Sprat * (6)	251	9-12	3.78 ± 0.21	0.067 ± 0.004
Plaice (4)	28	23-30	2.90 ± 0.20	0.048 ± 0.003
Cod (5)	15	30-40	4.86 ± 0.48	0.088 ± 0.005

*whole fish without a head

- Water

The samples of water were taken at the same locations as the samples of bottom sediments. Activity concentrations of ^{226}Ra in sea water were similar in sub-regions of Southern Baltic Sea and were in the range (2.85 – 3.29) Bq/m^3 , with the average concentration of ^{226}Ra equal to $3.09 \pm 0.16 \text{ Bq/m}^3$ being similar to previous years. Activity concentrations of ^{137}Cs were in the range (25.7 – 39.5) Bq/m^3 with an average concentration of $34.2 \pm 5.1 \text{ Bq/m}^3$. Activity concentrations of ^{40}K ranged from 2418 Bq/m^3 to 2713 Bq/m^3 .

Table 2. Activity concentrations of ^{226}Ra , ^{137}Cs and ^{40}K in water samples from surface layer.

Sampling station	^{226}Ra [Bq/m ³]	^{137}Cs [Bq/m ³]	^{40}K [Bq/m ³]
P-110 Gulf of Gdansk	3.11 ± 0.48	34.0 ± 0.6	2548 ± 63
P-116 Gulf of Gdansk	3.22 ± 0.44	25.7 ± 0.5	2418 ± 49
P-1 Gdansk Deep	2.85 ± 0.52	32.2 ± 0.6	2557 ± 51
P-140 Open sea area	3.11 ± 0.44	39.5 ± 0.7	2590 ± 41
P-5 Bornholm Deep	2.96 ± 0.41	34.7 ± 0.9	2713 ± 52
P-39 Bornholm Basin	3.29 ± 0.48	39.0 ± 0.7	2702 ± 68

Conclusions

There were no new contamination of anthropogenic radionuclides in bottom sediments in 2013. The main source of radiocesium contamination was the accident of nuclear reactor at Chernobyl and plutonium came mainly from the fallout after the nuclear weapons test, the most intense in the years 1961-1962. This is evidenced by the vertical distribution of ^{137}Cs and plutonium in bottom sediments. Also, activity ratio of ^{238}Pu to $^{239,240}\text{Pu}$ ranging from 0.02 to 0.08 is typical for global fallout.

Contamination of sediments in the Southern Baltic caused by anthropogenic radionuclides is uneven. The concentration of radioactive ^{137}Cs and plutonium isotopes and their total amount were higher in the Gdansk Basin than in the Bornholm Basin. The activity concentration of ^{226}Ra , almost constant along the sediment profiles, indicate a continuous supply of this radionuclide from water mass. Observed differences in the total amount of ^{226}Ra in particular locations were rather small.

The activity concentrations of ^{137}Cs and ^{226}Ra in fish depends on their species, mainly due to the kind of nutrition, in cod - predatory fish is higher than in the herring and plaice - planktivorous fish. Contamination in fish due to cesium-137 was reduced more than 3 times comparing with maximum observed in 1989.

Funding

Performed under an agreement PAA Nr 15/OR/2013/118 and 14/OR/2013/124.

Literature

- [1] Grzybowska D., (1997), Concentration of ^{137}Cs in marine fish from Southern Baltic Sea in 1990-1995, *Nukleonika*, 42(3), pp. 665-674.
- [2] Suplińska M., Grzybowska D., (2000), Monitoring of radioactive contamination in selected components of the ecosystem of the Southern Baltic Sea.. *Postępy Techniki Jądrowej* Vol. 43(3) 35-44 (in Polish).
- [3] Suplińska M. (2002), Vertical distribution of ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra and $^{238,240}\text{Pu}$ in bottom sediments from Southern Baltic Sea in the years 1998-2000. *Nukleonika* 47(2): 45-52.
- [4] Suplińska M, Pietrzak-Flis Z., (2008), Sedimentation rates and dating in bottom sediments in the Southern Baltic Sea region. *Nukleonika* 53, S105-S111.
- [5] Suplińska M., Adamczyk A., (2013), Distribution of selected radionuclides in bottom sediments of the Southern Baltic Sea, 2011-2012., XVI Congress of the Polish Society of Radiation Research 23-26.09.2013 (in polish).
- [6] Zalewska T., Suplińska M., (2013 A), Fish pollution with anthropogenic ^{137}Cs in the southern Baltic Sea., *Chemosphere* 90 1760-1766.
- [7] Zalewska T., Suplińska M., (2013 B), Anthropogenic radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern Baltic Sea ecosystem, *OCEANOLOGIA*, 55 (3), pp. 1-33.

Maintaining the management system in Radiochemical and Spectrometric Analysis Laboratory

E. Starościk, B. Rubel, A. Fulara, L. Rosiak, K. Trzpił

Abstract

A work on „*Maintaining the management system in Radiochemical and Spectrometric Analyses Laboratory*” was carried out in the Radiation Hygiene Department of the Central Laboratory for Radiological Protection (CLOR) in 2013. In this work the following subjects were developed:

1. Supervision by Polish Centre for Accreditation (PCA) of the accredited Radiochemical and Spectrometric Analyses Laboratory - surveillance audit carried out by the experts of the PCA):

On February 22, 2013 in the Laboratory took place an external audit carried out by experts from PCA. The auditors not found incompatibilities during the audit. In the report of the evaluation is not written down any observations. Auditors also identified strong points of Laboratory and areas for management system improvement. The Laboratory has taken preventive actions in relation to this areas. Observations and comments auditors have been carefully analyzed.

2. Improving management system in Radiochemical and Spectrometric Analysis Laboratory: In connection with the improvement of the management system, observations of PCA auditors and own insights from the document review in 2013 were prepared and implemented new editions of:

- Quality Paper – edition 5 of 04.12.2013.
- Procedures for Research: QPB 1 “*The study of artificial and natural radioactivity in food and environmental samples by gamma spectrometry*” – edition 7 of 01.10.2013.
- Procedures and General Instructions:
 - QPO 3 “*The quality assurance of research results*”.
 - QIO 7.1 “*Checking the spectrometer*”.
 - QIP 7.3 “*Measurement set for measuring alpha activity radiation*”.

In the Laboratory took place 12 internal training according to the “*Training Plan 2013*” and resulting from the corrective and preventive actions. The Laboratory staff also participated in 6 external training and 3 scientific conferences.

Following the PCA recommendation on participation in proficiency tests and interlaboratory comparisons (DA-05) the Laboratory participated in 2013 in international and national interlaboratory comparisons organized by:

- International Atomic Energy Agency: The IAEA-TEL-2012-03; worldwide open proficiency test on the determination of radionuclides (gamma emitters, ^{238}Pu and ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{234}U , ^{235}U and ^{238}U) in water, hay and soil.
- International Atomic Energy Agency: IAEA– 410 (Bikini Atoll sediment) and IAEA-412 (Pacific sediment) determination of gamma emitters and ^{239}Pu , ^{240}Pu in samples of bottom sediments.
- National Atomic Energy Agency (PAA) and Institute of Nuclear Chemistry and Technology (IChTJ): Comparison measurements of determination of ^{239}Pu , ^{241}Am , ^3H , ^{226}Ra activity concentration in the samples of water, flour and sand.

3. Conduct two internal audits: management system and technical area:

According to a "Program of audits for the year 2013" two internal audits were conducted in the Radiochemical and Spectrometric Analysis Laboratory. On 24-25 October 2013 internal audit No. 1/2013 checking the technical area of management system was held. On 6-7 November 2013 internal audit No. 2/2013 concerning general requirements of management system was held. Two observations were written during audits. The Laboratory has taken preventive action in relation to observations written by the internal auditors. Audits have shown that the Laboratory management system is implemented and continuously improved. Internal audits were carried out very carefully, and the auditors presented the areas to improve Laboratory management system.

4. Technical supervision and repair of Laboratory research equipment:

In accredited producers standard solutions of ^{85}Sr and ^3H and also reference material (IAEA-414 Fish) were purchased. In accredited Calibration Laboratories the following calibrations were done: the thermohygrometer, glass and a digital thermometers, measuring cylinders, patterns of the masses and calibration weights. Periodically checking of Laboratory research equipment and auxiliary equipment were done.



DOSIMETRY DEPARTMENT

Development and implementation of the prototype of the portable measuring workstation for the collection of atmospheric aerosol and gas form of iodine

K. Isajenko, A. Boratyński, M. Fojak

Abstract

In the year 2011, Dosimetry Department of CLOR began the work (in the project of the National Centre for Research and Development - NCRD) on the development and manufacture of mobile stations for collection of atmospheric aerosols and gaseous iodine.

According to the plans we are produce two models of the station - one working as a stand-alone device, which in the case of the radiation accident will be able to be transported to any location to sampling of aerosols and gaseous iodine in the appropriate filters. Then the filters will be measured in the laboratory.

The second station will be a stand-alone module that will ultimately mounted to working in our country station ASS-500, extending the functionality of these stations with the possibility of collection (in case of emergency) of the gas fraction of iodine from the atmosphere. Of course, this module will run only at the time of an emergency. The station working as an independent apparatus, are to be reported to the Patent Office as an innovative device that so far anywhere in Poland is not working.

In the stations has been used as an absorbent impregnated activated carbon TEDA (1.5-2%) (Triethylene di-amine) with the potassium iodide KI (1.5-2%) with a particle size of 8x16 mesh, which is characterized by a high absorption efficiency for CH₃I. The absorbent is contained in the carbon filter of approximately 220g weight and volume of 450 ml (volume was chosen so that all the carbon from cartridge could be measured in the geometry of the Marinelli container) and is mounted in the station in the geometry of a cylinder with a diameter of 73mm and a height of 107 mm (Figure 1a).

Wall side of the cartridge with the filter is made of aluminum alloy with 15-micron layer of Teflon, which does not react with iodine and its compounds. Such a large thickness of the filter allowed for independence from the influence of air humidity on the absorption of iodine and maintenance of the residence time at minimum. 0.2 s in a cartridge (air flow at the order of 15 m³/h) and, consequently, to ensure absorption efficiency at 90 – 100%.

The station detect gas iodine in the air at a concentration level of 10 mBq/m³, which is a fully acceptable result for this type of station. This result can be dramatically improved (lower) prolonging the collection time of air (indicated limit of detection is determined at the time of collection of one hour) and/or the measurement time of the carbon cartridge.

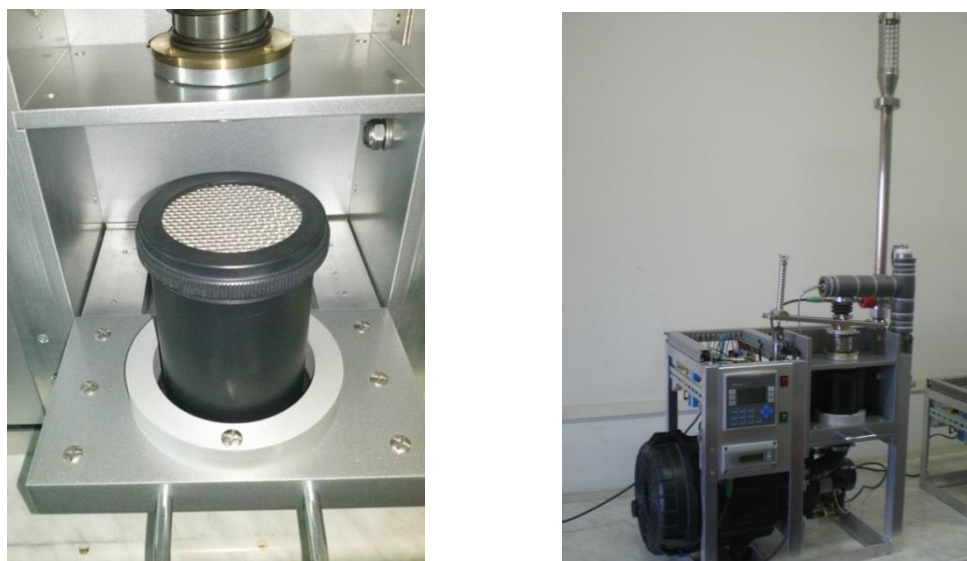


Figure 1. a) Cartridge with coal (left figure), b) General view of the iodine station without housing (right figure).

In 2013 the assembly of both stations (there are still without housing like on the Figure 1b). They were made the first tests the accuracy of the work of the station. The tests were conducted in the Cancer Centre – Institute of Maria Skłodowska-Curie in Warsaw in the room where they are sick people, which was applied therapeutic doses of radioactive iodine. Tests were as expected (tested were different types of coals arranged in layers in one cartridge).

Monitoring of ^{137}Cs concentration in soil, 2012-2013

K. Isajenko, M. Fajak, B. Piotrowska

Introduction

The investigations of radioactive contaminations of soil are performed in the frame of Polish National Environmental Monitoring System. The soil sampling is carried out at the premises of the network of meteorological stations of the Institute of Meteorology and Water Management.

Results and conclusions

The results of the measurements of soil samples are used for the all-country computerized radiological data base and for preparation of radiological maps of Poland produced in MapInfo 8.5 PL system. This system visualizes results of the investigation at the sampling points as circle cartodiagrams or extrapolates results of the point measurements to the whole area of Poland.

In the 254 points soil samples were collected to determine concentration of the cesium ^{137}Cs and natural radionuclides (radium ^{226}Ra , actinium ^{228}Ac and potassium ^{40}K) by means of the spectrometric analysis.

In each point the samples of soil were taken in October 2012 with a knife-edge pipe of 7 cm diameter from the 10 cm thick surface layer at six places, at the circumference of the circle of 2 m radius, and in the centre of the circle. The measurements of radionuclide concentrations in soil samples were made using spectrometers with HPGe detectors, located in low-background lead shielding houses. The time of each measurement was 80000 s.

The mean value of ^{137}Cs deposition density in Poland is 1.53 kBq/m^2 , ranging from 0.22 to 17.97 kBq/m^2 . The radiological map of ^{137}Cs deposition density (raster map) is presented in Figure 1. Such distribution of ^{137}Cs was mainly due to the weather conditions – in particular rainfall – in Poland in May 1986, i.e. in the period immediately after the Chernobyl accident. All results refer to soil samples taken in October 2012.

The mean values of concentrations of natural radionuclides in soil in Poland are: for ^{226}Ra – 24.8, for ^{228}Ac – 23.8 and for ^{40}K – 415 [Bq/kg]. This values are lower than the world average concentrations ranging 33, 45 and 420 [Bq/kg], respectively [1].

The highest mean concentrations of ^{226}Ra and ^{228}Ac occur in the southern parts of Poland, depending on the geological structure of the country. For instance in a soil sample taken in Jakuszyce the concentrations are: 128.3 Bq/kg of ^{226}Ra and 91.4 Bq/kg of ^{228}Ac .

In 2012, on the basis of the measurement results was published the fourth edition of "Radiation Atlas of Poland, 2011".

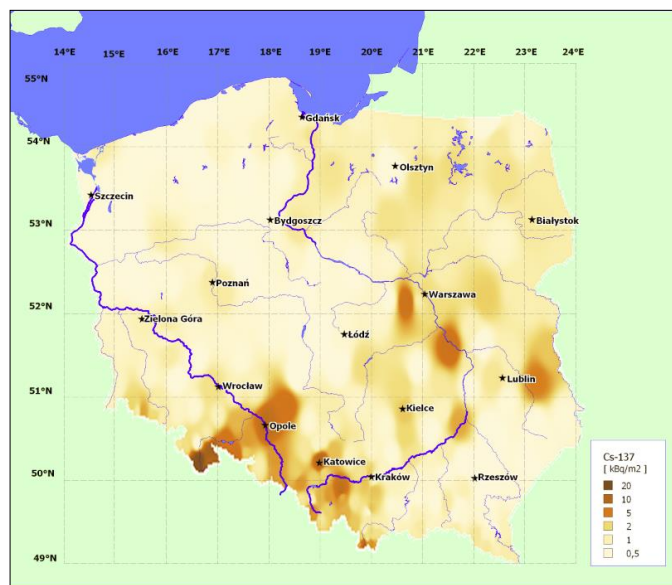


Figure 1. ¹³⁷Cs deposition in the 10 cm surface layer of soil in Poland, in October 2012.

Funding

This project was supported by the National Environmental Protection and Water Management Fund.

Literature

- [1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations, New York, 2000.

Measurements of radioactive contamination in atmospheric aerosols in Poland in the year 2013

K. Isajenko, B. Piotrowska, I. Kwiatkowska, M. Kuczbajska

Introduction

In 2013 the ASS-500 aerosol sampling stations were located in Warsaw, Białystok, Katowice, Kraków, Lublin, Gdynia, Wrocław, Szczecin, Sanok, Toruń, Łódź and Zielona Góra (12 stations). All stations are equipped with NaI(Tl) detectors placed above the filter. The gamma spectra and other parameters, eg. the air flow rate through the filter, were transmitted to the station computer and sent to CLOR. Filters from three stations: in Szczecin, Toruń and Zielona Góra are measured in Dosimetry Department in CLOR. The network of ASS-500 stations belongs to the Polish Early Warning System.

The all stations were working without longer breaks. This resulted in collecting of 620 weekly aerosol samples throughout the year. Filters with the deposited aerosol, i.e. the total dust, were kept for at least 2 days in room temperature, then pressed into tablets 50 mm in diameter, and measured with HPGe detectors and multichannel analyzers. The effectivities of the detectors were in the range from several to 40 %. The thickness of the tablets was in the range of 3.0-6.5 mm. In emergency situations the filters are to be measured immediately after collecting the aerosols.

Results and conclusions

In 2013 the average mass of the weekly sampled total dust was 3.0 g with a range of 0.3-7.7 g. The average volume of filtered air was 74926 m³, ranging 5463-123615 m³. The wide ranges of the weekly samples of total dust and filtered air resulted from using ASS-500 stations of different electric power, as well as from different dustiness at the particular sites.

In computing and analysing the results of concentrations of radionuclides in the ground-level air it was assumed, that concentrations lower than the lower detection limit, LLD (confidence level 70%), were at the LLD values, instead of the zero ones.

The mean values of all measured concentrations of radionuclides along with information about places and weeks of the maximum of concentration in ground level air and for dust in the air are presented in Tables 1 and 2.

Figure 1 shows a graph illustrating the effect of the system on-line in a station operating in Warsaw (CLOR) for the full year 2013. Curves located on the graph shows the change in the number of counts in the cesium- and iodine- channel in the spectra recorded by the NaI(Tl) detector located over the air filter in the station.

Table 1. Radionuclide concentrations in ground-level air, Poland, 2013. Annual summaries.

Radionuclide	Concentration [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$] Mean $\pm \sigma/\sqrt{n}$ (Range)		n	Maximum of concentration, Location, Period
^{137}Cs	1.0 0.06	(<0.04- 23.0)	620	Łódź, 29.07 - 05.08
^{131}I	0.6 ± 0.02	(<0.1-<5.0)	620	Kraków, 14.01 - 21.01
^7Be	3100 ± 60	(480-9020)	620	Katowice, 15.07 - 22.07
^{40}K	16.0 ± 0.6	(<1.5-149.5)	620	Warszawa, 10.06 - 17.06
^{210}Pb	480 ± 12	(54-2464)	620	Kraków, 21.01 - 28.01
^{226}Ra	7.4 ± 0.4	(<1.6-<93.3)	620	Kraków, 14.01 - 21.01
^{228}Ra	1.4 ± 0.1	(<0.1-<17.3)	620	Kraków, 14.01 - 21.01

n = number of results obtained at all sampling sites

Table 2. Radionuclide concentrations in total dust, Poland, 2013. Annual summaries.

Radionuclide	Concentration in dust [Bq/g] Mean $\pm \sigma/\sqrt{n}$ (Range)		n	Maximum of concentration, Location, Period
^{137}Cs	0.02 ± 0.00	(<0.001-0.8)	620	Łódź, 29.07 - 05.08
^{131}I	0.01 ± 0.00	(<0.002-0.1)	620	Kraków, 14.01 - 21.01
^7Be	80.30 ± 1.83	(13.99-494.2)	620	Katowice, 15.07 - 22.07
^{40}K	0.4 ± 0.01	(0.03-6.7)	620	Warszawa, 10.06 - 17.06
^{210}Pb	12.1 ± 0.3	(2.2-71.0)	620	Kraków, 21.01 - 28.01
^{226}Ra	0.18 ± 0.01	(<0.01-<3.9)	620	Kraków, 14.01 - 21.01
^{228}Ra	0.01 ± 0.00	(<0.002-0.1)	620	Kraków, 14.01 - 21.01

n = number of results obtained at all sampling sites

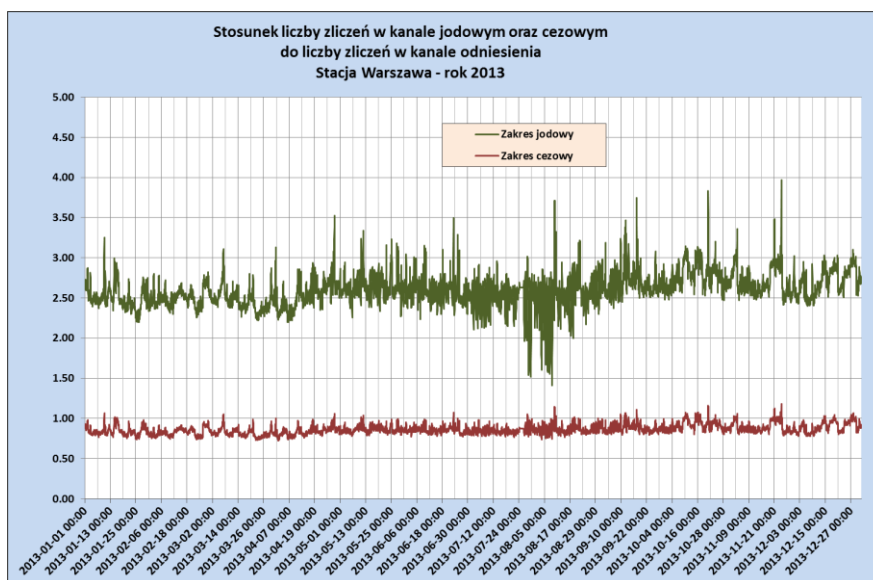


Figure 1. Station Warsaw – an image of the on-line system.

The estimate of the situation of the radiation in the vicinity of the National Radioactive waste landfills (KSOP) in Różan and around Institute in Świerk

K. Isajenko, B. Piotrowska, A. Fulara, M. Fajak, I. Kwiatkowska, M. Kubczajska, W. Chmielewski, A. Boratyński, A. Adamczyk

Introduction

The estimate of the situation of the radiation in the vicinity of the National Radioactive waste landfills (KSOP) Różan in 2013 focused on:

- realization of research activity of gamma spring waters taken once a year in the three measuring points which allow the detection of artificial isotopes gamma radioactive content $> 0.1 \text{ Bq/dm}^3$, measuring the total content of caesium (^{134}Cs and ^{137}Cs) and tritium (^3H) $> 0.4 \text{ Bq/dm}^3$;
- realization of research: the total activity beta ground water collected by piezometers in eight points twice a year-when exceeding 1 Bq/dm^3 is a measurement of content of potassium (^{40}K) and determining the content of tritium (^3H) $> 0.4 \text{ Bq/dm}^3$,
- realization of measurements by the dose rate in the five points and the collection of the soil twice a year and the realization of the study of gamma radiation samples of the soil with the define isotopes gamma radioactive: artificial $> 0.7 \text{ Bq/kg}$ (dry mass) and natural $> 2.5 \text{ Bq/kg}$ (dry mass),
- determination method of gamma spectrometry artificial radionuclides content deposited on aerosol filters from air at several $\mu\text{Bq/dm}^3$ twice a year,
- determination method of gamma spectrometry natural and artificial radionuclides in the four points once a year in the collection corn.

The estimate of the situation of radiation in around Institute in Świerk in 2013 focused on:

- research activity of gamma to enable detection of artificial isotopes gamma radioactive water from the River Świder content $> 0.1 \text{ Bq/dm}^3$ (collection of two points two times per year) and measuring the total content of caesium (^{134}Cs and ^{137}Cs) and tritium (^3H) $> 0.4 \text{ Bq/dm}^3$,
- research activity of gamma water from sewage treatment plant in Otwock from one point twice a year and the measurement of the total content of caesium (^{134}Cs and ^{137}Cs) $> 0.4 \text{ Bq/dm}^3$;
- studies of gamma radiation to detect artificial isotopes in well water taken from two points twice a year for content $> 0.1 \text{ Bq/dm}^3$ and measurements of the total content of caesium (^{134}Cs and ^{137}Cs) and content of tritium (^3H) in each sample $> 0.4 \text{ Bq/dm}^3$ as well as the measurement of a strontium content (^{90}Sr) $> 0.4 \text{ Bq/dm}^3$ in two samples of collection (for two points),
- realization of measurements by the dose rate in the five points, and a collection of grass and soil test of gamma radiation with gamma radioactive isotopes:
 - artificial: $> 1 \text{ Bq/kg}$ is for grass (dry mass); $> 0.7 \text{ Bq/kg}$ for a soil (dry mass);
 - natural: $> 20 \text{ Bq/kg}$ is for grass (dry mass); $> 2.5 \text{ Bq/kg}$ (dry mass).

Results

Surroundings National Landfill of radioactive waste (KSOP) in Rózan

Spring water

Study environment the National Radioactive waste landfills (KSOP) in Rózan, in the analysis of spectrometry of ionizing radiation in samples of spring water with three points (1, 2, 3):

- not registered gamma radioactive isotope artificial concentration $> 0.1 \text{ Bq/dm}^3$;
- maximum content of tritium was recorded in a sample of water from point Z 1: $1.8 \pm 0.3 \text{ Bq/dm}^3$;
- maximum content of cesium (^{134}Cs and ^{137}Cs) was registered in spring water from point Z 3: $5.05 \pm 0.57 \text{ mBq/dm}^3$.

Groundwater

Analysis of the beta ray in samples of ground water from around KSOP in Rózan showed:

- maximum content of tritium in the sample marked 2P (F-1): $8.3 \pm 1.3 \text{ Bq/dm}^3$ – collection of spring, and 2P(F-1): $13.8 \pm 2.1 \text{ Bq/dm}^3$ – collection of autumn;
- the largest total radioactivity beta ray $0.13 \pm 0.01 \text{ Bq/dm}^3$ (sample 4 P (2P) – a collection of spring) and $0.21 \pm 0.03 \text{ Bq/dm}^3$ (sample 4 P (2 P) abstraction of autumn).

Soil

Spectrometric study of gamma radiation samples of soil from the surroundings KSOP in Rózan have shown with artificial isotopes-the presence of cesium (^{137}Cs); with more content in June sample marked G01MD and in October sample marked G01MD. Concentration detected activity amounted to ^{137}Cs : $122 \pm 2 \text{ Bq/kg}$ and $362 \pm 6 \text{ Bq/kg}$ respectively.

Grass

In the analysis of spectrometry of gamma radiation in samples of grass in the KSOP Rózan have shown with artificial isotopes-the presence of cesium (^{137}Cs). Concentrations of activity of the isotope have been between $0.79 \pm 0.13 \text{ Bq/kg}$ dry mass (in october sample marked 04 MD) to $46.8 \pm 0.8 \text{ Bq/kg}$ dry mass (in october sample marked 02 MD).

Aerosols air

In the analysis of the spectra of gamma radiation aerosols collected on filters of air per day collecting samples in the field of energy between (40-2000)keV has been recorded artificial isotope concentration $> \text{a few } \mu\text{Bq/m}^3$.

Concentrations of activity of the isotopes identified in both samples (RSO and RSOA): beryllium (^7Be) and lead (^{210}Pb) correspond to average the values of concentrations of these isotopes recorded in samples of aerosols from the ASS-500 placed throughout the country and working continuously.

Corn

In the analysis of the spectra of gamma radiation cereal collected in the KSOP Rózan in the field of energy between (40-2000) keV has been recorded artificial isotope concentration > 0.1 Bq/kg dry mass. Maximum concentration of activity the presence of caesium (^{137}Cs): 0.07 ± 0.03 Bq/kg (for collecting in point ZbR80).

Exposition dose rate

Exposition dose rate of radiation in the environment in the KSOP Rózan is between 70.2 nGy/h in point 5MD (measurement in October) to 85.9 nGy/h in point 1MD (measurement in October). The average exposition dose rate for surroundings KSOP in Rózan is:

- 79.9 nGy/h for measurements in June;
- 77.5 nGy/h for measurements in October.

Average exposition dose rate (for all measurements) is 78.7 nGy/h.

Surroundings Institute in Świerk

Water

Study environment by Institute in Świerk, after analysis of the spectrometry of gamma radiation in samples of water from the River Świder (WS1 and WS2 samples) and the water from well (W106 and W108) was not found the presence of radioactive isotopes gamma artificial content > 0.1 Bq/dm³.

In samples of water from the Canal outlet of sewage treatment plant in Otwock (RSD) been registered gamma radiation from the isotope of iodine (^{131}I) and both in the collection of the spring and autumn, the maximum activity on the day of collection of water from the Canal outlet of sewage treatment plant in Otwock at: 0.12 ± 0.003 Bq/dm³ (spring collection).

Measurement of content for tritium(^3H) in samples of well water and water from the River Świder method of enrichment of tritium electrolytic method and measurement of the activity of beta ray by means of spectrometry LSC showed the presence of tritium at low level. The average value of the concentrations of tritium in water taken from the surrounding area Institute in Świerk amounted:

- in water river WS1 and WS1A: 1.0 ± 0.3 Bq/dm³;
- in water, river WS2 and WS2A: 0.7 ± 0.3 Bq/dm³;
- in well water W106 and W106A: < 0.5 Bq/dm³;
- in well water W108 and W108A: 1.4 ± 0.2 Bq/dm³.

Measurement of content for caesium ($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$) in samples of water by method of selective sorption of caesium on a fluid quinoline ammonium (AMP) and measuring the activity of β ray preparation has shown that in all samples the caesium activity level is low. The largest average content of caesium($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$) was registered in water from the sewage treatment plant in Otwock.

The average value of the activity concentration of caesium ($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$) in samples of water were, respectively:

- in water river WS1 and WS1A: 2.14 ± 0.27 Bq/dm³;
- in water, river WS2 and WS2A: 1.23 ± 0.21 Bq/dm³;
- in well water W106 and W106A: 4.02 ± 0.47 Bq/dm³;

- in well water W108 and W108A: $4.40 \pm 0.51 \text{ Bq/dm}^3$.
- in water from sewage treatment plants in Otwock RSD: $9.87 \pm 1.05 \text{ mBq/dm}^3$.

In determinations ^{90}Sr in two bulk samples of well water from the Spring and autumn collection. W106 + W106A and W108 + W108A recorded the presence of strontium (^{90}Sr), with more content in sample W108 + W108A of values: $17.04 \pm 0.35 \text{ mBq/dm}^3$.

Soil

After the analysis of the spectrometry of gamma radiation in soil samples from the around institute in Świerk found:

the presence of caesium (^{137}Cs) in all samples

maximum activity of caesium (^{137}Cs): $7.6 \pm 0.2 \text{ Bq/kg}$ (point 02MD);

minimum activity of caesium (^{137}Cs): $0.12 \pm 0.02 \text{ Bq/kg}$ (sample 04MD).

Grass

In the analysis of spectrometry of gamma radiation in samples of grass from surrounding institute in Świerk found in all samples the presence of caesium (^{137}Cs) in the range from $0.58 \pm 0.06 \text{ Bq/kg}$ (sample 04MD) to $12.5 \pm 0.3 \text{ Bq/kg}$ (sample 03MD).

Exposition dose rate

Exposition dose rate in around institute Świerk is in range from 48.1 nGy/h in point 05MD to the value 63.2 nGy/h point 02MD with mean value equal to 58.2 nGy/h .

Analysis and Evaluation of the Radioactivity of Raw and Building Materials Used in Poland in years 1980-2013

B. Piotrowska, K. Isajenko, I. Kwiatkowska, M. Kuczbajska, A. Kiełbasińska, A. Ząbek

Introduction

To the evaluation of raw and building materials in terms of the presence of radioactivity concentration shall apply the criteria published in the Ordinance of the Council of Ministers of 2 January 2007, (Journal of Laws No 4 pos. 29) *on the requirements regarding the content of natural isotopes of potassium, K-40, radium Ra-226 and thorium Th-228 in the raw materials and the materials used in buildings intended for the dwelling of people and livestock, and also in the industrial waste used in buildings and control the content of these isotopes*. The regulation classifies the possibility to apply different raw materials and building materials in different types of housing by specifying two parameters:

- the qualification coefficients f_1 – Specifies the content of natural isotopes in the test material and is an coefficient of exposure to whole body gamma radiation.
- the qualification coefficients f_2 , ^{226}Ra specifies the content of the test material is an coefficient of the exposure of the epithelium of the lungs to radiation emitted by the decay products of radon Alpha collected together with air by the human respiratory system.

In 2011 the Laboratory for Measurements Natural Radioactivity completed studies and developed opinions on application of building and raw materials for the 81 samples were from different regions of the country. They were e.g mixture ash-slag (29 samples), boiler slag (19 samples) and mixtures of dust-slag (3 samples) and another 14 samples.

From 1980 to the end of 2013 to a polish national database of raw and building materials has been entered for 42423 samples. In the same year entered to the database results for 825 samples, including:

- the results of raw materials of natural origin: 14
- the results of the building materials industrial origin: 751
- the results of building materials: 55

In 2013 the year was registered more excess of the limit values are defined the qualification coefficients of $f_1 = 1.2$ or $f_2 = 240 \text{ Bq/kg}$ for housing and utilities, compared to the previous year. Overshoot recorded for 26.9%, ashes and gas desulphurisation products.

Results

In Figures 1-5 shows the changes in the average value of the activity coefficients f_1 and f_2 for several selected raw and building materials (Figure 1 – ashes, Figure 2 – ash-slag boiler, Figure 3 – cement, Figure 4 – concrete, Figure 5 – ceramics building) in the years 1980-2013.

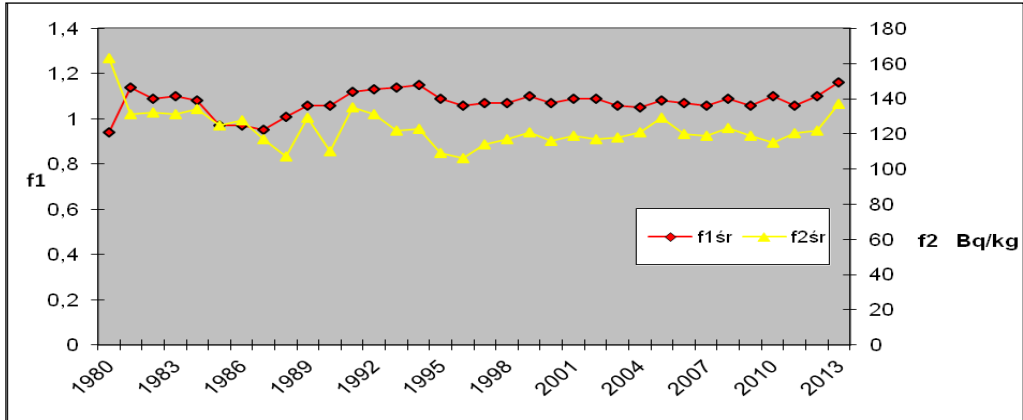


Figure 1. Average value of activity coefficients f_1 and f_2 for ashes in the years 1980-2013.

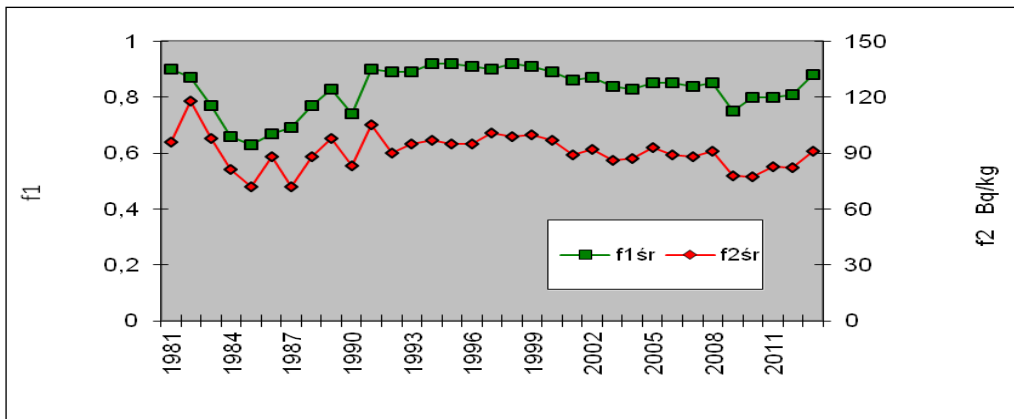


Figure 2. Average value of activity coefficients f_1 and f_2 for ash-slag boiler in the years 1980-2013.

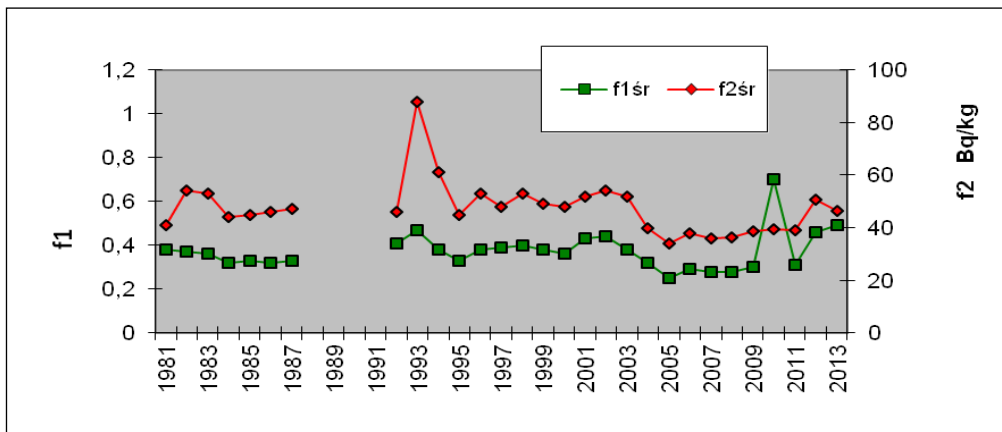


Figure 3. Average value of activity coefficients f_1 and f_2 for cement in the years 1980-2013.

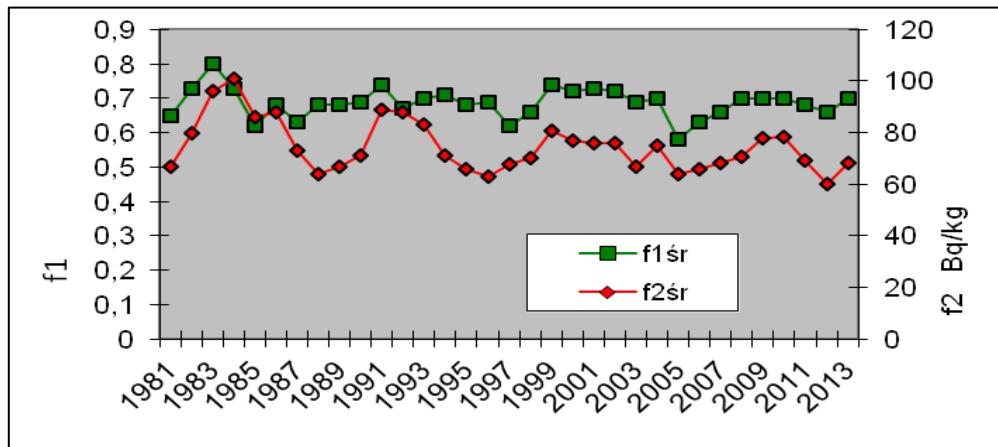


Figure 4. Average value of activity coefficients f_1 and f_2 for concrete in the years 1980-2013.

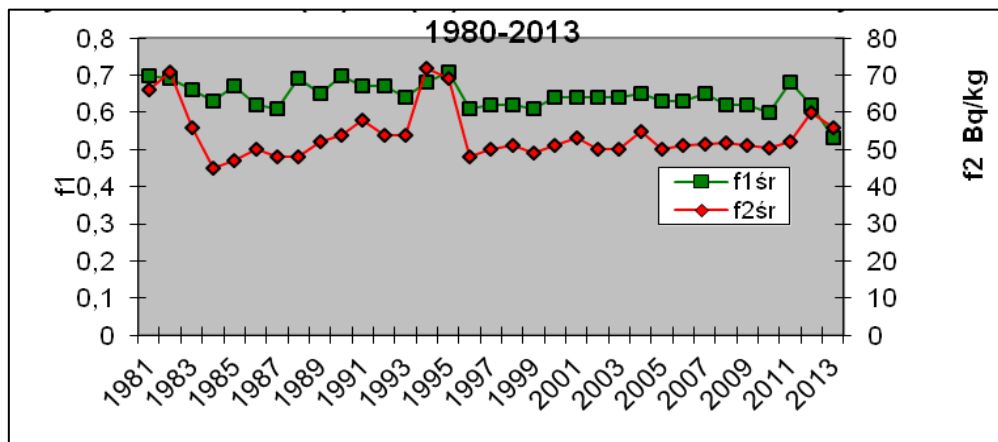


Figure 5. Average value of activity coefficients f_1 and f_2 for ceramics building in the years 1980-2013.

Conclusions

By analyzing the average values of the qualification coefficients of f_1 and f_2 of the entire database is specified for housing construction and public service in the years 1980-2013 it should be stated that:

- several years has remained constant, the trend of average values measured the qualification coefficients of f_1 and f_2 for raw and building materials;
- in 2013 year 100% raw materials of natural origin would apply in building residential (as in previous years);
- in the case of raw materials of industrial origin in 2013 weak the qualification coefficients in terms of the admissibility of their application in building housing were characterised by ash;
- from the ended building materials produced in 2013 year 100% materials have been authorized for use in building housing.

The Quality Assurance System in the accredited Natural Radioactivity Laboratory regarding the research of the radium ^{226}Ra , thorium ^{228}Th and potassium ^{40}K reference source

K. Isajenko, B. Piotrowska, I. Kwiatkowska, M. Kuczbajska, A. Kietbasińska, A. Ząbek

Abstract

The specific scope of tasks for the year 2013 comprised:

- technical supervision over the equipment of the Laboratory and performing of the periodical calibration of the spectrometers;
- improving the management system in the Natural Radioactivity Laboratory regarding the measurements of the natural radioisotopes: ^{226}Ra , ^{228}Th and ^{40}K in raw and building materials;
- performing the accreditation audit by the PCA;
- performing two internal audits (technical and comprehensive).

In 2013 the calibration of the spectrometers of AZAR and MAZAR types were performed in the scope of the technical supervision over the equipment of the Laboratory.

In the frame of the continuous improvement of the management system the update of the documentation of the management system was performed, i.e. the Quality Manual and the Research Method Manual. The changes regarded the introduction of the corrections after the audits and after the survey of the management. After introducing the changes the staff was trained in the scope of the norm PN-EN ISO/ICE 17025 items 4.12 and 4.13 i.e. preventive actions and supervision over the records.

For the entire staff of the laboratory was conducted 9 training internal curricula: custody of documents and records, internal audits, management reviews, analysis of uncertainties, ensure the quality of the measurements results and customer service.

Evaluation in the laboratory by the PCA auditors was carried out on May 20th 2013. Seven non-compliant issues were found during the audit. Discrepancies have been removed by the end of June 2013. In 2013 was one review of the Management and internal audit. The objectives of the review of the management, have been achieved. Discrepancies have been removed in 2013.



DEPARTMENT OF RADIATION MONITORING AND CALIBRATION

Development of the thermoluminescence dosimetry monitoring system

D. Aksamit

Abstract

During the past year a number of changes took place in Individual and Environmental Doses Workroom. The purpose of these changes was an improvement of routinely performed dosimetry monitoring based on the thermoluminescence dosimeters. Below main goals are discussed.

In 2013 a new TL reader RE2000 by Mirion Technologies was installed in Workroom as a second after RE-1 by this same company. With new hardware also a new software for controlling measurements was implemented – a DOS-based application TLMagic was replaced by WinTLD. The new reader improved system capacity which was necessary because of increasing number of clients demanding dosimetry monitoring. What's more, new software made work with data more efficient and allowed to implement new quality assurance procedures.

Previous data structure was based on integrated glow curves from TL pellets not taking into consideration their shape (DBF files). Meanwhile, work on raw curves allows to validate appropriate reading times and to observe change of curves characteristics over different factors like the way of annihilation or environmental factors.

It allowed a series of VBA based makros for curve analysis and integration what improved studies on TL system. As a result a series of examinations were performed i.e. of pellets pollution, annihilation efficiency in reader, pellets response to different temperatures, impact of environmental factors or changes in calibration coefficients.

The main system change was the transition from annihilation in oven to annihilation in the reader – it not only made dosimeters handling much faster but also allowed to trace pellets which means to save information about their history (previously they were removed from badges and mixed in oven. Saving of results from both readers allowed to carry on quarterly and annually statistics about readers load.

In addition to hard- and software changes also changes in Dose Control Service were introduced. To fulfil clients demand a file with answers to frequently asked questions and interpretation of results was created.

Currently, with the use of thermoluminescence dosimetry station a number of theses are being created, mainly by students from Faculty of Physics, Warsaw University of Technology, what makes further improvement of method possible.

NCBiR: Development and validation of the system for the exposure assessment of the population and the environment from outdoor exposure and monitoring methodology and the integration as well as mapping measurements of gamma-ray background based on the method of TLD and portable dose rate instruments

K. Ciupek

Abstract

Central Laboratory for Radiological Protection carries out research program under the National Research and Development Centre "*Development of nuclear safety and radiological protection methods for the nuclear power engineering's current and future needs*" within the framework of the strategic research project "*Technologies Supporting Development of Safe Nuclear Power Engineering*".

The purpose of Phase 1 implemented in CLOR is to develop a methodology and a comprehensive set of modernized procedures allowed assessing the level (background radiation) of doses from external exposure in the environment of a planned location of NPP. Work concentrate on the development of procedures associated with the measurement of the dose rate using a portable radiation instruments, continuous measurement of the dose using TLD system, and spectrometry measurement of the background radiation ('in situ'). This part of the task was carried out by using the fieldSPEC instrument, ionizing chamber RSS-131, highly sensitive thermoluminescent detectors MCP-N and the spectrometer equipped with a detector LABR. The above-mentioned sets were calibrated with a use of a reference point source and also the reference fields in Reust, Germany, which is a better approach with respect to the geometry of the measurements conducted on the flat surface.

Both the presentation of the results of the background level of external exposure doses and methodology of selecting measuring points are based on methods of GIS (Geographic Information Systems) developed in CLOR. Useful in this approach appears to be the SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance) platform which, together with the methodology of MARSSIM (Multi-Agency Radiation Survey and Site Investigation Manual) recommends a two-step procedure with planned measurement campaign of collecting the components of the environment. In the first stage, the procedure is based on the initial distribution of the measurement points and recommendations of the respective bodies, geometry of measured terrain or climate conditions. The second phase – specifies the measurement and sampling points on the basis of the parameters taken into account and analysis of the preliminary results from the first stage.

The results of Phase 1 are important in assessing the impact of NPP on the environment.

Implementation of the micronucleus assay in peripheral blood erythrocytes for assessment of cytogenetic alterations in fishes living in water reservoirs contaminated by radioactive elements

M. Kowalska

Abstract

The aquatic environment is the ultimate recipient of radioactive contaminants of natural and artificial origin. Contamination of rivers and lakes by radioactive elements, released over many years, can be harmful to fishes and other aquatic life. Examination of these organisms allows to infer about the ecological condition of any polluted ecosystem and is an important tool to control radiation risks for man and the environment.

Micronucleus (MN) assay in fish erythrocytes is an ideal monitoring system that uses aquatic organisms to assess the genotoxicity of water contaminated by radioactive elements. Micronuclei are formed when acentric chromosome fragments or whole chromosomes lag during anaphase and fail to become incorporated into daughter cell nuclei during cell division. They look as round or ovoid objects with diameter ranging from 1/5 to 1/40 of the main nucleus and because of this they are called micronuclei. Radiation-induced micronuclei result from misrepair of DNA double-strand breaks. They are easy to visualize in erythrocytes and therefore often used as a measure of chromosomal aberration, considering that many aquatic organisms have small chromosomes difficult to be analyzed. Elevated frequencies of micronuclei in peripheral erythrocytes of native fish species may indicate that quality of aquatic environment is less favorable.

In CLOR, the micronucleus assay was established in erythrocytes of a carp (*Cyprinus carpio*). In brief: a peripheral blood sample was removed from the caudal venous of a fish using a syringe with an anti-coagulant solution and a needle. Drops of blood were spread on clean slides and smeared with a cover glass. The blood material on slides was submitted to the fixation by immersion in pure ethanol for 20 minutes and left for air-drying. Later, the slides were stained with 10% Giemsa solution. For micronuclei analysis, erythrocytes were examined using an optical microscope equipped with an oil-immersion lens at a 1000× magnification. From one to two thousands of cells with intact cellular and nuclear membranes were observed for each individual fish in relation to a micronucleus formation. Small objects with colour similar to that of chromatin that were not linked or connected to the main nuclei, and not overlap the main nuclei, were interpreted as micronuclei. It was found that the average frequency of spontaneous formed micronuclei in peripheral blood erythrocytes from five fish *Cyprinus carpio* living in an aquaculture was 0.02 ± 0.01 micronuclei/cell.

The peripheral blood samples as well as the methods of humanely blood sampling and erythrocyte preparations were received by courtesy of Dr. Konrad Ocalewicz from the Department of Ichthyology, University of Warmia and Mazury in Olsztyn.

The erythrocyte-micronucleus assay may be applied to examine the current level of cytogenetic alterations in fishes living in freshwater reservoirs on areas of planned locations of nuclear power plants to suppose about the ecological condition of those ecosystems before starting the use of nuclear energy in Poland.

EPR study of γ -irradiated feather keratin and human fingernails concerning retrospective dose assessment

M. Kowalska¹, G. Strzelczak², M. Sterniczuk², J. Sadło², J. Michalik²

¹Central Laboratory for Radiological Protection, Warsaw

²Institute of Nuclear Chemistry and Technology, Warsaw

Introduction

The retrospective dosimetry based on the electron paramagnetic resonance (EPR) measurements of paramagnetic centers generated by ionizing radiation in teeth and bones is well established. The disadvantage of that method is the necessity of tooth extraction and bone biopsy. The radiation generates free radicals not only in teeth and bones but also in more accessible tissues of human body as fingernails and hairs, for example. These paramagnetic centers in fingernails and hairs are less stable than those detected in bone and teeth. In spite of this, measuring EPR signals of irradiated fingernails has a potential to be widely used for retrospective dose assessment because the samples can be obtained in an easy way.

CLOR and IChTJ have established cooperation to investigate the possibility of application of EPR spectroscopy in fingernails for retrospective radiation dosimetry. Our low temperature EPR results completed the information about free radicals generated by γ -radiation in human fingernails and bird feather keratin and their transformation during thermal annealing.

A human fingernail, like a bird feather, contains two major chemical components: a protein – keratin and biopolymer – melanin. Keratin is a fibrous protein that strengthens nails with its alpha-helical tertiary structure stabilised by cysteine, cysteine-disulfide bridges. Melanin is a pigment that determines colour of the nail plate.

Results

The γ -irradiation of degassed samples of feather keratin and human fingernails at 77 K leads to EPR spectrum that represents two types of free radicals – sulphur-centred thiyl radicals with the unpaired electron on cysteine residue (RS^*) of a keratin molecule and the semiquinone type radical formed by hydrogen atom abstraction from a hydroxyl group of a melanin molecule. Upon thermal annealing the thiyl radicals are transformed to perthiyl radicals (RSS^*), which are not stable at room temperature. In contrast, the semiquinone type radicals in melanin can be recorded at room temperature. They slowly decay reaching the level of a native EPR signal after 30 days. This intrinsic signal in non-irradiated samples of fingernails and keratin is generated by free radicals produced by photodegradation of keratin and other structural proteins.

Conclusions

In our opinion, the EPR signal of semiquinone melanin radicals generated by ionising radiation in keratin matrix of fingernails can be used for rough assessment of doses above 5 Gy. The fingernail EPR dosimetry seems to be especially useful for assessment of local doses absorbed in hands of victims accidentally irradiated with sealed radioisotope sources of high activity.

More details a reader can find in our paper entitled "*EPR study of γ -irradiated feather keratin and human fingernails concerning retrospective dose assessment*" in the journal *Nukleonika* 2013;58(4): 505-509.

Development of the dicentric assay for biodosimetry purposes after accidental exposure to nuclear reactor neutrons

M. Kowalska

Introduction

To develop the dicentric assay for biodosimetry purposes of nuclear reactor radiation, the establishment of calibration dose-response curves for mixed neutron and γ -ray radiation and its neutron component was required. For setting up these calibration curves the whole blood samples, taken from 6 donors, were irradiated in mixed radiation fields of the H8 horizontal channel of the nuclear reactor MARIA in NCBJ in Swierk. The radiation field was composed mainly by γ rays and thermal neutrons, with measured neutron dose contribution to the total absorbed dose of 8%.

Results

To carry out a satisfactory fitting of the data points with theoretical equations of the dose-response relationship for low and high LET radiation, the blood samples were irradiated with eight total doses of 0.1; 0.25; 0.5; 0.75; 0.9; 1; 1.5 and 2 [Gy], at the tissue kerma rate (or absorbed dose rate) of 577 mGy/h. For each donor and for each dose, a number of 1000 metaphase cells was analysed. This gave a total of 6000 cells for each dose, and 48000 cells for the entire range of doses tested.

The dose-response data sets obtained for each donor, for dicentric chromosome aberrations in control and irradiated lymphocytes, were pooled and fitted to the linear-quadratic model of chromosome aberration induction. For the fitting procedure a PC based program CABAS (Chromosomal Aberrations Calculation Software) was used. As a result, the dose-response curve for mixed neutron and γ -ray radiation is given by equation:

$$Y_{n+\gamma}(D_{n+\gamma}) = (0.001 \pm 0.0005) + (0.038 \pm 0.004)D_{n+\gamma} + (0.048 \pm 0.003)D_{n+\gamma}^2$$

For establishment of the dose-response curve for the neutrons, the observed dicentric frequencies were separated into those due to neutron dose and those due to γ -ray dose using following pair of equations:

$$D_n = 0.087D_\gamma$$

$$Y_n(D_n) = Y_{n+\gamma} - (0.0005 + 0.0119D_\gamma + 0.0557 D_\gamma^2)$$

where 0.087 is a value of the neutron dose to γ -ray dose ratio. Such separation of observed dicentric frequencies was made using the CLOR's calibration dose-response relationship for ^{60}Co and assuming an additive effect of both radiation qualities in the production of chromosome aberrations in irradiated lymphocyte samples. After fitting the obtained data set to the linear

model of chromosome aberration induction by high LET radiation, the neutron calibration dose-response curve is described by following equation:

$$Y_n(D_n) = (0.0005 \pm 0.0001) + (0.354 \pm 0.003)D_n$$

The both dose-response curves were then positively validated in an exercise to compare physical and biological dose estimates.

Conclusions

Fission neutrons and γ rays have a markedly different relative biological effectiveness. Therefore, in a case of accidental exposure to nuclear reactor radiation, there is a need to evaluate not only the total dose absorbed in a body of an accident victim but also the separate neutron and γ -ray doses. If the ratio of neutron dose to γ -ray dose is available from physical measurements, the dose evaluation may be made by iterative method. However, the use of the above method is not possible in situations, where the dose ratio estimate is uncertain. In that case a parameter describing a dose ratio (ρ) can be assigned as a probability distribution, known specifically as the prior distribution. This approach to dose estimations with uncertain ρ is based on a Bayesian statistics. This useful method was implemented by the student of the Faculty of Physics in Warsaw Technical University in a frame her master thesis.

Maintaining a laboratory for measurement of the radioactive iodine in the thyroid gland for the operation of the emergency services and the emergency situation

G. Krajewska, H. Feder

Introduction

The Laboratory for Monitoring of Iodine in CLOR is equipped with two measurement units (Canberra-Packard):

- Stationary Gamma Ray Spectrometer (SZSPG) (Figure 1a), consisting of the detector NaI(Tl) (type 8024 – crystal 3 x 3 inches) charge sensitive preamplifier (Type 2007P), multichannel spectrometric analyzer (4096 channels) in the form of a card AccuSpect computer NaI Plus Board and software to analyze and spectra acquisition – Genie-2000 Basic Spectroscopy. Unit is used to measure the isotope ^{131}I in human thyroid – will measure the potential contaminated with this equipment after reporting to the test in a low background room in Laboratory.
- Portable Gamma Ray Spectrometer (PZSPG) (Figure 1b), which consists of a detector NaI(Tl) (type 8024 – crystal 3 x 3 inches), built-in photomultiplier, an integrated multichannel analyzer (notebook platform) for scintillation detectors UNISPEC-PRO and a software package for the analysis and spectra acquisition – Genie-2000 Basic Spectroscopy.

Equipment for the determination of iodine in the thyroid at a local accident or contamination with iodine at work with these isotopes, as well as in the population in the areas of radioactive contamination in the event as such large-scale nuclear power plant accident.

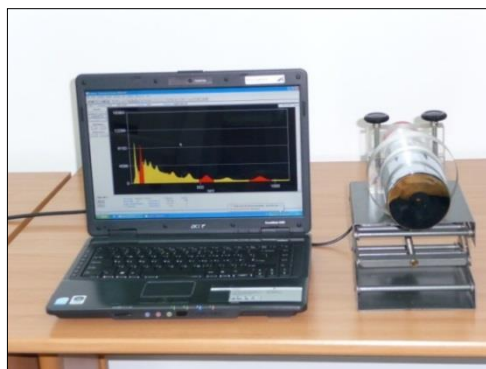


Figure 1. a) General view of SZSPG stationary unit (left), b) General view of PZSPG portable Unit (right).

Iodine Monitoring Laboratory is equipped with thyroid phantom type RS-232 (prod. RSD – Radiology Support Devices Inc., USA) (Figure 2).



Figure 2. The thyroid RSD type phantom.

Current activities the Iodine Monitoring Laboratory include in 2013 the following tasks:

1. Maintaining the equipment ready for immediate measurements of radioactive iodine in the thyroid consisted of carrying out systematic measurements of background in photopeaks of isotope ^{125}I , ^{131}I and $^{99\text{m}}\text{Tc}$ and testing, the operation of the electronic modules of measuring units.

The background in lab room was respectively 3, 4, 3 cps (Figure 3a, 3b) and ranged from 20% of the average annual background measured in previous years, maintained at a constant level and thus determining a low detection limit.

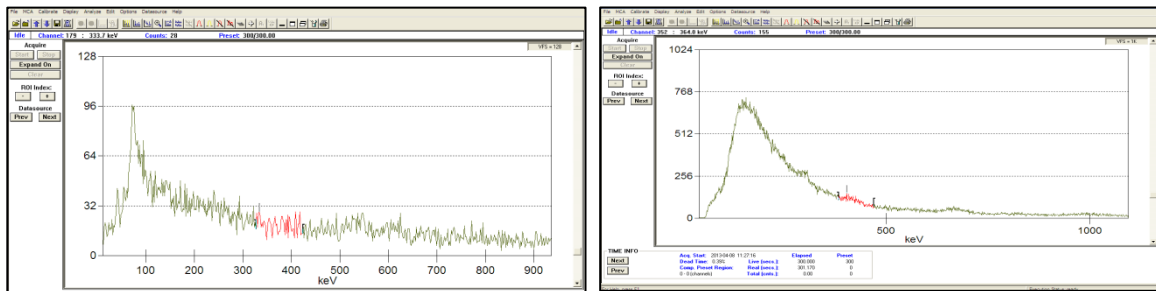


Figure 3. a) The background spectrum in laboratory room measured with stationary unit (energy area of ^{131}I marked in red) (left), b) The background spectrum in laboratory room measured with mobile unit (energy area of ^{131}I in red) (right).

2. Measuring content of radionuclides ^{131}I and $^{99\text{m}}\text{Tc}$ in the thyroid of employees of nuclear medicine in Poland were made diagnostic and treatment tests conducting with diseases of the thyroid gland.

They were made using the portable spectrometer (prod. by Canberra-Packard) (Figure 1b), which consists of a scintillation detector (dimensions 76 x 76 mm, the resolution of 9%) combined with UniSPECT Canberra multichannel analyzer and supplied from the notebook PC, using the spectral analysis software Genie-2000.

The details of the measurement methods and how to estimate the absorbed dose is contained in [1].

Results and conclusions

In 2013 measurements of radioactive iodine content of ^{131}I and technetium $^{99\text{m}}\text{Tc}$ in the thyroid of persons representing the medical staff at the Department of Nuclear Medicine and Endocrine Oncology, Provincial Specialist Hospital, M. Skłodowska-Curie in Zgierz, Laboratory of Thyroid

Scintigraphy in Military Medical Academy University Teaching Hospital – Central Veterans' Hospital in Lodz, Nuclear Medicine Unit in Mazovia Brodno Hospital in Warsaw.

In these institutions the diagnostic radioiodine investigations – scintigraphy in thyroid, thyroid uptake, determination of the levels of thyroid hormones and therapeutic research imaging studies – treatment of thyroid diseases, including tumors are conducted. In addition, the diagnostic tests of some organs are conducted using technetium.

The measurements were performed with a detector distance of 10 or 15 cm from the surface of the neck and lasted 300 seconds. The background radiation in the room in which the measurements were performed, was measured using an available type phantom RSD neck, immediately before or after the measurement of the controlled. Measuring room was typed lowest as low as possible background .

The results of measurements of ^{131}I activity in the thyroid gland and the estimated dose to workers are presented in Table 1 – 3.

Table 1. Results of measurements of the levels of activity of ^{131}I in employees of the Department of Nuclear Medicine and Endocrine Oncology, Provincial Specialist Hospital M. Skłodowska-Curie in Zgierz.

Employee	Measured in thyroid activity of ^{131}I [Bq]	The estimated annual effective dose from the absorptions of ^{131}I [mSv]	Percentage of maximum effective dose for occupationally exposed (20 mSv)
P.J.	290	0.87	4.4
E.K.	<68	<0.38	<1.8
A.P.	<68	<0.38	<1.8
J.F.	<68	<0.38	<1.8
A.Pa.	<68	<0.38	<1.8
M.Z.G.	<68	<0.38	<1.8
E.R.	<68	<0.38	<1.8
L.O.	<68	<0.38	<1.8
A.R.	250	0.75	3.8
E.Ka.	2200	6.6	33
M.K.	<68	<0.38	<1.8
A.W.	<68	<0.38	<1.8
B.M.	465	1.4	6.9
H.W.	<68	<0.38	<1.8
B.P.	<68	<0.38	<1.8
S.M.	560	1.7	8.4
E.S.	1033	3.1	15.5
M.S.P.	290	0.9	4.5
M.R.	<68	<0.38	<1.8
M.K.K.	260	0.8	4.0
A.G.S.	<68	<0.38	<1.8
J.M.	<68	<0.38	<1.8
P.W.K.	<68	<0.38	<1.8

The activity levels of iodine ^{131}I in the thyroid of employee's in the Department of Nuclear Medicine and Endocrine Oncology, in which the measurements were performed, were diverse (Table 1). The maximum dose of 7 mSv were not greater than 35% of the annual limit for occupationally exposed.

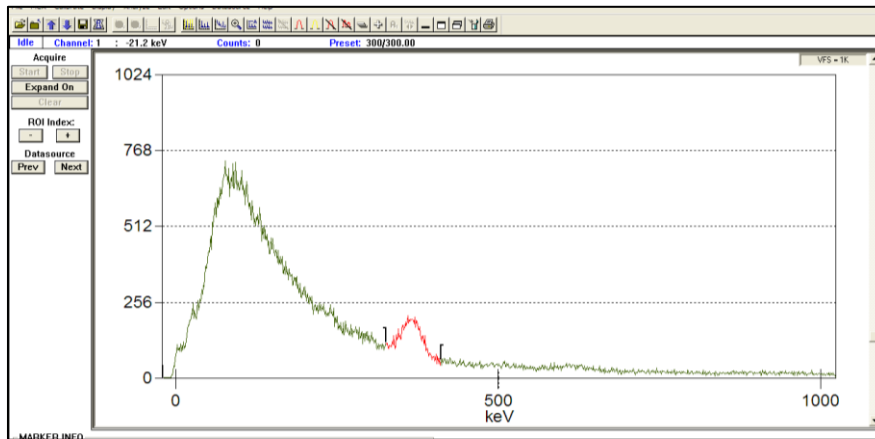


Figure 4. The measured spectrum at the employee's E.Ka. (visible peak of ^{131}I).

The results of measurements of ^{131}I activity in the thyroid gland and the estimated dose to workers of the Laboratory of Thyroid Scintigraphy in Military Medical Academy University Teaching Hospital – Central Veterans' Hospital in Lodz are presented in Table 2 and Figure 5.

Table 2. Results of measurements of the levels of activity of ^{131}I in employees of the Laboratory of Thyroid Scintigraphy in Military Medical Academy University Teaching Hospital- Central Veterans' Hospital in Lodz.

Employee	Measured in thyroid activity of ^{131}I [Bq]	The estimated annual effective dose from the absorptions of ^{131}I [mSv]	Percentage of maximum effective dose for occupationally exposed (20 mSv)
K.Z.	345	1.0	5.0
B.W.	<76	<0.42	<2.0
J.S.	470	1.4	7.0
E.G.	760	2.3	11.4
H.K.M.	400	1.2	6.0
M.M.	<76	<0.42	<2.0
J.R.G.	<76	<0.42	<2.0
H.P.	<76	<0.42	<2.0

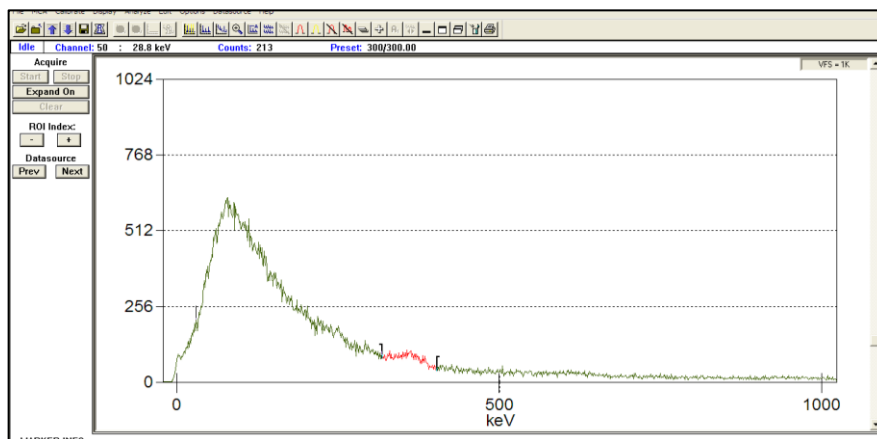


Figure 5. The measured spectrum at the employee's H.K.M. (visible peak of ^{131}I).

The activity levels of iodine ^{131}I in the thyroid of employee's in the Laboratory, in which the measurements were performed, were low (Table 2). The maximum dose of 2.5 mSv, not to exceed 12% of the annual limit for occupationally exposed. The results of measurements of ^{131}I activity in the thyroid gland and the estimated dose to workers of the Nuclear Medicine Unit in Mazovia Brodno Hospital in Warsaw are presented in Table 3 and Figures 6-8.

Table 3. Results of measurements of the levels of activity of ^{131}I in employees of the Nuclear Medicine Unit in Mazovia Brodno Hospital in Warsaw.

Employee	Measured in thyroid activity of ^{131}I [Bq]	The estimated annual effective dose from the absorptions of ^{131}I [mSv]	Percentage of maximum effective dose for occupationally exposed	Measured in thyroid activity of $^{99\text{m}}\text{Tc}$ [Bq]
E.P.	<68	<0.38	<1.8	-
G.J.	<68	<0.38	<1.8	-
J.K.T.	250	0.75	3.8	-
J.S.	<68	<0.38	<1.8	-
M.S.	325	1.0	5.0	-
M.K.	<68	<0.38	<1.8	13700
U.D.	<68	<0.38	<1.8	-
Z.S.	<68	<0.38	<1.8	-
T.C.	250	0.75	3.8	-
I.C.	260	0.76	3.8	500
U.S.	<68	<0.38	<1.8	-
I.S.-C.	<68	<0.38	<1.8	200
M.C.	<68	<0.38	<1.8	240
M.W.	<68	<0.38	<1.8	-
M.M.	<68	<0.38	<1.8	-

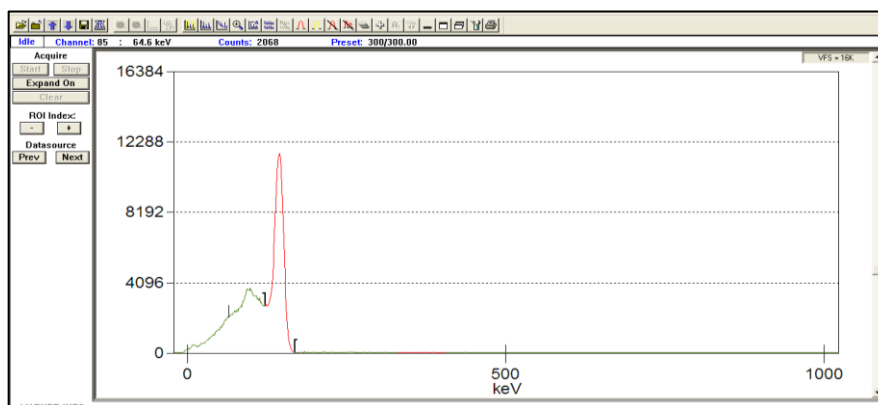


Figure 6. The measured spectrum at the employee's M.K. (visible peak of $^{99\text{m}}\text{Tc}$).

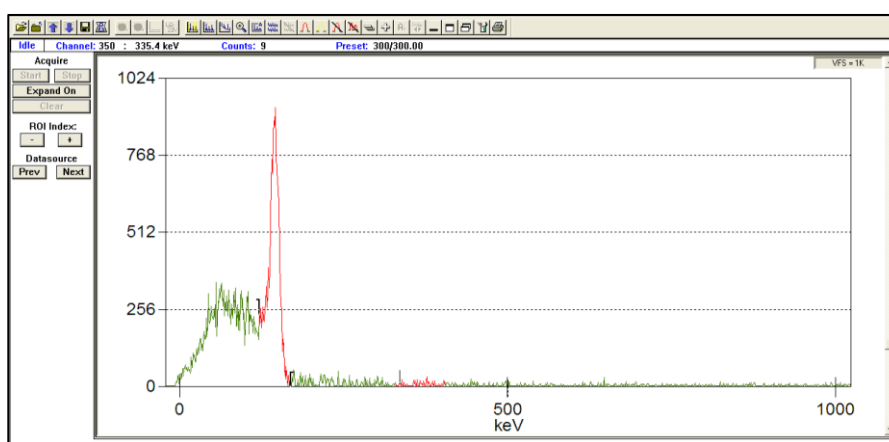


Figure 7. The measured spectrum at the employee's U.D. (visible peak of $^{99\text{m}}\text{Tc}$).

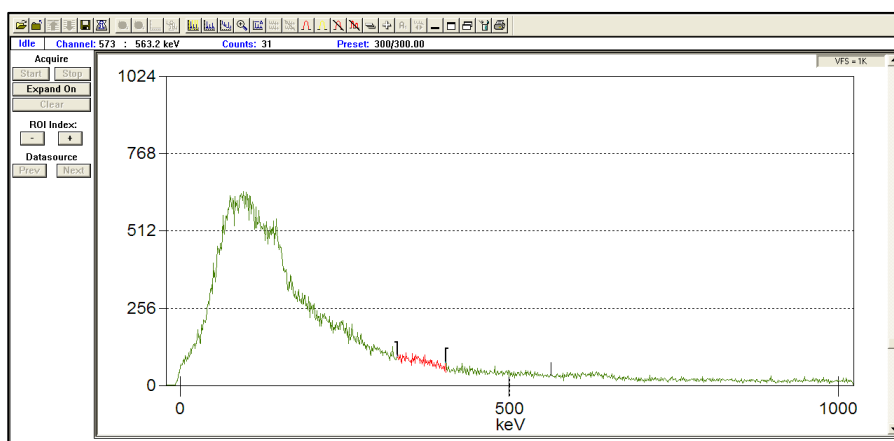


Figure 8. The measured spectrum at the employee's J.K.T. (visible peak of ^{131}I).

The activity levels of iodine ^{131}I in the thyroid of employee's in the Nuclear Medicine Unit, in which the measurements were performed, were low (Table 3). The maximum dose of 1 mSv, not to exceed 5% of the annual limit for occupationally exposed.

In consideration of perform at this Medical Unit diagnostic tests using technetium $^{99\text{m}}\text{Tc}$ – it was revealed the presence of this isotope. In Table 3 (column 5) were given the activity of technetium $^{99\text{m}}\text{Tc}$ (in [Bq]), and Figures 6-8 show the spectrum was measured at the thyroid of few employees. In some cases, the level of this radionuclide was increased (employee M.K. – Table 3 and Figure 6).

Funding

This work was performed under the contract no 8/OR/2013/22 signed between the Treasury-National Atomic Energy Agency and Central Laboratory for Radiological Protection.

Literature

- [1] Krajewska G., *Laboratory for Monitoring of radioiodine in Thyroid for Populatin in Emergency Situation*, in Annual Report 1996-1997, edited by the Central Laboratory for Radiological Protection, Warsaw, (1998).
- [2] Krajewska G., Krajewski P., *Thyroid Monitoring System for Measurement of Iodine Content in Thyroid of Occupationally Exposed Personnel*, Radiation Protection Dosimetry, 89, 215-220, (2000).
- [3] *Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intakes of radionuclides*, in Safety Reports Series No. 37, IAEA (2004).
- [4] *Assessment of Occupational Exposure Due to Intake of radionuclides* in Safety Guide No. RS-G-1.2, IAEA (1999).

Development of method for determining the neutron and photon dose components using Bayesian statistical methods for the biological dosimetry

I. Pacyniak, M. Kowalska

Abstract

Ionizing radiation from nuclear reactors is a mixed radiation, composed mostly with gamma and neutron components. These two types of radiation have different nature and biological effectiveness so in a case of overexposures of people to this kind of ionizing radiation very important is to assess not only the total absorbed dose but also neutron and gamma components of mixed ionizing radiation.

The best method of biological doses assessment is to analyse dicentric chromosomes in peripheral blood lymphocytes of the accidentally exposed person. Since peripheral blood lymphocytes are circulating cells, the dicentric frequency reflects the average total body dose, independent of specific regions of the body that have been exposed. Then is necessary the knowledge about the ratio of components of dose from mixed ionizing radiation $n + \gamma$. The observed frequency of dicentrics is then converted into the absorbed dose with the use of the fitted coefficients of the particular *in vitro* dose-response relationship. Assessment of frequency of dicentrics from neutron radiation and gamma radiation separately is possible using the iterative method, which can be useful only when there is knowledge about the ratio components of neutron and gamma dose from physical measurements and by the assumption that these doses are additive and the observed distribution of dicentrics is poissonian.

In a case when the ratio of neutron and gamma components is unknown, then the Bayesian method is useful, which assume some probability distribution on the ratio of dose components. Application of Bayesian method for biological dosimetry is the aim of this thesis.

Individual neutron dosimetry based on CR-39 foils

K. Szewczak

Abstract

The only method available in Poland for neutron individual dosimetry is based on TLD detectors using the albedo principle. This method is subject to some serious limitations. TLD detectors are simultaneously sensitive to gamma radiation, and information on the dose is lost during detectors read out.

The project realized was aimed to carrying out a series of tests, in order to adapt used at the Central Laboratory for Radiological Protection dosimetry methods used for radon in air concentration measurements, and based on the CR-39 detectors for individual neutron dosimetry. The first phase was devoted to the task of optimizing the shape and construction of the CR-39 so that it can be utilized together with TLD detectors. At this stage the shape of the detector has been developed. After receiving the detectors with a fixed thickness and shape designed three dosimeters concepts have been developed. Finally, the dosimeter consist of: standard dosimeter cover used in TLD method, polyethylene radiator with 1 mm thickness, and TLD pellets covered by lead filters. A series of irradiations of individual CR-39 detectors as well as complete dosimeters (CR-39 + TLD) were carried out. Study was carried out for optimization of CR-39 detectors etching time. As a result the etching time was set for seven hours in a solution of 6 N NaOH. Increasing the etching time from 1 to 7 hours a diameters of recorded traces increase from 4 to 23 microns. Series of dosimeters was irradiated in the standard neutron fields at the National Centre for Nuclear Research. Neutron fields from sources of Am/Be, Pu/Be and Cf-252 were used. The dependence between number of tracks and individual dose equivalent from neutrons received by detector was determined.

Development and implementation of quality control and assurance system for gamma and beta dosimetry methods – Secondary Standard Dosimetry Laboratory in CLOR

K. Szewczak

Abstract

As part of the work completed in 2013 the LWPDiR activity has been extended by calibration procedures for instruments used to determine the dose rate and dose from beta and mixed beta-gamma radiation. This procedure was included in the accreditation certificate of the Laboratory after a positive external audit conducted by the Polish Centre for Accreditation. In order to extend the accreditation the Laboratory participated in the intercomparison for beta radiation devices calibration. A positive result of the comparison, $En < 1$ was received. The Beta Secondary Standard 2 calibration stand was equipped with two β -radioactive sources; ^{90}Sr and ^{85}Kr .

As a part of the planned activities the Laboratory organized interlaboratory comparisons for national calibration laboratories in the field of gamma radiation devices calibration. In the comparison three participants from Poland were participated. Comparisons included the determination of the calibration factor of the traveling radiometer FH40G. Calibration was carried out in the gamma-ray beam from the source of ^{137}Cs in the range of ambient dose equivalent from 1 to 100 $\mu\text{Sv/h}$. The evaluation criterion was the En number, for positive result were adopted to obtain the $En < 1$. All participants had a positive results. The obtained value of En vary from 0.17 to 0.55.

Funding

The work was realized in the framework of the project NCBiR 6 Stage 14.

Assessment of occupational radiation exposure from X-ray unit's and CT in veterinary clinics

K. Wołoszczuk, D. Aksamit

Introduction

Radiation protection in Poland is regulated by the Atomic Law Act which constitutes a restrictive demands for both: gaining permission for use and routine use of equipment creating ionizing radiation. The act is no so restrictive in the field of veterinary use of X-ray and CT equipment. Differently from human radiography or tomography the animal study does not require inspections of radiation protection officer nor special requirements for study work-room. The only requirement for veterinary clinic is to conduct ambient measurements every three months (but still without supervision of radiation protection officer). In consequence there is no reliable data on occupational exposure of veterinary staff nor on animal owner exposure that assist the studies.

Results and conclusions

The aim of our study was to provide such data. Measurements using thermoluminescent dosimeters LiF: Mg, Cu, P were performed in few clinics to assess ambient dose equivalent $H^*(10)$, individual dose equivalent $H_p(10)$ and $H_p(0.07)$. Measurements were supplemented with inquiry form for clinic staff about radiological procedures and safety.

Measurements using thermoluminescent dosimeters LiF: Mg, Cu, P were performed in few veterinary clinics to assess ambient dose equivalent $H^*(10)$, individual dose equivalent $H_p(10)$ and $H_p(0.07)$.

Gathered data on X-ray units used in veterinary clinics, knowledge of the principles of radiation protection and the opinion of veterinarians on the rules applicable to them working with the X-ray units.

The calibration of dosimetric instruments for the purposes of radiological protection in 2013

K. Wołoszczuk, A. Wiśniewski

Abstract

Laboratory for Calibration of Dosimetric and Radon Instruments (LWPDiR) in the Central Laboratory for Radiological Protection is accredited since 2003. In the laboratory individual and environmental radiation measurement instruments are calibrated. Frequency of calibration is given by a decree 'Dz.U. z 2002r. Nr 239, poz. 2032' according to which each dosimetric instrument has to be calibrated not less than:

- once in a 24 months – in case of having control radiation source;
- once in a 12 months – in case of not having control radiation source.

In 2013 Laboratory received about 700 contracts for calibration of more than 50 types of instruments. 877 certificates were made out, in this:

- 570 calibration certificates for gamma dose rate;
- 250 calibration certificates for surface contamination monitors;
- 30 calibration certificates for X-ray dose rate;
- 27 unserviceable protocols.

Most often calibrated:

- instruments were RK-67, EKO-C and RKP-1;
- individual dosimeters were ISOTRAK and Pm 1203;
- instruments with ionization chamber were EKO-K, RGD and VICTOREEN;
- instruments with proportional counter was FH;
- probes with scintillation counter SSA 1P.

Approximately 80% calibrated instruments in LWPDiR had Geiger-Müller counter.

Assurance and support of the quality system in Laboratory for Calibration of Dosimetric and Radon Instruments Radon position – activities and technical maintenance

A. Kudynowska, K. Wołoszczuk, R. Czekala

Abstract

On 4th of April in Central Laboratory for Radiological Protection the seminar "*Assurance and support of the quality system in Laboratory for Calibration of Dosimetric and Radon Instruments (LWPDiR)*" was held and presented by A. Kudynowska (management system) and K. Wołoszczuk (technical requirements).

Part I- Management Requirements

Outline of talk:

1. Organizational arrangements.
2. Personnel.
3. Scope of accreditation.
4. Internal and external audits.
5. The outcome of audits.
6. Document control.
7. Management reviews.
8. The goals for period 2013/2014.
9. Trainings.

On 27th of June 2013 the external audit took place. In result, 4 nonconformities were drawn up i.e.:

- 1 disagreement in management section
- 4 disagreements in technical section

In addition 9 observations were drawn up:

- 5 in management section
- 4 in technical section

During the external evaluation under Polish Centre for Accreditation (PCA) supervision a new range of accreditation had been made. During the evaluation PCA auditor noted the strengths of the Laboratory, i.e.:

- competence of the personnel;
- the effectiveness of the corrective actions;
- the effectiveness of training and improvement activities.

The laboratory documentation consist of 18 Management Procedures, 7 Technical Procedures and 4 Instructions, all listed in Annex 6.2 to Quality Book. Documents are periodically reviewed and revised to ensure continuing suitability and compliance with applicable requirements.

During the last year personnel of the Radon position has change. New specialist participated in courses delivered by the Polish Centre for Accreditation (PCA) which referred to ISO standard and accreditation requirements.

On the 9th of May 2011 the management review took place. The review concerned:

- the implementation of the findings of previous management review;
- the suitability of policies;
- the suitability of procedures;
- the outcome of recent internal audits;
- assessments by external bodies;
- corrective and preventive actions;
- the results of interlaboratory comparisons;
- reports from managerial and supervisory personnel;
- customer feedback;
- complaints;
- trainings;
- quality control activities.

Part II- Technical Requirements

Laboratory for Calibration of Dosimetric and Radon Instruments (LWPDiR)

Calibration Laboratory was established in 1967 by the decision of chairman of the CUJM. In 1995- 1999 was realized the investment, which allows to fulfill the requirements for Secondary Standard Dosimetry Laboratories (SSDLs). The network of SSDLs is under auspices of IAEA/WHO. Currently LWPDiR is under preparation to join the IAEA/WHO network of SSDLs.

In 2003 LWPDiR was accredited by Polish Centre for Accreditation (PCA). It is the only in Poland calibration laboratory with such a broad range of measurement services. Calibrations for the following measuring quantities are available:

- air kerma, K_a [Gy/h];
- ambient equivalent dose, $H^*(10)$ [Sv];
- photon equivalent dose, H_x [Sv];
- personal dose equivalent, $H_p(d)$ [Sv];
- exposure, X [R];
- absorbed dose, D [Gy];
- radon concentration, [Bq/m³];
- equivalent equilibrium radon concentration EEC, including its unattached fraction f_p [μ J/m³].

Main scope of activity

The laboratory is equipped with modern calibration stands: X-ray, gamma, beta, surface contamination and the largest radon chamber in Poland, enabling calibration of radon instruments. LWPDiR is accredited in:

18.01 Dosimetric quantities

- gamma radiation (^{137}Cs , ^{60}Co and ^{241}Am);
- beta radiation ($^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$, ^{85}Kr);
- X-ray (narrow series- N-40 do N-250);

18.02 Surface emission

- alfa- radiation source – ^{241}Am ;
- beta- radiation sources – ^{90}Sr , ^{14}C , ^{36}Cl ;

18.03 Radon measurements

- radon concentration;
- equivalent equilibrium radon concentration EEC.

Gamma Calibration Stand

Possibility of calibration dosimeters in three radiation fields:

- ^{241}Am (59.54 keV) – dose range 0.5 $\mu\text{Sv/h}$ – 20 $\mu\text{Sv/h}$
- ^{137}Cs (662 keV) – dose range 0.5 $\mu\text{Sv/h}$ – 100 mSv/h
- ^{60}Co (1250 keV) – dose range 0.5 $\mu\text{Sv/h}$ – 5 mSv/h

CMC (Calibration and Measurement Capability) is about 4%.

X-ray Calibration Stand

The X-ray calibration stand was designed for collimated beam generation with X-ray tube potential from 40kV to 250kV. The narrow beams series according to international standard PN-ISO 4037:1 from N-40 to N-250 were developed.

Surface Contamination Calibration Stand

Surface contamination stand is equipped with three β^- -radioactive sources (^{14}C , ^{36}Cl , ^{90}Sr) and one α -radioactive – ^{241}Am (dimensions of 100 cm x 150 cm). Reference value were defined in Deutscher Kalibrierdienst (DKD/Germany).

The Radon Calibration Chamber

The walk-in radon calibration chamber is installed at the Central Laboratory for Radiological Protection, Warsaw, Poland. The chamber body, constructed by NEMA Company, Germany, is an air-tight climatized room made of 100 mm PUR sandwich elements covered outside with zinc coated steel and plastic, and inside with stainless steel with DVP (pressure distributing plate). Its inner overall dimensions are: 2.75 m x 2.25 m x 2.00 m and a volume of ca. 12.375 m^3 . The chamber has an ante-room of 3.12 m^3 (1.50m x 1.04m x 2.00m), viewing heated window, manipulating gloves and a number of input ports which permit injecting radon gas and aerosols, sampling inside air and connecting instruments (e.g. aerosol counter) outside. The chamber is equipped with a ventilation system to remove radon outdoors after experiments.

Climatic condition: temperature and relative humidity can be steered manually or automatically. Temperature may be set up from -30°C to $+60^\circ\text{C}$ with the constancy in time $\pm 1^\circ\text{C}$ and relative humidity from 10% to 95% with long time constancy of $\pm 5\%$ (for the temperature range from $+10$ to $+60^\circ\text{C}$).

To make radon atmosphere in the chamber an external radon generator, by Pylon Electronic Development Co, is connected to ports on the opposite sides of the chamber and collected radon is pumped into the chamber through half an hour. The activity of dry flow-through ^{226}Ra source in the generator is 137.27 kBq ($\pm 4\%$). Thus the maximum achievable radon concentration in the chamber at the beginning of exposure interval can be ca. 11 kBq/m³ and is decreasing with the decay constant rate of radon.

Beta Radiation Calibration Stand

Beta Secondary Standard Type 2 (BSS-2) stand is equipped with two sources (in accreditation scope), i.e.: $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ (with the mean beta particle energy of $E_{\text{Mean}} = 0.8 \text{ MeV}$) and ^{85}Kr ($E_{\text{Mean}} = 0.24 \text{ MeV}$).

Additionally, calibration with the use of ^{141}Pm ($E_{\text{Mean}} = 0.06 \text{ MeV}$) source is possible beyond accreditation certificate.

Neutron Stand

The calibration stand was equipped with Am/Be isotopic neutron source with neutron emission $1.1 \times 10^7 \text{ n/s}$.

ISBN 978-83-920940-4-3

Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej 2014