

## OD PRACOWNI RADIOIZOTOPOWEJ DO KATEDRY RADIOCHEMII I CHEMII ŚRODOWISKOWEJ

FROM THE RADIOISOTOPIC LABORATORY  
TO THE DEPARTMENT OF RADIOCHEMISTRY  
AND ENVIRONMENTAL CHEMISTRY

**Stanisław Chibowski\*, Małgorzata Wiśniewska,  
Iwona Ostolska, Ewa Skwarek, Jan Solecki**

*Katedra Radiochemii i Chemii Środowiskowej, Instytut Nauk Chemicznych,  
Wydział Chemii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie,  
Pl. Marii Curie-Skłodowskiej 3, 20-031 Lublin,  
\*stanislaw.chibowski@mail.umcs.pl*

---

Abstrakt

Wprowadzenie – rys historyczny

1. Badania obecności izotopów promieniotwórczych w środowisku naturalnym po awarii elektrowni atomowej w Czarnobylu
2. Analiza  $^{90}\text{Sr}$  w próbkach środowiskowych
3. Pomiary radonu
4. Pomiary zawartości izotopów promieniotwórczych w powietrzu
5. Synteza radiofarmaceutyków

Uwagi końcowe

Piśmiennictwo cytowane

---

---



**Prof. dr hab. Stanisław Chibowski** jest emerytowanym profesorem Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie, zatrudnionym obecnie jako wolontariusz w Instytucie Nauk Chemicznych Wydziału Chemii UMCS. Stopień magistra uzyskał w 1971 r., doktora w 1980 r., doktora habilitowanego w 1990 r., a tytuł profesora w 2002 r. Jego zainteresowania naukowe dotyczą zagadnień związanych z adsorpcją polimerów oraz monitoringiem skażeń radiochemicznych środowiska naturalnego Polski. Jego dorobek naukowy obejmuje 170 artykułów z bazy JCR (liczba cytowań 2150, indeks h 28). Brał udział w realizacji wielu grantów krajowych i 2 międzynarodowych, zarówno jako kierownik, jak i wykonawca. W latach 1996 – 2002 pełnił funkcję prodziekana ds. Studenckich i Dydaktycznych na Wydziale Chemii UMCS, a w latach 2002 – 2005 prorektora ds. Studenckich i Nauczania UMCS oraz w latach 2008 – 2012 prorektora ds. Kształcenia UMCS. W okresie 1999-2016 był kierownikiem Zakładu Radiochemii i Chemii Koloidów.



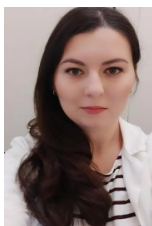
<https://orcid.org/0000-0002-3549-0172>



**Prof. dr hab. Małgorzata Wiśniewska** od 1999 roku jest pracownikiem naukowo-dydaktycznym Wydziału Chemii na Uniwersytecie Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie. Stopień magistra uzyskała w 1998 r., doktora – w 2002 r., doktora habilitowanego – w 2011 r., a tytuł naukowy profesora w 2019 r. Obszar jej zainteresowań badawczych obejmuje procesy adsorpcji związków wielkocząsteczkowych na powierzchniach zdyspergowanych ciał stałych (tlenki metali, zeolity, węgle aktywne, minerały). Jej dorobek naukowy obejmuje 186 artykułów z bazy JCR (liczba cytowań 3300, indeks h 33). Brała udział w realizacji 3 grantów krajowych i 2 międzynarodowych zarówno jako kierownik, jak i wykonawca.



<https://orcid.org/0000-0003-4003-9877>



**Dr Iwona Ostolska** jest pracownikiem badawczo – dydaktycznym Instytutu Nauk Chemicznych na Uniwersytecie Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie. Zainteresowania naukowe związane są z detekcją substancji promieniotwórczych, a realizowana tematyka badawcza obejmuje procesy migracji radionuklidów pochodzenia naturalnego i antropogenicznego w poszczególnych elementach środowiska, ze szczególnym uwzględnieniem wykorzystania spektrometrii promieniowania gamma (detektory HPGe) oraz beta (liczniki LSC). Jej dorobek naukowy obejmuje 25 artykułów z bazy JCR. Kierownik dwóch grantów: Miniatura 2 (finansowanego z NCN) oraz projektu inwestycyjnego MEiN.



<https://orcid.org/0000-0002-1988-2475>



**Dr hab. Ewa Skwarek, prof. uczelni** jest pracownikiem naukowo-dydaktycznym Instytutu Nauk Chemicznych na Uniwersytecie Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie. Obszar jej zainteresowań badawczych obejmuje syntezy i charakterystyki fizykochemicznej tlenków metali, fosforanów metali, hydroksyapatytu, a także badania procesu adsorpcji związków organicznych i nieorganicznych na granicy faz ciało stałe/roztwór (również z wykorzystaniem metod radioizotopowych). Jej dorobek naukowy obejmuje 98 artykułów z bazy JCR (liczba cytowań 2065, indeks h 25). Brała udział w realizacji grantów krajowych i międzynarodowych.



<https://orcid.org/0000-0003-4721-8704>



**Dr hab. Jan Solecki** ukończył Wydział Mat-Fiz-Chem w Uniwersytecie Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie. Doktorat uzyskał w 1981 roku w ówczesnym Instytucie Chemii UMCS. W roku 2007 Rada Wydziału Chemii nadała mu stopień dr hab. nauk chemicznych. Zainteresowania naukowe obejmują radiochemię (radioanalitika), radioekologię, fizykochemię granicy faz ciało stałe-roztwór, sorpcję jonów w kompleksach glebowych. Zajmował się badaniami związanymi z analizą izotopów antropogenicznych w środowisku przyrodniczym  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{90}\text{Sr}$ , a także fizykochemicznymi problemami związanymi z przemieszczaniem radionuklidów w układach gleba – roślina i samej glebie (profile glebowe).

## ABSTRACT

Pracownię Radioizotopową w Instytucie Chemii Wydziału Matematyki, Fizyki i Chemii UMCS utworzono w 1969 roku, a w 1974 roku w miejsce Pracowni powołano Zakład Radiochemii i Zastosowań Radioizotopów. Od 1983 roku jednostka przyjęła nazwę Zakład Radiochemii i Chemii Koloidów, który w 2019 roku połączono z Zakładem Chemii Środowiskowej w Katedrę Radiochemii i Chemii Środowiskowej. Pomiary prowadzone od wielu lat koncentrują się na wielokierunkowym monitoringu skażeń promieniotwórczych środowiska naturalnego (oznaczanie aktywności promieniotwórczej izotopów naturalnych i pochodzenia antropogenicznego w powietrzu, wodzie i glebie, a także ich transferu do organizmów roślinnych). Dodatkowo ważny obszar badawczy stanowi adsorpcja związków wielkocząsteczkowych na granicy faz ciało stałe – roztwór, synteza biomateriałów, biokompozytów i radiofarmaceutyków, otrzymywanie biowęgli i ich wykorzystanie w procesach remediacji gleb oraz zastosowanie izotopów promieniotwórczych w badaniach mechanizmów adsorpcji i stabilności w układach koloidalnych.

**Keywords:** radioactive contamination of soil, migration of isotopes in the environment, air radiation monitoring, biocompatible nanomaterials, radiopharmaceuticals, adsorption of macromolecular compounds, stability of colloidal systems, biochar in soil remediation

**Słowa kluczowe:** skażenia promieniotwórcze gleby, migracja izotopów w środowisku, monitoring radiacyjny powietrza, biokompatybilne nanomateriały, radiofarmaceutyki, adsorpcja związków wielkocząsteczkowych, stabilność układów koloidalnych, biowęgiel w remediacji gleb

---

---

## WPROWADZENIE - RYS HISTORYCZNY

Powołanie Pracowni Radioizotopowej w Instytucie Chemii Wydziału Matematyki, Fizyki i Chemii UMCS rozważane było od wielu lat. Dopiero jednak w roku 1969 zamierzenie to zostało spełnione. Kierownikiem Pracowni mianowano prof. dr Karola Akermana, który pełnił także funkcję kierownika Katedry Technologii Chemicznej na Wydziale Mat-Fiz-Chem UMCS. Nominacja ta okazała się mało szczęśliwa, ponieważ Profesor Akerman praktycznie nie podjął swoich obowiązków w związku z wyjazdem na dłuższy pobyt we Francji, skąd już do kraju nie powrócił. W roku 1972 prof. Akerman zrezygnował z pracy w UMCS. Kierownikiem Pracowni został doc. dr hab. Jerzy Szczypa, stanowiąc jednoosobową kadrę tej jednostki. Jednak Jego entuzjazm i zdolności organizacyjne doprowadziły do szybkiego poszerzenia kadry Pracowni o trzech kolejnych pracowników: magistrów Stanisława Chibowskiego, Ryszarda Sprychę i Jarosława Neczaj-Hruezewicza. W tym też roku oddano do użytku tzw. Dużą Chemię (obecnie gmach Collegium Chemicum) z pawilonem dla Pracowni Radioizotopowej. Pracownia musiała być zorganizowana od podstaw, gdyż w pawilonie tym nie było żadnego wyposażenia, nawet stołów laboratoryjnych. Praca osób zatrudnionych w Pracowni koncentrowała się więc głównie na zakupach, przede wszystkim sprzętu laboratoryjnego, odczynników chemicznych, czy różnego rodzaju aparatury. Zajęcia studentów odbywały się na aparaturze, która była używana w poprzednim pomieszczeniu Pracowni w budynku Instytutu Fizyki. Pomimo tych trudności następował szybki rozwój tej jednostki, co stało się podstawą do tego, że w roku 1974 w miejsce Pracowni powołano Zakład Radiochemii i Zastosowań Radioizotopów. W nowym Zakładzie wykonano szereg prac, które pozwoliły na uzyskanie certyfikatu Pracowni Izotopowej II klasy. Wiązało się to z odpowiednią jakością podłóg, częstością wymiany powietrza, odpowiednim magazynem izotopów i odpadów promieniotwórczych oraz tzw. szatnią „czystą” i „brudną”. Spełnienie tych warunków pozwalało na zakup różnego rodzaju izotopów, w tym tzw. otwartych źródeł promieniotwórczych. Wykorzystanie tych ostatnich wymagało od pracowników nauczania się odpowiedniego sposobu postępowania z nimi. Trzeba było opanować technikę otwarcia takiego źródła (dostarczane były w buteleczkach szklanych zamykanych odpowiednim korkiem, dodatkowo zabezpieczonym blaszką aluminiową, czyli w tzw. „pencylinówkach”, transportowano je w pojemnikach z ołowiu i metalowych puszkach), przygotowania z niego roztworu o odpowiednim stężeniu oraz zabezpieczenia naczynka po jego opróżnieniu i przekazania do późniejszej utylizacji. W tym czasie występowały olbrzymie problemy, głównie natury finansowej, z zakupem nowoczesnej aparatury pomiarowej pozwalającej na śledzenie przebiegu procesów adsorpcyjnych w ukła-

dach zdyspergowanych. Dlatego też możliwość posiadania różnych substancji „znaczonych” odpowiednimi izotopami promieniotwórczymi pozwalała na bardzo precyzyjne badania całej gamy procesów fizykochemicznych związanych z tematyką naukową Zakładu. Obejmowała ona zagadnienia dotyczące fizykochemii flotacyjnego wzbogacania minerałów oraz flokulacyjnego klarowania zawiesin i zagęszczania sflokulowanych osadów poprzez ich aglomerację. Dalszy rozwój tematyki badawczej Zakładu został ukierunkowany na chemię koloidów, a w szczególności na zagadnienia związane z fizykochemią powierzchni i stabilnością układów zdyspergowanych, teorią jonowej warstewki podwójnej oraz adsorpcją substancji wielkocząsteczkowych na granicy faz ciało stałe-roztwór. W badaniach tych z powodzeniem wykorzystywano izotopy oraz substancje nieorganiczne i organiczne zawierające w swoim składzie pierwiastki promieniotwórcze. Zmiana aktywności promieniotwórczej tych substancji w przebiegu powyższych procesów pozwalała na bardzo precyzyjne ich śledzenie. Rozwój prac tego typu spowodował, że w roku 1983 nazwę Zakładu zmieniono na Zakład Radiochemii i Chemii Koloidów. Oddawała ona lepiej charakter prowadzonych zajęć dydaktycznych i obszary realizowanej tematyki badawczej.

Drugą grupą zagadnień prowadzonych w Zakładzie była szeroko pojęta ochrona środowiska, a szczególnie monitoring radiochemiczny. Badania te zostały zapoczątkowane w roku 1986, w czasie pamiętnej awarii elektrowni atomowej w Czarnobylu. Obejmowały one wspomniany monitoring oraz mechanizmy migracji i kumulacji, ze szczególnym uwzględnieniem adsorpcji izotopów promieniotwórczych w glebie, roślinach, osadach dennych i aluwialnych, a także stały monitoring powietrza oraz badania nad obecnością radonu. Szczególną rolę odgrywały również prowadzone w Zakładzie badania nad nowymi metodami wydzielenia i oznaczania izotopów w próbkach naturalnych, a w szczególności C-14, Rn-222, Pu-239 i Sr-90.

W związku z reorganizacją struktury jednostek naukowych w UMCS w roku 2019, połączono Zakład Radiochemii i Chemii Koloidów oraz Zakład Chemii Środowiskowej w Katedrę Radiochemii i Chemii Środowiskowej. Zmieniono jednocześnie sposób zatrudnienia pracowników inżyniersko-technicznych i naukowo-technicznych, którzy zostali wyłączeni ze składu Katedry, stając się pracownikami zatrudnionymi przez Wydział Chemii UMCS. Po połączeniu tych dwóch jednostek tematyka badawcza ewoluowała. Obecnie można wyróżnić pięć obszarów badawczych. Jednym z nich jest adsorpcja związków wielkocząsteczkowych na granicy faz ciało stałe – roztwór. Analizowane polimery z powodzeniem mogą znaleźć zastosowanie w ochronie środowiska lub licznych gałęziach przemysłu. Kolejnym zagadnieniem jest synteza biomateriałów oraz biokompozytów opartych o krzemionkę, glinki oraz hydroksyapatyt. Ważnym obszarem badawczym jest otrzymywanie biowęgla, analiza ich właściwości, jak

również ich wykorzystanie w pomiarach środowiskowych (np. do usuwania zanieczyszczeń organicznych, metali ciężkich, ochrony zasobów wodnych oraz glebowych). Należy zaznaczyć, że metody radiometryczne niezmiennie stanowią jeden z filarów tematyki Katedry. Substancje promieniotwórcze wykorzystywane są dwutorowo. Po pierwsze, znakowanie izotopowe jest stosowane do śledzenia procesów sorpcji, pozwala także na badanie mechanizmów zachodzących w analizowanych układach. Nie mniej istotne są pomiary środowiskowe, takie jak monitoring skażeń promieniotwórczych przypowierzchniowej warstwy powietrza prowadzony przy współpracy z Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej w Warszawie. Możliwość detekcji substancji promieniotwórczych z użyciem nowoczesnej aparatury badawczej pozwala na badania migracji radionuklidów pochodzenia naturalnego i antropogenicznego. Mając na uwadze osiągnięcia poprzedników w dziedzinie radiochemii planowane jest poszerzenie tego obszaru badawczego np. o datowanie radiochemiczne, a także badania z udziałem substancji znakowanych izotopem C-14 w układach odpowiadających poszczególnym elementom środowiska.

Największa liczba pracowników zatrudnionych w Zakładzie Radiochemii i Chemii Koloidów notowana była w latach 2000-2012 i wynosiła ona 14-17 osób. W czasie istnienia Pracowni i wymienionych wyżej Zakładów przeprowadzono kilkadziesiąt rozpraw doktorskich, 9 rozpraw habilitacyjnych oraz uzyskano 3 tytuły profesorskie.

W chwili obecnej w Katedrze Radiochemii i Chemii Środowiskowej pracuje 6 osób (2 profesorów tytularnych, 2 profesorów uczelni, 1 adiunkt oraz 1 asystent). W dalszej części artykułu skoncentrowano się przede wszystkim na wybranych badaniach radiochemicznego monitoringu środowiska naturalnego, szczególnie po awarii elektrowni atomowej w Czarnobylu.

## 1. BADANIA OBECNOŚCI IZOTOPÓW PROMIENIOTWÓRCZYCH W ŚRODOWISKU NATURALNYM PO AWARII ELEKTROWNI ATOMOWEJ W CZARNOBYLU

Do roku 1986 monitoring radiochemiczny środowiska prowadzono sporadycznie, najczęściej przy okazji realizacji zajęć ze studentami. Radykalna zmiana nastąpiła po awarii elektrowni atomowej w Czarnobylu. Wszystko zaczęło się w zasadzie 28 kwietnia 1986 roku, kiedy po weekendzie wróciliśmy do pracy i nasze zestawy pomiarowe wykorzystujące liczniki scyntylicyjne pokazywały bardzo wysokie tło, wynoszące kilkaset czy nawet kilka tysięcy impulsów na sekundę. Po przyniesieniu z zewnątrz trawy i zmierzeniu jej aktywności promieniotwórczej, wszyscy doznaliśmy szoku, gdyż poziom promieniowania był porównywalny do źródeł promieniotwórczych używanych przez nas do badań na-

ukowych. Po skontaktowaniu się z Sanepidem, usłyszeliśmy najpierw pytanie o pochodzenie tej wiedzy, a następnie dostaliśmy zakaz jej rozpowszechniania. Ówczesne władze w Polsce wprowadziły blokadę jakichkolwiek informacji na ten temat. Pracownicy Zakładu nie zastosowali się do tego i powiadamialiśmy wszystkie znane nam osoby, przygotowując i rozdając płyn Lugola. Był to bowiem właściwy czas do zabezpieczenia tarczycy, ponieważ nasze badania wykazały, że promieniowanie pochodziło głównie od jodu-131, który kumuluje się w tym narządzie. Wprowadziliśmy także całodobowe dyżury wykonując dziesiątki pomiarów próbek, zbieranych przez nas lub dostarczanych przez ludność. Były to próbki wody, mleka, warzyw, jajek, serów, traw itp. W tabeli 1 zamieszczono przykładowe wyniki naszych pomiarów z tamtego okresu.

Tabela 1. Aktywność właściwa wybranych izotopów promieniotwórczych w różnych próbkach w pierwszych dniach po awarii elektrowni atomowej w Czarnobylu.

Table 1. Specific activity of selected radioisotopes in various samples in the first days after the Chernobyl nuclear power plant accident.

Data	Próbka	Cs-137 [Bq/dm <sup>3</sup> ]	Cs-137 [Bq/kg]	I-131 [Bq/dm <sup>3</sup> ]	I-131 [Bq/kg]
29.04.1986	Mleko	101	-	189	-
02.05.1986	Mleko	252	-	816	-
03.05.1986	Mleko	537	-	920	-
13.05.1986	Mleko	196	-	254	-
10.05.1986	Trawa	-	25 000	-	54 000
08.05.1986	Ser biały	-	871	-	564
07.05.1986	Rzodkiewka	-	400	-	200
07.05.1986	Salata	-	530	-	1510
13.05.1986	Woda z jeziora Śniardwy	5,7	-	1,5	-

W miesiącach sierpień-październik 1986 roku prowadzono także pomiary radioaktywności grzybów. Największe zawartości Cs-137 stwierdzono w podgrzybkach. Wartości te oscylowały w granicach od 10 000 do nawet 58 000 Bq/kg suszonych grzybów. Zdecydowanie mniejsze wartości notowano w opieńkach, kozakach, czy borowikach, minimalnie od ok. 50 Bq/kg do maksymalnie ok. 950 Bq/kg. W przypadku podgrzybków największa kumulacja cezu-137 występowała w skórce kapelusza. Należy również podkreślić, że w tamtych latach brak było jakichkolwiek norm do prowadzenia tego typu pomiarów.

W następnych miesiącach i latach znacznie rozszerzono badania nad skażeniami promieniotwórczymi różnych elementów środowiska naturalnego człowieka. Włączono tu takie pomiary jak: badania skażeń promieniotwórczych gleb (Tab. 2) i roślin [1-6], badania osadów dennych i aluwialnych [7-10], stały monitoring powietrza (przyziemnej warstwy atmosfery) [11], badania nad obecno-

ścią radonu w pomieszczeniach zamkniętych [12-14], monitoring i mechanizm migracji oraz kumulacji izotopów promieniotwórczych [15-18]. Badania koncentrowały się nad oznaczaniem aktywności właściwej Cs-137, Sr-90 czy Pu-239, szczególnie ze względu na ich długie okresy połowicznego zaniku, które wynoszą odpowiednio 30, 28,8 oraz 24 110 lat.

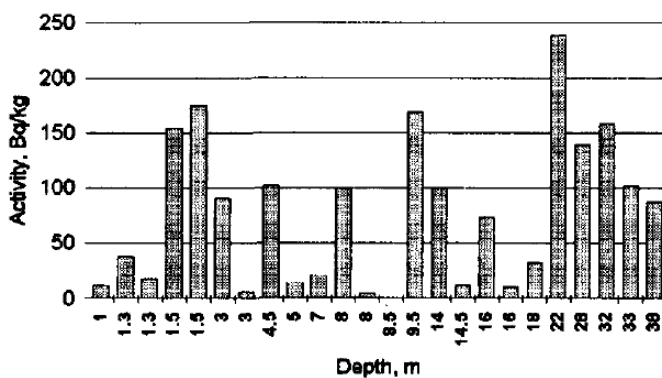
Tabela 2. Aktywność właściwa wybranych izotopów promieniotwórczych w próbkach gleby z okolic Lublina pobranych w 1988 roku.

Table 2. Specific activity of selected radioisotopes in soil samples from the Lublin area taken in 1988.

Izotop	Aktywność właściwa [Bq/kg]
Ac-228	31
Bi-212	32
Bi-214	28
Cs-137	35
K-40	528
Pb-212	33
Pb-214	28
Ra-223	7
Ra-224	26
Ra-226	58
Th-234	26
Tl-208	11
SUMA	843

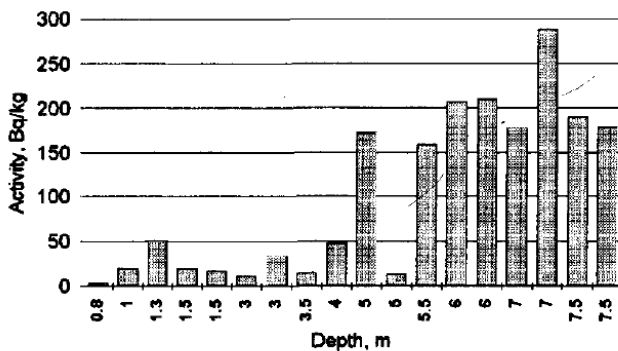
Bardzo interesujące wyniki dotyczące skażeń promieniotwórczych środowiska naturalnego można uzyskać poprzez badanie zawartości izotopów promieniotwórczych w osadach dennych stojących zbiorników wodnych [9]. Izotopy opadają na powierzchnię wody i sedymentują następnie na dno, pozostając tam w sposób niezakłócony przez długi okres czasu. Wykorzystując stałość praw kinetycznych rządzących procesami rozpadu i nagromadzenia pierwiastków promieniotwórczych, a także ograniczoność typu przemian, można oszacować aktywność danych izotopów na dzień wystąpienia awarii, czy uwalniania promieniowania [15,19]. Badania osadów dennych przeprowadzono m. in. z dwóch jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego – jeziora Piaseczno i Maśluchowskie oraz Zalewu Zemborzycckiego w pobliżu Lublina. Osady do badań pobierano z różnych głębokości jezior i Zalewu. Stan skażeń promieniotwórczych izotopem  $^{137}\text{Cs}$  przedstawiono na rys. 1-3.





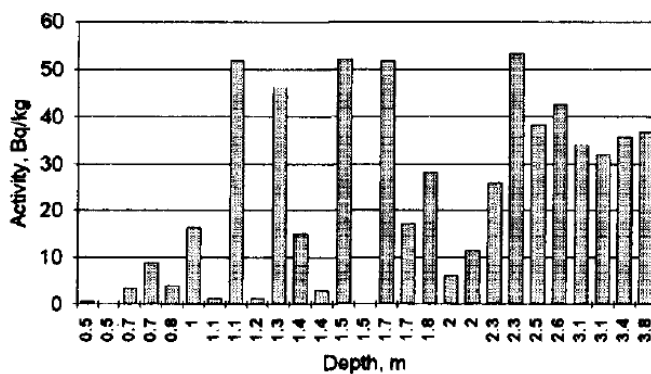
Rys. 1. Aktywność  $^{137}\text{Cs}$  w osadach dennych jeziora Piaseczno w zależności od głębokości wody [9].

Fig. 1. Activity of  $^{137}\text{Cs}$  in bottom sediments of the Piaseczno Lake versus depth of the water [9].



Rys. 2. Aktywność  $^{137}\text{Cs}$  w osadach dennych jeziora Maśluchowskie w zależności od głębokości wody [9].

Fig. 2. Activity of  $^{137}\text{Cs}$  in bottom sediments of the Maśluchowskie Lake versus depth of the water [9].



Rys. 3. Aktywność  $^{137}\text{Cs}$  w osadach dennych Zalewu Zemborzycy w zależności od głębokości wody [9].

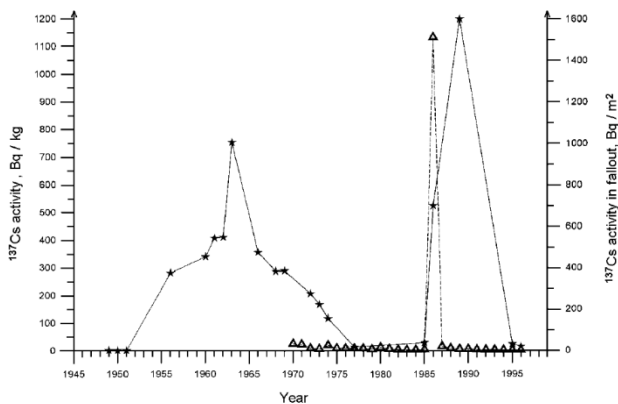
Fig. 3. Activity of  $^{137}\text{Cs}$  in bottom sediments of the Zalew Zemborzycy Lake versus depth of the water [9].

Skażenie cezem-137 osadów dennych z jezior Piaseczno i Maśluchowskie osiągnęło w niektórych punktach znaczące wartości sięgające 290 Bq/kg osadu. Aktywności te były wyraźnie wyższe w porównaniu z aktywnościami cezu powierzchniowych warstw gleby tego regionu wynoszącymi średnio 20-30 Bq/kg gleby. Różnice te przy w miarę równomiernym opadzie cezu-137 z atmosfery na obszar jeziora, jak i tereny przyległe do niego, wskazują na wyraźne kumulowanie się Cs-137 w osadach dennych. Uformowanie dna jeziora ma wpływ na przemieszczanie się sedymentu z miejsc płytkich do miejsc położonych głębiej na skutek jego usuwania się. Jest to bardzo dobrze widoczne w przypadku jeziora Maśluchowskiego, którego dno uformowane jest w kształcie spłaszczonej rynny. Udział cezu-134 w skażeniu osadów dennych był niewielki. W miejscach, w których jeszcze był obecny jego aktywność zawierała się od ok. 0,5 do 3,8 Bq/kg osadu. Takie ilości Cs-134 wynikają z jego krótkiego okresu połowicznego zaniku, jak i stosunku Cs-134 do Cs-137 w dniu awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu. Skażenie cezem osadów dennych Zalewu Zemborzyckiego jest wyraźnie mniejsze niż jezior, i nie przekracza w żadnym miejscu 53 Bq/kg osadu. Taki wynik wydaje się być oczywisty z tego względu, że woda w Zalewie nie ma charakteru stojącego, a więc opadające z atmosfery radionuklidy zanim zdążą zsedymetować, w części spływają z wodą do rzeki Bystrzycy. Po drugie Zalew utworzono w 1974 roku, w związku z czym największy opad radioaktywny pochodzący od prób z bronią jądrową (1963 rok) nie dotyczył tego zbiornika.

W powyższych badaniach wyznaczono także ilościowy i procentowy udział cezu-137 pochodzącego zarówno z katastrofy czarnobylskiej jak i opadu światowego [9]. Średni udział cezu pochodzenia czarnobylskiego w całkowitym stężeniu tego radionuklidu wynosił ok. 60 %.

Bardzo interesujące wyniki uzyskano także z badania porostów zebranych na przestrzeni lat 1949-1996 [20]. Wiek porostów zbieranych na obszarach wschodniej i południowo-wschodniej Polski wynosił ok 3-4 lata. Porosty jako organizmy o specyficznej strukturze i fizjologii, są bardzo przydatną grupą grzybów w monitorowni poziomu skażeń środowiska naturalnego. Wynika to z tego, że porosty nie mają żadnych organów do pobierania z podłoża wody i soli mineralnych, mogą być zatem wykorzystywane do badania zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego, a tym samym do badania np. wielkości opadu radioaktywnego. Pierwiastki i substancje pobierane przez plechy porostów z atmosfery są w nich kumulowane, praktycznie bez możliwości ich desorpcji [21]. Ten fakt, jak również uniezależnienie się porostów od substancji pokarmowych zawartych w podłożu, wykorzystano do określenia stanu radiologicznego terenu, na którym zbierano próbki tych organizmów. Najistotniejszym radionuklidem występującym w znacznych ilościach w badanych porostach był cez-137.

Począwszy od roku 1956, cez-137 notowany był we wszystkich zebranych próbkach porostów. Jego zawartość przedstawiono na rys. 4.



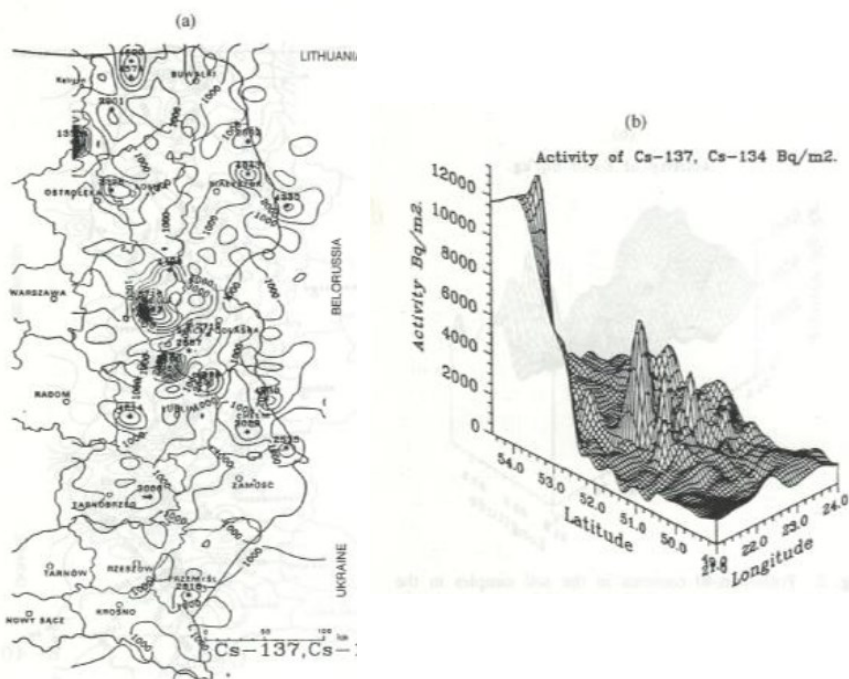
Rys. 4. Poziom radioaktywności  $^{137}\text{Cs}$  w próbkach rodziny porostów *Parmeliaceae* zebranych w latach 1949-1996 oraz zawartość  $^{137}\text{Cs}$  w opadzie promieniotwórczym w latach 1970-1996 [20].

Fig. 4. The  $^{137}\text{Cs}$  radioactivity level in *Parmeliaceae* lichens family samples, collected in the years 1949-1996, and  $^{137}\text{Cs}$  contents in radioactive fall-out during the years 1970-1996 [20].

Obserwuje się tu dwa wyraźne maksima, w roku 1963 oraz 1989. Biorąc pod uwagę fakt, że średni wiek porostów wynosił ok. 3 lat, staje się jasne, że na badanym terenie największy opad promieniotwórczy wystąpił na przestrzeni lat 1960-63 oraz 1986-89. Na przełomie lat pięćdziesiątych i sześćdziesiątych przeprowadzono największą liczbę próbných wybuchów jądrowych w atmosferze wynoszącą ok. 260 [22], natomiast drugie maksimum związane jest z opadem występującym po awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu. Potwierdzeniem tego jest porównanie wielkości notowanego średniego opadu promieniotwórczego cezu-137 w latach 1970-1993 na terenie Polski (rys. 4) [23]. Wcześniejsze dane, przed rokiem 1970 nie były dostępne. Uzyskane wielkości aktywności porostów oraz wielkości opadu promieniotwórczego sugerują bardzo dobrą zbieżność pomiędzy wielkością opadu, wiekiem zbieranych porostów i ich aktywnością. Dane te pozwalają na przyjęcie tezy, że opad promieniotwórczy Cs-137 po awarii elektrowni atomowej w Czarnobylu był większy na badanym terenie, niż podobny opad po serii próbných wybuchów jądrowych w atmosferze w okresie ich największego nasilenia, czyli w latach 1957-1962. Ogólniejszym wnioskiem wypływającym z przeprowadzonych badań jest także to, że pomiar aktywności właściwej takich organizmów jak porosty jest dobrą metodą określania wielkości opadu promieniotwórczego, a tym samym stanu radiologicznego badanego terenu.

Dla pełniejszego scharakteryzowania radioizotopowego skażenia wschodnich terenów Polski przeprowadzono w roku 1993 kompleksowe badania skażeń radioaktywnych od Kętrzyna, Suwałk po Krosno i Ustrzyki Górne, a od zachodu ograniczone przez rzeki Wisłokę, San, Wisłę, aż do Dębina i dalej w linii Sidlce, Ostrołęka i Kętrzyn. Z terenu tego pobrano 334 próbki gleb oraz roślin, w sieci kwadratów o boku 15 km [2]. Łącząc liniami punkty o podobnych wartościach promieniotwórczych otrzymano izolinie, dla których można było przyjąć, że

poziom obecności pierwiastków promieniotwórczych jest bardzo zbliżony. Do wyznaczenia izolacji wykorzystano program komputerowy SURFER. Umożliwił on uśrednienie wyników pod względem wielkości i ich rozkładu na mapie badanego terenu. Ten sam program był użyty do przedstawienia przestrzennego rozkładu skażeń monitorowanego obszaru w punktach poboru próbek. W ten sposób wyznaczono całkowitą radioaktywność gleb, zawartość izotopów K-40, Cs-137, Cs-134 oraz kilku pierwiastków promieniotwórczych z szeregu torowego (Th-232) badanego terenu czyli tzw. „Ściany Wschodniej” [2]. W tym opracowaniu przedstawiono wyniki odnoszące się do zawartości sztucznych radionuklidów Cs-134 i Cs-137 wyrażonych w  $\text{Bq/m}^2$  (rys. 5).



Rys. 5. (a) Rozmieszczenie radiocezu w Polsce Wschodniej; b) Zanieczyszczenie próbek gleby radiocezem w funkcji długości i szerokości geograficznej [2].

Fig. 5. (a) Distribution of radiocesium in Eastern Poland; (b) Contamination of soil samples with radiocesium as a function of the longitude and latitude [2].

Ce-137 jest głównym długożyciowym emitentem gamma przedostającym się do środowiska naturalnego z przeprowadzonych próbných wybuchów jądrowych oraz awarii elektrowni jądrowych. Silna adsorpcja cezu przez minerały glebowe utrudnia jego migrację w głąb gleby, dlatego powierzchniowa warstwa gleby wykazuje zwiększoną jego zawartość w czasie [15, 16, 24]. Obecność Cs-134

w pobranych próbkach, ze względu na jego krótki okres połowicznego rozpadu wynoszący 2,9 lat pochodzi wyłącznie z awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu. Zawartość tego izotopu nie przekracza 0,5 % całkowitej aktywności. Analizując przedstawione na rys. 5(a) izolacje aktywności oraz rozkład przestrzenny na rys. 5(b) można stwierdzić, że w niektórych punktach poboru próbek stwierdzono wyraźnie odbiegające wartości obecności promieniotwórczego cezu-137. Powodem tego jest większy opad radioaktywnego cezu po awarii czarnobylskiej w tych miejscach. Z przemieszczającej się chmury radioaktywnej, wskutek zmieniających się warunków atmosferycznych, mogły opaść na powierzchnię gleby większe cząstki zawarty w niej aerozoli pochodzących z uszkodzonego rdzenia reaktora.

Część próbek gleby zebranych ze Ściany Wschodniej oraz osadów aluwialnych z jezior Piaseczno i Maśluchowskie, które wykazywały największą zawartość Cs-137 poddano badaniom na obecność plutonu-239,240, plutonu-238, a także ameryku-241. Radionuklidy te pojawiają się w środowisku naturalnym w wyniku opadu atmosferycznego po próbnym wybuchach nuklearnych lub w wyniku awarii reaktorów w elektrowniach jądrowych. Stanowią one poważne zagrożenie dla człowieka ze względu na emisję promieniowania alfa. Promieniowanie to jest silnie jonizujące, tak więc nawet niewielkie aktywności emiterów alfa-promieniotwórczych, które mogą przedostać się do organizmu ludzkiego, stanowią poważne zagrożenie. Określenie aktywności plutonu i ameryku, przy wykorzystaniu spektrometrii promieniowania alfa, wymaga wcześniejszego ich wydzielenia z próbek środowiskowych. Jest to bardzo skomplikowana i pracochłonna procedura [25]. W badanych próbkach aktywność izotopów plutonu-239,240 i plutonu-238 zawierała się w granicach od ułamka do kilku Bq/kg gleby lub osadu. Można było także stwierdzić, że w osadach dennych jezior następowała większa ich kumulacja niż w powierzchniowych warstwach gleby. Pluton detektowany w badanych próbkach wykazuje przede wszystkim pochodzenie z opadu światowego, a tylko w niewielkim stopniu jego źródłem jest awaria reaktora jądrowego w Czarnobylu. Świadczy o tym stosunek Pu-238 do Pu-239,240, który dla opadu po awarii elektrowni czarnobylskiej wynosił ok. 0,4, a dla opadu światowego ok. 0,04. Aktywności Am-241 były minimalne i zawierały się w granicach od 0,01 do 0,05 Bq/kg gleby lub osadu.



Chcąc dogłębniej zbadać skażenia radioaktywne po awarii czarnobylskiej próbowano nawiązać kontakty ze stroną rosyjską. W związku z tym zorganizowano wyjazd pracowników Zakładu Radiochemii i Chemii Koloidów do Czarnobyla. Było to dokładnie w 10-tą rocznicę awarii elektrowni w 1996 roku (rys. 6).

Rys. 6. Wizyta pracowników Zakładu Radiochemii i Chemii Koloidów w Czarnobylu w 1996 roku w 10-tą rocznicę awarii elektrowni atomowej (na zdjęciu od lewej strony: miejscowy dozymetrysta i prof. Stanisław Chibowski).

Fig. 6. The visit of employees of the Department of Radiochemistry and Colloid Chemistry in Chernobyl in 1996 on the 10<sup>th</sup> anniversary of the nuclear power plant accident (in the photo from the left: local dosimetrist and Prof. Stanisław Chibowski).

Strona rosyjska oczekiwała dużych nakładów finansowych lub zakupu aparatury, przy jednoczesnych znacznych ograniczeniach w prowadzeniu badań na zamkniętym w promieniu 30 km terenie wokół elektrowni. W efekcie współpraca była iluzoryczna i zakończyła się po 3 latach. Z pobytu w Czarnobylu przywieziono tylko niewielką próbkę gleby z bliskiego sąsiedztwa reaktora. Zawartość cezu-137 w próbce wynosiła ponad 800 Bq/kg, czyli kilkadziesiąt razy więcej niż w tym samym czasie na terenie Lubelszczyzny.

Podobnie nie można było też nawiązać bliższej współpracy z Instytutem Biologii Morza w Murmańsku. Teren Morza Barentsa i przyległych wysp jest także interesujący od strony badawczej, ponieważ przeprowadzono tam szereg próbnych podwodnych wybuchów jądrowych.

Na przestrzeni ok. 15 lat po awarii elektrowni atomowej w Czarnobylu pracownicy Zakładu Radiochemii i Chemii Koloidów przeprowadzili szereg różnych badań odnoszących się do określenia stanu skażenia oraz obecności pierwiastków promieniotwórczych, zarówno naturalnych jak i sztucznych w środowisku. Na podstawie wyników tych badań opublikowano co najmniej kilkadziesiąt prac naukowych oraz wygłoszono szereg referatów na konferencjach międzynarodowych i krajowych.

ANALIZA  $^{90}\text{Sr}$  W PRÓBKACH ŚRODOWISKOWYCH

Jak już wcześniej wspomniano, awaria reaktora jądrowego w kwietniu 1986 roku w Czarnobylu na Ukrainie przyczyniła się do podjęcia badań nad obecnością radionuklidów antropogenicznych w szeroko pojętym środowisku przyrodniczym. Wczesne badania prowadzone były nad oznaczaniem radionuklidów gamma promieniotwórczych z uwagi na możliwości aparaturowe, a ich wyniki po raz pierwszy zaprezentowane zostały na zorganizowanej przez Zakład Radiochemii i Chemii Koloidów Międzynarodowej Konferencji w Kazimierzu nad Wisłą we wrześniu 1990 roku [26].

Stront-90 jest beta promieniotwórczym izotopem o  $T_{1/2} = 28,6$  lat, powstającym w wyniku rozszczepienia  $^{235}\text{U}$  lub  $^{239}\text{Pu}$ , pojawiającym się w środowisku zarówno w trakcie przeprowadzania naziemnych testów jądrowych jak i w następstwie awarii reaktorów jądrowych. W wyniku emisji przez  $^{90}\text{Sr}$  cząstek  $\beta^-$  o średniej energii 195,8 keV powstaje beta promieniotwórczy  $^{90}\text{Y}$  o  $T_{1/2} = 64,1$  godziny emitujący cząstki  $\beta^-$  o średniej energii 934,8 keV.

Obliczono, że w latach 1945–1970 w skali globalnej wprowadzono do biosfery  $5,74 \cdot 10^{20}$  Bq izotopu strontu-90 [27]. Największe skażenia terytorium Polski tym radionuklidem miały miejsce w latach 1962–1963, kiedy to wielkość opadu oszacowano na  $100 \text{ Bq/m}^2$  [28]. Zawartość  $^{90}\text{Sr}$  w opadzie całkowitym na terenie Polski w latach 1970–1985 zawierała się w przedziale od 2 do  $17 \text{ Bq/m}^2$ . Po awarii w Czarnobylu nastąpił wzrost do  $22 \text{ Bq/m}^2$ , a następnie spadek do  $0,06 \text{ Bq/m}^2$  w roku 2003 [29]. Szacunkowo w środowisku pojawiło się około  $8,14 \cdot 10^{15}$  Bq czarnobylskiego  $^{90}\text{Sr}$  [30].

Tak znaczne ilości strontu-90 wprowadzone do środowiska przyrodniczego pociągają za sobą konieczność jego stałego monitorowania.  $^{90}\text{Sr}$  został uznany jako drugi po  $^{14}\text{C}$  groźny z punktu widzenia dozymetrycznego izotop. Szkodliwość  $^{90}\text{Sr}$  dla organizmów żywych jest znacznie wyższa niż  $^{137}\text{Cs}$  z powodu emisji cząstek beta o znacznej energii oraz dobrej przyswajalności przede wszystkim w kościach ( $^{90}\text{Sr} \approx \text{Ca}$ ).

W przypadku analizy  $^{90}\text{Sr}$  procedurę analityczną komplikuje reakcja jego rozpadu, powstający w jej wyniku  $^{90}\text{Y}$  jest emitерem beta i jako izotop krótkożyciowy zgodnie z prawem nagromadzania pozostaje po upływie ok. 21 dni w równowadze wiekowej ze  $^{90}\text{Sr}$  (1:1).



$^{90}\text{Sr} - \beta^-$ :  $E_{\text{max}} = 0,5 \text{ MeV}$ ,  $T_{1/2} = 28,6 \text{ lat}$

$^{90}\text{Y} - \beta^-$ :  $E_{\text{max}} = 2,3 \text{ MeV}$ ,  $T_{1/2} = 64,1 \text{ h}$

Prezentowane w literaturze procedury analityczne opierają się na trzech podstawowych etapach: pobór i przygotowanie próbki, separacja izotopu, pomiar radiometryczny.

Przy wyborze metody oznaczania  $^{90}\text{Sr}$  w próbkach środowiskowych należy zatem brać pod uwagę: rodzaj próbki, upływ czasu od powstania skażeń (obecne mogą być izotopy  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Y}$ ,  $^{91}\text{Y}$  i inne produkty rozszczepienia), posiadane wyposażenie laboratorium (liczniki LSC, Czerenkowa, antykoincydencyjne), sposób wydzielania izotopu z próbki (rozpuszczanie, ługowanie) oraz sposób prowadzenia analizy („ścieżka strontowa lub itrowa”). Można zatem zetknąć się z problemami analitycznymi takimi jak: spalanie próbek, rozpuszczanie czy np. kwaśne ługowanie, moment wprowadzania nośników, rozdział Sr od Y, usuwanie zanieczyszczeń chemicznych i radiochemicznych, metoda śledzenia wydajności procesu ( $^{85}\text{Sr}$ , XRF), wydajność chemiczna (stopień uwodnienia szczawianu itru), pomiar radiometryczny, wartość MDA (minimalnego progu wykrywalności), wielkość błędu, pomiar tła, kontrola poprawności analizy – np. krzywa rozpadu  $^{90}\text{Y}$  oraz rachunek ekonomiczny.

Dobranie odpowiedniej procedury analitycznej przy obecnym stanie technik pomiarowych powinno prowadzić do rozwiązania powyższych problemów.

Generalnie analiza  $^{90}\text{Sr}$  w próbkach starych opiera się na dwu drogach: separacji  $^{90}\text{Sr}$  i pomiarze sumy  $^{90}\text{Sr}$  i  $^{90}\text{Y}$  w równowadze wiekowej - „ścieżka strontowa”, bądź separacji  $^{90}\text{Sr}$  i po osiągnięciu równowagi wiekowej, rozdziale od  $^{90}\text{Y}$  i jego pomiarze radiometrycznym - „ścieżka itrowa”.

W literaturze przedmiotu na przestrzeni lat pojawiło się wiele oryginalnych opracowań analitycznych. Ogólnie można je podzielić na metody tzw. szybkie [31-36] oraz powolne, ale wprowadzające cały szereg modyfikacji polegających na stosowaniu procesów usuwania zanieczyszczeń, różnych sposobów rozdziału strontu od itru, a także poprawiających wiarygodność uzyskiwanych wyników [37-44].

Głównym celem badań podjętych nad oznaczaniem strontu-90 było więc opracowanie metody analitycznej opartej na stosunkowo prostych procedurach przy wykorzystaniu standardowych odczynników. Przy opracowywaniu metody uwzględnione zostały takie parametry jak: mineralizacja próbki, sposób separacji  $^{90}\text{Sr}$  z próbki (ługowanie wraz ze śledzeniem wydajności tego procesu lub rozpuszczanie), sposób wprowadzania nośników, kontrola usuwania zanieczyszczeń radiochemicznych oraz końcowa kontrola poprawności analizy. Uwzględniając fakt, że gleba kumuluje największą ilość zanieczyszczeń i staje się ośrodkiem ich dystrybucji, szczególny nacisk położono na analizę właśnie takich próbek. Jednym z podstawowych problemów jest wydzielanie  $^{90}\text{Sr}$  z próbek stałych. Celem uniknięcia procedur z zastosowaniem HF czy dymiącego  $\text{HNO}_3$  zaproponowano sposób oparty na ługowaniu strontu stężonym  $\text{HNO}_3$ . Do określa-



nia wydajności procesu zastosowano analizę zawartości strontu w glebie metodą ED-XRF, zamiast jej śledzenia na podstawie najczęściej stosowanego pomiaru aktywności izotopu  $^{85}\text{Sr}$  (jako znacznika izotopowego). Takie postępowanie czyni metodę łatwiejszą, a także poprawia jej dokładność. Unika się w ten sposób błędów związanych z dozowaniem izotopu, homogenizacją suspensji i pomiarem  $^{85}\text{Sr}$ . W trakcie szeregu doświadczeń stwierdzono, że poważnym problemem jest usuwanie izotopów Th, U, Pb oraz produktów ich rozpadu z roztworów po ługowaniu kwasem. Nawet niewielka ich ilość w próbce końcowej wpływa niekorzystnie na otrzymany wynik, powodując jego zawyżanie. W związku z tym zaproponowano usuwanie Th i U (i produktów rozpadu) na drodze wymiany jonowej korzystając z jonitu typu Dowex 1x8, natomiast usuwanie ołowiu poprzez wytrącanie  $\text{PbI}_2$ . Z uwagi na fakt, że zaproponowany sposób analizy opiera się na pomiarze aktywności promieniotwórczej  $^{90}\text{Y}$  (tzw. „ścieżka itrowa”), jako sposób kontroli zaproponowano pomiar tła próbki po upływie co najmniej 21 dni. Jak wspomniano powyżej  $^{90}\text{Y}$  jest izotopem o  $T_{1/2} = 64$  godz., a zatem po upływie powyższego czasu (21 dni), powinno pozostać około 0,4% jego aktywności początkowej. Wynik tego pomiaru przyjmowano jako wartość tła do obliczeń aktywności właściwej  $^{90}\text{Sr}$ .

Skuteczność i dokładność metody sprawdzano analizując próbki gleb referencyjnych IAEA – SOIL – 6, IAEA – 375 przygotowywanych w laboratoriach Międzynarodowej Agencji Energii Atomowej (MAEA). Ponadto uczestniczono w testach organizowanych przez Państwową Agencję Atomistyki (PAA).

Zaproponowana metoda nadaje się także do oznaczania  $^{90}\text{Sr}$  w próbkach osadów dennych, roślin, produktów mlecznych, kości, a także po nieznacznej modyfikacji, w próbkach wody, co potwierdzono w testach PAA.

W badaniach nad zachowaniem się radionuklidu  $^{90}\text{Sr}$  w środowisku naturalnym szczególne miejsce zajmuje śledzenie jego migracji w glebach oraz transfer do roślin. Stosując opracowaną metodę analizy problematyce tej poświęcono część badań, które obejmowały następujące zagadnienia: badania zawartości  $^{90}\text{Sr}$  w glebach, osadach dennych i roślinach z terenu Lubelszczyzny, badania poziomej i pionowej migracji  $^{90}\text{Sr}$  w glebach oraz śledzenie współczynników transferu [45-49].

Obecność radionuklidów pochodzenia antropogenicznego, w tym izotopów strontu, analizuje się przede wszystkim w żywności, powietrzu, wodzie, glebie, roślinach łąk pastwiskowych, osadach dennych, a także bada się ich transfer do organizmów żywych poprzez wykrywanie ich obecności np. w kościach [50-54].

W podsumowaniu można stwierdzić, że w wyniku przeprowadzonych badań opracowana została dobra i stosunkowo prosta metoda oznaczania i analizowania  $^{90}\text{Sr}$  w próbkach środowiskowych. W konsekwencji zostało przeprowadzone szereg oznaczeń tego radionuklidu w glebach (śledzenie migracji),

roślinach (współczynniki transferu), produktach mlecznych i zbożowych, kościach ptaków oraz ludzkich stawach biodrowych.

### 3. POMIARY RADONU

Niewiele osób zdaje sobie sprawę z promieniotwórczej natury naszego najbliższego otoczenia. Zakładamy, że jest ono bezpieczne i wolne od substancji emitujących niewidzialne lecz groźne promieniowanie jonizujące. Zależy nam na tym szczególnie w odniesieniu do miejsca, w którym spędzamy większość swojego życia – domu. Tymczasem w przestrzeni ograniczonej przez cztery ściany może gromadzić się radioaktywny gaz, którego obecności nie jesteśmy w stanie wykryć żadnymi dostępnymi nam zmysłami. Radon, bo o nim mowa, jest pierwiastkiem należącym do grupy gazów szlachetnych, wykazuje również typową dla nich bierność chemiczną. Należy pamiętać, że wszystkie jego izotopy są promieniotwórcze, a sam gaz występuje powszechnie. Jego źródłem w budynkach mieszkalnych są głównie materiały budowlane zawierające radionuklidy tworzące naturalne szeregi promieniotwórcze, jak U-238 lub Th-232. Powstały w wyniku ich rozpadu radon (Rn) migruje następnie w kierunku powierzchni, gdzie ulega uwolnieniu i wymieszaniu z powietrzem znajdującym się w danym pomieszczeniu. Cały ten proces określany jest jako emanacja.

Radon-222, najtrwalszy ze wszystkich izotopów tego pierwiastka, powstaje przez rozpad radu-226. Po upływie zaledwie 3,82 dnia połowa powstałych jąder Rn-222 ulegnie samorzutnej przemianie z wytworzeniem jądra polonu-218 i jednoczesną emisją cząstki alfa o energii 5,489 MeV. Warty podkreślenia jest fakt, że Po-218 i produkty jego rozpadu są radioaktywnymi ciałami stałymi emitującymi zarówno korpuskularne promieniowanie alfa i beta, jak również długo zasięgowe kwanty gamma [55]. Powstające w środowisku domowym produkty rozpadu radonu z łatwością osiadają na cząstkach kurzu i aerozoli powietrza przedostając się wraz z nimi do układu oddechowego wszystkich jego mieszkańców.

Nic dziwnego, że tematyka związana z radonem stanowiła jeden z ważnych obszarów badawczych realizowanych w Zakładzie Radiochemii i Chemii Koloidów. Dysponując wiedzą dotyczącą wpływu substancji promieniotwórczych na organizm ludzki, jak również motywowani naukową ciekawością pracownicy wykonali szereg pomiarów mających na celu określenie stężenia promieniotwórczego gazu w różnych lokalizacjach. Zwrócono szczególnie uwagę na nisko położone piwnice lokali użytkowych, przedszkola, sale zabaw, jak również składowiska odpadów z kopalni węgla kamiennego Bogdanka [56–58].

W tym miejscu warto przytoczyć parę faktów obrazujących istotę podejmowanego tematu i jego znaczenia. Według danych zgromadzonych w Rapor-

cie Prezesa PAA, całkowita dawka skuteczna promieniowania jonizującego otrzymana przez statystycznego mieszkańca Polski w 2022 roku wynosiła 4,39 mSv/rok. Największy udział we wspomnianej dawce (aż 27,6 %, co przekłada się na 1,2 mSv/rok) ma promieniowanie emitowane właśnie przez radon-222 oraz produkty jego rozpadu [59]. Badania opublikowane niezależnie w 2000 i 2004 roku wskazują niezbita dowody na związek pomiędzy stężeniem radonu w budynkach mieszkalnych a występowaniem nowotworów płuc [60, 61]. Według raportu Światowej Organizacji Zdrowia z 2009 roku, radon jest główną przyczyną raka płuc, a ryzyko zachorowania wzrasta około 25-krotnie u osób palących wyroby tytoniowe. Dodatkowo, niemożliwym jest wskazanie dawki progowej, powyżej której radon zaczyna stanowić zagrożenie dla zdrowia człowieka. Jak zaznaczono w cytowanym raporcie, ryzyko zachorowania na nowotwór płuc wzrasta o około 16 % na każde 100 Bq/m<sup>3</sup> długoterminowego narażenia. Co więcej, zaobserwowano że zależność dawka – odpowiedź organizmu jest liniowa. Oznacza to, że ryzyko zachorowania wzrasta proporcjonalnie do rosnącej ekspozycji [62].

Jedne z najciekawszych wyników otrzymanych przez pracowników Zakładu Radiochemii i Chemii Koloidów dotyczą detekcji radonu w piwnicach zlokalizowanych na terenie lubelskiego Starego Miasta, jak również zabudowań znajdujących się w najstarszej historycznie części starówki w Chełmie, Zamościu oraz Sandomierzu. Wspomniane pomiary stanowią istotne uzupełnienie badań rozpoczętych z inicjatywy ówczesnego kierownika prof. dr hab. Jerzego Szczypy [56,57]. Warty podkreślenia jest aspekt praktyczny przeprowadzonych prac – w badanych pomieszczeniach bardzo często znajdują się m. in. lokale gastronomiczne lub podziemne trasy turystyczne (jak ma to miejsce w Sandomierzu). Gromadząc się w najniższej położonych i słabo wentylowanych pomieszczeniach, radon stanowi więc realne zagrożenie dla zdrowia, zwłaszcza pracowników.

W badaniach prowadzonych w latach 1996–2000 (pomiary wykonywano jedynie w miesiącach od stycznia do marca) wykorzystano dwie komplementarne metody pomiarowe. Stosując przenośny spektrometr wyposażony w detektor krzemowy PIPS o wydajności 35 % (Spectrometric Radon-Thoron Daughters Meter, mod. 4S, SILENA Milano, Włochy) pobierano próbkę powietrza pod kątem określenia stężenia produktów rozpadu radonu (głównie Po–218, Pb–214 i Po–214). Stosując odpowiednie korekcje i poprawki możliwe było obliczenie zawartości Rn-222. Druga z metod pozwalała na bezpośredni pomiar aktywności właściwej promieniotwórczego gazu, jednak wymagała zastosowania bardziej złożonego systemu pomiarowego. Na początku w badanym pomieszczeniu umieszczano detektory Pico–rad wypełnione węglem aktywowanym (Niton, USA) pozostawiając je na 48–godzinną ekspozycję. Po upływie wskazanego czasu pojemniki szczelnie zamykano i transportowano do laboratorium, w którym nagromadzony Rn–222 był

eluowany za pomocą koktajlu scyntylacyjnego (Insta-Fluor marki Packard). Ostatnim krokiem była detekcja cząstek alfa emitowanych w trakcie rozpadu radonu przez spektrometr ciekłoscyntylacyjny (LS5000TD, Beckman).

Uzyskane wyniki pozwalały na ocenę zagrożeń wynikających z obecności radonu w badanych pomieszczeniach. Wartości przekraczające dawkę graniczną dla ówczesnego budownictwa, wynoszącą  $200 \text{ Bq/m}^3$ , zanotowano jedynie w 12% przypadków. Analiza wyników otrzymanych dla lokali wybudowanych przed 1998 r. (dla których dopuszczalna dawka została określona na poziomie  $400 \text{ Bq/m}^3$ ) wykazała, że zaledwie 7 % pomieszczeń nie spełnia wspomnianej normy. Wyższe zawartości radonu w powietrzu zaobserwowano na terenie miast Chełm i Sandomierz, co jest ściśle powiązane z budową geologiczną regionu. Zarówno Lublin, jak i Zamość położone są na grubej warstwie lessu, który przykrywa utwory kredy (głównie margiel i wapień). Z kolei w pozostałych dwóch miastach dominują skały marglowe i wapienne, w Sandomierzu dodatkowo pokryte cienką warstwą lessu (zawierającego mniejsze ilości naturalnego uranu niż skały marglowe i wapienne).

Obecnie, ustawa „Prawo atomowe” szczegółowo reguluje zasady ochrony osób narażonych na podwyższone stężenie aktywności radonu w powietrzu (Prawo atomowe, ustawa z dn. 13 czerwca 2019 roku o zmianie ustawy Prawo atomowe oraz ustawy o ochronie przeciwpożarowej, Dz.U. z 2019 r, poz. 1593). Celem dostosowania przepisów krajowych do norm obowiązujących w Unii Europejskiej, w 2019 roku ustalono poziom odniesienia dla średniorocznego stężenia promieniotwórczego radonu w powietrzu w miejscach pracy wewnątrz pomieszczeń oraz pomieszczeniach przeznaczonych na pobyt ludzi w wysokości  $300 \text{ Bq/m}^3$ . Podkreślono także konieczność regularnego monitoringu zawartości wspomnianego gazu.

Przeglądając kolejne wprowadzane akty prawne nie sposób uniknąć konkluzji, że są one poniekąd pochodną wielu godzin żmudnych pomiarów, czasu spędzonego na pobieraniu próbek i analizie wyników składających się stopniowo w większe elementy coraz bardziej złożonej układanki. Układanki, której pewną częścią są badania zainicjowane ponad 30 lat temu w Zakładzie Radiochemii i Chemii Koloidów UMCS. Wskazuje to na ich znaczenie oraz bezsprzeczną wartość merytoryczną. Ta sentymentalna podróż w czasie pozwala uzmysłowić sobie również, że nauka mimo, iż skomplikowana z natury, może być odpowiedzią na realne problemy, rozwiązywać kwestie towarzyszące nam na co dzień, a płynące z niej wnioski pozwolą ukształtować przyszłość kolejnych pokoleń. Wymiernym efektem przeprowadzonych pomiarów jest nie tylko liczba opublikowanych prac. Pomimo faktu, iż czasy świetności zarówno wspomnianego spektrometru przenośnego, jak również licznika LS5000TD dawno minęły, Katedra nadal

dysponuje potencjałem, który z powodzeniem może zostać wykorzystany w realizacji zadań związanych z detekcją izotopów radonu.

#### 4. POMIARY ZAWARTOŚCI IZOTOPÓW PROMIENIOTWÓRCZYCH W POWIETRZU

Katastrofa w Czarnobylu w 1986 roku dobitnie uwydatniła wszelkie zagrożenia związane z niekontrolowanym uwolnieniem substancji promieniotwórczych do środowiska naturalnego. Przebieg tamtejszych wydarzeń pozwolił zrozumieć, jak ważnym filarem bezpieczeństwa jest posiadanie sprawnego systemu detekcji umożliwiającego monitoring rozprzestrzeniania się potencjalnych skażeń. Systemu opartego nie na centralnie sterowanej jednostce, lecz licznych, rozproszonych stacjach mogących niezależnie dokonać wiarygodnego pomiaru.

Utworzona niedługo potem sieć stacji czekała na test swoich możliwości pomiarowych. Najpoważniejszym z nich była awaria w Fukushima w marcu 2011 roku. Katastrofa będąca konsekwencją silnego trzęsienia ziemi u wybrzeży Japonii i spowodowanych przez nie fal tsunami doprowadziła do uwolnienia wielu radionuklidów i powstania strefy skażonej. Mniejsze rozmiary tragedii (w porównaniu z Czarnobylem), nie przełożyły się wprost na nastroje społeczne w kraju. Wielu obywateli obawiając się powtórki z 1986 roku aktywnie poszukiwało informacji o nadciągającym skażeniu, w tym możliwości minimalizacji wpływu izotopów radioaktywnych na zdrowie.

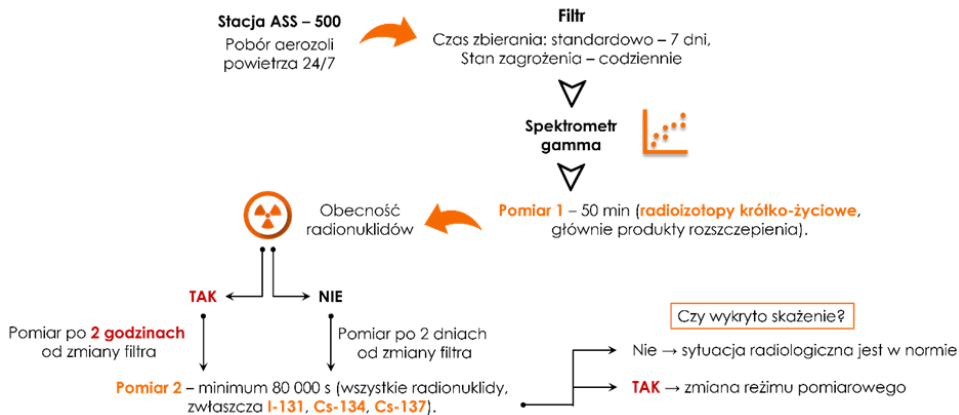
ASS – 500 (z jęz. ang. Aerosol Sampling Station) jest urządzeniem opracowanym i skonstruowanym przez Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej przy współpracy z Federalnym Instytutem Fizykalno–Technicznym w Brunszwiku. Wyposażona w mierniki temperatury i wilgotności służy do monitoringu zawartości radionuklidów w przypowierzchniowej warstwie powietrza. Stacje zebrane w ramach ogólnopolskiej sieci rozpoczęły pracę w 1992 roku (historycznie pierwsza z nich pracowała od lat 70-tych ubiegłego wieku w Warszawie). Głównym celem pracy urządzenia jest ciągły pobór aerozoli atmosferycznych. Wysoki przepływ rzędu 500 m<sup>3</sup>/h zapewniony jest dzięki pompie umieszczonej ok. 1 m nad powierzchnią gruntu. Stacja pracuje w trybie 24/7 osiągając objętości powietrza rzędu 105 m<sup>3</sup>/tydzień. Następnie, pobrany aerosol trafia na filtr wykonany z włókien organicznych, na którym cząstki pyłów, kurzu oraz gleby (wraz z obecnymi na ich powierzchni radionuklidami) ulegają zatrzymaniu. Tkanina filtrująca jest dodatkowo osuszana za pomocą promienników podczerwieni, co zapobiega zbijaniu się materiału pod wpływem wilgoci w miesiącach o dużej wilgotności. Należy podkreślić, że wydajność zbierania aerozoli przez filtr Petrianowa typu FPP 15 – 1,5 dla cząstek o średnicy z zakresu 0,3 – 1,25 μm w warunkach liniowego przepływu powietrza (0,25 – 4 m/s) wynosi

od 96 do 99 %. Tak zaprojektowany układ pomiarowy gwarantuje reprezentatywność zebranej próbki, ale również umożliwia wykonanie niezwykle dokładnego pomiaru gamma spektrometrycznego zawartości radionuklidów zarówno naturalnych, jak i pochodzenia antropogenicznego [63]. Długi czas zbierania aerozoli powoduje, że typowe limity detekcji produktów rozszczepienia (MDA – Minimum Detectable Activity) zawierają się w granicach  $0,5 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$  (dla I-131) –  $1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$  (dla Cs-137). System detekcji umożliwia także śledzenie zmian naturalnie występujących radionuklidów, jak K-40, Ra-226, Be-7 i Pb-210. W warunkach standardowej pracy, próbka pobierana jest raz w tygodniu. W przypadku wykrytego (jak po awarii w Fukushima) lub potencjalnego zagrożenia (pełnoskalowa inwazja na Ukrainę w 2022 roku) częstość próbkowania może zostać znacząco zwiększona, nawet do kilku razy dziennie. Wszystkie stacje ASS – 500 są wyposażone w sondę scyntylicyjną NaI(Tl) zawieszoną nad filtrem, co pozwala na dodatkową kontrolę radiologiczną prowadzoną w trybie on-line.

Obecność stacji i rozwiązania zaimplementowane celem osiągnięcia odpowiednich parametrów analitycznych to jednak tylko połowa sukcesu. Do uzyskania wiarygodnych i dokładnych wyników konieczna jest detekcja wspomnianych radionuklidów przy użyciu niskotłowego spektrometru promieniowania gamma wyposażonego w detektor germanowy HPGe. Próbkę umieszcza się na detektorze wewnątrz osłony ołowianej o grubości 100 mm (zabezpieczonej dodatkowo od wewnątrz 2 mm blachy miedzianej oraz 1 mm warstwą kadmu) minimalizując w ten sposób wpływ promieniowania tła na wynik analizy. Przed rozpoczęciem pomiaru detektor jest kalibrowany z użyciem źródła multi-gamma o tej samej geometrii oraz matrycy, zawierającego radionuklidy emitujące kwanty promieniowania gamma w zakresie energetycznym 59-1330 keV. Dodatkowo, wyniki zawartości radionuklidów w filtrach powietrza są korygowane o wartość tła własnego układu pomiarowego.

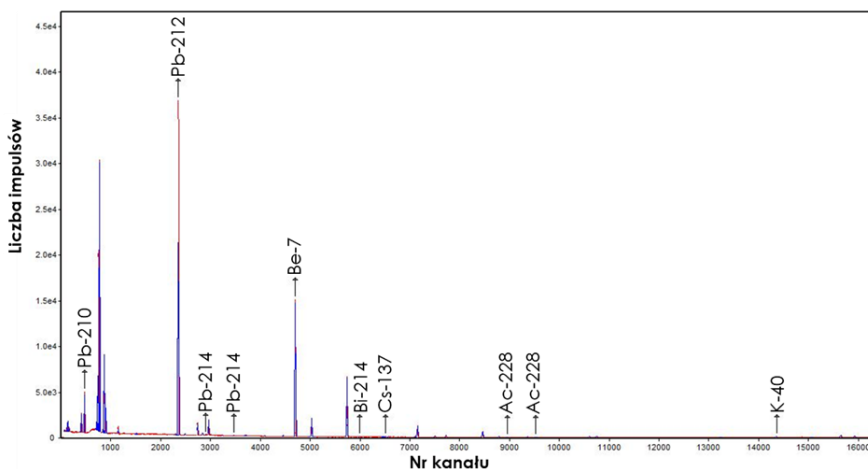
Procedura zakłada szereg następujących po sobie czynności. Filtr Petrianowa zdjęty ze stacji pomiarowej trafia do laboratorium, gdzie jest ważony i prasowany do wymiarów krążka o średnicy ok. 50 mm i grubości rzędu od 3 do 8 mm w zależności od ilości zebranego pyłu. Następnie, próbka jest kierowana do pomiaru wstępnego trwającego 3 000 s. Ma on na celu wykluczenie obecności izotopów krótkożyciowych pochodzenia sztucznego, jak Xe-135. Wynik analizy jest dostępny około 1,5 godziny od momentu zakończenia poboru aerozoli i od niego zależy dalsze postępowanie. Jeśli nie wykazano zwiększonej aktywności wspomnianych radionuklidów pochodzenia antropogenicznego, wówczas kolejny pomiar, podstawowy, trwający minimum 80 000 s wykonywany jest po dwóch dobach od zdjęcia filtru. Czas ten jest konieczny do osiągnięcia równowagi radiochemicznej pomiędzy radonem – 222 a jego krótkożyciowymi pochodnymi. Obecność tych drugich niekorzystanie wpływa na wartości MDA analizowanych

emiterów promieniowania gamma [63]. Kolejność działań pomiarowych została schematycznie przedstawiona na rys. 7. Widmo z pomiaru filtra powietrza zebranego w maju 2024 roku wraz z obecnymi na nim radionuklidami zamieszczono na rys. 8.



Rys. 7. Procedura pomiaru filtra powietrza z wykorzystaniem stacji ASS-500.

Fig. 7. Air filter measurement procedure using the ASS-500 station.



Rys. 8. Widmo zarejestrowane dla filtra powietrza z nad Lublina, próbka zebrana końcem maja 2024 roku.

Fig. 8. Spectrum recorded for an air filter from Lublin, sample collected at the end of May 2024.

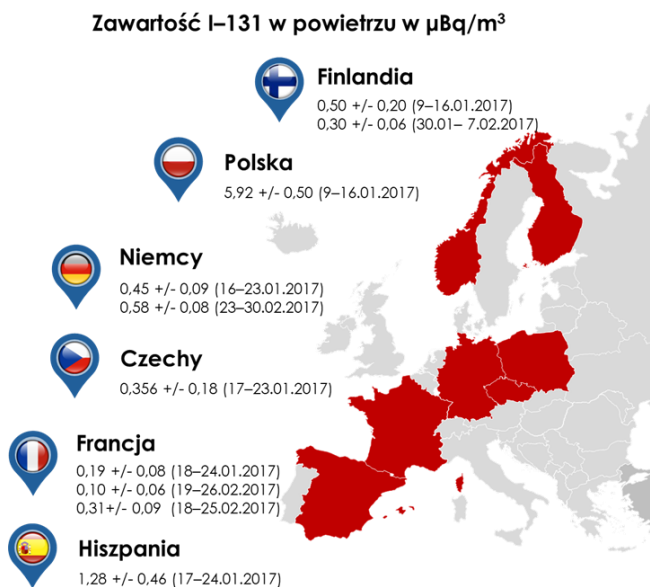
W Europie pierwsze sygnały świadczące o niekontrolowanej emisji powstałej w wyniku katastrofy w Fukushima zanotowano 7 dni po zdarzeniu. W dniach 28-30 marca 2011 roku zaobserwowano pierwszy pik znacząco podwyższonej aktywności substancji promieniotwórczych rozproszonych w powietrzu. Stacje należące do Międzynarodowej Sieci Monitoringu (International Monitoring system, IMS) zarejestrowały obecność I-131, I-133, Te-129, Te-129m, Te-131m, Te-132, Cs-132, Cs-134, Cs-136 oraz Cs-137. Wśród radionuklidów o mniejszej lotności potwierdzono występowanie m.in. Zr-95, Nb-95, La-140, Ba-140, Mo-99 i Tc-99m.

Na podstawie otrzymanych wyników oszacowano, że do atmosfery przedostało się około 10 % ilości I-131 oraz Cs-137, które zostały uwolnione w wyniku wypadku w Czarnobylu [64]. Na skutek cyrkulacji powietrza związanej z obecnością prądu zstępującego nad Europą Wschodnią, skażenie wywołane awarią w japońskiej elektrowni jądrowej dotarło nad Polskę już 23 marca. W wyniku zmiany reżimu pomiarowego, w ośmiu z dwunastu ówczesnych stacji ASS – 500 dokonywano wymiany i pomiaru filtra dwa razy w tygodniu (z pominięciem pomiaru wstępnego). Najwyższe stężenie radioaktywnego jodu-131 zarejestrowano w Katowicach ( $86,6 \pm 3,6 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) oraz centralnej Polsce (Warszawa,  $83,9 \pm 2,2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ), najniższe zaś w Gdyni ( $52,9 \pm 2,6 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) i Sanoku ( $53,5 \pm 2,2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Obecność wspomnianego radionuklidu była notowana na terenie całego kraju w okresie od 25 marca do 23 kwietnia 2011 roku [63].

Nie tylko poważne katastrofy jądrowe (jak w Czarnobylu i Fukushima), ale także wydarzenia ostatnich lat dobitnie wskazują na niepodważalne znaczenie systemu monitoringu przypowierzchniowych warstw powietrza. W drugim tygodniu stycznia 2017 roku stacje zlokalizowane w północnej Norwegii wykryły niewielkie ilości radioaktywnego I-131. Do końca miesiąca wskazania świadczące o jego obecności w warstwie przyziemnej powietrza raportowano w Finlandii, Polsce, Czechach, Niemczech, Francji i Hiszpanii. Radiojod jest radionuklidem o krótkim okresie półtrwania (wynoszącym 8,04 dnia). Stąd, detekcja tego radionuklidu jest dowodem na jego stosunkowo niedawne uwolnienie do środowiska. Zawartość I-131 w powietrzu atmosferycznym przedstawiono na rys. 9. Odnotowane poziomy aktywności promieniotwórczej nie stanowiły zagrożenia dla zdrowia ludności. Niemniej, źródło emisji radioaktywnego jodu pozostało nieustalone [65].

2 października 2017 roku laboratorium w Mediolanie poinformowało o wykryciu Ru-106 o aktywności liczonej w milibekerealach na metr sześcienny powietrza (przy MDA w zakresie od 0,1 do  $10 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Tego samego dnia obecność sztucznego radionuklidu potwierdzono w Czechach, Austrii i Norwegii. Dwa dni później skażenie Ru-106 odnotowano na terenie Polski, Szwajcarii, Szwecji i Grecji (czas zbieżny ze standardową procedurą wymiany i pomiaru filtra). Wykryte ilości nie stanowiły zagrożenia, jednakże powszechność występowania radionuklidu świadczyła o jego niekontrolowanym uwolnieniu na skutek awarii jądrowej. Obliczenia oparte na modelach przepływu mas powietrza oraz rozprzestrzeniania się skażeń wskazywały na emisję z zakładu przetwarzania materiałów jądrowych zlokalizowanego na południowym Uralu, prawdopodobnie z kompleksu nuklearnego Mayak. Ówczesne władze Federacji Rosyjskiej zaprzeczyły tym doniesieniom [66].





Rys. 9. Zawartość promieniotwórczego jodu – 131 w powietrzu nad Europą w styczniu 2017 roku (w  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Dane udostępnione przez Francuski Instytut Ochrony Radiologicznej i Bezpieczeństwa Jądrowego (IRSN) [65].

Fig. 9. The content of radioactive iodine - 131 in the air over Europe in January 2017 (in  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Data provided by the French Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety (IRSN) [65].

Na początku kwietnia 2020 roku na terenie strefy wykluczenia ustanowionej wokół elektrowni jądrowej w Czarnobylu miała miejsce seria pożarów. Przez około 4 tygodnie ogień rozprzestrzenił się w granicach obszarów skażonych docierając zarówno w pobliże elektrowni, jak również do składowisk odpadów radioaktywnych. Pożar powierzchniowej warstwy okrywy roślinnej oraz dogodne warunki atmosferyczne spowodowały poderwanie cząstek gleby oraz powstałych popiołów zawierających substancje radioaktywne. Według Ukraińskiego Instytutu Hydrometeorologicznego łącznie spaleni uległo 870  $\text{km}^2$  gruntów, w tym 65  $\text{km}^2$  w pobliżu niedziałającej elektrowni jądrowej i 20  $\text{km}^2$  na lewym brzegu rzeki Prypeć. Szacuje się, że wyniku zdarzenia do atmosfery przedostało się 0,7–1,2 TBq Cs-137. Ze względu na okres wiatrów wschodnich i południowych, w kilku lokalizacjach w Europie Zachodniej zaobserwowano niewielki wzrost stężenia radioaktywnego cezu-137 w powietrzu, podczas gdy większość jego stężeń utrzymywała się w zakresie  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  stanowiąc niewielkie odchylenia od poziomu tła, a sama emisja nie stanowiła zagrożenia dla zdrowia ludności. W Polsce ilość zarejestrowanego Cs-137 w szczytowym okresie wyniosła około 50  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  (przy średniej tygodniowej w tamtym okresie nie wyższej niż 6  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) [67].

Przytoczone sytuacje z ostatnich kilkunastu lat jasno pokazują, że sprawny system monitoringu pozwala szybko i efektywnie wykrywać pojawiające się zagrożenia radiacyjne. Dodatkowo, stanowi on doskonale źródło danych o stanie środowiska. Prowadząc ciągle obserwacje tzw. stanu zerowego można w łatwy sposób ustalić wszelkie odchylenia związane z możliwymi incydentami jądrowymi. Co więcej, analiza danych zebranych z różnych punktów zlokalizowanych na terenie całego kraju w połączeniu z modelami opartymi na metodach numerycznych pozwala na prognozowanie rozprzestrzeniania się zagrożeń radiologicznych dając narzędzie do informowania społeczeństwa o realnym stanie środowiska.

## 5. SYNTEZA RADIOFARMACEUTYKÓW

Ważnym zagadnieniem realizowanym przez grupę badawczą prof. dr hab. Władysława Janusza i dr hab. Ewy Skwarek, prof. uczelni stanowią radiofarmaceutyki. Są to substancje, które występują w postaci związku kompleksowego złożonego z atomu centralnego – radioizotopu i ligandu – substancji nieradioaktywnej. Jako radioizotopy zastosowano  $^{169}\text{Er}$  oraz  $^{90}\text{Y}$ . Izotopy te występowały w połączeniu z różnorodnymi nieaktywnymi ligandami o określonej kinetyce uwalniania w organizmie. Odpowiednio dobrany radioizotop stosowany w diagnostyce powinien spełniać następujące wymagania: emitować wyłącznie promieniowanie gamma, mieć stosunkowo krótki czas półtrwania w organizmie tzn. na tyle krótki, by nie spowodować napromieniowania pacjenta, ale jednocześnie wystarczający do przeprowadzenia badania, emitować fotony o energii od 100 – 500 keV (im wyższa energia tym łatwiej przedostaje się przez tkanki). Ligandy to swego rodzaju nośniki radioizotopu w organizmie pacjenta, które umożliwiają zobrazowanie danej tkanki lub narządu. Ligandy dobiera się w zależności od funkcji pełnionej przez daną tkankę lub narząd, są one w tej tkance wychwytywane, metabolizowane lub uczestniczą w jej procesach fizjologicznych. Obecnie w medycynie nuklearnej wykorzystuje się radiofarmaceutyki o różnych właściwościach w zależności od badanego lub leczonego narządu. Idealny radiofarmaceutyk stosowany w diagnostyce *in vivo* powinien być: łatwo dostępny, tani, prosty w przygotowaniu, nieszkodliwy, swoisty dla danego narządu. Do zobrazowania kości, jako ligandu używa się na przykład związków fosforanowych, które są wbudowywane w ich strukturę. Radioizotop można również dobierać ze względu na jego powinowactwo do danego narządu np. izotop jodu gromadzi się w tarczycy, a izotop talu w sercu. We współpracy z Narodowym Centrum Badań Jądrowych, Ośrodkiem Radioizotopów POLATOM podjęto próby zoptymalizowania procesu syntezy trzech radiofarmaceutyków: cytrynianu itru, cytrynianu erbu i siarczku renu.

Syntezę siarczku renu prowadzono w reakcji nadrenianu potasu z tiosiarczaniem sodu w środowisku kwaśnym, która prowadzi do wytworzenia mieszaniny siarczku renu i siarki. W celu uzyskania czystego siarczku należy usunąć siarkę poprzez jej rozpuszczenie w eterze. Z kolei, aby otrzymać siarczek renu w postaci dyspersji o wielkości ziaren 0,5–4  $\mu\text{m}$  wymagana jest stabilizacja dyspersji Powidonem K-25. Ekstrapolowana wartość  $\text{pH}_{\text{iep}}$  syntetycznego siarczku renu wynosi 2,3 dla 0,001 mol/dm<sup>3</sup> NaCl. Próbką syntetyczną wykazuje silniejszą zależność od potencjału dzeta w funkcji stężenia elektrolitu podstawowego niż komercyjnie dostępne, ze względu na powierzchnię utleniania podczas syntezy i/lub oczyszczania [68].

Cytrynian itru syntetyzowano przy użyciu świeżo wytrąconego wodorotlenku itru i kwasu cytrynowego (lub cytrynianu monosodowego) w środowisku wodnym poprzez obróbkę hydrotermalną w temperaturze 80°C lub 100°C. Właściwości próbek badano za pomocą metod CHN, XRD, TGA i statycznego rozpraszania światła. Krystaliczny dihydrat cytrynianu itru powstaje w wyniku reakcji kwasu cytrynowego ze świeżo wytrąconym wodorotlenkiem itru po 14 dniach reakcji w temperaturze 80 lub 100°C. Analiza termogravimetryczna krystalicznej próbki dwuwodzianu cytrynianu itru wykazała, że rozkład termiczny związku w syntetycznym powietrzu zachodzi w czterech etapach z uwolnieniem głównie wody i ditlenku węgla [69].

Zaproponowano również metodę otrzymywania cytrynianu itru poprzez transformację świeżo wytrąconego wodorotlenku itru w roztworach cytrynianu sodu w warunkach hydrotermalnych. W celu określenia czasu syntezy kinetyka transformacji polegała na pobraniu próbek stałych do analizy zawartości C i H po 6, 12, 24, 48 i 72 godzinach syntezy. Jednocześnie próbki te poddano analizie termogravimetrycznej. Jak wynika z analizy uzyskanych wyników w początkowym okresie do 24 godzin obserwuje się adsorpcję dihydratu cytrynianu na wodorotlenku itru. Później tworzy się dwuwodzian cytrynianu itru. Analiza termogravimetryczna produktu końcowego tj. amorficznego cytrynianu itru wykazała, że rozkład/utlenianie próbki przebiega w sześciu etapach. Analiza wielkości cząstek metodą statycznego rozpraszania światła wykazała, że 45% cząstek miało średnicę 0,1-0,9  $\mu\text{m}$  oraz 55 % cząstek charakteryzowało się wielkością 0,9-5  $\mu\text{m}$  [70].

Badano także reakcje kwasu cytrynowego ze świeżo wytrąconym zasadowym węglanem w warunkach hydrotermalnych (w temperaturach 80, 100 i 120°C) w celu otrzymania cytrynianu itru. Uzyskane wyniki analiz zawartości H i C, badań termogravimetrycznych oraz analizy struktury metodą XRD potwierdziły, że po 72 godzinach syntezy powstał dwuwodzian cytrynianu itru. Analizy wielkości cząstek wykazała, że 72% cząstek miało średnicę 0,1–0,2  $\mu\text{m}$ , a 28% cząstek miało średnicę w zakresie 0,5-10  $\mu\text{m}$  [71].

Zaproponowano również metodę syntezy krystalicznego dihydratu cytrynianu itru w wyniku przekształcenia świeżo wytrąconej fazy zasadowego węglańu itru w roztworze kwasu cytrynowego. Czas syntezy określono na podstawie analizy składu, badań struktury oraz badań termograwimetrycznych próbek pobranych w trakcie syntezy. Zastosowane metody badawcze wykazały, że w początkowej fazie syntezy zachodzą procesy sorpcji kwasu cytrynowego na zasadowym węglańie itru i przemiany amorficznego wodorotlenku itru w krystaliczny wodorotlenek itru. Dopiero po 72 godzinach syntezy powstaje krystaliczny dihydrat cytrynianu itru [72].

Następnie po optymalizacji procesów syntezy, powtórzono je z użyciem odpowiednich izotopów.

Innym kierunkiem badań realizowanym w tym zespole było wykorzystanie izotopów promieniotwórczych do śledzenia mechanizmów procesów adsorpcyjnych. Prowadzono badania adsorpcji wybranych kationów metali i anionów reszt kwasowych, między innymi kwasów dikarboksyłowych ze znakowanym węglem na tlenkach prostych, złożonych i hydroksyapatycie. W tym celu wykorzystano dostępną aparaturę badawczą w postaci spektrometrów promieniowania beta i gamma firmy Beckman.

## UWAGI KOŃCOWE

W ciągu 55 letniej historii swojego istnienia, jednostka naukowa na Wydziale Chemii UMCS wykorzystująca radioizotopy i metody radiochemiczne, cały czas rozwijała swój profil działalności w tym zakresie. Wynikało to nie tylko z dążenia do uzyskania pozwolenia na pracę z otwartymi źródłami promieniotwórczymi, co wymuszało także rozszerzenie zaplecza kadrowego i aparaturowego, ale również z sytuacji radiacyjnej, która zaistniała w Polsce i na świecie. Próbné wybuchy jądrowe prowadzone z dużą intensywnością pod koniec lat 60-tych ubiegłego stulecia, a także awaria reaktora jądrowego w Czarnobylu w 1986 roku doprowadziły do rozwinięcia i udoskonalenia metod monitoringu skażeń promieniotwórczych środowiska naturalnego. Wymagało to często opracowania zaawansowanych procedur poboru i przygotowania próbek środowiskowych, obejmujących również wydzielenie izotopów w postaci czystej. Równoległe wykorzystywano metody wskaźników promieniotwórczych do określania mechanizmów adsorpcji i stabilności w układach koloidalnych występujących w postaci wysokozdyspergowanych suspensji ciał stałych, w obecności zarówno prostych jonów i związków niskocząsteczkowych, jak i polimerów. Ważnym kierunkiem jest również synteza radiofarmaceutyków, które w obecnych czasach notują swój stały i intensywny rozwój, ze względu na ciągły wzrost zachorowań na choroby nowotworowe. Aktualne problemy środowiskowe, które związane są z ryzykiem zastosowania biowęgli w procesach remediacji gleb wzbogacając aktualną tematykę badawczą Katedry Radiochemii i Chemii Środowisko-

wej. Obejmują one przede wszystkim śledzenie mechanizmów przemieszczania węgla pierwiastkowego, np. z gleby do rośliny przy zastosowaniu metody znakowania węglem C-14.

### PIŚMIENNICTWO CYTOWANE

- [1] J. Szczypa, S. Chibowski, J. Solecki, R. Supryniewicz, *Polish J. Soil Sci.*, 1993, **26**, 27
- [2] S. Chibowski, J. Solecki, J. Szczypa, R. Supryniewicz, *Sci. Tot. Environ.*, 1994, **158**, 71
- [3] S. Chibowski, J. Zygmunt, *Polish J. Environ. Stud.*, 1995, **4**, 25
- [4] S. Chibowski, J. Solecki, J. Szczypa, *Polish J. Environ. Stud.*, 1995, **4**, 49
- [5] S. Chibowski, J. Solecki, J. Szczypa, *Polish J. Environ. Stud.*, 1997, **6**, 17
- [6] J. Solecki, S. Chibowski, J. Szczypa, *Polish J. Environ. Stud.*, 1997, **6**, 29
- [7] J. Szczypa, S. Chibowski, *Raport o stanie środowiska miasta Lublin*, Lublin, 1993, 147
- [8] S. Chibowski, M. Pawlik, *Polish J. Environ. Stud.*, 1995, **4**, 17
- [9] S. Chibowski, J. Solecki, J. Szczypa, *J. Radioanalyt. Nuc. Chem.*, 1997, **220**, 183
- [10] S. Chibowski, A. Komosa, M. Reszka, J. Solecki, J. Zygmunt, *J. Radioanalyt. Nuc. Chem.*, 2000, **246**, 199
- [11] P. Lipiński, K. Isajenko, A. Żak, *Polish J. Med. Phys. Eng.*, 2000, **6**, 41
- [12] J. Vapotic, M. Szymula, J. Solecki, S. Chibowski, I. Kobał, *Health Phys.*, 1993, **64**, 420
- [13] J. Szczypa, S. Chibowski, *Raport o stanie środowiska miasta Lublin*, Lublin, 1993, 206
- [14] S. Chibowski, A. Komosa, *J. Radioanalyt. Nuc. Chem.*, 2001, **247**, 53
- [15] S. Chibowski, A. Mitura, *Sci. Tot. Environ.*, 1995, **170**, 193
- [16] J. Zygmunt, S. Chibowski, Z. Klimowicz, *J. Radioanalyt. Nuc. Chem.*, 1998, **231**, 57
- [17] S. Chibowski, J. Zygmunt, Z. Klimowicz, *J. Radioanalyt. Nuc. Chem.*, 1999, **242**, 287
- [18] S. Chibowski, J. Zygmunt, *J. Radioanalyt. Nuc. Chem.*, 2002, **61**, 213
- [19] G. Kirchner, D. Baumgartner, *Analyst*, 1992, **117**, 475
- [20] S. Chibowski, J. Solecki, J. Bystrek, *J. Radioanalyt. Nuc. Chem.*, 1998, **230**, 319
- [21] J. R. Laundon, *Air Pollution and Lichens*, The Athlona Press Univ., London, 1973, 109
- [22] J. Jagielak, H. Biernacka, D. Grabowski, J. Henschel, *Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska*, Warszawa, 1996, 8
- [23] *Główny Urząd Statystyczny, Ochrona Środowiska*, Warszawa, 1996, 305
- [24] H. Door, O. Munnich, *Water, Air Soil Pollut.* 1991, **57-58**, 809
- [25] A. Komosa, *J. Radioanalyt. Nuc. Chem.*, 1999, **240**, 19
- [26] J. Szczypa, J. Solecki, *Proceedings of the International Symposium on post Chernobyl Environmental Radioactivity Studies in East European Countries*, Kazimierz, Poland 17–19 September 1990, 172
- [27] S. Bieszczada, J. Sobota, *Zagrożenie, ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczo-rolniczego*, Wydawnictwo AR Wrocław, 1993
- [28] M. Siemiński, *Fizyka zagrożeń środowiska*, Wydawnictwo Naukowe PAN, Warszawa, 1994
- [29] *Rocznik Statystyczny, Ochrona Środowiska*, Warszawa, 2005
- [30] Present and future environmental impact of the Chernobyl accident, IAEA–TECDOC–1240, 2001
- [31] S. Zhu, A. Ghods, J. C. Veselsky, A. Mirna, R. Schelenz, *Radiochim. Acta* 1990, **51**, 195
- [32] R. D. Wilken, S. R. Joshi, *J. Appl. Measure.* 1991, **3**, 14
- [33] M. Filss, W. Botsch, J. Haddl, R. Michel, *Radiochim. Acta*, 1998, **83**, 81
- [34] Ž. Grahek, I. Eškinja, K. Koštutić, Š. Cerjan-Stefanović, *Cratica Chem. Acta*, 2000, **73**, 795
- [35] J.J. Mateos, E. Gómez, F. Garcias, M. Casas, V. Cerda, *Appl. Radiat. Isot.*, 2000, **53**, 139
- [36] I. Friberg, <sup>90</sup>Sr –Can it be determined both rapidly and reliably, in doctoral thesis Ingvar Friberg - Determination of <sup>90</sup>Sr and the Transuranium Elements in Event of Nuclear Accident, Göteborg,

- 1998
- [37] I. Friberg, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 1997, **226**, 55
- [38] K. Bunzl, W. Krackie, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 1991, **148**, 115
- [39] E. Gómez, F. Garcias, M. Casas, V. Cerda, *Appl. Radioat. Isot.*, 1997, **48**, 699
- [40] M. Pimpl, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 1995, **194**, 311
- [41] Q. Chen, X. Hou, Y. Yu, H. Dahlgaard, S. P. Nielsen, *Analyt. Chim. Acta*, 2002, **466**, 109
- [42] O. Alhassanieh, A. Abdul-Hadi, M. Ghafar, A. Aba, *Appl. Radioat. Isot.*, 1999, **51**, 493
- [43] E. H. Borai, E. A., El-Sofany, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 2004, **262**, 697
- [44] N. Vajda, A. Ghods-Esphahani E. Cooper, P.R. Danesi, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 1992, **162**, 307
- [45] J. Solecki, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 2007, **274**, 27
- [46] J. Solecki, M. Reszka, S. Chibowski, *Nukleonika*, 2006, **51**, Suppl. 2, 33
- [47] J. Solecki, S. Chibowski, *Polish J. Environ. Studies*, 2001, **11**, 157
- [48] J. Solecki, S. Chibowski, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 2002, **252**, 89
- [49] J. Solecki, M. Reszka, S. Chibowski, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 2003, **257**, 261
- [50] A. Komosa, I. Kitowski, S. Chibowski, J. Solecki, J. Orzeł, P. Różański, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 2009, **281**, 467
- [51] J. Solecki, M. Misztal, S. Skupiński, M. Solecki, *J. Environ. Radioactiv.*, 2015, **143C**, 85
- [52] J. Solecki, M. Kruk, J. Orzeł, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 2010, **286**, 27
- [53] J. Solecki, M. Kruk, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 2011, **289**, 185
- [54] M. Kruk, J. Solecki, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 2011, **290**, 325
- [55] Dane z bazy Nucléide – Lara: <http://www.lnhb.fr/nuclear-data/module-lara> (dostęp z dnia 03.04.2024)
- [56] J. Vaupotic, M. Szymula, J. Solecki, S. Chibowski, I. Kobal, *Health Phys.*, 1993, **64**, 420
- [57] S. Chibowski, A. Komosa, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 2001, **247**, 53
- [58] A. Komosa, S. Chibowski, S. Chałupnik, Attempts on radon exhalation rate determination from a waste-dump at the Bogdanka coal mine using the Picorad detectors. *Prace Naukowe GIG. Górnictwo i Środowisko / Główny Instytut Górnictwa*, 2004, **1**, 79
- [59] Raport roczny: Działalność Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki oraz ocena stanu bezpieczeństwa jądrowego i ochrony radiologicznej w Polsce w 2022 r. opublikowany na stronie PAA: <https://www.gov.pl/web/paa/raport-roczny-prezesa-paa> (dostęp z dnia 03.04.2024)
- [60] R.W. Field, D.J. Steck, B.J. Smith, C.P. Brus, E.L. Fisher, J.S. Neuberger, C.E. Platz, R.A. Robinson, R.F. Woolson, C.F. Lynch, *Americ. J. Epidem.*, 2000, **151**, 1091
- [61] S. Darby, D. Hill, A. Auvinen, J.M. Barros-Dios, H. Baysson, F. Bochicchio, H. Deo, R. Falk, F. Forastiere, M. Hakama, I. Heid, L. Kreienbrock, M. Kreuzer, F. Lagarde, I. Mäkeläinen, C. Muirhead, W. Oberaigner, G. Pershagen, A. Ruano-Ravina, E. Ruosteenoja, A. Schaffrath Rosario, M. Tirmarche, L. Tomásek, E. Whitley, H.-E. Wichmann, R. Doll, *British Med. Journal*, 2005, **330**, 223
- [62] WHO handbook on indoor radon: a public health perspective. Wyd. World Health Organization, 2009
- [63] M. Fujak, K. Isajenko, P. Lipiński, B. Piotrowska, I. Kwiatkowska, *Nukleonika*, 2013, **58**, 497
- [64] U. Stoehliker, U. Nikkinen, A. Gheddou, Detection of radionuclides emitted during the Fukushima nuclear accident with the CTBT radionuclide network. Monitoring research review: Ground-based nuclear explosion monitoring technologies. 2011, 715
- [65] Informacja na stronie Francuski Instytut Ochrony Radiologicznej i Bezpieczeństwa Jądrowego (<https://en.irsn.fr/news/detection-radioactive-iodine-trace-levels-europe-january-2017>) (dostęp z dnia 30.05.2024)
- [66] O. Masson, G. Steinhauser, D. Zok et al., *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, **116**, 16750
- [67] O. Masson, O. Romanenko, O. Saunier et. al., *Environ. Sci. Tech.* 2021, **55**, 13834
- [68] Pawlak D.W., Parus J.L., Skwarek E., Janusz W., *Physicochem. Probl. Min. Process.* 2014, **50(1)**,

387

- [69] W. Janusz, E. Skwarek, D. Sternik, S. Pikus, *J. Therm. Anal. Calorim.*, 2021, **146**, 1027
- [70] W. Janusz, E. Skwarek, D. Sternik, *Physicochem. Probl. Min. Process.* 2020, **56**, 51
- [71] W. Janusz, E. Skwarek, D. Sternik, S. Pikus, D. Pawlak, J.L. Parus, R. Mikołajczak, *Mat. Chem. Phys.*, 2020, **250**, 123113
- [72] W. Janusz, E. Skwarek, D. Sternik, S. Pikus, D. Pawlak, J.L. Parus, R. Mikołajczak, *MethodsX*, 2020, **7**, 101153

Praca wpłynęła do Redakcji 22 czerwca 2024 r.

