



Instytut Fizyki Jądrowej Polskiej Akademii Nauk

Katarzyna Maria Szufa

***OCENA SKAŻEŃ RADIOAKTYWNYCH I DAWEK DLA WYBRANYCH
ELEMENTÓW EKOSYSTEMÓW ANTARKTYKI***

promotor: prof. dr hab. Jerzy Wojciech Mietelski

promotor pomocniczy: dr Kamil Brudecki

Kraków

A.D. 2018

Podziękowania.

Chciałabym złożyć serdeczne podziękowania, mojemu promotorowi prof. dr. hab. Jerzemu Wojciechowi Mietelskiemu za inspirację, cierpliwość i poświęcony czas, dzięki czemu mogła powstać niniejsza praca.

Podziękowania składam również prof. dr hab. Marii Agacie Olech za możliwość pracy z unikalnym antarktycznym materiałem badawczym oraz za ciekawe opowieści o dalekich, lodowych krainach i polarnych wyprawach.

Badania finansowane były przez NCN
w ramach grantu: PRELUDIUM 9 (nr projektu: 2015/17/N/ST10/03116)

STRESZCZENIE

Rozprawa prezentuje wyniki badań nad promieniotwórczością sztuczną (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238,239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) i naturalną (^{40}K , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$) w Antarktyce. Przeanalizowano 59 prób ze środowiska morskiego (kości, pióra, tkanki miękkie i skorupy jaj ptaków; kości, skóra, futro ssaków; muszle i tkanki miękkie mięczaka; ryby; algi) oraz 52 ze środowiska lądowego (mchy, porosty, trawa, gleba). Najistotniejszym wynikiem przedstawionym w pracy jest to, że średnie stosunki aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ oraz stosunki masowe $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ wyraźnie (istotnie statystycznie) różnią się między ekosystemem lądowym i morskim. Ekosystem morski charakteryzuje stosunkiem aktywności 0,102 i stosunkiem masowym 0,20, a ekosystem lądowy odpowiednio: 0,158 i 0,17. Wyniki $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ i $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ ekosystemie lądowym są zbieżne z danymi charakterystycznymi dla globalnego opadu promieniotwórczego. W ekosystemie morskim zauważa się wpływ źródeł o innym plutonowym stosunku izotopowym. Stosunek $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku lądowym jest zaniżony w stosunku do globalnego opadu radioaktywnego (w środowisku morskim nie wyznaczono tego parametru z powodu zbyt małej liczby wyników powyżej limitu detekcji), podobnie zaniżony jest stosunek $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ na lądzie, ale także w próbach morskich. Natomiast $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ w obu środowiskach zachował wartość charakterystyczną dla globalnego opadu. Otrzymane wyniki pozwoliły przeprowadzić ocenę narażenia radiologicznego od sztucznej promieniotwórczości w ekosystemach Antarktyki. Maksymalna uzyskana całkowita wewnętrzna dawka roczna nie przekracza 400 μGy . Na podstawie tych analiz udało się wytypować gatunek wskaźnikowy: petrela śnieżnego (*Pagodroma nivea*).

ABSTRACT

The dissertation presents the results of research on artificial (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238,239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) and natural (^{40}K , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$) radionuclides in Antarctic environment. 59 samples from the marine environment (bones, feathers, soft tissues, eggs' shells of birds, bones, skin, mammalian fur, fish; mollusc meat and shells, algae) and 52 from the terrestrial environment (mosses, lichens, grass, soil) were investigated. The most interesting finding is that there is a clear difference (statistically significant) between the terrestrial and marine ecosystem in mean $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ activity ratios and the $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ mass ratios. The marine ecosystem is characterized by an activity ratio of 0.102 and a mass ratio of 0.20, and for the terrestrial ecosystem ratios are: 0.158 and 0.17, respectively. The $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ and $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ results from the terrestrial ecosystem are convergent with the data characteristic to radioactive global fallout. In the marine ecosystem, the influence of sources with a different plutonium isotope ratios is noticed. The $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ ratio in the terrestrial environment is lower in comparison to the global fallout (in the marine ecosystem this parameter was not determined due to the too few results above the detection limit), the ratio $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ on land is similarly lower than global fallout ratio, but also in marine samples. In both ecosystems $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ ratio kept the value characteristic to global fallout. The results obtained allowed to assess the radiological risk from artificial radioactivity in the Antarctic ecosystems. The maximum total annual internal dose achieved does not exceed 400 μGy . On the basis of these analyzes, the indicator species was identified: snow petrel (*Pagodroma nivea*).

SPIS TREŚCI

Wprowadzenie	6
1 Materiały	8
1.1 Charakterystyka obszaru badań	8
1.1.1 Pochodzenie, transport i zachowanie w środowisku zanieczyszczeń radioaktywnych w Antarktyce	14
1.2 Materiał badawczy	22
1.2.1 Ekosystem lądowy	22
1.2.2 Ekosystem morski	28
2 Metody analityczne	36
2.1 Spektrometria promieniowania gamma	36
2.2 Technika pomiarowa radioizotopów: $^{238,239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$ i ^{90}Sr	41
2.3 Metodyka obliczania dawek dla organizmów żywych innych niż człowiek	56
3 Wyniki	61
3.1 Promieniotwórczość naturalna	61
3.2 Promieniotwórczość antropogeniczna	70
3.3 Moce dawek i dawki	80
4 Dyskusja rezultatów	86
4.1 Promieniotwórczość naturalna	86
4.2 Promieniotwórczość antropogeniczna	96
4.3 Moce dawek i dawki	115
Podsumowanie i wnioski	118
Literatura	121
Spis rysunków	127
Spis tabel	128
Dodatek	130

WPROWADZENIE

Skażenia radioaktywne wprowadzone do środowiska naturalnego w wyniku działalności człowieka obecne są w ekosystemach od lat czterdziestych XX w. Od obciążenia tego nie jest wolna także oddalona i oddzielona zimnymi morzami od innych kontynentów Antarktyka. Z powodu swojego położenia geograficznego oraz posiadania unikalnych ekosystemów o małym zróżnicowaniu biologicznym, stanowi ona ciekawy obiekt badań nad promieniotwórczością w środowisku. Analizy dotyczące tego obszaru są szczególnie ważne, gdyż tereny wokół bieguna południowego od lat pięćdziesiątych XX wieku, w wyniku międzynarodowego konsensusu, uważane są za wspólne dobro całej ludzkości. Wyrazem tego jest stworzenie Układu Antarktycznego (w skład którego wchodzi 53 państwa świata) i *Traktatu Antarktycznego*: dokumentu, który ustanawia wolność badań na terenie Antarktyki. Co istotne z punktu widzenia prezentowanej rozprawy, Traktat całkowicie zakazuje jakichkolwiek działań z użyciem materiałów jądrowych, testów broni jądrowej czy składowania materiałów radioaktywnych. Zagadnieniu temu poświęcony jest cały artykuł V w *Traktacie Antarktycznym* (www.ats.aq).

Od lat dziewięćdziesiątych XX wieku Pracownia Badań Skażeń Promieniotwórczych Środowiska (IFJ PAN) prowadzi współpracę naukową z prof. dr hab. Marią Agatą Olech (UJ, IBIB PAN). Przedmiotem badań jest materiał biologiczny pochodzący z Antarktyki, który pozyskała prof. Maria Olech w czasie Wypraw Antarktycznych Polskiej Akademii Nauk. Owocem tej kooperacji są, między innymi, publikacje naukowe (Mietelski, Olech, i inni 2008, Mietelski, Gaca i Olech 2000). Tym samym PBSPŚ, IFJ PAN wypełnia szczególne zapotrzebowanie na badania w Antarktyce wyrażone w *Traktacie Antarktycznym*.

Zastosowanie metod spektrometrii jądrowej, w szczególności wykorzystanych w niniejszej pracy: spektrometrii promieniowania α , β , γ i spektrometrii mas, stanowi doskonale narzędzie do oceny skażeń radioaktywnych, jakie obecne są w środowisku Antarktyki. Pozwalają one nie tylko określić ich poziom, ale też, na podstawie stosunków izotopowych, wskazać ich pochodzenie. Stosunek aktywności ^{238}Pu do $^{239+240}\text{Pu}$ jest wyjątkowo pomocny w tym zadaniu. W jednej z publikacji (Mietelski, Olech, i inni 2008), zauważono różnicę w akumulacji radioizotopów ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$, a co za tym idzie - różnicowane stosunki aktywności ^{238}Pu do $^{239+240}\text{Pu}$ między ekosystemami morskim i lądowym. Wykazywały one jednak nieokreślony charakter i nie odznaczały się istotnością statystyczną. Spostrzeżenie to stało się punktem wyjścia i swoistą motywacją do podjęcia dalszych badań nad promieniotwórczością w Antarktyce, czego wyrazem jest prezentowana rozprawa. Zdecydowano się zatem nie tylko zbadać jeszcze raz stosunki $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$, ale

i dookreślić je poprzez użycie spektrometrii mas do wyznaczenia izotopowego stosunku masowego $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$. Ponadto, wyznaczono stężenia aktywności radioizotopów sztucznych (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238,239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am), na podstawie których oszacowano zagrożenie radiologiczne dla organizmów lądowych i morskich oraz zbadano stężenia aktywności radionuklidów naturalnych (^{40}K , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$), które stanowią swoiste tło dla wyników dotyczących promieniotwórczości antropogenicznej. Reasumując celem pracy było:

1. określenie stopnia skażenia ekosystemów antarktycznych w rejonie zachodniej Antarktyki,
2. weryfikacja hipotezy o ograniczonej homogeniczności skażeń,
3. oszacowanie dawek pochodzących od wewnętrznej ekspozycji na antropogeniczne źródła promieniowania jonizującego dla organizmów żywych innych niż człowiek.

Prezentowana rozprawa zawiera wyniki badań przeprowadzonych na 59 próbach ze środowiska morskiego (ptaki, ssaki, mięczaki, algi) i 52 próbach ze środowiska lądowego (mchy, porosty, trawa, gleba). Zwierzęta nie były pozyskiwane aktywnie; mniej lub bardziej kompletne szczątki zbierane były *post mortem*. Pierwszy rozdział pracy zawiera opis przebadanych gatunków, obszaru badań oraz pochodzenia skażeń (kontaminacje potwierdzone i potencjalne) i ich zachowania w środowisku. Drugi rozdział przedstawia zastosowaną metodykę, wraz z wykorzystaną sekwencyjną procedurą radiochemiczną i przyjętym modelem do obliczania dawek dla organizmów żywych innych niż człowiek. Kolejne rozdziały stanowią prezentację otrzymanych rezultatów (rozdział 3) i ich interpretacje (rozdział 4). Pracę kończą wnioski i podsumowanie, a dalej zamieszczone są: wykorzystana bibliografia, spis rysunków i tabel oraz dodatek, w którym umieszczone są wyniki badań mchów i porostów z Antarktyki przeprowadzone za pomocą neutronowej analizy aktywacyjnej.

I MATERIAŁY

1.1 CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ

Antarktyka to rejon położony na południe od 60 równoleżnika szerokości południowej. W dużej części pokrywa się on w ze strefą konwergencji antarktycznej, która przedstawiana jest jako północna granica Antarktyki (Dodds 2012, Olech 1998). Terytorium to obejmuje zatem kontynent Antarktydy oraz liczne wyspy wokół niego oraz dzieli się na dwa obszary:

- Antarktykę morską – zachodnie wybrzeża Półwyspu Antarktycznego aż do południowej części Marquerite Bay oraz archipelagi: Szetlandy Południowe, Orkady Południowe oraz Sandwich Południowy i Wyspę Bouveta, które zalicza się do terenów subantarktycznych;
- Antarktykę kontynentalną – wschodnie wybrzeża Półwyspu Antarktycznego i kontynent Antarktydy (Dodds 2012).

Oddalenie od innych kontynentów, otoczenie przez wody oceaniczne, położenie geograficzne i wynikający z tego ograniczony dopływ światła i ciepła sprawiają, że rejon Antarktyki charakteryzują ekstremalne warunki klimatyczne. Jest to najzimniejsze, najbardziej suche i wietrzne miejsce na Ziemi. Najniższą temperaturę powietrza ($-89,2^{\circ}\text{C}$) na Ziemi zarejestrowano w rosyjskiej (wówczas radzieckiej) naukowej stacji badawczej Wostok, znajdującej się w głębi kontynentu antarktycznego, 21 lipca 1983 roku (www.old.imgw.pl). Średnia roczna temperatura na kontynencie, w najcieplejszych, przybrzeżnych miejscach wynosi -10°C (www.antarctica.gov.au). Rocznie w interiorze opady sięgają 100 mm, natomiast na terenach nadmorskich 200 mm (Makowski 2004). Specyficzny układ ciśnień: wokół bieguna - na kontynencie stały wyż baryczny, jednocześnie na wybrzeżach niż przynoszące opady – powoduje często powstawanie silnych wiatrów (180-325 km/h).

Antarktyka jest krainą geograficzną niemal w całości pokrytą lodem i śniegiem, jedynie ok. 2-5% lądu pozostaje wolne od zmarzniętej powłoki. Miejsca te ograniczają się do nadmorskich oaz, które mają różne pochodzenie (Olech 2004). Ponadto miejscami wolnymi od lodu są nunataki czyli szczyty lub kopce wystające ponad lądolód, z każdej strony otoczone przez śnieg (Bharatdwaj 2006).

Trudne warunki klimatyczne spowodowały, że flora lądowa nie jest mocno zróżnicowana. Poza niektórymi gatunkami glonów, gromadzi się tylko w miejscach stale niepokrytych śniegiem i lodem. Określa się ją jako słabo rozwiniętą tundrę, którą stanowią głównie porosty i mchy. Te pierwsze zasiedlają miejsca niedostępne i nieprzyjazne dla innych

przedstawiciele światła roślin. Rosną na skałach, w miejscach bardzo suchych i zimnych. Mchy natomiast stanowią bardziej wymagającą grupę, rozwijają się na terenach wilgotnych, gdzie jest dostęp do gleby oraz materii organicznej. Reprezentację rodzimych roślin naczyniowych stanowią jedynie dwa gatunki bylin: *Deschampsia antarctica*, po polsku zwana (zważywszy na warunki klimatyczne w jakich rośnie bardzo słusznie) śmiałkiem antarktycznym i *Colobanthus quitensis* – kolobant antarktyczny. Zasiedlają one jedynie te miejsca, gdzie jest wystarczająca ilość wody i odpowiednia temperatura. Można je znaleźć na terenach nisko położonych, do 50-60 m n.p.m. (Olech 2004, Lewis Smith 1994, Rudolph 1965).

Antarktyka otoczona jest przez 5 mórz: Scotia, Weddella, Bellinghausena, Amundsena, Daviesa i Rossa (ich nazwy, za wyjątkiem pierwszej, pochodzą od nazwisk pionierskich badaczy Antarktydy) oraz Ocean Południowy (Antarktyczny). Temperatura wód jest bardzo niska, w pobliżu kontynentu, stale utrzymuje się ok. $-1,8^{\circ}\text{C}$, blisko dna panuje temperatura poniżej 5°C . Warunki temperaturowe są bardzo stabilne, roczne odchylenie standardowe wynosi jedynie $0,2^{\circ}\text{C}$ (Peck, Webb i Baile 2004, Clarke 1988). Mimo tego w środowisku morskim zauważalny jest wyraźny cykl roczny z cieplejszymi astronomicznymi zimami (czyli okresem letnim na półkuli południowej). Na płytszych, przybrzeżnych obszarach jest to bardziej widoczne, woda w cieplejszej porze osiąga do 6°C . Okres ten rozpoczyna się w połowie grudnia, trwa około 8 tygodni, maksymalnie do 10 tygodni (Clarke 1988). Wobec trudnych okoliczności środowiskowych ekosystem morski składa się z organizmów wyposażonych w mechanizmy chroniące przed zamrażaniem (wiatroszczelne pokrycie ciała, kumulacja tkanki tłuszczowej, redukcja części dystalnych, produkcja niezamarzających białek) a jednocześnie wrażliwych na zmiany temperatury (organizmy stenotermiczne). W ogólnym zarysie, na antarktyczny ekosystem morski składają się: ryby, ssaki morskie (foki, słonie morskie i lamparty morskie, wieloryby), ptaki (głównie pingwiny), mięczaki, kałamarnice, kryl, plankton, glony, gąbki (www.antarctica.gov.au).

W niniejszej pracy, próby ze środowiska morskiego i lądowego zostały pobrane z Antarktyki morskiej: z Wyspy Króla Jerzego (ang. King George Island), Wyspy Zwodniczej (ang. Deception Island), Wyspy Pingwiniej (ang. Penguin Island), Półwyspu Antarktycznego, Wyspy Piotra I i kontynentu: Oazy Schirmachera. Ryby pochodzą z Zatoki Admiralicji (rysunek nr. 2).

Wyspa Króla Jerzego

Wyspa Króla Jerzego (ang. King George Island), to największa wyspa archipelagu Szetlandów Południowych. Ma 65 km długości i 40 km szerokości, jej powierzchnia wynosi 1310 km^2 (Olech 2004). Leży na północ od wierzchołka Półwyspu Antarktycznego, dokładne

położenie wyznaczają koordynaty: 61° 54'-62°16' S i 57°35'-59°02' W (rysunek nr 1 i 2) (Ferron, i inni 2004). Rozciąga się od północnego-wschodu na południowy-zachód. Posiada rozwiniętą linię brzegową i liczne zatoki. Od północy wyspę otaczają wody Cieśniny Drake'a a od południa, czyli od Półwyspu Antarktycznego, oddziela ją Cieśnina Bransfielda. Wyspa niemal w całości pokryta jest lodem. Bezśnieżne oazy umiejscowione są wzdłuż wybrzeży (Olech 2004). Grubość pokrywy wynosi średnio 100 m. Najwyższy punkt wyspy wnosi się na 675 m n.p.m. (Rakusa-Suszczewski 1980).

Szetlandy Południowe to najcieplejsze miejsce w Antarktyce. Klimat tam panujący można określić jako morski, subpolarny. Warunki meteorologiczne na Wyspie Króla Jerzego kształtowane są przez krążące u jej brzegów cyklony, które przynoszą ciepłe i wilgotne powietrze, silne wiatry oraz opady atmosferyczne. Charakteryzuje się małymi wariacjami temperaturowymi, dużą wilgotnością, i stałym zachmurzeniem. Wiatry na Wyspie Króla Jerzego wieją w czterech głównych kierunkach: północno-zachodnim, zachodnim, północnym i południowo-wschodnim. Najczęstsze, najsilniejsze i ciepłe jednocześnie są wiatry północno-zachodnie i zachodnie (Ferron, i inni 2004, Kejna, Araźny i Sobota 2013). Czynnikiem kontrolującym klimat jest ocean. Jego wody, o wyżej temperaturze niż powietrze, ocieplają niskie warstwy atmosfery. W czasie lata w stronę wyspy płynie prąd z Morza Bellingshausena rozdzielający się na dwa strumienie, które powodują oziębienie klimatu: jeden przemieszcza się przez Cieśninę Bransfielda a drugi przez Cieśninę Drake'a (Ferron, i inni 2004).

Wyspa Zwodnicza

Wyspa Zwodnicza (ang. Deception Island), jest częścią Szetlandów Południowych, położona jest na 62°58'37"S 60°39'00"W (rysunek nr 1). Jest najdalej na południe wysuniętą wyspą archipelagu. Leży na wodach Cieśniny Bransfielda oddalona o 35 km na północ od Półwyspu Antarktycznego (Drago 1989). Wyspa jest okrągłą kalderą¹, wciąż czynnego, zanurzonego w morzu wulkanu o wysokości 1,5 km i średnicy podstawy około 30 km. Wyspa przypomina niedomknięty okrąg o średnicy 12 km, który połączony jest z otwartym morzem przesmykiem Neptune's Bellows szerokim na 230 m. Dzięki takiemu ukształtowaniu, wyspa uważana jest za najbezpieczniejszą przystań na świecie (Mills 2003). Zatoka wewnątrz wyspy o nazwie Port Foster ma średnicę 10 km i płaskie dno (na głębokości 150-170 m p.p.m.) łagodnie wznoszące się przy brzegu (Finger i Lipps 1981). Najwyższe wzniesienia wyspy to Mount Pond (540m n.p.m.) i Mount Kirkwood (460m n.p.m.). Oba wzgórza pokryte są lodem (Smellie 2002). W dwudziestym wieku aktywność wulkaniczna objawiła się kilkakrotnie:

¹ kaldera – koliste, dość płytkie, rozległe zagłębienie, zwykle w szczytowej części wulkanu; tworzy się najczęściej wskutek zapadania się terenu nad częściowo opróżnionym zbiornikiem magmowym pod koniec erupcji (www.encyklopedia.pwn.pl).

między 1906 i 1910 rokiem oraz 1967 i 1970. Do tej pory wyspa w wielu miejscach przejawia aktywność geotermalną (Hund 2014, Mills 2003).

Klimat na Wyspie Zwodniczej podobnie jak na Wyspie Króla Jerzego jest morski, subpolarny. Wody Zatoki Port Foster podgrzewane są przez fumarole² rozciągające się wzdłuż wewnętrznych brzegów wyspy. W miejscach wydobywania się gazów woda osiąga 7,5°C (Finger i Lipps 1981). Wiatry wiejące na wyspie mają dwa kierunki północno-wschodni i południowo-zachodni. W czasie letnich sztormów osiągają prędkość 50 km/h. Roczny opad na wyspie sięga 500 mm i głównie jest wynikiem letnich opadów (ATCM 2012, Finger i Lipps 1981).

Wyspa Pingwinia

Wyspa Pingwinia (ang. Penguin Island) to bardzo mała, wulkaniczna wyspa położona na 62°06' S i 57° 56' W (rysunek nr 2). Leży na południe od Wyspy Króla Jerzego, na przeciwko przylądka Turret Point.. Ma 1,84 km² powierzchni, którą tworzą łagodne bazaltowe stoki. Najwyższy punkt wyspy to stożek wulkaniczny Deakon Peak usytuowany na Południowym krańcu wyspy. Wznosi się na wysokość 180 m n.p.m. a jego krater ma 350 m szerokości. Na południowym-wschodzie znajduje się drugi krater – Petrel Crater. Szacuje się, że wulkan był aktywny sejsmicznie w epoce holocenu (Kraus, Kurbatov i Yates 2013, Pańczyk i Nawrocki 2011).

Mimo małych rozmiarów wyspa jest miejscem bytowania wielu ptaków. Swoje gniazda zakładają tu pingwiny, petrele, skuły, mewy i rybitwy. Czynniki kształtujące klimat są tożsame z uwarunkowaniami panującymi na Wyspie Króla Jerzego (Pfeiffer i Peter 2004, Weaver, i inni 1979).

Wyspa Piotra I

Wyspa Piotra I położona jest na Morzu Bellingshausena, około 450 km od wybrzeży Antarktydy. Jej lokalizację wyznaczają koordynaty: 68° 50' S; 90° 35' W (rysunek nr 1). Powierzchnia wynosi około 156 km², która w 95% pokryta jest lodem. Brzegi wyspy to zazwyczaj strome ściany lodowe gwałtownie spadające do morza lub urwiste klify lodowe. Przez większość roku otoczona jest przez pak lodowy, który uniemożliwia dostęp do wyspy. Na wschodzie znajduje się kamienisty cypel Kapp Ingrid Christensen, który jest jednym miejscem, gdzie możliwe jest zacumowanie łodzi. Jest wyspą pochodzenia wulkanicznego, której najwyższy punkt, 1640 m, stanowi krater wygasłego wulkanu.

² fumarola –ekshalacje wulkaniczne, występują w kraterach i szczelinach czynnych wulkanów (www.encyklopedia.pwn.pl)

Klimat wyspowy charakteryzują silne wiatry, częste opady śniegu i niskie temperatury (poniżej 0°C). Mimo to na wyspie można znaleźć kolonie pingwina Adeli, gniazda fulmarów południowych czy petreli śnieżnych (Riffenburgh 2007).

Oaza Schirmachera

Oaza Schirmachera to 35 km² terenu wolnego od pokrywy śnieżnej, zamkniętego pomiędzy lądolodem na kontynencie Antarktydy a lodowcem szelfowym nad brzegiem morza. Położenie oazy wyznaczają koordynaty: 70° 46' 04" – 70° 44' 21" S; 11°49' 54" – 11° 26' 03" E (rysunek nr 1). Umiejscowiona jest wzdłuż osi wschód–zachód, jej długość nie przekracza 20 km a szerokość 3,5 km. Najwyższy punkt wznosi się na 236 m n.p.m. Na obszarze oazy znajduje się 118 jezior i stawów, które zajmują około 7 km² (Singh, i inni 2015, Phartiyal, Sharma i Bera 2011, Lal i Ram 2009).

Klimat oazy jest polarny. Średnia temperatura w ciągu roku wynosi -10,4°C, przy maksymalnej temperaturze 4,2°C i minimalnej -25,2°C. Roczne opady, głównie śniegu, sięgają 250-300 mm i koncentrują się między kwietniem a wrześniem. Wilgotność powietrza waha się między 15% a 20%. Wiatry w oazie wieją z południowego-wschodu, ze średnią prędkością 17,5 węzła (32,4 k/h) (Singh, i inni 2015, Warrier, i inni 2014).

Półwysep Antarktyczny (część zachodnia)

Zachodnia część wybrzeża Półwyspu Antarktycznego określana z angielskiego jako WAP (Western Antarctic Peninsula), to około 1500 km wybrzeża. Obszar ten rozciąga się od Morza Bellingshausen, od 75° S; 80° W na północ, do 63° S 60° W. Zorientowany jest wzdłuż osi północ-południe. Wybrzeże ma bardzo urozmaiconą i skomplikowaną budowę. Poprzecinane jest licznymi wyspami, fiordami, zatokami i cieśninami. Linia brzegowa pełna jest przylądków, cypli, małych półwyspów, połączeń między wyspami, wyspami i stałym lądem (Ducklow, Fraser, i inni 2013, Ducklow, Baker, i inni 2007).

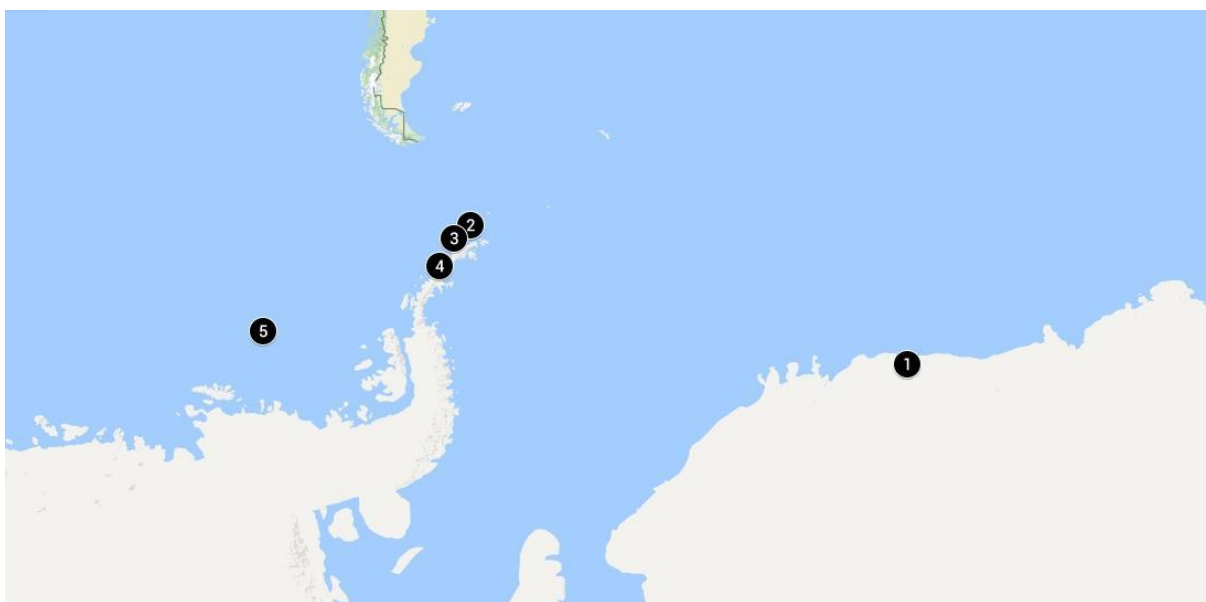
Z powodu położenia geograficznego warunki klimatyczne (temperatura, występowanie lodu morskiego) na półwyspie zmieniają się wraz ze wzrostem szerokości geograficznej. Na północy panuje klimat morski, podobnie, jak na wyspach Szetlandów Południowych z krótszą zimą. Średnia roczna temperatura wynosi tam -1,5°C, w lecie sięga średnio 1,4°C, a w zimie spada do -4,9°C. Na południu natomiast panuje surowy klimat kontynentalny z dłuższymi zimami (Ducklow, Fraser, i inni 2013). U wybrzeży półwyspu tworzy się specyficzny prąd APCC (ang. Antarctic Peninsula Coastal Current). Napędzany jest przez wiatry i napływ wód z topniejących lodowców, płynie okresowo wzdłuż brzegu na południe (Moffat, i inni 2008).

Zatoka Admiralicji

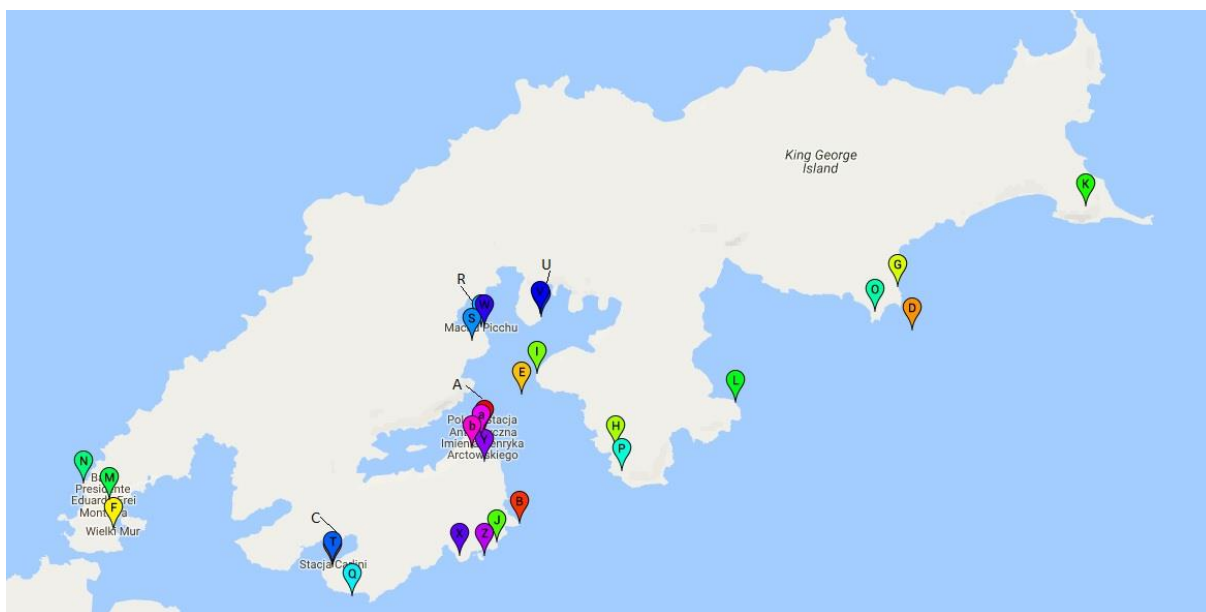
Zatoka Admiralicji to największa zatoka Wyspy Króla Jerzego. Obejmuje około 130 km² powierzchni, znajduje się po południowej stronie wyspy (rysunek 2). Na południu łączy się z Cieśniną Bransfielda szerokim na 500 m przesmykiem (Szafrąński i Lipski 1982, Pruszek 1980).

Podobnie jak na wyspach Szetlandów Południowych w rejonie zatoki panuje klimat morski. W czasie zimy, przez około 3 miesiące zatoka jest skuta lodem. Wiatry w tamtejszym rejonie wieją głównie w kierunkach południowo-zachodnim, zachodnim i rzadko północnym. Ich średnia prędkość w ciągu roku wynosi 7 m/s, w okresach wzmożonej wietrzności sięga 25 m/s (Pruszek 1980, Rakusa-Suszczewski 1980).

Cyrkulacja w zatoce warunkowana jest mieszaniem się wód zatoki i Cieśniny Bransfielda oraz pływami. Ponadto hydrodynamikę kształtuje dopływ wody z lądu oraz lokalne procesy we fiordach. Zimne i wysoko zasolone wody z Morza Weddella wpływają do zatoki przy dnie. W czasie silnych wiatrów zachodnich dostają się w płytsze rejony zatoki gdzie dochodzi do tzw. upwellingu, czyli odpływania warstw powierzchniowych wody i zastępowania ich wodami głębinowymi. W ten sposób woda w tej małej zatoce ma niższą temperaturę, wyższe zasolenie oraz większą zawartość składników odżywczych, które niesie ze sobą woda z otwartych zbiorników morskich. Pływy w tym rejonie są nieregularne, kierunek wody zmienia się co 5 do 14 godzin (Pruszek 1980, Rakusa-Suszczewski 1980).



Rysunek nr 1. Miejsca poboru prób: 1 – Oaza Schirmachera, 2 – Wyspa Króla Jerzego, 3- Wyspa Zwodnicza, 4 – Półwysep Antarktyczny, 5 – Wyspa Piotra I. U góry mapy widoczny jest fragment Ameryki Południowej.



Rysunek nr 2. Miejsca poboru prób na Wyspie Króla Jerzego A - Shag Point; B - Demay Point; C – Penguin Ridge; D - Penguin Island; E – Zatoka Admiralicji; F - Great Wall; G - Three Sisters Point, Olech Hills; H - Puchalski Peak I - Hennequin point; J - Blue Dyke; K - Melville Peak; L - Lion Rump; M - Stacja Bellingshausen; N - Stacja Marsh; O - Turrent Point; P – Voreal Peak; Q - Stacja Jubany; R - Stacja Machu Picchu; S - Komandor Peak; T - Stacja Carlini U - Stacja Ferraz; V - Półwysep Keller; W - Kapitan Peak; X - Red Hill; Y - Lodowiec Ekologii; Z - Patelnia; a - Ogrody Jasnorzewskiego; b –Ubocz

1.1.1 POCHODZENIE, TRANSPORT I ZACHOWANIE W ŚRODOWISKU ZANIECZYSZCZEŃ RADIOAKTYWNYCH W ANTARKTYCE

W latach pięćdziesiątych i sześćdziesiątych XX wieku pojawiły się pierwsze doniesienia naukowe o kontaminacji sztucznymi pierwiastkami promieniotwórczymi na terenach wokół bieguna południowego (Picciotto i Wilgain 1963, Picciotto, Wilgain i Kipfer, i inni 1962, Lockhart 1960, Martell 1959, Picciotto 1958). Były to badania koncentracji produktów rozszczepienia w powietrzu lub w lodzie i śniegu. Uzyskane wyniki były interpretowane jako rezultat wprowadzenia do atmosfery zanieczyszczeń promieniotwórczych (opad radioaktywny) przez amerykańskie testy z bronią jądrową na Wyspach Marshalla. Opad radioaktywny z operacji Ivy w grudniu 1952 na atolu Enewetak i operacji Castle wiosną 1954 roku na atolu Bikini został w szczególności zidentyfikowany w rdzeniach lodowcowych. Całość testów na Wyspach Marshalla trwała 12 lat od 1946 do 1958 roku. W czasie pierwszych 6 lat tej kampanii zdetonowano 8 bomb, które stanowiły jedynie 1% całego przetestowanego tam potencjału jądrowego. Od 1952 roku rozpoczęły się intensywne próby, nawet po dwie eksplozje dziennie. W ciągu całej operacji zdetonowano ładunki jądrowe o energii równoważnej eksplozji 108 Mt TNT, w tym pierwszą amerykańską bombę wodorową MIKE (10,4 Mt TNT) i największą termojądrową bombę BRAVO o energii równoważnej eksplozji 15 Mt TNT (Simon i Robison 1997).

Późniejsze wydawnictwa donoszą o kolejnych obserwacjach wskazujących na dodatkowe źródła radioaktywnej kontaminacji na terenach Antarktyki (Lambert, i inni 1977,

Crozaz 1969). Analizowane były rdzenie lodowcowe, powstające poprzez ciągłą i warstwową akumulację opadów śniegu, które stanowią chronologiczny zapis pojawiających się w powietrzu zanieczyszczeń. Autorzy wskazali tam kolejne źródła radioaktywnych cząstek, które zidentyfikowano jako amerykańskie i sowieckie testy nuklearne przeprowadzone od roku 1962. Amerykańskie testy prowadzone były na środkowym Pacyfiku, ale poza Wyspami Marshalla – na atolu Johnston, gdzie zdetonowano 12 ładunków na wysokości około 10 km nad ziemią oraz w ramach operacji Dominic 24 eksplozje w rejonach Wyspy Bożego Narodzenia (Simon i Robison 1997). Radzieckie testy z tego roku odbywały się na odległych od Antarktyki terenach półkuli północnej, głównie na Nowej Ziemi, ale także w Semipalatynsku i Azji centralnej. Ogółem w 1962 ZSSR przeprowadziło 40 prób nuklearnych (Carter i Moghissi 1977).

Kolejne doniesienia naukowe o zanieczyszczeniach radioaktywnych w Antarktyce (Cutter i Bruland 1979, Koide, Michel, i inni 1979) jako źródła ich pochodzenia wskazują już globalny opad promieniotwórczy, czyli pozostałości po wszystkich wybuchach jądrowych, które utrzymując się w atmosferze (głównie w stratosferze) rozprzestrzeniły się na całej powierzchni globu. Poza opisanymi powyżej testami, na półkuli południowej eksplozje prowadziła Francja: na atolach Fangataufa i Mururoa (Polinezja Francuska), Wielka Brytania na Malden Island (obecnie część Kiribati), Wyspie Bożego Narodzenia (Ocean Indyjski) i na obszarze kontynentu Australijskiego. Od 1945 do 1980 roku USA, ZSRR, Wielka Brytania, Francja i Chiny dokonały 502 atmosferycznych testów z bronią jądrową o łącznej uwolnionej energii równoważnej eksplozji 190 Mt TNT z rozszczepienia i 250 Mt TNT z syntezy jądrowej (Beck i Bennett 2002).

Poza skażeniem globalnym po testach broni jądrowej, w Antarktyce występuje też specyficznie względnie podwyższona kontaminacja wywołana przez katastrofę Amerykańskiego satelity Transit 5BN3 zasilanego termoelektrycznym generatorem jądrowym, o nazwie SNAP-9A. Na pokładzie znajdowało się około 629 TBq (17 kCi) ^{238}Pu . Przy próbie umieszczenia satelity na orbicie, w wyniku wadliwego zadziałania systemu awaryjnego, satelita uległ wypadkowi i spłonął w atmosferze. Efektem tego było uwolnienie do środowiska i rozpylenie całego plutonu znajdującego się na pokładzie (około 1 kg plutonu). Do wypadku doszło na wysokości około 50 km, 21 kwietnia 1964 roku, nad Kanałem Mozambickim w pobliżu Madagaskaru (Johnson 1986, Bortoli i Gaglione 1969).

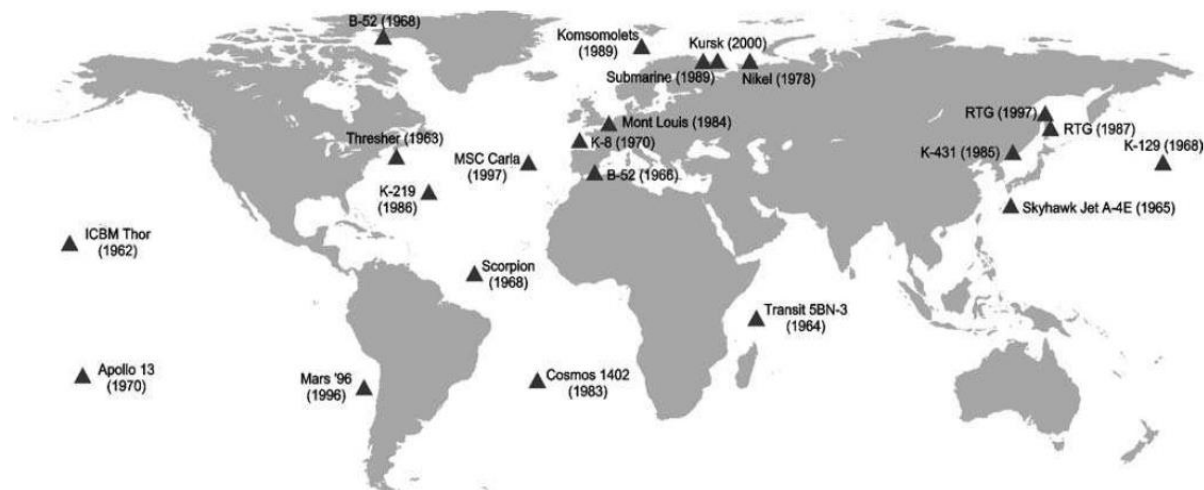
Obok opisanych powyżej zdarzeń zakończonych potwierdzonymi kontaminacjami środowiska, można wskazać wydarzenia, które miały potencjalny wpływ na zanieczyszczenie terenów antarktycznych (rysunek nr 3). Pierwszym jest wypadek słynnego satelity Apollo 13, który miał miejsce 17 kwietnia 1970 na południowym Pacyfiku, w pobliżu oceanicznego

Rowu Tonga, w okolicy Fidżi. Na pokładzie pojazdu kosmicznego, który startował 11 kwietnia, z misją lądowania na Księżycu, znajdował się generator izotopowy SNAP-27 zawierający 1,63 PBq ^{238}Pu . W wyniku eksplozji zbiorników z tlenem misja została przerwana. Załoga zdołała wrócić bezpiecznie na Ziemię używając modułu przeznaczonego do lądowania na Księżycu. Natomiast moduł zawierający generator ponownie wszedł w atmosferę i bez (raportowanego) uszczerbku osiadł na dnie oceanu, na głębokości około 6000 m. Nie podjęto żadnych działań, by wydobyć generator z wód Pacyfiku (IAEA 2001, UNSCEAR 2000).

Kolejnym wydarzeniem potencjalnie skutkującym kontaminacją terenów wokół bieguna południowego był wypadek radzieckiego satelity Kosmos 1402. Po zakończeniu misji, w grudniu 1982 roku, statek kosmiczny uległ rozpadowi na trzy części. Jedna z nich, zawierająca reaktor z ^{235}U wraz z wytworzonymi w czasie pracy min. ^{238}Pu , ^{90}Sr i ^{137}Cs , wpadła do południowego Atlantyku, około 1600 km na wschód od wybrzeży Brazyli. Wydarzyło się to na początku lutego 1983 roku. Nie są znane informacje na temat ewentualnego uszkodzenia rdzenia i uwolnień radioaktywności do środowiska (IAEA 2001, UNSCEAR 2000).

16 listopada 1996 międzyplanetarna rosyjska sonda Mars 96 została wystrzelona w kosmos, by wejść na orbitę wokół Marsa. Misja miała na celu fotografowanie planety. Na pokładzie statku znajdowało się 18 generatorów izotopowych zawierających ^{238}Pu o łącznej masie blisko 200 g (ok. 130 TBq) oraz ^{244}Cm ($1,48 \div 1,85$ GBq) w spektrometrze do analizy składu pierwiastkowego (Economou 2010). W wyniku awarii umieszczenie sondy na orbicie nie powiodło się. Mars 96 wpadł do Oceanu Spokojnego, na zachód od wybrzeży północnego Chile, w pobliżu granicy z Boliwią. Nie ma danych na temat kontaminacji spowodowanej tym wypadkiem, nie jest jednak jednoznacznie wykluczona (Livingston 2004, IAEA 2001). Sondy nie odnaleziono.

Obok wypadków satelitów i statków kosmicznych potencjalnym skażeniem Antarktyki są intencjonalne uwolnienia substancji radioaktywnych do wód oceanicznych. Krajem najbliższym Antarktydzie, który między 1946 a 1993 rokiem dokonywał takich uwolnień była Nowa Zelandia. Do Oceanu Południowego wprowadziła około 1 TBq aktywności, łącznie alfa, beta i gamma emiterów (Livingston 2004).



Rysunek nr 3. Miejsca i daty wypadków z udziałem substancji radioaktywnych, które zaskutkowały potwierdzonymi lub potencjalnymi kontaminacjami środowiska za (Livingston 2004).

W krótkim czasie po próbnych eksplozjach atmosferycznych większość radionuklidów znikła ze środowiska z powodu ich krótkiego czasu połowicznego zaniku. Natomiast izotopy promieniotwórcze o długim i średnim czasie połowicznego rozpadu utrzymują się w ekosystemach wodnym, lądowym, powietrznym do tej pory. Są to między innymi produkty rozszczepienia ^{90}Sr ($T_{1/2}=28,63$ roku) i ^{137}Cs ($T_{1/2}=30,07$ roku) i elementy resztkowe ładunku jądrowego, podległe w czasie wybuchu aktywacji, a więc przede wszystkim: ^{239}Pu ($T_{1/2}=24110$ lat) i ^{240}Pu ($T_{1/2}=6563$ lat), których obecność w środowisku Antarktycznym została zbadana w niniejszej pracy. ^{240}Pu jest niepożądaną domieszką (<4%) w rdzeniu plutonowym ładunku jądrowego. Neutrony generowane w eksplozji przekształcają część ^{239}Pu w ^{240}Pu , tak że po wybuchu domieszka ^{240}Pu jest już co najmniej kilkunastoprocentowa. W środowisku znalazły się też pierwiastki promieniotwórcze, które nie są bezpośrednio produktami rozszczepienia ani aktywacji ale pojawiają się poprzez ich rozpad. Przykładem jest ^{241}Am ($T_{1/2}=432,6$ -roku), omawiany w tej dysertacji, powstający z ^{241}Pu ($T_{1/2}=14,35$ roku), który to podobnie jak ^{240}Pu jest częściowo produktem aktywacji a częściowo zanieczyszczeniem pierwotnym materiału konstrukcyjnego ładunku jądrowego (Atwood. 2010, UNSCEAR, Sources and Effects of Ionizing Radiation 2000, www.nndc.bnl.gov).

Znajomość aktywności poszczególnych radionuklidów wprowadzonych do środowiska w czasie wybuchów czy wypadków (IAEA 2005, IAEA 2001, UNSCEAR 2000) pozwala wyznaczyć sygnatury (swoiste "odciski palca") tych wydarzeń, za pomocą których można dokonywać identyfikacji źródeł kontaminacji ekosystemów. Do tego celu używa się stosunków aktywności izotopów lub ich mas. Stosunki izotopowe (stosunki aktywności i masowe) szczególnie istotne w niniejszej rozprawie zamieszczono w tabeli nr 1.

Przykładowo, termojądrowy wybuch MIKE charakteryzował się stosunkiem $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ na poziomie 0,36, podczas gdy dla całego globalnego opadu promieniotwórczego wskaźnik ten wynosi średnio 0,18 (Livingston 2004). Wynika to ze znacznie większych strumieni neutronów obecnych w wybuchach termojądrowych dużej mocy niż tylko w wybuchu ładunków rozszczepieniowych. Szczególnym przypadkiem jest stosunek aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$, który ze względu katastrofę satelity Transit 5BN3 (bardziej znana jako katastrofa SNAP 9A) jest znacząco różny dla obu ziemskich półkul. Na północy iloraz aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ wynosi $0,024 \div 0,029$ a na południu 0,19 (a więc jest o rząd wielkości większy). Natomiast różnica w stosunku masowym $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ jest niewielka, 0,176 dla hemisfery północnej oraz 0,180 dla południowej (Thakur, Khaing i Salminen-Paatero 2017).

Tabela nr 1. Istotne stosunki (Thakur, Khaing i Salminen-Paatero 2017, IAEA 2005, UNSCEAR, Ionizing radiation: Sources nad Biological Effects 1982); a- dane dla półkuli południowej, b – dane dla 40°÷50° S.

stosunki aktywności	
opad globalny + SNAP 9A	$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu} \sim 0,19^a$
opad globalny	$^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu} \sim 36,3^a$
	$^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu} \sim 22,8^b$
	$^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu} \sim 0,42^b$
stosunki masowe	
opad globalny	$^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu} \sim 0,18^a$

Powstawanie opadu radioaktywnego jest skomplikowanym procesem zależnym od różnych czynników: zasięgu wybuchu, wysokości chmury (grzyba) powstałej przy wybuchu, energii uwolnionej podczas wybuchu nuklearnego, frakcjonowania się związków lotnych i aerozoli powstałych w wyniku eksplozji, kierunku wiatrów i wysokości na jakiej wieją, występowania opadów atmosferycznych, geograficznego umiejscowienia testu. Skażenia rozlokowane w promieniu do 500 km od miejsca detonacji oraz te, które dostały się do niższych warstw atmosfery (troposfery) uważane są za lokalne bądź regionalne. Globalny opad promieniotwórczy powstał poprzez dostanie się radioaktywnych pozostałości wybuchów do wyższej warstwy – stratosfery. Najbardziej charakterystyczną cechą troposfery (warstwy najbliższej powierzchni Ziemi) jest spadek temperatury z wysokością. Wyższa warstwa, stratosfera, charakteryzuje się odwrotną własnością, wzrostem temperatury z wysokością. Troposfera oddzielona jest od stratosfery tropopauzą, tj. obszarem o najniższej w atmosferze temperaturze. Stanowi ona barierę ograniczającą konwekcję (występującą tylko w troposferze). Tropopauza uniemożliwia zasadniczo mieszanie się warstw powietrznych pomiędzy troposferą a stratosferą. W zależności od szerokości geograficznej, warstwy atmosfery mają różną grubość, podlegają one także dziennym i sezonowym zmianom. Przyjmuje się, że tropopauza znajduje się na wysokości 9 km nad biegunami, natomiast

w obszarze równikowym na 17 km. Zatem wpływ na osadzanie się w stratosferze skażeń radioaktywnych, oprócz energii eksplozji, ma wysokość na jakiej doszło do detonacji. Bomba o uwolnionej energii równoważnej eksplozji 1 Mt TNT zdetonowana na równiku spowoduje, że do stratosfery dostanie się około 30% radioaktywnych pozostałości; taka sama bomba zdetonowana w rejonie polarnym wprowadzi ich do stratosfery aż 99% (Thakur, Khaing i Salminen-Paatero 2017, Bennett 2002). Ponieważ oczyszczanie stratosfery odbywa się głównie poprzez przedostawanie się aerozoli do troposfery w skutek iniekcji stratosferycznych związanych z prądami strumieniowymi a także powolnego opadania, intensywność tego procesu jest zróżnicowana na przestrzeni roku. Największe nasilenie ma miejsce w okresie wiosennym, najmniejsze zaś w czasie zimy. Literatura podaje, że typowy czas retencji aerozoli w troposferze to około 70 dni, w stratosferze natomiast 15-18 miesięcy (Thakur, Khaing i Salminen-Paatero 2017).

Zanieczyszczenia wypuszczone do atmosfery łączą się z aerozolami, co determinuje mechanizmy ich usuwania i transportu, rozpraszania. Dyspersja związana jest z przemieszczaniem się pod wpływem ruchów powietrza. Wobec tego globalny opad promieniotwórczy przenoszony jest nie tylko przez lokalne wiatry ale podlega również cyrkulacji atmosferycznej w skali całej kuli ziemskiej i jest translokowany na duże odległości. Na tworzenie się tych ruchów wpływ ma gradient temperaturowy, w wyniku którego powstają w troposferze, na każdej z półkul (północnej i południowej) trzy komórki cyrkulacji powietrza, gdzie główny ruch mas powietrznych odbywa się wzdłuż południków. Pierwszy obszar to komórka Hardleya między równikiem a zwrotnikiem, komórka Ferrela między zwrotnikiem a ok. 60° równoleżnikiem a powyżej niego komórka polarna. Ponadto na kierunek wiatrów wpływa siła Coriolisa związana z ruchem obrotowym Ziemi, prowadząc do odchylenia torów, wzdłuż których porusza się powietrze. W wyniku tego powstają rozległe wiry atmosferyczne – wokół centrów niskiego ciśnienia cyklony, a wokół obszarów o wysokim ciśnieniu antycyklony. Na wschód skręcają wiatry wiejące w kierunku biegunów, wiatry przeciwne natomiast ulegają odchyleniu na zachód. Dzięki temu ruch mas powietrznych odbywa się też wzdłuż równoleżników (Kozuchowski 2007).

Usuwanie aerozoli z atmosfery odbywa się poprzez depozycję suchą i mokrą. Pierwszy rodzaj jest wynikiem grawitacyjnego opadania cząstek (sedymentacji), inercyjnego uderzania o powierzchnię gruntu lub wody (oceanu). Szybkość sedymentacji (opisana prawem Stokesa, wzór 1.1.1) zależna jest od wielkości aerozoli, ich kształtu i właściwości ośrodka z jakiego są usuwane.

$$\vec{F} = -6\pi\eta r\vec{v} \quad 1.1.1$$

\vec{F} – siła oporu ośrodka (powietrza), w którym porusza się cząstka (aerozol)

r – promień cząstki (aerozolu)

η – lepkość ośrodka

$\pi=3,1415926\dots$ (stała normująca)

\vec{v} – prędkość cząstki w ośrodku (powietrzu).

Dla zanieczyszczeń radioaktywnych prędkość depozycji można zdefiniować jako:

$$v_d = \frac{\Phi[\text{Bq/s}\cdot\text{m}^2]}{C[\text{Bq/m}^3]} \quad 1.1.2$$

v_d – prędkość depozycji [m/s]

Φ – strumień dowolnych aerozoli (cząstki gleby, pył, krople), do których przyłączone są radioizotopy

C – stężenie radioizotopów w powietrzu.

Depozycję mokrą (deszcz, śnieg) opisuje się za pomocą współczynnika wymywania aerozoli Λ , tj. masy cząstek, które uległy wymyciu w czasie 1s:

$$C=C_0e^{-\Lambda t} \quad 1.1.3$$

C – koncentracja cząstek w chwili t

C_0 – koncentracja cząstek w chwili $t=0$.

Aerozole, które raz zostały usunięte z troposfery lub stratosfery mocno osadzają się na powierzchniach depozycyjnych. Mimo to radiocząsteczki podlegają resuspensji. Zjawisko to, mające zasięg lokalny, ale i globalny, w dużej mierze jest odpowiedzialne za utrzymywanie się radioizotopów w powietrzu. Resuspensję opisuje stopień resuspensji τ , który określa frakcję cząstek, które nie uległy depozycji:

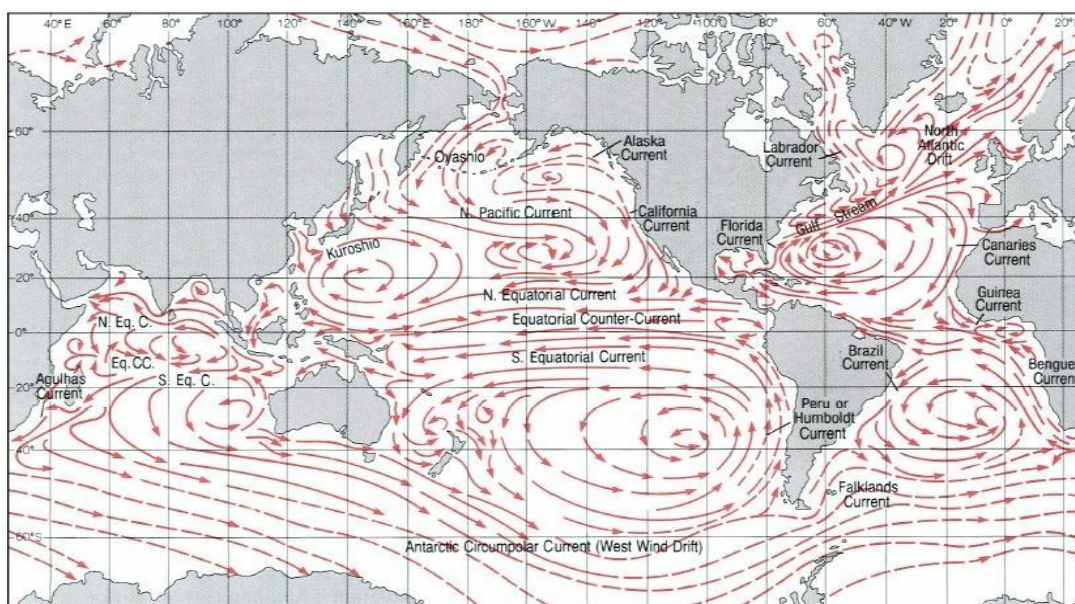
$$\tau = \frac{\Phi[\text{Bq/s}\cdot\text{m}^2]}{D[\text{Bq/s}\cdot\text{m}^2]} \quad 1.1.4$$

D – depozycja cząsteczek na jednostkowej powierzchni (Papastefanou 2008).

Transport i zachowanie się radioizotopów w środowisku morskim zależny jest od kilku czynników: fizycznej i chemicznej formy w jakiej nuklidy dostały się do wody, właściwości fizyko-chemicznych jakie radioizotopy mają w środowisku wodnym (np. stopień utlenienia, zdolność do tworzenia kompleksów, kinetyka sorpcji/desorpcji), procesy fizyczne, chemiczne, biologiczne jakim ulegają w medium wodnym. Translokacja zanieczyszczeń jest wypadkową oddziaływania prądów morskich (rysunek nr 4.) i wertykalnego ruchu cząstek radioaktywnych w wodzie morskiej (Livingston 2004).

Po eksplozjach przeprowadzonych w atmosferze, w wyniku wyparowania i kondensacji materiału jądrowego, radionuklidy pojawiają się najczęściej w formie tlenków. Przyjmują postać submikronowych, często rozpuszczalnych w wodzie cząstek. Podczas wybuchów prowadzonych na atolach pierwiastki promieniotwórcze łączą się ze związkami

wapnia: CaO , Ca(OH)_2 , CaCO_3 , który pojawia się poprzez odparowanie materiału, z jakiego zbudowana jest rafa koralowa. Częściowemu rozpuszczeniu się cząstek radioaktywnych, w kontakcie z magnezem obecnym w wodzie morskiej, towarzyszy uwolnienie jonu OH^- i powstanie skorupy, pokrywy z nierozpuszczalnego wodorotlenku magnezu (Livingston 2004). Pluton pojawia się w postaciach: Pu(III) , Pu(IV) , Pu(V) , Pu(VI) , z wyraźnym wyróżnieniem drugiego i trzeciego stanu (tj. IV i V), których najczęściej obserwuje się w środowisku wodnym. Pluton na +4 stopniu utlenienia tworzy związek Pu(OH)_4 , natomiast na +5 tworzy PuO_2^+ . Ameryk występuje jako Am(III) i jon Am(OH)_2^+ . Izotopy plutonu i ameryku chętnie adsorbują się na różnych cząstkach, natomiast cez i stront klasyfikowane są jako tzw. radionuklidy konserwatywne, które nie łączą się w środowisku wodnym z różnymi drobinami i zazwyczaj pozostają w wodzie (roztworze) (IAEA 2005). Te właściwości sprawiają, że czas retencji w wodach powierzchniowych Pu i Am oraz Cs i Sr jest znacząco różny. Transuranowce utrzymują się w wyższych warstwach oceanów przez około cztery lata, natomiast cez i stront nawet dziewięć lat (Livingston 2004).



Rysunek nr 4. Rozkład powierzchniowych prądów morskich na kuli ziemskiej. Linie przerywane reprezentują prądy zimne, linie ciągłe prądy ciepłe; za (IAEA 2005).

Obecne w oceanie radioizotopy ulegają sedymentacji do osadów dennych oraz pochłanianiu przez organizmy żywe. Jednocześnie pierwiastki radioaktywne związane z osadami dennymi ulegają na powrót wymyciu i absorpcji z podłoża oceanicznego. W przypadku organizmów żywych proces koncentracji radionuklidów odbywa się w warunkach równowagi dynamicznej, jest wypadkową przyjmowania i usuwania z ustroju skażeń oraz rozpadu radioaktywnego. Na przebieg akumulacji wpływają także: czas

ekspozycji na działanie zanieczyszczeń, fizyko-chemiczna forma nuklidu, cykl życia i fizjologia oraz zwyczaje żywieniowe organizmu (Livingston 2004).

1.2 MATERIAL BADAWCZY

Badania opisane w tej dysertacji oparte są o materiał zgromadzony przez prof. dr hab. Marię A. Olech, z którą Zakład Fizykochemii Jądrowej w IFJ PAN współpracuje od lat dziewięćdziesiątych XX wieku. Próby były pobierane w czasie Polskich Wypraw Antarktycznych PAN między 2002 a 2015 rokiem. Wyjątek stanowi jedyna próba (porost, *Usnea aurantiaco-atra*) pobrana przez prof. dr. hab. Ryszarda Ochyre w 1980 roku. Próby, według ich pochodzenia, zostały podzielone na dwie grupy: z ekosystemu lądowego i z ekosystemu morskiego.

1.2.1 EKOSYSTEM LĄDOWY

W niniejszej pracy analizie poddano 27 prób mchów z gatunku *Sanionia uncinata*, 14 prób porostów z gatunku *Usnea antarctica*, 7 prób porostów z gatunku *Usnea aurantiaco-atra*, 1 próbę trawy *Deschampsia antarctica* i 3 próby gleb inicjalnych z czoła lodowca. Poniżej umieszczone są opisy badanych gatunków. Nazwy prób, daty i miejsca ich poboru wraz z współrzędnymi geograficznymi podane zostały w tabelach 2, 3 i 4.

Sanionia uncinata

Sanionia uncinata, inaczej Sanionia haczykowata to jeden z najczęściej spotykanych mchów w Antarktyce. Jest gatunkiem plagiotropowym – rośnie równolegle (lub ukośnie) do podłoża tworząc zielone, żółtawe, brązowo-zielone darnie. Łodygi osiągają do 10 cm, są pierzasto rozgałęzione i posiadają nieliczne chwytniki. Małe listki (5 mm długości, 1,1 mm szerokości) w kształcie są jajowate i lancetowate, zagięte, przypominają zakręcony sierp. Wyrastają z gałązek i łodyg. Kolonizuje głównie miejsca osłonięte, lecz spotykany jest też na otwartych stanowiskach. Najczęściej zajmuje tereny suche, występuje też w miejscach obfitujących w wodę, szeroko obecny na terenach przybrzeżnych. Gatunek ten można znaleźć także w Arktyce, Ameryce Południowej, Afryce, Europie w tym w Polsce (Jusik 2012, Putzke i Batista Oereira 2001, Ochyra 1998).

Tabela nr 2. Miejsca i daty poboru analizowanych prób mchu *Sanionia uncinata*. WKJ – Wyspa Króla Jerzego.

nazwa próbki	miejsce poboru	współrzędne geograficzne	data poboru
SU1	Wyspa Pingwinia	62° 05'45,5" S 57° 55'49,7" W	01.01.2007
SU4	Great Wall (WKJ)	62° 18'07" S 58° 57'33,8" W	16.02.2005
SU7	Tree Sister Point, Olech Hills (WKJ)	62° 04' S 57° 55' W	10.01.2007
SU8	Stacja. Bellingshausen (WKJ)	62°11' 56" S 58° 57' 52" W	19.12.2005
SU12	Wyspa Pingwinia	62° 05 45,5" S 57° 55' 49,7" W	1.01.2007
SU14	Wyspa Zwodnicza	62° 57' S 60° 38' W	10.02.2006
SU16	Puchalski Peak (WKJ)	62° 10' S 58° 17' 30" W	12.2005
SU18	Stacja Marsh (WKJ)	62° 11'18,5" S 58° 59'56,2" W	03.01.2007
SU20	Hennequin Piont (WKJ)	62° 07'13" S 58° 23'46,4" W	26.12.2005
SU25	Hennequin Point (WKJ)t	62° 07' 13" S 58° 23' 46,4" W	16.02.2006
SU28	Wyspa Zwodnicza	62° 57' S 60° 38' W	01.02.2006
SU29	Stacja Marsh (WKJ)	62° 11' 18,5" S 58° 59' 56,2" W	18.12.2005
SU30	Blue Dyke (WKJ)	62° 13'30" S 58° 27' W	10.01.2006
SU32	Lion Rump (WKJ)	62° 08' 20" S 58° 08' W	05.01.2007
SU33	Moreny Lodowca Ekologii (WKJ)	62° 10' S 58° 25' W	14.02.2002
SU34	VorealPeak (WKJ)	62°10'52,8" S 58°17'32,3" W	04.01.2007
SU35	Wyspa Pingwinia	62° 06' 15,6" S 57° 55' 40,2" W	31.12.2006
SU36	Turent Point (WKJ)	62° 04' 55,7" S 57° 56' 50,2" W	23.01.2009
SU37	Stacja Jubany (WKJ)	62°15'30,8" S 58°37'92,3" W	06.02.2006
SU38	Wyspa Pingwinia	62° 05' 58" S 57° 55' 19,7" W	1.01.2007
SU39	Stacja Machu Pichu (WKJ)	62° 05' 20" S 58° 28' W	08.01.2002
SU40	Red Hill (WKJ)	62° 14' S 58° 30' W	26.01.2002
SU41	Moreny Lodowca Ekologii (WKJ)	62° 10'0,55" S 58° 27'64,2" W	14.03.2015
SU42	VourealPeak (WKJ)	62° 10' 45" S 58° 17' 30" W	24.01.2002
SU43	Moreny Lodowca Ekologii (WKJ)	62° 10' S 58° 25' W	14.02.2002
SU44	Wyspa Piotra I	68° 51' S 90° 37' W	12.12.2006
SU45	Komandor Peak (WKJ)	62° 06' S 58° 29' W	21.12.2007

Usnea antarctica

Usnea antarctica to krzaczkowy porost, który osiąga do 10-15 cm wysokości. Zielono-żółte cylindryczne gałązki wyrastają z twardego, zwartego, sztywnego rdzenia. Są szeroko rozłożone i mozaikowo ubarwione na czarno. Soralia, czyli miejsca wypuszczania tzw. urwistek, za pomocą których porost rozmnaża się, są często ograniczone kraterową krawędzią. Urwistki (inaczej soredia) natomiast mają granulowaną formę. Porost ten rzadko wypuszcza owocniki. Gdy pojawiają się, mają kształt pofałdowanych, miseczkowatych dysków o średnicy 12 mm. Są brązowe lub beżowe. *Usnea antarctica* rośnie na skałach, żwirach, kamieniach, ale też mchach. Kolonizuje tereny zarówno suche, jak i wilgotne. Spotykany jest głównie na małych wysokościach, do 100 m n.p.m. Często rośnie na morenach staroglacjalnych, gdzie stanowi główny składnik tamtejszej flory. Pojawia się w skupiskach azotolubnych organizmów położonych na skałach klifowych. Występuje tylko na półkuli południowej, w Antarktyce na Wyspie Bouveta, w archipelagach Sandwich, Orkady i Szetlandy Południowe, na Półwyspie Antarktycznym i kontynencie (Olech 2004).



Rysunek nr 5. *Usnea antarctica* (fot. M. A. Olech).

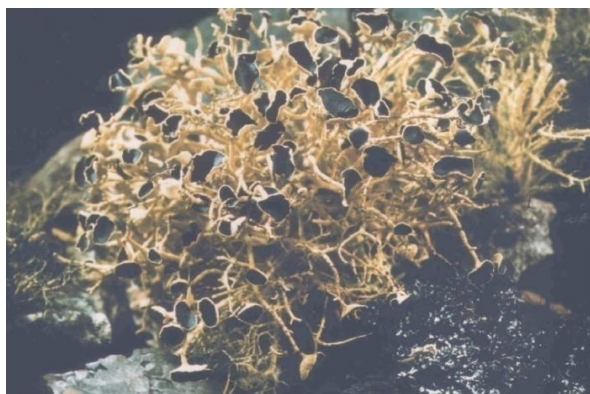
Usnea aurantiaco-atra

Usnea aurantiaco-atra to żółty lub żółto-zielony krzaczkowy porost. Na ogół osiąga 10 cm wysokości, czasami nawet 13 cm i 15 cm szerokości. Do podłoża przyczepiony jest wyraźną nasadą. Sztywne gałązki, w starych plechach osiągające grubość 3 cm, rozłożycie wyrastają z twardego cylindrycznego pnia. Czasami posiadają czarne zabarwienia. Często zakończone są owocnikami o średnicy około 1 cm o miseczkowatym kształcie, które po dojrzewaniu rozszerzają się. Są to czarne tarczki z brodawkowymi otoczkami. Rośnie na skałach, często nadmorskich, chętnie zasiedla suche i eksponowane miejsca. Kolonizuje tereny położone powyżej 50 m n.p.m. i sięga do 700 m n.p.m. Jest gatunkiem nitrofobowym. Występuje w Ameryce Południowej, Wyspie Bouveta, w archipelagu Szetlandów

południowych i Orkadów oraz na Półwyspie Antarktycznym (Burton i Croxall 2012, Olech 2004).

Tabela nr 3. Gatunek, miejsce i data poboru analizowanych porostów. WKJ – Wyspa Króla Jerzego, PA – Półwysep Antarktyczny

nazwa próbki	gatunek	miejsce poboru	współrzędne geograficzne	data poboru
UA1	<i>Usnea antarctica</i>	Półwysep Melville (WKJ)	62° 01' S 57° 40' W	12.2005
UA3	<i>Usnea antarctica</i>	Lion Rump (WKJ)	62° 08' 20" S 58° 08' W	05.01.2007
UA4	<i>Usnea antarctica</i>	Baza Carlini (WKJ)	62° 07' 13" S 58° 23' 46,4" W	07.12.2005
UA6A	<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Hennequin Point (WKJ)	62° 07' 13" S 58° 23' 46,6" W	16.02.2006
UA7A	<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Stacja Brown (PA)	64° 53' S 62° 53' W	12.12.2006
UA8A	<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Stacja Ferraz (WKJ)	62° 05' 21,7" S 58° 23' 54,9" W	28.01.2007
UA9	<i>Usnea antarctica</i>	Stacja Machu Pichu (WKJ)	62° 05' 20" S 58° 28' W	16.02.2006
UA10	<i>Usnea antarctica</i>	Blue Dyke (WKJ)	62° 13' 30" S 58° 27' W	10.01.2006
UA11	<i>Usnea antarctica</i>	Półwysep Keller (WKJ)	62° 05' S 58° 23' 30" W	11.03.2006
UA12	<i>Usnea antarctica</i>	Hennequin Point (WKJ)	62° 07' 13" S 58° 23' 46,4" W	16.02.2006
UA13	<i>Usnea antarctica</i>	VoorealPeak (WKJ)	62° 10' 52,8" S 58° 17' 32,3" W	04.01.2007
UA14	<i>Usnea antarctica</i>	Moreny Lodowca Ekologii (WKJ)	62° 10' S 58° 25' W	14.02.2002
UA15A	<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Stacja Bellingshausen (WKJ)	62° 11' 55,8" S 58° 57' 52,4" W	19.12.2005
UA16	<i>Usnea antarctica</i>	Wyspa Pingwinia	62° 06' 15,6" S 58° 59' 40,2" W	15.02.2006
UA17A	<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Hennequin Point (WKJ)	62° 07' 13" S 58° 23' 46,4" W	26.12.2005
UA18	<i>Usnea antarctica</i>	Lotnisko Marsh (WKJ)	62° 11' 39,5" S 58° 58' 35" W	17.12.2005
UA20	<i>Usnea antarctica</i>	Stacja Brown (PA)	64° 53' S 62° 53' W	12.12.2006
UA21A	<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Kapitan Peak (WKJ)	62° 05' 30" S 58° 28' W	16.02.1980
UA22A	<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Red Hill (WKJ)	62° 14' S 58° 30' W	26.01.2002
UA23	<i>Usnea antarctica</i>	Red Hill (WKJ)	62° 14' S 58° 30' W	26.01.2002
UA24	<i>Usnea antarctica</i>	Stacja Brown (PA)	64° 53' S 62° 53' W	12.12.2006



Rysunek nr 6. *Usnea aurantiaco-atra*. Widoczne charakterystyczne, czarne owocniki umiejscowione na szczycie gałązek (fot. M. A. Olech).

Deschampsia antarctica

Deschampsia antarctica, inaczej śmiałek antarktyczny to trawa, która kwitnie w czasie antarktycznego lata. Rozwój rośliny rozpoczyna się w listopadzie, kiedy nasiona zapoczątkowują proces kiełkowania a pęczki z poprzedniego sezonu zaczynają rosnać. Jej liście w górnej części pokryte są grubą warstwą wosku, co jest charakterystyczne dla roślin odpornych na suszę. Rośnie tworząc murawy sięgające nawet 500 m². Najczęściej występuje w pobliżu kolonii pingwinów lub miejsc gromadzenia się dużych ssaków, dzięki czemu może korzystać ze składników mineralnych. Śmiałek antarktyczny preferuje tereny osłonięte od wiatru, skaliste stoki, moreny, proste gleby (w tym torfy), plaże żwirowe wolne od lodu i letniej pokrywy śnieżnej. *Deschampsia antarctica* nie jest spotykana na terenach przybrzeżnych, tam gdzie woda morska ma stały dostęp, choć czasami rośnie w miejscach gdzie docierają fale sztormowe. Rośliny mogą zakorzenić się także na półkach klifów i w szczelinach. Podobnie jak inne rośliny naczyniowe zaprzestaje fotosyntezy, gdy temperatura spada poniżej -2 °C. Stąd miejsca jej występowania ograniczają się do terenów, gdzie może odbyć wegetację w temperaturze powyżej 0 °C. Obszar dystrybucji *Deschampsia antarctica* obejmuje Ziemię Ognistą i okoliczne wyspy. Rośnie na Falklandach, Południowej Georgii, na wyspach Orkadów i Szetlandów Południowych. Jest też obecny wzdłuż zachodnich wybrzeży Półwyspu Antarktycznego i na przyległych do niego archipelagach (Giełwanowska 2013, Parnikoz, Kozeretska i Kunakh 2011, Giełwanowska, Szczuka, i inni 2005, Lewis Smith 1994).



Rysunek nr 7. Kępka trawy *Deschampsia antarctica* (fot.M.A.Olech).

Gleby z przedpola lodowca Ekologii

Lodowiec Ekologii znajduje się na Wyspie Króla Jerzego, jest częścią większego lodowca – Kopyły Warszawa. Gleby z przedpola lodowca to gleby w początkowym stadium rozwoju, gleby inicjalne, regosole. Utworzone są w krajobrazie fluwialnym (rzecznym), w miejscu niedawnego lodowca. Są kamieniste, zawierają liczne żwiry, piaski i gliny. Tak jak większość gleb antarktycznych jest uboga w związki organiczne (Campbell i Claridge 1987, Tedrow 1966). Powstała z podstawowych skał wulkanicznych, które zostały częściowo przeniesione przez lodowce lub poprzez soliflukcję (pełzanie wierzchnich warstw) gnejsów i popiołów wulkanicznych (Gryziak 2009).

Pozyskanie prób gleby w postaci rdzeni było niemożliwe, gdyż gleba na przedpolu lodowca była mocno nasiąknięta wodą i stanowiła błoto. Próbkę zostały pobrane z powierzchni za pomocą łopatk.

Tabela nr 4. Opis pozostałych prób z ekosystemu lądowego wraz z miejscami i datami poboru.

nazwa próbki	gatunek /opis	miejsce poboru	współrzędne geograficzne	data poboru
D1	<i>Deschampsia antarctica</i> trawa	Wyspa Pingwinia	62° 05' 48,2" S 57° 55' 33,8" W	26.12.2006
S1	gleba z przedpola lodowca	Lodowiec Ekologii	62 10 15S 58 28 20,9W	14.03.2015
S2	gleba z przedpola lodowca	Lodowiec Ekologii	62 10 12,6S 58 28 17,1W	13.03.2015
S3	gleba z przedpola lodowca	Lodowiec Ekologii	62 10 15S 58 28 20,9W	14.03.2015

1.2.2 EKOSYSTEM MORSKI

W niniejszej pracy poddano analizie 59 próbek ze środowiska morskiego. Były to tkanki miękkie (głównie skóra), pióra i kości ptaków; skóra i kości ssaków; muszle i mięso ślimaków; fragmenty ryb i glony. Ptaki i ssaki morskie zaliczono do ekosystemu morskiego, gdyż jedynie ich rozród odbywa się na lądzie. Próby zwierzęce zostały uzyskane *post mortem*. Pochodziły wyłącznie ze znalezionych martwych osobników, nie były pozyskiwane aktywnie. Poniżej znajdują się opisy każdego z badanych gatunków. Skuły oraz petrele również zostały zaliczone do tego ekosystemu głównie z powodu pożywienia, które zdobywają w morzu. Daty i miejsca poboru wraz ze współrzędnymi geograficznymi podane są w tabelach nr 5 i 6.

Pygoscelis adeliae

Pingwin białooki lub inaczej pingwin Adeli (łac. *Pygoscelis adeliae*) to ptak typowy dla przybrzeżnych terenów Antarktyki. Jego nazwa pochodzi od imienia żony jednego z pionierskich odkrywców Antarktyki Jules-Sébastien-César Dumont d'Urville'a. Przeciętnie ptak ten osiąga 60-70 cm wzrostu i waży od 3,2 do 3,5 kg, chociaż w czasie rozrodu i pierzenia masa wzrasta do 6,5 kg (samice) i nawet 7 kg (samce). Ma czarną głowę, szyję, plecy, ogon i zewnętrzną część skrzydeł, natomiast przód ciała i wewnętrzna strona skrzydeł jest biała. Wokół brązowych oczu znajduje się charakterystyczna otoczka z białego pierza. Raz w roku przechodzi pierzenie. Długi ogon *Pygoscelis adeliae* zbudowany jest ze sztywnych piór, co ułatwia manewrowanie pod wodą. Około 90% swojego życia spędza w morzu, pływając w południowych wodach antarktycznego frontu polarnego. W odróżnieniu od innych pingwinów gatunku *pygoscelis* chętnie bytuje w wodach niosących lód morski, gdzie na paku lodowym spędza kilka miesięcy w ciągu roku. W małych koloniach pingwiny poszukując pożywienia wypływają na kilkunasto kilometrowe dystanse, ptaki żyjące w dużych stadach przebywają nawet 100 km odcinki. Pingwin Adeli zazwyczaj nurkuje na głębokość 30÷60 m w poszukiwaniu pokarmu. Głównym jego pożywieniem jest kryl, ryby oraz kałamarnice. W czasie zimy pojedyncze osobniki wypływają na północ, poza wody szelfowe, gdzie dzień jest dłuższy. Tym samym wydłuża się czas polowania. Dzięki temu dieta *Pygoscelis adeliae* jest bardziej zróżnicowana. Najwięcej kolonii pingwinów białoookich żyje na Morzu Rossa. Ponadto występują wzdłuż linii brzegowej kontynentu, na zachodzie Półwyspu Antarktycznego, wyspach subantarktyki. Czasami zdarza się, że pojedyncze osobniki *Pygoscelis adeliae* spotykane są w Ameryce Południowej, Australii, Nowej Zelandii oraz na wodach Pacyfiku, Oceanu Indyjskiego i Atlantyckiego (Garcia Borboroglu i Boersm 2013, Riffenburgh 2007, Rodary, Wienecke i Bost 2000).

Pygoscelis papua

Pingwin białobrewy (łac. *Pygoscelis papua*) swoją nazwę zawdzięcza charakterystycznym białym plamom nad oczami, które łączą się na czubku głowy. Jest to jeden z najwyższych antarktycznych nietotów (trzeci co wielkości pingwin). Osiąga 90 cm, w zależności od płci waży od 4,5 kg do 8,5 kg. Jego głowa, szyja, plecy, ogon i zewnętrzna część skrzydeł są czarne, brzuch i wewnętrzna część skrzydeł są białe, natomiast dziób i łapy pomarańczowe. Tak jak *Pygoscelis adeliae* raz w roku wymienia pióra w czasie pierzenia. Okres lęgowy spędza w miejscach wolnych od lodu, najczęściej na terenach przybrzeżnych, rzadziej w głębi lądu, zakładając gniazda pomiędzy kępami trawy. Dieta *Pygoscelis papua* zależy od pory roku i miejsca bytowania, jest wynikiem oportunistycznego trybu żerowania. Podobnie jak pingwin białooki żywi się kryłem oraz rybami. W celu zdobycia pożywienia nurkuje zazwyczaj na głębokość od 50 m do 130 m. Maksymalny zakres żerowania wynosi 100 km, ale najczęściej ptaki zdobywają je w pobliżu miejsca bytowania, od 5 do 25 km. Największe skupiska *Pygoscelis papua* są na Falklandach, Georgii Południowej i Wyspach Kerguelena. Często spotykane są na Półwyspie Antarktycznym między 46 a 65 równoleżnikiem szerokości południowej. Zdarza się, że pojedyncze osobniki zapuszczają się na Tasmanię, do Nowej Zelandii i Argentyny (De Roy, Jones i Cornthwaite 2013, Garcia Borboroglu i Boersm 2013, Riffenburgh 2007).

Macronectes giganteus

Petrel olbrzymi (łac. *Macronectes giganteus*) to duży ptak, osiąga 80÷90 cm długości natomiast rozpiętość jego skrzydeł najczęściej wynosi 1,8÷2 m. Dorosłe osobniki ważą od 3,5 kg do 5 kg. *Macronectes giganteus* mają szaro-brązowe ciało o białej głowie, szyi i brązowej piersi. Posiada haczykowato zagięty dziób, który służy nie tylko do zdobywania pożywienia, ale także jako broń w walce. W locie przypomina małego albatrosa. Jest padlinożercą (czasami nazywa się go sępem Antarktyki) i drapieżnikiem. Żywi się również kryłem i rybami. W poszukiwaniu pożywienia przemierza duże dystanse, nawet do 15 tys. km. Rzadko nurkuje, uzyskuje pokarm z powierzchni wody. W tym celu podąża często za statkami. W momencie zagrożenia oprócz użycia silnego dzioba potrafi wyrzucić treść żołądkową na odległość 1 m. *Macronectes giganteus* gniazduje na otwartych terenach, na plażach, wierzchołkach kalenicowych, gdzie składa jaja co roku. Petrele olbrzymie bytują na kontynencie antarktycznym, Półwyspie Antarktycznym i na wyspach subantarktycznych. Zimę antarktyczną spędzają na południowych wybrzeżach Ameryki Południowej, Tasmanii, Australii i Nowej Zelandii (Soper 2008, Riffenburgh 2007, www.antarctica.gov.au)

Pagodroma nivea

Petrel śnieżny (łac. *Pagodroma nivea*) to nieduży ptak o długości 30 ÷ 35 cm i masie do 0,245 kg. Jego nazwa odzwierciedla upierzenie, które jest śnieżnobiałe, natomiast dziób i oczy są czarne a nogi niebiesko-czarne. Kolor piór stanowi rodzaj kamuflażu w środowisku, gdzie lód i śnieg są wszechobecne, ułatwia to w szczególności zdobycie pożywienia. Większość czasu spędza na zimnych wodach Antarktyki, na pakach i górach lodowych, krach. Charakterystyczny widok stanowią całe stada ptaków siedzące na morskim lodzie. Często widywane są jak podążają za statkami pływającymi na wodach antarktycznych. *Pagodroma nivea* przebywając na morzu lata nisko, blisko poziomu wody, będąc na lodzie znacznie zwiększa pułap żeby uniknąć drapieżnych skuł. Jego dieta podobnie do petreła olbrzymiego składa się głównie z kryłu i ryb, żywi się także padliną. Obszarem lęgowym tego ptaka są klify, półki skalne, szczyty górskie i zbocza. Bardzo często gniazda zakłada na obszarach oddalonych od linii brzegowej o ponad 180 km. Żyje od 14 do 20 lat. Petrele śnieżne spotykane są na: Georgii Południowej, wyspach Sandwicha Południowego, Orkadów Południowych, na Wyspie Scotta i Bouveta oraz na kontynencie i Półwyspie Antarktycznym (Thomas 2008, Soper 2008, www.antarctica.gov.au).

Catharacta antarctica

Wydrzyk brunatny (antarktyczny), skua (łac. *Catharacta antarctica*, *Stercorarius antarcticus*, ang. Subantarctic Skua, Brown Skua), to podobny do dużej mewy ptak. Ma średnio 60 cm długości. Jego rozłożone skrzydła mierzą ponad 150 cm a masa ciała nie przekracza 2,3 kg. Ma brązowe upierzenie, niektóre pióra mają białe zakończenia, tworząc charakterystyczne jasne plamy na skrzydłach. Na karku znajduje się żółta pręga. W zimie (astronomicznej, tj. w czasie antarktycznego lata), w okresie lęgowym odbywa pierzenie. Jest agresywnym drapieżnikiem, żywi się pingwinimi jajami i pisklętami, atakuje też petrele. Ostro broni dostępu do miejsc gdzie żeruje utrzymując tym samym stały dostęp do pożywienia. Karmi się także padliną, rybami i kryłem. Gniazda zakłada w pobliżu pingwinisk, na terenach wolnych od śniegu, często na pagórkach i morenach. Żyje średnio 11 lat. *Catharacta antarctica* ma szeroki zasięg od terenów subantarktyki po wybrzeża Australii, Nowej Zelandii, Ameryki Południowej i Afryki. Zdarza się, żeruje na wyspach Antarktycznych lub Półwyspie Antarktycznym ale nie zakłada tam gniazd (Soper 2008, Olsen i Larsson 1997, www.antarctica.gov.au).

Tabela nr 5. Miejsca i daty poboru prób ptaków. Oznaczenia: B – kości, T – tkanki miękkie i pióra, F – pióra, E – skorupy jaj.

nazwa próbki	gatunek/opis	miejsce poboru	współrzędne geograficzne	data poboru
AB1 i AT1	<i>Pygoscelis adeliae</i> (głowa)	Patelnia (WKJ)	62° 14' S 58° 28' W	10.01.2006
AB2 i AT2	<i>Pygoscelis adeliae</i> (łapy)			
AT3	<i>Pygoscelis adeliae</i> (pióra i skóra)			
AB4 i AT4	<i>Pygoscelis adeliae</i> (szkielet)			
AB5	<i>Pygoscelis adeliae</i>	Penguin Ridge (WKJ)	62° 08' 30" S 58° 29' W	22.02.2010
AB6 i AT6	<i>Pygoscelis adeliae</i>	Ogrody Jasnorzewskiego (WKJ)	62° 09' 45,8" S 58° 27' 50,3" W	3.02.2010
AB7 i AT7	<i>Pygoscelis adeliae</i>	Ogrody Jasnorzewskiego (WKJ)	62° 09' 45,8" S 58° 27' 50,3" W	3.02.2010
AB8 i AT8	<i>Pygoscelis adeliae</i> (szkielet z resztkami skóry i piór)	Ogrody Jasnorzewskiego (WKJ)	62° 09' 45,8" S 58° 27' 50,3" W	3.02.2010
AB9	<i>Pygoscelis adeliae</i> (szkielet)	Ogrody Jasnorzewskiego (WKJ)	62° 09' 45,8" S 58° 27' 50,3" W	2002
CB1	<i>Cathartacta antarctica</i> (skrzydło)	Ogrody Jasnorzewskiego (WKJ)	62° 09' S 58° 28' 30" W	04.01.2015
CB2 i CT2	<i>Cathartacta antarctica</i> (szkielet z resztkami piór)	Stacja Bellingshausen (WKJ)	62° 11' 55,8" S 58° 57' 52,4" W	19.12.2005
CB3 i CT3	<i>Cathartacta antarctica</i>	Ubocz (WKJ)	62° 10' S 58° 29' W	9.01.2006
CB4 i CT4	<i>Cathartacta antarctica</i> (skrzydło)	Turrent Point (WKJ)	62° 04' 55,7" S 57° 56' 50,2" W	22.02.2009
GT1	<i>Macronectes giganteus</i> (pióra z korpusu)	Iodowiec Ekologii	62° 10' S 58° 25' W	09.01.2006
GB2 i GT2	<i>Macronectes giganteus</i> (głowa)			
GB3 i GT3	<i>Macronectes giganteus</i> (skrzydła i łapy)			
GB4 i GT4	<i>Macronectes giganteus</i> (korpus)			
GB5 i GT5	<i>Macronectes giganteus</i>	Wyspa Pingwina	62° 05' 58" S 57° 55' 19,7" W	1.02.2010
NB1 i NT1	<i>Pagodroma nivea</i> (skrzydła)	Oaza Schirmachera	70° 45' 2,4" S 11° 32' 33,7" E	21.01.2004
NB2 i NT2	<i>Pagodroma nivea</i> (skrzydła)	Oaza Schirmachera	70° 45' 2,4" S 11° 32' 33,7" E	21.01.2004
N3	<i>Pagodroma nivea</i> (skrzydła, pióra i kości)	Oaza Schirmachera	70° 45' 2,4" S 11° 32' 33,7" E	21.01.2004
NB4	<i>Pagodroma nivea</i> (kości)	Oaza Schirmachera	70° 45' 15,1" S 11° 32' 55,3" E	21.01.2004
PF1	<i>Pygoscelis papua</i> (pióra po przepierzeniu)	Moreny Lodowca Ekologii (WKJ)	62° 10,5' S 58° 25' W	20.02.2006
PF2	<i>Pygoscelis papua</i> (pióra po przepierzeniu)	Moreny Lodowca Ekologii (WKJ)	62° 10,5' S 58° 25' W	06.02.2007
PF3	<i>Pygoscelis papua</i> (pióra po przepierzeniu)	Moreny Lodowca Ekologii (WKJ)	62° 10,5' S 58° 25' W	22.02.2002
PE1	<i>Pygoscelis adeliae</i> (skorupy jaj)	Moreny Lodowca Ekologii (WKJ)	62° 10,5' S 58° 25' W	22.02.2010
PE2	<i>Pygoscelis adeliae</i> (skorupy jaj)	Moreny Lodowca Ekologii (WKJ)	62° 10,5' S 58° 25' W	29.12.2008
PE4	<i>Pygoscelis adeliae</i> (skorupy jaj)	Ogrody Jasnorzewskiego (WKJ)	62° 09' 45,8" S 58° 27' 50,3" W	22.02.2010

Mirounga leonina

Mirunga południowa (łac. *Mirounga leonina*) to antarktyczny słoń morski. Samce tego gatunku ważą od 2000÷3700 kg, samice są znacznie lżejsze: 350÷800 kg. Długość ciała osobników męskich osiąga maksymalnie 5,8 m, żeńskich natomiast 2,6÷3 m. Samice wyróżniają się dużymi czarnymi oczami, natomiast samce posiadają krótkie i mięsiste trąby/nosy, które służą do wydawania głośnych dźwięków, zwłaszcza w okresie godowym. Dymorfizm płciowy nie manifestuje się w kolorze sierści, która jest srebrno-szara. Na lądzie są ociężałe i niezgrabne, ale w wodzie są doskonałymi pływakami między innymi dzięki opływowym kształtom. Samice spędzają na morzu około 10 miesięcy a samce 8, czas ten w obu przypadkach podzielony jest na dwie wyprawy. Mirungi rozpoczynają je od 4 miesiąca życia. Pływają na duże odległości, potrafią pokonać nawet kilka tysięcy kilometrów. Nurkują średnio 30 minut na głębokość 300÷800 m. Dorosłe samce potrafią przebywać pod wodą nawet 120 minut, osiągając głębokość 1500 m p.p.m. Niezwykłe umiejętności nurkowania zawdzięczają dużej objętości krwi, która przechowuje tlen, i którą dodatkowo gromadzą w specjalnych zatokach w jamie brzusznej. Ponadto charakteryzują się większym stężeniem czerwonych komórek we krwi niż inne zwierzęta. Na lądzie bytują i rozmnażają się na plażach, łagodnych, piaszczystych zboczach. mniej chętnie zamieszkują kamieniste podłoża. Żywią się głowonogami i rybami. *Mirounga leonina* to gatunek występujący wokół całego kontynentu Antarktydy. Na czas rozrodu i linienia zapuszcza się na wyspy subantarktyczne, cztery główne kolonie znajdują się na Georgii Południowej, Półwyspie Valdéz, Wyspach Kerguena i Wyspie Macquarie (Le Boeuf i Laws 1994, Jefferson, Leatherwood i Webber 1993, www.antarctica.gov.au).

Leptonychotes weddellii

Foka Weddella, weddelka antarktyczna to jeden z największych fok zamieszkujących tereny antarktyczne. Swoją nazwę zawdzięcza jednemu z odkrywców Antarktyki James'owi Weddell'owi, który w latach 1822–1824 odbył pionierską wyprawę, w czasie której odkrył morze, które również otrzymało nazwę od jego nazwiska (Morze Weddella). Waga dorosłej foki waha się od 350 do 500 kg. Jednocześnie przy tak dużej masie długość dorosłych osobników nie jest duża w porównaniu z innymi gatunkami fok antarktycznych. Dorosłe samce foki mają długość około 2,9 metra, samice natomiast są nieco większe i sięgają do 3,3 metrów długości i uważane są za najkrótsze foki w Antarktyce. Umaszczenie na grzbiecie weddellek zmienia się od niebiesko-czarnego do brązowo-szarego. Na brzuchu i po bokach ciała znajdują się charakterystyczne białe plamki i cętki. Czas linienia trwa od stycznia do marca. Okres godowy *Leptonychotes weddellii* trwa do września do listopada, jest nieco zmienny w zależności od lokalizacji, w całości zachodzi w wodzie morskiej i jest również

związany z występowaniem pokrywy lodowej. Głównym pożywieniem foki Weddella są ryby, zarówno głębinowe jak i żyjące w wodach powierzchniowych. Często polują na dorsza antarktycznego (*Dissostichus mawsoni*). Czasami są to kałamarnice lub inne głowonogi. Te ssaki morskie nurkują na duże głębokości, do 850 m i potrafią wstrzymać oddech nawet do 82 min. Czas życia przeciętnej foki wynosi około 18 lat. Weddelka jest najbardziej wokalnym gatunkiem wśród fok, wydaje od 21 do 44 znaków dźwiękowych w zależności od lokalizacji i momentu w roku. Samce potrafią wyemitować dźwięki o najniższej osiągalnej przez ssaki częstotliwości: 1-6 kHz. *Leptonychotes weddellii* występuje na szerokim obszarze okołobiegunowym, od kontynentu antarktycznego do strefy konwergencji antarktycznej, widywana jest na pakach lodowych. Często też spotykana jest na wolnych od lądu wyspach wokół Półwyspu Antarktycznego jak i na wyspach Szetlandów Południowych (Riffenburgh 2007, Jefferson, Leatherwood i Webber 1993).

Nacella concina

Nacella concina (łac.) to najczęściej spotykany w wodach Antarktyki ślimak morski, skałoczep. Jego muszla ma kształt owalnego i lekko spłaszczonego stożka. Na jej powierzchni widoczne są drobne, koncentryczne linie, które wskazują roczne pierścienie wzrostu. Osiąga 6 cm długości. Zewnętrzna powłoka ma różne odcienie bladobrazowego i szarego, a wewnątrz jest purpurowo-brązowe lub kremowo-brązowe w zależności od miejsca bytowania. Żyje na podwodnych skałach i kamieniach na głębokości do 110 m pod poziomem morza. *Nacella c.* przemieszcza się po piaszczystym podłożu, nie ma stałego miejsca bytowania. W temperaturze 0°C osiąga prędkość 10 mm/s. Dorosłe osobniki (o długości muszli >20 mm) są bardziej mobilne i wędrują sezonowo: wiosną w górę wybrzeża, jesienią w dół. Długość życia tego mięczaka wynosi 60 lat. Żywi się mikroalgami i okrzemkami. *Nacella concina* żyje w wodach morza Scotia między Ziemią Ognistą a Półwyspem Antarktycznym. Zasięg obejmuje Południową Georgię, Orkady i Szetlandy Południowe, wyspy wzdłuż Półwyspu Antarktycznego i Wyspę Bouveta (Weihe i Abele 2008, Powell, Tyler i Peck 2001).

Harpagifer antarcticus

Harpagifer antarcticus (łac) to niewielka ryba z nototeniowatych, rodziny okoniokształtnych. Długość jej ciała wynosi od 7 do 10 cm. Głowa jest szeroka i uzbrojona w operculum (kostną pokrywę skrzelową) pokryte kolcami. Dorosłe osobniki bytują w płytkich wodach przybrzeżnych, w basenach pływowych na głębokości do 90 m pod poziomem morza. Czasami można spotkać ją pod kamieniami lub wśród wodorostów. Młode osobniki przebywają w wodach dennych. Żywi się obunogami (rząd skorupiaków z gromady pancierzowców). W Antarktyce występuje w wodach archipelagów Szetlandów

Południowych, Orkadów Południowych i Sandwicha Południowego (Eastman 1993, White i Burren 1992).

Chaebocphalus aceratus

Chaebocphalus aceratus (borel, szczękacz, ang. blackfin) to ryba denną żyjąca na różnych głębokościach od 5 do 770 m. Jest drapieżnikiem, żywi się innymi rybami i kryłem. Należy do specyficznej grupy ryb białokrwistych, które nie posiadają erytrocytów a tym samym hemoglobiny, która transportuje tlen. Cecha ta odczytywana jest jako forma adaptacji do życia w zimnych wodach. Natlenienie wody jest odwrotnie proporcjonalne do zawartości tlenu i osiąga maksimum w okolicach punktu zamarzania wody. *Chaebocphalus aceratus* bytuje w zimnych wodach w temperaturze od -1°C, gdzie jest wystarczająca ilość tlenu, który, uważa się, że może być chłonięty przez skórę ryby. Średnio długość ciała szczękacza wynosi 50 cm. Występuje w zimnych wodach półkuli południowej, wokół wysp subantarktycznych (np. Georgia Południowa), antarktycznych (Szetlandy Południowe), Półwyspu Antarktycznego i całego kontynentu (np. Morze Rossa) (Riffenburgh 2007, Eastman 1993).

Głony: *Himantothallus grandifolius* i *Iridaea cordata*

Himantothallus grandifolius to makro alga o bardzo dużych rozmiarach. Osiąga do 17,5 metra długości i 0,9 m szerokości. Największe osobniki ważą nawet 33 kg. Rośnie na różnych głębokościach, zazwyczaj między 30 a 100 m, ale również w płytkich wodach do kilku metrów. Spotykana jest też w głębszych miejscach, do 300 m, ale jej obecność na dużych głębokościach tłumaczona jest transportem przez góry lodowe, do których przyczepia się w obszarze płytszych wód. Występuje w wodach wokół wysp subantarktycznych, Półwyspu Antarktycznego i pobliskich archipelagów (Drew i Hastings 1992, Dieckmann, Reichardt i Zielinski 1983).

Iridaea cordata to glon sięgający 1 m długości. Występuje w bardzo wielu miejscach kuli ziemskiej, od ciepłych wód Kalifornii, poprzez wybrzeża Japonii do bardzo zimnych wód Antarktycznych w okolicach 77° szerokości południowej. Brązowa lub ciemnoczerwona plecha składa się z sercowatych, lancetowatych lub jajowatych liści. Rośnie w płytkich wodach od 3 do 40 metrów głębokości, ale można ten glon znaleźć na większych głębokościach (180 m) (Schories i Kohlberg 2016, Hannach i Waaland 1986).

Tabela nr 6. Miejsca i daty poboru pozostałych prób ze środowiska morskiego. Oznaczenia: M – mięso, S – muszle, T – tkanki miękkie, B – kości, WKJ – Wyspa Króla Jerzego.

nazwa próbki	gatunek/opis	miejsce poboru	współrzędne geograficzne	data poboru
B1	<i>Himantothallus grandifolius</i>	Shag Point (WKJ)	62° 09' 20" S 58° 27' 30" W	20.12.2006
B2	<i>Himantothallus grandifolius</i>	Shag Point (WKJ)	62° 09' 20" S 58° 27' 30" W	20.12.2006
B3	<i>Himantothallus grandifolius</i>	Shag Point (WKJ)	62° 09' 20" S 58° 27' 30" W	20.12.2006
B7	<i>Iridaea cordata</i>	Shag Point (WKJ)	62° 09' 20" S 58° 27' 30" W	20.12.2006
B8	<i>Iridaea cordata</i>	Shag Point (WKJ)	62° 09' 20" S 58° 27' 30" W	20.12.2006
B9	<i>Iridaea cordata</i>	Shag Point (WKJ)	62° 09' 20" S 58° 27' 30" W	20.12.2006
H1	<i>Harpagifer antarcticus</i> (głowa)	Zatoka Admiralicji		08.02.2002
CH1	<i>Chaebocphalus aceratus</i> (ogon)	Zatoka Admiralicji		8.02.2002
NM1 i NS1	<i>Nacella concinna</i> (mięso i muszle)	st. Arctowskiego, w pobliżu pingwiniska	62° 09' 20" S 58° 27' 30" W	10.02.2009
MT1	<i>Mirounga leonina</i> (fragment skóry)	Demay Point (WKJ)	62° 11' S 58° 25' 30" W	21.01.2007
WT1	<i>Leptonychotes weddellii</i> (fragment skóry)	Ogrody Jasnorzewskiego (WKJ)	62° 09' 42" S 58° 28' 10" W	31.12.2008
WB2 i WT2	<i>Leptonychotes weddellii</i> (kość z fragmentem skóry)	Ogrody Jasnorzewskiego (WKJ)	62° 09' 42" S 58° 28' 10" W	31.12.2008

2 METODY ANALITYCZNE

2.1 SPEKTROMETRIA PROMIENIOWANIA GAMMA

Wstępna preparatyka próbek

Przygotowanie do pomiarów prób ze środowiska lądowego rozpoczynało oczyszczenie – mchów, porostów i trawy z gleby, kamieni i fragmentów innych organizmów. Gleby oczyszczano z kamieni poprzez przesianie przez sito o średnicy oczek 0,3 mm. W kolejnej fazie wyznaczono masę inicjalną prób (kolumny 2 i 6 w tabeli nr 6), pakowano materiał do ceramicznych parownic, w których odbywało się dwudziestoczworogodzinne suszenie – gleby w 105°C a pozostałych prób lądowych w temperaturze 75°C. Kolejno wyznaczono masę prób po wysuszeniu (kolumny 3 i 7, tabela nr 6) i ich gęstość nasypową (kolumny 4 i 8 tabela nr 7), dzięki której obliczano objętość materiału skierowanego do pomiarów z wykorzystaniem spektrometrii gamma. W przypadku prób ze środowiska morskiego preparacja przebiegała inaczej. Najpierw próby ważono (masa inicjalna, kolumny 2, 6, 10 tabela nr 8), kolejno wkładano do ceramicznych naczyń i poddawano najczęściej trzykrotnemu dwunastogodzinnemu spopieleniu w temperaturze 400°C, w piecu muflonowym, tak by usunąć jak najwięcej węgla. Następnie, w przypadku ptaków i fragmentów ssaków morskich oddzielano kości od pozostałych tkanek (tj. skóra, pióra, futro, później zwane tkankami miękkimi), potem wyznaczono masę popiołu osobno dla kości, tkanek miękkich oraz brunatnic i fragmentów ryb. Później ustalano gęstość nasypową analizowanych materiałów (kolumny 4, 8, 12 tabela nr 8). Zestawienie wyznaczonych wielkości zostało umieszczone w tabeli nr 8.

Tabela nr 7. Masy inicjalne i suche oraz gęstości nasypowe prób ze środowiska lądowego. Nazwy prób według tabel nr 2, 3, 4.

nazwa	masa inicjalna [g]	masa po suszeniu [g]	gęstość nasypowa [g/cm ³]	nazwa	masa inicjalna[g]	masa po suszeniu[g]	gęstość nasypowa [g/cm ³]
SU1	41,3	38,9	0,28	UA1	22	20,6	0,57
SU4	19	17,2	0,12	UA3	70,6	66,4	0,47
SU7	8,5	7,98	0,27	UA4	11	10,3	0,57
SU8	26,3	25,6	0,23	UA6A	18,3	17,3	0,48
SU12	3,47	3,31	0,22	UA7A	49,3	46,5	0,49
SU14	11	10,6	0,15	UA8A	15,7	14,7	0,34
SU16	38,1	35,7	0,25	UA9	17,4	15,4	0,47
SU18	23,2	22,6	0,23	UA10	9,93	8,94	0,41
SU20	19,8	18,8	0,13	UA11	12,8	12	0,47
SU25	13,5	12,5	0,09	UA12	4,83	4,48	0,45
SU28	13,7	13,2	0,09	UA13	57,9	53,5	0,38
SU29	6,48	6,26	0,17	UA14	19,3	17,6	0,54
SU30	18,9	17,6	0,17	UA15A	41,5	38,1	0,48
SU32	13,8	13	0,09	UA16	67,4	62,1	0,44
SU33	6,32	5,87	0,12	UA17A	75	69,4	0,50
SU34	19,4	18,3	0,13	UA18	49,5	46	0,49
SU35	28,4	27,8	0,20	UA20	25,8	24,1	0,41
SU36	62,6	59,9	0,43	UA21A	1,37	1,35	0,45
SU37	24,7	23,7	0,30	UA22A	34,1	32	0,49
SU38	32,1	30,6	0,22	UA23	22,3	20,6	0,57
SU39	18,3	17,9	0,38	UA24	17,1	16	0,40
SU40	18,5	17,6	0,19	D1	30,3	28,6	0,2
SU41	26,2	25,2	0,32	S1	207	202	1,45
SU42	24,4	23,2	0,22	S2	180	175	1,25
SU43	11	10,5	0,22	S3	203	196	1,41
SU44	19,2	18,2	0,17				
SU45	5,1	5	0,20				

Tabela nr 8. Masy inicjalne, masa popiołów po spopieleniu w 400°C i gęstości nasypowe prób z ekosystemu morskiego. Nazwy prób według tabel nr 5 i 6. W przypadku ptaków i ssaków masę moką stanowi cały organizm – dopiero po spopieleniu możliwe było rozdzielanie kości od pozostałych tkanek.

nazwa próby	masa inicjalna [g]	spopielenie w 400°C [σ]	gęstość nasypowa [g/cm ³]	nazwa próby	masa inicjalna [g]	spopielenie w 400°C [σ]	gęstość nasypowa [g/cm ³]	nazwa próby	masa inicjalna [g]	spopielenie w 400°C [σ]	gęstość nasypowa [g/cm ³]
B1	262	59,3	0,43	AB1	71	13,8	0,95	AT1	70,9	2,15	0,59
B2	163	48,7	0,43	AB2	119	35,5	1,09	AT2	119	2,07	0,29
B3	249	81,0	0,45	AB4	207	89,2	0,98	AT3	220	22	0,21
B7	37	5,94	0,59	AB5	374	59,2	1,02	AT4	207	9,49	0,15
B8	121	41	0,63	AB6	252	70,6	0,93	AT5	374	10	0,18
B9	47	11,8	0,54	AB7	630	72,7	1,00	AT6	252	16	0,24
H1	4,1	2,07	0,41	AB8	218	89,4	1,07	AT7	630	24	0,36
CHI	9,5	1,82	0,20	AB9	163	91,3	1,05	AT8	218	7,4	1,02
PE1	161	146	1,04	CB1	79	12,4	1,71	ct1	79	5,83	0,54
PE2	163	148	1,06	CB2	385	76	0,91	CT2	385	8,4	0,33
PE3	117	106	1,22	CB3	342	54,4	0,79	CT3	342	13	0,43
PE4	40	37	1,46	CB4	45,9	9,43	1,30	CT4	46	6,22	0,34
NMI	67	12,4	0,54	GB2	77,0	17,2	1,19	GT1	71	13,6	0,25
MT1	313	52,9	0,53	GB3	237	81,3	1,02	GT2	77	7,21	0,18
WT1	93	14,5	0,15	GB4	310	41,9	0,82	GT3	237	30,2	0,55
WT2	31	1,42	0,18	GB5	439	120	0,85	GT4	310	25,8	0,30
NS1	219	209	1,03	NB1	50,4	6,0	1,66	GT5	439	10,6	0,32
WB2	31	13,7	1,26	NB2	93,97	32	0,97	N3	5,8	2,06	0,26
				NB4	16,5	9,0	1,25	NT1	50,4	12,1	1,11
								NT2	94	14,3	0,28
								PF1	8,5	1,25	0,34
								PF1	27,8	3,04	0,17
								PF3	5,9	1	0,20

Metoda pomiarowa

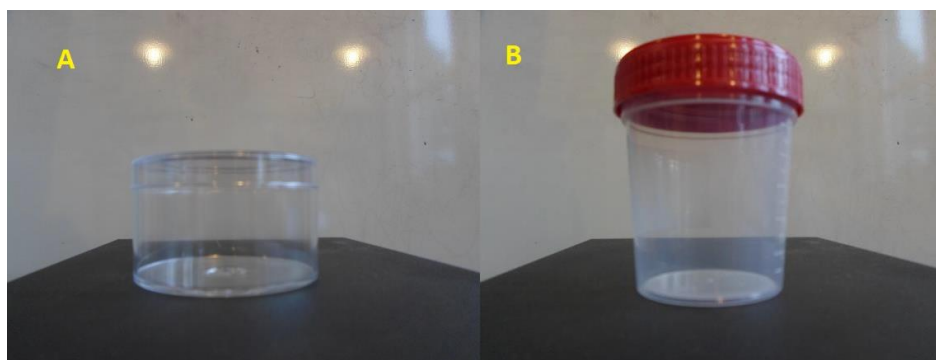
Pomiary aktywności ^{137}Cs i ^{40}K w próbach wykonywane były z użyciem trzech niskotłowych spektrometrów promieniowania gamma z detektorami półprzewodnikowymi, germanowymi (HPGe – High Purity Germanium):

D – detektor koaksjalny, wnątkowy, o wydajności 15%, (prod. IFJ, 1999, kryształ germanu wytworzony przez Umicore), z osłonami (od wewnątrz): 1,8 cm miedzi elektrolitycznej, 0,2 cm kadmu, od 5 cm do 12 cm standardowego ołowiu;

S – detektor koaksjalny, o wydajności 10%, (prod. Silena, 1991), osłony, począwszy od wnętrza: 2 cm miedzi elektrolitycznej, 0,2 cm kadmu, 10 cm standardowego ołowiu;

P – detektor planarny, o wydajności około 5%, (prod. IFJ PAN, 2004, kryształ germanu wytworzony przez Umicore), osłonięty (zaczynając od wewnątrz) 5 mm akrylu, od 0,3 cm do 1 cm elektrolitycznej miedzi, 5 cm standardowego ołowiu.

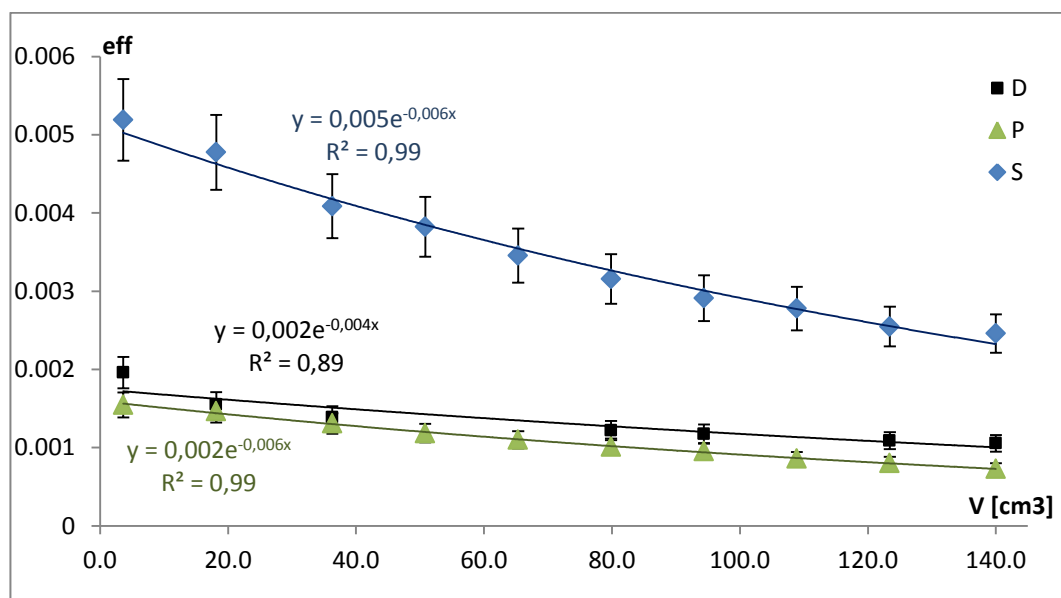
Użyto dwóch rodzajów pojemników pomiarowych: plastikowe, cylindryczne naczynia o średnicy 6,8 cm i wysokości 3,9 cm oraz plastikowe o stożkowym kształcie (o średnicy dna ok. 5 cm, rysunek nr 8) o maksymalnej objętości 120 cm³. Próby o małej objętości mierzone były w pojemniku typu drugiego (B, rysunek nr 8) z uwagi na mniejszą powierzchnię dna, które w całości mogło być pokryte przez mierzony materiał. Próby o dużej objętości mierzone były w naczyniu typu pierwszego (A, rysunek nr 8), gdzie mieściło się ok. 140 cm³ substancji badawczej. Pojedynczy pomiar trwał około czterech dni.



Rysunek nr 8. Naczynia używane do pomiarów z wykorzystaniem spektrometrii promieniowania gamma: A – pojemnik cylindryczny, B – pojemnik o stożkowym kształcie. (fot. A. Cwanek)

Z uwagi na różne objętości próbek do wyznaczenia stężenia aktywności ^{137}Cs i ^{40}K wykorzystano krzywe kalibracyjne dotyczące zależności efektywności rejestracji kwantów o energii 661,6 keV i 1460,8 keV od objętości próbki standardowo używane w Pracowni Badań Skażeń Promieniotwórczych Środowiska Zakładu Fizykochemii Jądrowej IFJ PAN. (PBSPŚ). Kalibrację dla ^{137}Cs wykonała mgr Anna Cwanek, natomiast dla ^{40}K autorka tej dysertacji. Wyznaczanie krzywej kalibracyjnej dla radioaktywnego potasu zostało przeprowadzone w oparciu o wyniki pomiarów różnych objętości chlorku potasu w naczyniu

pomiarowym typu pierwszego (cylindryczne). W naczyniu o stożkowym kształcie mierzono niewiele prób; aktywność wyznaczano metodą względną, na podstawie pomiarów wzorca o zbliżonej geometrii, którym dysponuje PBSPŚ IFJ PAN. Wykonano serię kilku pomiarów dla każdego z detektorów. Przy założeniu, że potas stanowi 0,5244 masy KCl, i że jeden gram K ma aktywność ok. 31 Bq (Samat, Green i Beddoe 1997), wyznaczono zależność efektywności rejestracji kwantów o energii 1460,8 keV od objętości mierzonego materiału. Uzyskane funkcje przedstawiono na rysunku poniżej.



Rysunek nr 9. Wykresy zależności efektywności rejestracji fotonów o energii 1460,8 keV (^{40}K) od objętości próbki w cylindrycznym pojemniku pomiarowym

Analizę widm promieniowania gamma przeprowadzono za pomocą programu PIMP (Mietelski 1989). Stężenie aktywności (A_γ) badanych izotopów gamma promieniotwórczych w próbce obliczano według wzoru:

$$A_\gamma = \frac{N_\gamma}{m \cdot t \cdot Y(E_\gamma, V) \cdot P} \quad 2.1.1$$

N_γ – liczba zarejestrowanych kwantów gamma o energii 661,6 lub 1460,8 keV w próbce, po odjęciu poprawki na tło spektrometru

t – czas pomiaru próbki

m – masa sucha próbki/masa popiołów po spoieleniu w 400°C

$Y(E_\gamma, V)$ – efektywność rejestracji kwantów o danej energii zależna od objętości próbki

P – intensywność kwantowa linii 662 lub 1460 keV

Wyniki przeliczano na dzień poboru próbki. Niepewność wyznaczono w oparciu o prawo przenoszenia niepewności (Taylor 2012) korzystając z poniższej zależności:

$$dA_{\gamma} = A_{\gamma} \cdot \sqrt{\left(\frac{dN_{\gamma}}{N_{\gamma}}\right)^2 + \left(\frac{dm}{m}\right)^2 + \left(\frac{dt}{t}\right)^2 + \left(\frac{dY}{Y(E_{\gamma},V)}\right)^2} \quad 2.1.2$$

zakładając, że błąd względny oszacowanej efektywności wynosi 5%.

Limit detekcji ($L_{D,\gamma}$), dokładniej minimalne wykrywalne stężenie aktywności badanych radioizotopów w każdej z prób wyznaczano w oparciu o kryterium Currie (Gilmore i Hemingway 1995, Currie 1968):

$$L_{D,\gamma} = \frac{2,71 + 4,65 \sqrt{\frac{dN^2 - N}{2} + N_b}}{m \cdot t \cdot Y(E_{\gamma},V) \cdot P} \quad 2.1.3$$

N – liczba zarejestrowanych kwantów gamma o energii 662 lub 1460 keV, bez odejmowania poprawki na tło spektrometru

dN_s – niepewność liczby zaliczeń N_s , wyliczana automatycznie przez program PIMP do analizy widm promieniowania gamma używany w prezentowanych tu badaniach

N_b – liczba zarejestrowanych kwantów gamma w linii widmowej ^{137}Cs i ^{40}K w widmie tła.

Iloraz znajdujący się w powyższym wzorze pod pierwiastkiem reprezentuje liczbę zliczeń tła pod rozważanym pikem. Program, w którym analizowano widma nie generuje takiej liczby, ale można to łatwo wyliczyć na podstawie innych wyników jakie oblicza PIMP (N i dN).

2.2 **TECHNIKA POMIAROWA RADIOIZOTOPÓW:** $^{238,239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$ ^{90}Sr

Pomiar aktywności radioizotopów alfa i beta promieniotwórczych związany jest z wcześniejszym ich wydzieleniem z analizowanych materiałów. W tym celu wykorzystano sekwencyjną procedurę radiochemiczną (rysunek nr 10) standardowo stosowaną w Zakładzie Fizykochemii Jądrowej (PBSRŚ) IFJ PAN w Krakowie (Mietelski, Kierepko, i inni 2016, Łokas, i inni 2010, Gaca, Mietelski, i inni 2005, Mietelski, Szwalko, i inni 2004). Ewentualną kontaminację w laboratorium, która mogła zafałszować uzyskane wyniki kontrolowano za pomocą przeprowadzenia przez całą procedurę radiochemiczną 9 prób ślepych.

Mineralizacja prób

Pierwszym etapem było spopielenie prób w piecu muflowym w temperaturze 600 C. Do analiz wykorzystywano całkowitą masę popiołów, jeżeli przekraczała ona 10 g do dalszych procedur odważano tę właśnie ilość. Nie dotyczyło to kości, bez względu na masę, całość popiołów wykorzystywano w analizach. Do każdej zważonej, spopielonej próbki

dotychczas dodawano za pomocą pipety automatycznej znaną ilość roztworu znaczników: ^{242}Pu , ^{243}Am , ^{85}Sr , ^{229}Th i ^{232}U . Każdorazowo wyznaczano pobieraną masę znacznika na wadze analitycznej celem zmniejszenia niepewności dodawanej aktywności znacznika. Roztwory emiterów alfa znaczników przygotowywano w PBSRŚ poprzez staranne rozcieńczenia roztworów oryginalnych, posiadających atesty NIST (USA). Jedynie ^{85}Sr produkowany był na cyklotronie AIC 144 w IFJ PAN. Dzięki zastosowaniu znaczników izotopowych możliwe było nie tylko określenie wydajności chemicznej z jaką wydzielono badane izotopy lecz również precyzyjne wyznaczenie stężeń aktywności danego izotopu. Dla wszystkich próbek, innych niż kości i muszle przeprowadzano mineralizację w teflonowych naczyniach z użyciem stężonych, gorących kwasów; kolejno: fluorowodorowego (70 cm^3 i 20 cm^3), azotowego ($3 \times 50\text{ cm}^3$), solnego (50 cm^3) oraz borowego (2 g). Końcowym etapem było dodanie 50 cm^3 stężonego kwasu azotowego, odparowanie do 10 cm^3 i przeprowadzenie roztworu w 1 M HNO_3 poprzez dolanie 100 cm^3 wody dejonizowanej. Przed przystąpieniem do kolejnej fazy, którą było ustawienie izotopów plutonu na +4 stopniu utlenienia, próbę sączono przez filtr bibułowy do szklanej zlewki.

W przypadku kości i muszli mineralizacja polegała na rozтворzeniu materiału w kwasie solnym i strąceniu szczawianów wapnia. W tym celu popiół ługowano w 6 M kwasie solnym przez około 24 h. Następnie poprzez gotowanie i kilkukrotne dodawanie na gorąco małymi porcjami (około 1 cm^3) perhydrofluorowego roztwór klarowano. Kolejno odparowywano go do małej objętości 100-200 cm^3 (procedurę przeprowadzano na dużych objętościach z uwagi na dużą ilość wytrącającego się osadu) i dodawano 1300-1400 cm^3 wody dejonizowanej. Rozcieńczony roztwór zagotowywano. Przed strąceniem szczawianów wapnia konieczne było zredukowanie jonów tak, aby analizowane radioizotopy strąciły się razem z osadem. Zatem do gorącego roztworu dodawano około 1 cm^3 hydratu hydrazyny (80%) i gotowano przez 20-30 min. Potem dodawano 3,8 g kwasu szczawowego i używając wody amoniakalnej strącano szczawiany wapnia otrzymując dwie frakcje: pierwszą zawierającą izotopu plutonu, ameryku, toru, uranu i drugą strontu, przy wartościach pH odpowiednio 3 i 6. Osady rozpuszczano w stężonym kwasie azotowym, gotowano do momentu, aż przestaną ulatniać się brązowy dymy (ciemne opary świadczą o rozkładających się szczawianach, czemu towarzyszy wydzielanie się tlenków azotu), przeprowadzano w 1 M HNO_3 . Procedurę strącenia szczawianów wapnia powtarzano, dzięki temu pozbywano się fosforanów, które przeszkadzają w prawidłowym przebiegu chromatografii anionowymiennej z wykorzystaniem żywicy DOWEX 1x8 będącej dalszym etapem stosowanej w niniejszej pracy metody wydzielenia radioizotopów. Otrzymane osady ponownie rozpuszczano,

gotowano, roztwory przeprowadzano w 100 cm³ 1 M HNO₃ (frakcja plutonowa) lub w 200 cm³ 4 M HNO₃ (frakcja strontowa) i na koniec filtrowano (Mietelski, Golec, i inni 2011).

Ustawienie izotopów plutonu na +4 stopniu utlenienia

Pierwszymi wydzielanymi pierwiastkami były pluton i tor. Ten etap rozpoczynało ustawienie izotopów plutonu na +4 stopniu utlenienia za pomocą hydrazyny – silnego reduktora i azotynu sodu – czynnika stabilizującego stopień utlenienia. Na początku sprawdzano zawartość żelaza w przy użyciu rodanku amonu. W razie potrzeby dodawano od kilku kropel do 0,5 cm³ FeCl₃ o stężeniu ok. 10 mg Fe³⁺ / 1 cm³. Żelazo w procedurze między innymi pełni funkcję wskaźnika, za pomocą którego można kontrolować przebieg reakcji. Roztwory 1 M kwasu azotowego uzyskane w wyniku mineralizacji doprowadzano do wrzenia, dodawano około 0,5 cm³ hydratu hydrazyny i ponownie utrzymywano w stanie wrzenia przez 15-20 minut, w tym czasie zachodziła redukcja jonów żelaza. Kolejno dolewano 30 cm³ stężonego kwasu azotowego i gotowano przez 20-30 minut w wyniku czego roztwór zmieniał kolor na żółty (powrót żelaza na +3 i redukcja jonów Pu). Ciecz studzono, potem dodawano 5 g azotynu sodu, w wyniku czego zmieniał kolor na zielono-niebieski a następnie gotowano do ponownej zmiany koloru na żółty (stabilizacja jonów plutonu na +4 stopniu utlenienia). Ostatnim etapem było dodanie około 69 cm³ 14,4 M (stężonego, 65%) HNO₃ – sporządzenie roztworu 7-8 M kwasu azotowego, studzenie i filtrowanie przez filtr bibułowy (LaRosa, i inni 1992).

Chromatografia jonowymienna – wydzielenie izotopów Pu i Th, przygotowanie źródeł alfaspektrometrycznych

Izotopy plutonu wyizolowano przy pomocy ciśnieniowej chromatografii anionowymiennej z użyciem żywicy DOWEX 1x8. Odbывała się ona w kolumnie polietylenowej o średnicy 0,4 cm wypełnionej do wysokości 10 cm żywicą, zakończoną porowatym korkiem z teflonu i rozpoczynała się od aktywacji kolumny poprzez przepuszczenie 50 cm³ 8 M HNO₃. Przepływ wymuszony był przez tłok obciążony ciężarkiem ołowowym (Mietelski i Wąs 1995). Następnie wlewano próbę i po jej przesączeniu 20 cm³ 8 M HNO₃ łącząc z poprzednią frakcją, która zawierała izotopy Am, U oraz (za wyjątkiem próbek kości i muszli) Sr. Potem uzyskiwano roztwór zawierający izotopy toru poprzez przepłukanie kolumny 12 M HCl. Pluton wymywano używając 25 cm³ mieszaniny 0,1 M HCl i 0,1 M HF. Na koniec przygotowywano źródło alfaspektrometryczne Pu i Th za pomocą współstrącenia z fluorkiem neodymu (Sill 1987). W tym celu eluat zawierający tor odparowywano do sucha i konwertowano w około 25 cm³ 0,1 M HCl. Do tak przygotowanego roztworu tak jak i do wprost do wymytej z kolumny frakcji plutonowej dodawano 50 µl NdCl zawierającego 50 µg Nd⁺³ i 5 ml stężonego kwasu fluorowodorowego

(prod. Merck, RFN). Po upływie około godziny, gdy kryształy fluoru neodymu narosły pułapkując pluton i tor, roztwory filtrowano. Do tego wykorzystano sączonek membranowy o średnicy porów 0,1 μm (prod. Triskem, Francja), na którym zatrzymywała się zawiesina zawierająca radioizotopy. Sączenie wymuszano wytwarzając podciśnienie za pomocą pompki wodnej. Po przesączeniu filtr przemywano alkoholem etylowym. Po osuszeniu filtr przyklejano do metalowego, nierdzewnego krążka o grubości 1 mm i średnicy tej samej co sączonek (2,5 cm). Tak przygotowane źródło alfa spektrometryczne umieszczano w plastikowej szalce Petriego i kierowano do pomiarów (Mietelski i Wąs 1995).

Wydzielenie izotopów strontu – chromatografia ekstrakcyjna z użyciem żywicy Sr-resin

Do wydzielenia strontu wykorzystywano kolumnę o średnicy 0,6 cm wypełnioną żywią Sr-resin (Triskem, Francja) do wysokości 6,5 cm i zabezpieczoną watą kwarcową. Żywica ta to obojętne podłoże pokryte eterem koronowym, który działa jak ekstrahent. Aktywowano ją 50 cm³ 8 M HNO₃ lub w przypadku próbek kości i muszli taką samą objętością ale 4 M HNO₃. Różnica wynika ze względów praktycznych: w przypadku próbek kierowanych na kolumnę Sr-resin wprost z kolumny Dowex-1 próbka znajduje się w 8 M HNO₃. W przypadku wcześniejszego wytrącania strontu ze szczawianami przy pH=6 stężenie kwasu azotowego można było dobrać optymalnie, wystarczyło stężenie 4 M. Kolejno przepuszczano próbkę, płukano kolumnę 20 cm³ kwasu azotowego o molarności zgodnej ze stężeniem molowym próbki. Za pomocą 50 cm³ wody dejonizowanej wymywano frakcję zawierającą izotopy Sr i ślady ołowiu, które stanowią przeszkodę w prawidłowym pomiarze izotopu ⁹⁰Sr za pomocą licznika ciekłoscyntylacyjnego. Zanieczyszczenie izotopami ołowiu usuwano poprzez strącenie jodku ołowiu (Gaca, Skwarzec i Mietelski 2006). W tym celu eluat odparowywano do sucha, osad zwilżano dwoma kroplami 65% HNO₃ i zalewano 30 cm³ wody dejonizowanej. Roztwór zagotowywano, kolejno dodawano 1 cm³ azotanu ołowiu i pięć kropeł 50% kwasu octowego, który stanowił bufor reakcji. Ponownie zagotowywano i wlewano 1,5 cm³ jodku amonu. Jeszcze raz doprowadzano do wrzenia a następnie studzono w łaźni wodnej. Po upływie kilku godzin wytrącał się złoto-żółty osad – jodek ołowiu, który filtrowano. Przesącz zawierał izotopy strontu. Aby usunąć pozostałości jodu odparowywano około ćwierć objętości roztworu i dodawano 2 cm³ stężonego kwasu azotowego, który powodował ulatnianie się elementarnego jodu w postaci wiśniowych dymów. Ciecz zredukowano do osadu, by następnie przepłukując krystalizator 1,5 cm³ 1 M HNO₃ i 3,5 cm³ wody dejonizowanej przenieść do naczynia pomiarowego, używanego w pomiarach z użyciem spektrometrii ciekłoscyntylacyjnej (LSC – ang. Liquid Scintillation Counting). W pierwszej kolejności wyznaczano wydajność chemiczną procedury poprzez pomiar

aktywności znacznika ^{85}Sr , który jest gamma promieniotwórczym izotopem. Szczegółowy opis procedury obliczania wydajności znajduje się w opisie pomiarów z wykorzystaniem LSC przy omówieniu wydajności chemicznej procesu wydzielania ^{90}Sr . Na koniec 5 cm^3 roztworu zalewano 15 cm^3 koktajlu scyntylacyjnego (GoldStar LT²) i kierowano do pomiarów spektrometrem ciekłoscyntylacyjnym.

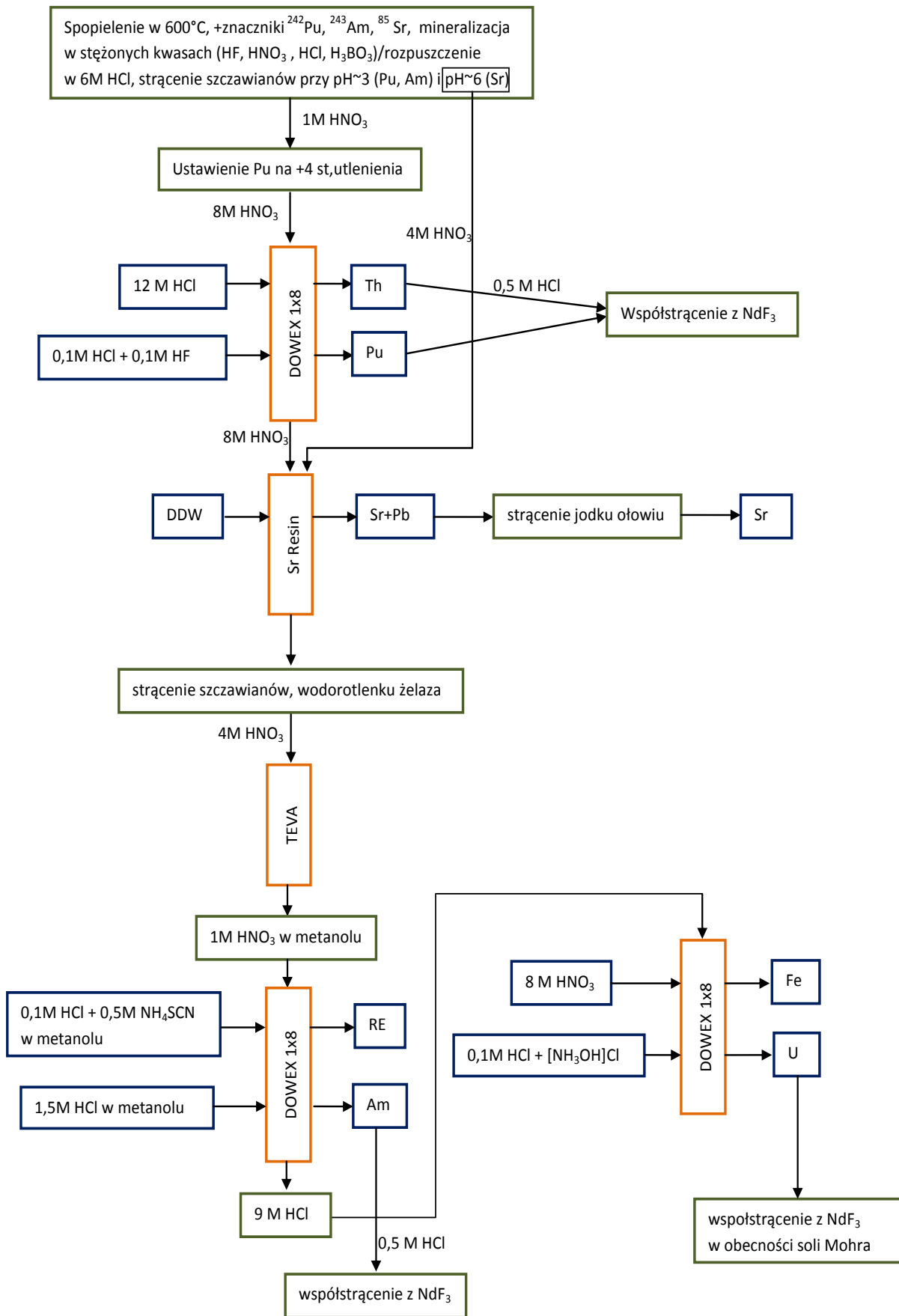
Redukcja elementów matrycy i ekstrakcja izotopów ameryku

Kolejnym krokiem sekwencyjnej procedury było wydzielenie izotopów ameryku (Holm, Ballestra i Fukai 1979). Roztworami wyjściowymi był eluat z poprzedniego etapu (wydzielania ^{90}Sr) a w przypadku kości i muszli eluat z kolumny DOWEX 1x8, na której wydzielono pluton i tor. Próby odparowywano, przeprowadzano w kwas azotowy o stężeniu około 1 M; poprzez użycie hydratu hydrazyny redukowano jony w roztworze i strącano szczawiany wapnia ustalając pH~3 za pomocą wody amoniakalnej. Odwirowany osad rozpuszczano w 65% HNO_3 i gotowano do momentu aż przestaną ulatniać się brązowe dymy (tlenki azotu). Ponownie roztwór przeprowadzano w około 1 M kwas azotowy i przy pomocy wody amoniakalnej strącano wodorotlenek żelaza ustalając pH na poziomie pH~9. Wykonanie kolejno dwóch precypitacji miało na celu zmniejszenie liczby jonów pochodzących z matrycy w próbce (w pierwszej pozbywano się głównie żelaza, w drugiej głównie wapnia). Odwirowany osad rozpuszczano w stężonym kwasie azotowym, przeprowadzano go w 20 cm^3 4 M HNO_3 . Następnie wykorzystano żywicę ekstrakcyjną TEVA do oczyszczenia frakcji ze śladów toru. Jest to newralgiczny moment w procedurze, gdyż nieusunięcie Th z roztworu w późniejszych etapach całkowicie uniemożliwia pomiar stężenia aktywności ^{241}Am w próbce. Kolumnę stanowiła polietylenowa rurka o średnicy ok. 0,6 cm, zakończona korkiem z porowatego teflonu, wypełniona żywicą do wysokości ok. 6 cm. Przepływ był swobodny. Chromatografię rozpoczynano przepłukaniem kolumny 4M HNO_3 . Następnie przepuszczano próbę i $2,5\text{ cm}^3$ 4 M kwasu azotowego łącząc z poprzednią frakcją. W kolejnej fazie prowadzono rozdział ameryku od ziem rzadkich i pozostałości matrycy. Odbywało się to na kolumnach anionowymiennych z żywicą Dowex-1 stosując kolejno trzy roztwory zawierające zasadniczo mieszaniny metanolu i kwasów mineralnych. W PBSRŚ przyjęło się, że roztwory te nazywane są A, B i C. Początkowo próby były przeprowadzane w roztwór „A” to jest w mieszaninę 1 M kwasu azotowego i metanolu. Do 3 cm^3 stężonego HNO_3 uzyskanego w wyniku odparowania eluatu dodawano 39 cm^3 metanolu (95%). Po aktywacji 50 cm^3 roztworu „A” kolumny wypełnionej żywicą DOWEX 1x8 (wymiary kolumny i objętość żywicy są takie same jak w procedurze „plutonowej”), przepuszczano próbę i 20 cm^3 roztworu „A”. Poprzez płukanie kolumny roztworem „B” to jest mieszaniną 0,1 M HCl i 0,5 M NH_4SCN w metanolu (80 %) uzyskano frakcję zawierającą

pierwiastki ziem rzadkich. Ameryk wmywano z kolumny roztworem „C” – mieszaniną 1,5 M HCl w metanolu (86 %). Eluent odparowywano do sucha, w końcowym etapie dodając kilka kropel stężonego kwasu azotowego celem rozkładu powstałych estrów oraz przeprowadzano w 0,5 M HCl i wykonywano źródło alfa spektrometryczne poprzez współstrącenie z fluorkiem neodymu (według procedury opisanej powyżej).

Wydzielenie izotopów uranu

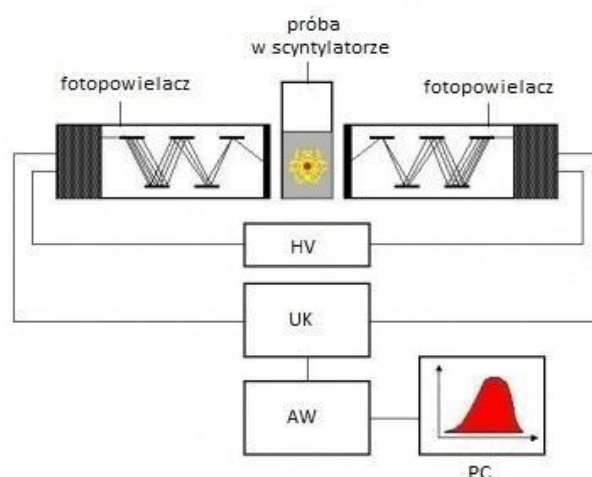
Na końcu wyizolowane zostały izotopy uranu poprzez chromatografię jonowymienną z użyciem żywicy DOWEX 1x8. Kolumny użyte w tym etapie stanowiły plastikowe rurki o średnicy 0,6 cm, wypełnione żywicą do wysokości 6,5 cm i zabezpieczone watą kwarcową. Roztwór „A” pozostały z poprzedniej procedury był odparowywany do sucha i przeprowadzony w 9 M HCl. Po aktywacji kolumny 50 cm³ 9 M HCl, przepuszczano próbę i 20 cm³ 9 M HCl. Następnie usuwano z kolumny żelazo przepłukując ją 25 cm³ 8 M HNO₃. Uran wmywano roztworem chlorowodoru hydroksyloaminy uprzednio przepuszczając przez kolumnę 2,5 cm³ 0,1 m HCl. Ostatnim etapem było przygotowanie źródła alfaspektrometrycznego poprzez współstrącenie z fluorkiem neodymu w obecności soli Mohra (oprócz chlorku neodymu i HF dodawano 0,8 g tzw. soli Mohra (NH₄)₂Fe(SO₄)₂). Operację ta przeprowadzano wprost w roztworze stanowiącym eluat z kolumny. Obecność silnego reduktora jakim jest sól Mohra stabilizowała uran na +4 stopniu utlenienia.



Rysunek nr 10. Schemat blokowy sekwencyjnej procedury radiochemicznej wykorzystanej w niniejszej pracy.

Spektrometria LSC

Pomiary ^{90}Sr wykonano przy wykorzystaniu licznika ciekłoscyntylacyjnego Wallac 1414-003 Guardian. Detektor posiada antykoincydencyjną redukcję tła promieniowania kosmicznego oraz 5 cm ołowianą bierną osłonę. Umożliwia jednocześnie zbieranie rozdzielonych widm promieniowania beta i alfa, wyposażony jest w stabilizację temperatury i zmiennic próbek.



Rysunek nr 11. Schemat spektrometru ciekłoscyntylacyjnego, HV – wzmacniacz, UK – układ koincydencyjny, AW – analizator wielokanałowy; PC – komputer z dokumentacją z pomiarów.

Idea pomiaru opiera się na konwersji promieniowania beta na promieniowanie elektromagnetyczne z zakresu światła widzialnego. Dzieje się to poprzez wzbudzenie cząstek organicznego scyntylatora, które następnie w wyniku fluorescencji emitują fotony. Na drodze przekazywania energii może dojść do niepożądanych strat, które określa się jako wygaszanie (ang. quenching). Wygaszanie może być skutkiem pochłaniania światła w roztworze (gaszenie optyczne) lub jest skutkiem istnienia konkurencyjnych mechanizmów przejmowania energii pochodzącej z rozpadu (gaszenie chemiczne). Wystąpienie tego zjawiska powoduje spadek efektywności detekcji, oraz przesunięcie się widma promieniowania w stronę niższych energii. Detektor Wallac 1414-003 wyznacza wielkość wygaszania za pomocą parametru SQPE (ang. Spectral Quench Parameter of the External Standard). Dzięki temu możliwa jest korekta wydajności ze względu na gaszenie.

Wynikiem pomiaru jest widmo zapisane w 1024 kanałach. Spektrometr jest wyposażony w logarytmiczny konwerter analogowo-cyfrowy. Analizowany sygnał pochodzący od ^{90}Sr (wraz z pochodnym ^{90}Y), znajdował się w przedziale od 200 do 850 kanału.. Część od 0-200 kanału zawierała zmienny sygnał od znacznika, ^{85}Sr . Stąd nie była wykorzystywana, gdyż mogło wpłynąć to na fałszywie zawyżone wyniki. Ponadto stosowano poprawkę na wkład od elektronów pochodzących z rozpraszania Comptona (rysunek nr 12)

wywołanego oddziaływaniem fotonów gamma emitowanych przez znacznik. Wyznaczony empirycznie średni stosunek liczby zliczeń z tła comptonowskiego i pików od ^{85}Sr wynosi 0,2489. Używając tego czynnika i liczby zliczeń między 0 a 200 kanałem dla każdej próby obliczano poprawkę na elektrony pochodzące z rozpraszania Comptona. Tło spektrometru wyznaczano poprzez pomiar 5 cm³ 0,5 M HNO₃ zmieszanego ze scyntylatorem. Stężenie aktywności izotopu obliczano korzystając z zależności:

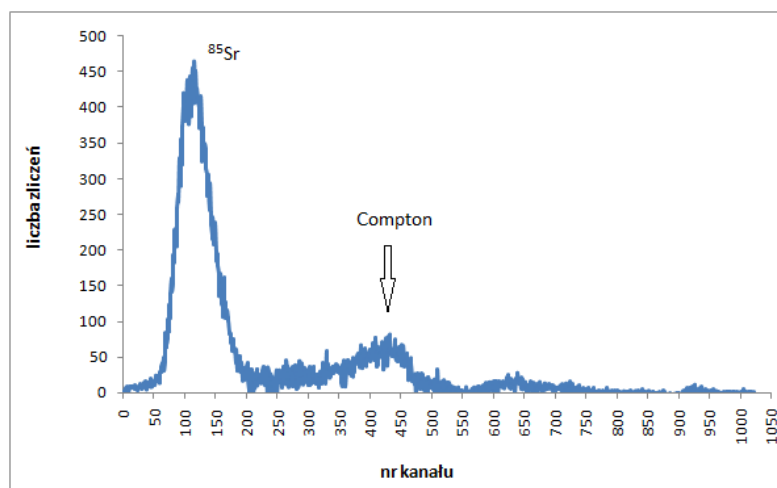
$$A_{\beta} = \frac{N_{\beta}}{m \cdot t \cdot Y_{\beta} \cdot R_{\beta} \cdot 2} \quad 2.2.1$$

N_{β} – liczba cząstek beta zarejestrowanych w kanałach 200-850 w próbce po odjęciu zliczeń tychże kanałach pochodzących od tła spektrometru i ew. efektu Comptona

Y_{β} – efektywność rejestracji sygnału od ^{90}Sr przez spektrometr zależna od parametru SQPE,

R_{β} – wydajność chemiczna procedury,

2 w mianowniku wynika z obecności w widmie (w kanałach 200-850) ^{90}Y będącego produktem rozpadu ^{90}Sr i stanowiącego połowę aktywności.



Rysunek nr 12. Widmo LSC znacznika strontowego po odjęciu tła, między 0 a 200 kanałem widoczny jest pik od ^{85}Sr , między 200 a 500 zliczenia pochodzące od elektronów powstałych w efekcie Comptona.

Wydajność chemiczną procedury wydzielenia izotopów strontu wyznaczano na podstawie pomiaru znacznika za pomocą gamma spektrometrii. ^{85}Sr emituje kwanty gamma o energii 514 keV, stąd w obliczeniach odzysku konieczne jest uwzględnienie poprawki na zliczenia w linii 511 keV (pochodzącej od anihilacji e^+ i e^-) obecne w tle spektrometru. Do analizy widm, tak jak we wcześniejszym przypadku używano programu PIMP. Do obliczeń używano najaktualniejszego widma tła (w stosunku do pomiaru konkretnej próby), gdyż intensywność linii 511 keV podlega sezonowym zmianom. Cykl pomiarowy tła wynosi 3 do 4 miesięcy. Ponadto pomiary znacznika strontowego odbywały się na jednym detektorze (S).

Ponieważ nieznane było stężenie aktywności ^{85}Sr , a dodatkowo jego czas połowicznego zaniku jest krótki – 64,85 dnia (www.nndc.bnl.gov), niezbędne było

wykorzystanie pomiaru samego znacznika – wzorca (standardu). Poprzez porównanie takiego pomiaru z wynikami dla poszczególnych prób oraz uwzględnienie poprawki na rozpad wyznaczano wydajność chemiczną korzystając z formuły:

$$R_{\beta} = \frac{N_{\beta,tr}}{m_{\beta,tr} \cdot t} \cdot \left\{ \frac{\left(\frac{N_{\beta,st}}{t} \right) \cdot \exp\left[\frac{-\ln(2) \cdot \Delta T}{T_{1/2}} \right]}{m_{st}} \right\}^{-1} \quad 2.2.3$$

$N_{\beta,tr}$ – liczba zarejestrowanych kwantów gamma znacznika obecnego w próbce po procedurze

$m_{\beta,tr}$ – masa dodanego znacznika

$N_{\beta,st}$ – liczba zarejestrowanych kwantów gamma wzorca (standardu)

$m_{\beta,st}$ – masa standardu

$T_{1/2}$ – czas połowicznego zaniku ^{85}Sr (64,85 dnia)

t – czas pomiaru

ΔT – różnica w dniach pomiędzy pomiarem wzorca (standardu) i znacznika

W ogólności można powiedzieć, że wydajność chemiczną wyznaczano poprzez porównanie „stężenia” liczby zliczeń na sekundę w znaczniku z próby i w skorygowanym o rozpad promieniotwórczy standardzie. Niepewność wydajności wyznaczano metodą przenoszenia błędu krok po kroku (Taylor 2012). Na początku obliczano osobno niepewność obu członów dX i dZ składających się na niepewność wydajności chemicznej procedury:

$$dX = \frac{N_{\beta,tr}}{m_{\beta,tr} \cdot t} \cdot \sqrt{\left(\frac{dN_{\beta,tr}}{N_{\beta,tr}} \right)^2 + \left(\frac{dt}{t} \right)^2 + \left(\frac{dm_{\beta,tr}}{m_{\beta,tr}} \right)^2} \quad 2.2.3$$

$$dZ = \frac{\left(\frac{N_{\beta,st}}{t} \right) \cdot \exp\left[\frac{-\ln(2) \cdot \Delta t}{T_{1/2}} \right]}{m_{st}} \cdot \sqrt{\left(\frac{dN_{\beta,st}}{N_{\beta,st}} \right)^2 + \left(\frac{dt}{t} \right)^2 + \left(\frac{dm_{\beta,st}}{m_{\beta,st}} \right)^2 + 0,05^2} \quad 2.2.4$$

przyjmując, że niepewność wynikająca z zastosowania poprawki na rozpad jest na poziomie 5%, a następnie wyznaczano niepewność procedury chemicznej:

$$dy_{\beta} = y \sqrt{\left(\frac{dX}{X} \right)^2 + \left(\frac{dZ}{Z} \right)^2} \quad 2.2.5$$

Niepewność pomiaru stężenia aktywności oszacowano wykorzystując prawo przenoszenia błędu (Taylor 2012):

$$dA_{\beta} = A_{\beta} \sqrt{\left(\frac{dN_{\beta}}{N_{\beta}} \right)^2 + \left(\frac{dm}{m} \right)^2 + \left(\frac{dt}{t} \right)^2 + \left(\frac{dR_{\beta}}{R_{\beta}} \right)^2 + \left(\frac{dY_{\beta}}{Y_{\beta}} \right)^2} \quad 2.2.6$$

i przyjmując, że niepewność względna wyznaczonej efektywności wynosi 5%.

Limit detekcji ($L_{D,\beta}$) dla każdej z prób, tak jak poprzednio, szacowano na podstawie kryterium Currie (Passo i Cook 1994, Currie 1968):

$$L_{D,\beta} = \frac{2,71+4,65\sqrt{N_{\beta,bl}}}{m \cdot t \cdot R_{\beta} \cdot Y_{\beta} \cdot 2} \quad 2.2.7$$

$N_{\beta,bl}$ – to liczba zliczeń w kanałach 350-850 w próbie ślepej.

Spektrometria promieniowania alfa

PBSPŚ w IFJ dysponuje obecnie 11 komorami próżniowymi, w których znajdują się detektory krzemowe o powierzchni 450 mm² oraz energetycznej zdolności rozdzielczej równej 18 keV dedykowane detekcji promieniowania alfa. Komory te wraz z odpowiednimi układami elektronicznymi stanowią 11 spektrometrów promieniowania alfa. Wszystkie z nich zostały użyte do pomiarów wykonanych w ramach niniejszej pracy. Analizę widm (w tabeli nr 9 umieszczono zestawienie wszystkich analizowanych izotopów alfa promieniotwórczych) wykonano używając programu ALF (Mietelski 2003). W analizach Pu i Am, w przypadku pojawienia się w widmie linii charakterystycznych dla ²²⁸Th (5340; 5423 keV), które przewyższają intensywność ²³⁸Pu lub ²⁴¹Am, wykorzystując fakt równowagi między ²²⁸Th i ²²⁴Ra (5685 keV) szacowano naddatek liczby zliczeń pochodzący od toru. Obecność ²²⁸Th w widmie rozpoznawano przez obecność piku przy energii 5685 keV.

Tabela nr 9. Energie cząstek alfa emitowanych przez badane izotopy (<http://www.nndc.bnl.gov>).

izotop	energia cząstek α [keV]
²⁴² Pu	4902,3 (77%); 4858,2 (23%)
²³⁸ Pu	5499 (71%); 5456,3 (29%)
²³⁹ Pu	5156,6 (71%); 5144,3(17%) 5105,5 (12%)
²⁴⁰ Pu	5168,2 (73%); 5123,7 (27%)
²⁴³ Am	5275,3 (87%); 5233,3 (11%)
²⁴¹ Am	5485,6 (85%); 5442,8 (13%)
²²⁹ Th	4845,3 (56%); 4901 (10%); 4967,5 (6%); 4978,5 (3%)
²³⁰ Th	4687 (76%); 4620,5 (23%)
²³² Th	4012,3 (78%); 3947,2 (22%)
²³² U	5320,1 (68%); 5263,4 (32%)
²³⁴ U	4774,6 (71%); 4722,4 (28%)
²³⁸ U	4198 (79%); 4151 (21%)

Stężenie aktywności radioizotopów ^{238,239+240}Pu, ²⁴¹Am, ^{230,232}Th, ^{234,238}U zostało obliczone w oparciu o formułę:

$$A_{\alpha} = \frac{N_{\alpha}}{m \cdot t \cdot R_{\alpha} \cdot Y_{\alpha}} \quad 2.2.8$$

N_{α} – liczba cząstek alfa danego izotopu po odjęciu tła

Y_{α} – wydajność detektora w rejestracji cząstek alfa.

Niepewność pomiaru stężenia aktywności oszacowano na podstawie prawa przenoszenia błędów (Taylor 2012) korzystając z poniższej zależności:

$$dA_{\alpha} = A_{\alpha} \sqrt{\left(\frac{dN_{\alpha}}{N_{\alpha}}\right)^2 + \left(\frac{dm}{m}\right)^2 + \left(\frac{dt}{t}\right)^2 + \left(\frac{dR_{\alpha}}{R_{\alpha}}\right)^2 + \left(\frac{dY_{\alpha}}{Y_{\alpha}}\right)^2} \quad 2.2.9$$

Szacując limit detekcji dla każdej z prób ponownie skorzystano z kryterium Currie (Currie 1968):

$$L_{D,\alpha} = \frac{2,71 + 4,65 \sqrt{N_{\alpha,bl}}}{m \cdot t \cdot Y_{\alpha} \cdot Y_{\alpha}} \quad 2.2.10$$

$N_{\alpha,bl}$ – to liczba cząstek alfa w ślepej próbce.

Stężenia aktywności analizowanych izotopów wyznaczano w masie po suszeniu lub spopieleniu w 400°C i przeliczano na dzień poboru próby.

Poprawność procedury radiochemicznej kontrolowano analizując materiał referencyjny IAEA 447 o certyfikowanych wartościach stężenia aktywności: ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{234}U i ^{238}U . Producent podaje również orientacyjnie zawartość ^{90}Sr , ^{232}Th i ^{241}Am , która również może służyć do weryfikacji procedury, nie są to jednak wartości certyfikowane. W tabeli nr 10 podano wartości stężeń analizowanych radionuklidów otrzymane w materiale referencyjnym IAEA 447 oraz wartości znajdujące się w certyfikacie.

Tabela nr 10. 1, 2, 3 -wyniki uzyskane z analizy materiału referencyjnego IAEA447 w Bq/kg, C – wartości certyfikowane dla IAEA 447: stężenia $^{239+240}\text{Pu}$, ^{234}U i ^{238}U w Bq/kg oraz pozostałe wartości porównawcze ^{90}Sr , ^{232}Th i ^{241}Am w Bq/kg, podane przez producenta (w tabeli jaśniejszą czcionką), N/A – nie analizowane.

	^{238}Pu	$^{239+240}\text{Pu}$	^{234}U	^{238}U	^{90}Sr	^{232}Th	^{241}Am
C	0,15±0,02	5,3±0,16	21,8±0,8	22,2±0,8	5±0,3	37,3±2,0	2,2±0,2
1	0,13±0,02	5,50±0,62	19,6±1,2	20,7±1,3	3,9±2,2	30,7±2,5	0,21±0,21
2	0,13±0,02	4,81±0,46	20,6±1,6	21,4±1,6	5,2±1,2	25,2±1,8	2,22±0,24
3	0,12±0,02	4,92±0,32	20,6±1,3	22,2±1,4	N/A	33,1±3	2,05±0,14

Spektrometria mas

Pomiary z użyciem spektrometrii mas, które miały na celu wyznaczenie masowego stosunku izotopowego $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ poprzedzone były procedurami oczyszczenia źródeł plutonowych ze śladów uranu. Obecność takich zanieczyszczeń powoduje powstawanie interferencji izobarycznych (jon $^{239}\text{Pu}^+$ z jonem $^{238}\text{U}^1\text{H}^+$) oraz efektów „ogonowych” linii widmowych (ang. tailing) polegających na pojawianiu się sporadycznych zliczeń dla masy 238 w obrębie obszaru masy 239, które zafałszowują wyniki. Z racji około dwieście tysięcy razy dłuższego czasu połowicznego zaniku ^{238}U względem ^{239}Pu to co dla potrzeb spektrometrii promieniowania alfa jest czystym preparatem plutonowym może zawierać (i na ogół zawiera) ciągle względnie znaczące ilości atomów uranu.

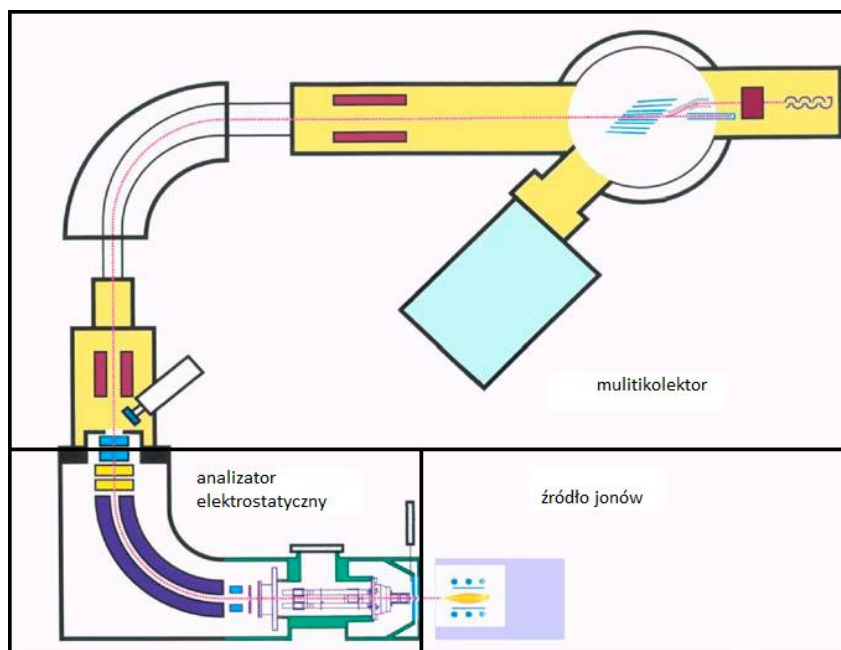
Pierwszym etapem było rozpuszczenie źródelka. W tym celu filtr z fluorkiem neodymu zawierającym pluton oddzielano od metalowego krążka i umieszczano w szklanej zlewce. Po dodaniu 2 cm³ stężonego kwasu azotowego i szczypty (ok. 10 mg) kwasu borowego odparowywano do sucha. Następnie ponownie dodawano 2 cm³ stężonego HNO₃ oraz 5 kropeł kwasu nadchlorowego (HClO₄). Gotowano i odparowywano do sucha, do momentu, aż przestaną ulatniać się białe dymy (rozkład kwasu HClO₄). Etap ten powtarzano aż do całkowitego zniknięcia zwęglonego w tym procesie materiału filtra. Następnie dodawano stężonego HNO₃ i odparowywano do sucha, by pozbyć się resztek kwasu nadchlorowego. Potem dodawano około 15 cm³ 1 M HNO₃ i 3 krople FeCl₃ oraz strącano przy pomocy wody amoniakalnej wodorotlenek żelaza (pH~9), aby usunąć ślady kwasu borowego, który może zaburzać przebieg dalszych procedur (chromatografię z użyciem żywicy Dowex 1x8). Powstały osad odwirowywano i rozpuszczano w 1 cm³ stężonego HNO₃, później dodawano 10 cm³ wody dejonizowanej. W tak przygotowanym roztworze ustawiano izotopy plutonu na +4 stopniu utlenienia według procedury podanej powyżej z odpowiednio zmodyfikowanymi ilościami odczynników. Procedurę przerywano do rozłożeniu azotynu sodu, gdy roztwór miał stężenie bliskie 4 M HNO₃, by izotopy plutonu wyizolować za pomocą żywicy TEVA. Proces ten ma największą efektywność, gdy roztwór wyjściowy kwasu azotowego ma stężenie molowe równe około 4 M (Horwitz, i inni 1995). Pierwszym etapem było przepuszczenie 20 cm³ 4 M HNO₃ a następnie próbę oraz 10 cm³ 4 M płukania (frakcja zawierająca ślady uranu). Kolejno wypłukiwano ślady toru przy użyciu 9 M HCl i na końcu uzyskiwano frakcję zawierającą izotopy plutonu używając mieszaniny kwasów: 0,1 M HCl i 0,1 M HF. Eluat zbierano do naczyń teflonowych, odparowywano do sucha, dodawano 2 cm³ stężonego HNO₃ i kroplę kwasu HClO₄, by pozbyć się ewentualnych mikroziaren żywicy (lub innych związków organicznych), które mogłyby wydostać się z kolumny. Jeszcze raz odparowano do sucha, czekając, aż przestaną ulatniać się białe dymy.

Próby kości, tkanek miękkich i brunatnic przeprowadzano w rozcieńczony kwas azotowy i po dodaniu trzech kropeł chlorku żelaza ponownie strącano wodorotlenek żelaza. Według procedury opisanej powyżej jeszcze raz przeprowadzano ustawienie izotopów plutonu na +4 stopniu utlenienia. Tym razem proces doprowadzano do końca przeprowadzając do roztworu 8 M HNO₃, by izotopy plutonu wyizolować za pomocą chromatografii jonowymiennej z użyciem żywicy DOWEX 1x8. Kolejne wyizolowanie Pu służyło uzyskaniu jak największej czystości próby, w szczególności pozbycie się związków fosforu oraz uranu, które zaburzają pomiar za pomocą spektrometrii mas. Kolumnę stanowiła polietylenowa rurka o średnicy 4 mm wypełniona żywicą do wysokości 7 cm i zabezpieczona watą kwarcową. Przez kolumnę przepuszczano 20 cm³ 8 M HNO₃ a następnie próbę. Za

pomocą 25 cm³ 12 M HCl wmywano izotopy toru, a frakcję plutonową uzyskiwano przemywając kolumnę 50 cm³ 0,1 M HCl. Tak samo jak w przypadku chromatografii z użyciem żywicy TEVA eluat zbierano do naczyń teflonowych i za pomocą kwasu nadchlorowego, według opisanej powyżej procedury, pozbywano się ewentualnych drobin żywicy oraz innych substancji organicznych.

Do wszystkich prób (suchy osad) dwukrotnie dodano 2 cm³ stężonego HNO₃ i odparowano do osadu, by pozbyć się chlorków. Na koniec dodawano 1 cm³ 0,5 M HNO₃ i odparowywano do kropli o objętości ok 0,3 cm³. Utworzoną kroplę przenoszono za pomocą pipety automatycznej do probówek typu Eppendorf o objętości 2 cm³ trzykrotnie przepłukując naczynie teflonowe 0,5 cm³ 0,1 M HNO₃. Pojemniki z roztworami umieszczano pod lampą kwarcową i odparowywano do sucha. Tak przygotowane próby były przewiezione do Instytutu Nauk Geologicznych PAN, gdzie przeprowadzane były pomiary za pomocą spektrometrii mas wykorzystując multikolektorowy spektrometr ICP MS o podwójnym sektorowym separatorze mas Thermo Finningan Neptun. Pomiary przeprowadzone zostały przez pracowników ING PAN i sfinansowane zostały ze środków pochodzących z grantu NCN PRELUDIUM 9 jako usługa naukowa.

Przed pomiarem próby zalewano 100 µl mieszaniny 2% HNO₃ i 1% HF. Następnie próby wirowano, aby ewentualne stałe zabrudzenia osiadły na dnie naczynia. Potem przenoszono ok. 95 µl roztworu do teflonowego naczynia. Roztwór pobierany był przez cienką kapilarę i wstrzykiwany do komory mgielnej gdzie następowała konwersja na aerozole o średnicy od 5 do 10 µm oraz gdzie z pomocą membrany zachodziło odfiltrowanie za dużych cząstek. Jest to zasadnicza część systemu Aridus II, nebulizera wprowadzającego próby w postaci aerozolowej do spektrometru masowego. W czasie produkcji aerozoli dokonuje się silnej desolwatacji, tak by uniknąć negatywnego wpływu wodoru na wyniki (CETAC 2013).



Rysunek nr 13. Schemat spektrometru masowego ICP MS Thermo Finningan Neptun (TEC 2004).

Następnie w plazmie argonowej wytwarzane są jony. Po wygenerowaniu jonów w analizatorze elektrostacyjnym ma miejsce selekcja jonów na podstawie stosunku ładunku do energii kinetycznej. Jony charakteryzujące się takim samym ilorazem formowane są w wiązkę o energii 10 keV i kierowane do modułu, gdzie znajdują się detektory. W badaniu prób wykorzystane były liczniki jonów, natomiast pomiar uranu odbywał się za pomocą licznika Faraday'a. Licznik jonów jest czulszy i dokładniejszy dlatego użyty został do detekcji ^{239}Pu i ^{240}Pu . Zliczanie jonów zachodziło skokowo: przez 2 sekundy zbierany był sygnał od ^{239}Pu a następnie przez 4 sekundy od ^{240}Pu , którego jest mniej w stosunku do ^{239}Pu . Taki cykl powtarzany był 20 razy. Pomiar standardu uranowego miał na celu określenie poprawki na interferencje $^{238}\text{U}^1\text{H}^+$.

Otrzymane wyniki pomiarów stanowiły stosunki masowe $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ wraz niepewnościami na poziomie 2 odchyżeń standardowych. Powtarzalność wyników weryfikowano mierząc cyklicznie w trakcie całej serii pomiarowej materiał referencyjny IAEA 447 (tabela nr 11). Certyfikat nie uwzględnia stosunku masowego. Wartość tą (R_L) można jednak odszukać w literaturze (Bu, Cizdziel i Dasher 2013).

Tabela nr 11. Stosunki masowe $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ uzyskane w pomiarach z wykorzystaniem spektrometrii masowej (1,2,3) i wartość literaturowa stosunku (R_L).

	$^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$
R_L	0,186±0,011
1	0,180 ±0,003
2	0,1849±0,0004
3	0,182±0,001

2.3 METODYKA OBLICZANIA DAWEK DLA ORGANIZMÓW ŻYWYCH INNYCH NIŻ CZŁOWIEK

Do obliczenia dawek pochłoniętych, jakie otrzymały opisywane organizmy wykorzystano oprogramowanie ERICA Tool, które powstało jako wynik międzynarodowego projektu badawczego ERICA (Environmental Risks from Ionising Contaminants: Assessment and Management). Inicjatywa ta miała na celu przygotowanie systemu do przeprowadzenia oceny zagrożenia dla środowiska naturalnego wynikającego z ekspozycji na promieniowanie jonizujące. Wypracowane rozwiązania opierały się także na osiągnięciach wcześniejszych, podobnych projektów takich jak FASSET–Framework for ASSESSment of Environmental impacT (Larsson 2004) i EPIC–Environmental Protection from Ionising Contaminants in the Arctic (Beresford, i inni 2005). Według przyjętego schematu oszacowanie dawek opiera się na koncepcji organizmów referencyjnych i wykorzystaniu współczynników konwersji dawki (ang. D_{CC} –Dose Conversion Coefficient, D_{CF} –Dose Conversion Factor) (Brown, Alfonso, i inni 2008, Larsson 2008).

Organizmy referencyjne są różnie definiowane, ale w ogólności można opisać je jako organizmy, które są reprezentatywne dla danego ekosystemu. Jest to grupa przedstawicieli fauny i flory, która posiada cechy najlepiej i najpełniej opisujące badaną populację. Na potrzeby obliczeń w programie ERICA Tool przybliżone są one trójwymiarowymi kształtami geometrycznymi: sferycznymi, cylindrycznymi i elipsoidalnymi (Beresford, i inni 2007, ICRP 2007, Brown, Hosseini, i inni 2006, Pentreath 1999). Taki „uproszczony” model świata pozwala na oszacowanie energii jaką zdeponuje promieniowanie jonizujące pochodzące od ekspozycji wewnętrznej spowodowanej wchłonięciem radionuklidów do organizmu jak i ekspozycji zewnętrznej.

Wyniki ocen dozymetrycznych przedstawiane są w postaci wartości mocy dawek pochłoniętych w jednostce Gy/h, która oznacza ilość energii zaabsorbowanej w jednostce masy w jednostce czasu (godz). Użycie takiej właśnie jednostki podyktowane jest innym podejściem, niż to prezentowane w ochronie radiologicznej człowieka, gdzie rozważane są nie tylko skutki oddziaływania promieniowania deterministyczne ale i stochastyczne oraz uwzględnione są biologiczne skutki działania promieniowania. W tym celu w dozymetrii człowieka wprowadzono współczynniki wagowe różnych rodzajów promieniowania (20 dla cząstek α , 1 dla β i γ) oraz współczynniki wagowe tkanek wdrażając jednocześnie nową wielkość – dawkę równoważną i dla rozróżnienia inną jednostkę – Sv. Wprowadzenie takiej koncepcji do ochrony radiologicznej środowiska, gdzie główny nacisk położony jest na skutki deterministyczne jest problematyczne. Ponadto jeden schemat obliczeniowy (wzór nr 2.3.1)

stosowany jest do wszystkich organizmów, bez względu na to jak bardzo różnią się pod względem biologicznej złożoności. Dlatego też pozostano przy podstawowej jednostce Gy (Gy/h) (Beresford, i inni 2007, ICRP, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection 2007, Brown, Hosseini, i inni 2006).

Moce dawek obliczone w niniejszej pracy pochodzą od skażeń wewnętrznych³ (wchłonięć) i wyliczone zostały według formuły:

$$\dot{D}_{int} = \sum_i C_i D_{CC,int} \quad 2.3.1$$

\dot{D}_{int} – moc dawki zaabsorbowanej pochodząca od ekspozycji wewnętrznej [$\mu\text{Gy/h}$]

C_i – stężenie i-tego radioizotopu w organizmie [Bq/kg], w przeliczeniu na masę świeżą

$D_{CC,int}$ – współczynnik konwersji dawki [$\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$].

Współczynnik konwersji dawki definiuje się jako dawkę pochłoniętą przez organizm w jednostce czasu (h) w wyniku wchłonięcia jednostkowej aktywności (Bq/kg) danego radionuklidu (Beresford, i inni 2007). Parametry te dla programu ERICA tool wyznaczone zostały za pomocą symulacji Monte Carlo (Brown, Alfonso, i inni 2008). W obliczeniach przyjęto następujące założenia: organizm jest zanurzony w nieskończonym, homogenicznym medium, aktywność jest równomiernie rozlokowana w organizmie, gęstość organizmu i otaczającego go medium są takie same. Ostatnie założenie stosuje się szczególnie do środowiska wodnego. Mimo tego metoda oparta na takim założeniu może być stosowana dla pozostałych ekosystemów, gdyż wpływ gęstości ośrodka na absorpcję energii promieniowania jonizującego wewnątrz organizmu jest mały (Keum, Jun, i inni 2010). Współczynniki konwersji dawki wyznaczone zostały dla poszczególnych radionuklidów i dla poszczególnych organizmów referencyjnych

Inaczej dawkę pochłoniętą można opisać też w kategoriach frakcji energii zaabsorbowanej przez organizm referencyjny (Keum, Jun, i inni 2010, Ulanovsky i Prohl 2006):

$$D_{int} = \sum_i E_i y_i \phi_\alpha(E_i) + \sum_i E_i y_i \phi_\gamma(E_i) + \int N_\beta(E) E \phi_\beta(E) dE \quad 2.3.2$$

E_i – energia emitowanej cząstki alfa/fotonu gamma [MeV]

y_i – prawdopodobieństwo emisji cząstki/fotonu [rozpad^{-1}]

$N_\beta(E)$ – spektrum energii E cząstek beta [$\text{rozpad}^{-1}\cdot\text{MeV}^{-1}$]

$\phi(E)$ – zaabsorbowana frakcja energii.

³ Dawka zewnętrzna pochodzi od absorpcji energii promieniowania emitowanego przez radionuklidy zawarte w medium, w którym żyje organizm np. dawkę zewnętrzną ryba otrzymuje od promieniotwórczości obecnej w wodzie i osadzie dennym zbiornika w którym przebywa

Ilość wyemitowanej z wchłoniętych radionuklidów energii, która została zaabsorbowana w organizmie zależy od energii, rodzaju promieniowania (w tym zasięgowe lub nie) i wielkości organizmu. Konieczne zatem jest uwzględnienie jego masy i kształtu. Podstawą do oszacowania takiej frakcji jest obliczenie absorpcji w sferze. Następnie poprzez odpowiednie modyfikacje można uzyskać wielkość pochłaniania w elipsoidach lub walcach, które reprezentują konkretne organizmy (Keum, Jun, i inni 2010, Ulanovsky, Prohl i Gomez-Ros 2008, Vives i Batlle, i inni 2007, Ulanovsky i Prohl 2006):

$$\phi(E, m, \eta) = S(E, m, \rho) \cdot \phi_0(E, m) \quad 2.3.3$$

$\phi(E, m, \eta)$ – frakcja energii zaabsorbowana w niesferycznym organizmie

ρ – parametr „niesferyczności” zdefiniowany jako stosunek powierzchni organizmu sferycznego do powierzchni organizmu niesferycznego o tej samej masie

$S(E, m, \eta)$ –czynnik skalujący

$\phi_0(E, m)$ – frakcja energii zaabsorbowana przez organizm o kształcie kulistym o masie równej masie organizmu niesferycznego.

Przy obliczeniu dawek pochłoniętych stosuje się współczynniki jakości promieniowania: α - 10, niskoenergetyczne β ($E_\beta < 10 \text{ keV}$) - 3, wysokoenergetyczne β ($E_\beta > 10 \text{ keV}$) i γ - 1 (Brown, Alfonso, i inni 2008, Ulanovsky, Prohl i Gomez-Ros 2008, Beresford, i inni 2007). Ich wybór podyktowany był różnym zasięgiem promieniowania (drogą swobodną) w tkance a co za tym idzie różną wielkością frakcji energii zaabsorbowanej w organizmie. Najprostszą sytuacją jest kontaminacja radioizotopami alfa-promieniotwórczymi. Zasięg takich cząstek (o energiach 3-10 MeV) w tkance, jest bardzo mały (16-130 μm), zwłaszcza w porównaniu z rozmiarami organizmów. Poza przypadkiem bakterii, zakłada się zatem, że cała energia cząstek alfa zostaje zdeponowana w organizmie. Podobnie jest z nuklidami emitującymi niskoenergetyczne cząstki beta ($E_\beta < 10 \text{ keV}$). W przypadku wysokoenergetycznego promieniowania beta ($E_\beta > 10 \text{ keV}$) i promieniowania γ ułamek energii zaabsorbowanej jest zależny od rozmiarów organizmu, energii cząstek β i ich zasięgu lub energii fotonów gamma i ich średniej drożdy swobodnej w tkance (Brown, Gomez-Ros, i inni 2003).

Istotnym elementem w wyznaczeniu współczynników konwersji dawki jest także uwzględnienie produktów rozpadu, które znajdują się w równowadze ze swoimi jądrami macierzystymi. W takim przypadku nuklidy pochodne również stanowią obciążenie radiacyjne dla organizmu. D_{CC} wykorzystywane w programie ERICA Tool uwzględniają wpływ produktów rozpadu nuklidów o czasie połowicznego zaniku mniejszym niż 10 dni z założeniem, że jądra pierwotne i ich izotopy pochodne podlegają tym samym procesom w organizmie (Brown, Alfonso, i inni 2008, Ulanovsky, Prohl i Gomez-Ros 2008, Beresford,

i inni 2007, Brown, Gomez-Ros, i inni 2003). W szczególności, w niniejszej pracy, uwzględnienie to oznacza, że przy obliczaniu dawki zaabsorbowanej w wyniku kontaminacji ^{90}Sr ($T_{1/2}=28,79$ lat) uwzględniony jest wpływ nuklidu pochodnego, ^{90}Y ($T_{1/2}=64$ godz.), znajdującego się w równowadze z macierzystym jądrem.

Kierując się założeniami programu ERICA Tool, zwłaszcza homogenicznym rozmieszczeniem radionuklidu w organizmie przyjęto następujący protokół postępowania w obliczaniu dawek. Dla każdego rodzaju organizmu (w porostach nie rozdzielano *Usnea antarctica* i *Usnea aurantiaco-atra*) lub gatunku obliczano średnie stężenie każdego z rozważanych radionuklidów sztucznych. Ponieważ część z wyników nie przekroczyła limitu detekcji, zwłaszcza w przypadku organizmów morskich, tam gdzie było to możliwe średnie stężenie obliczano wykorzystując statystyki opisowe dedykowane do danych lewostronnie cenzurowanych: estymator Kaplana–Meiera, MLE (ang. Maximum likelihood estimation), ROS (ang. Regression on order statistics). W przypadkach, gdy procent rezultatów nie przekraczających limitu detekcji był większy niż 80% wykorzystywano metodę podstawiania. Polegała ona na zastąpieniu limitu detekcji dla każdej z prób liczbą równą $L_D/2$ lub 0 i traktowaniu ich jak stężenie aktywności. W ten sposób przygotowano dwa rodzaje oszacowań, które nazwane zostały roboczo: oszacowaniem I typu i oszacowaniem II typu. W pierwszym wykorzystywano statystyki dla danych cenzurowanych i metodą podstawienia $L_D/2$. Dzięki takiemu postępowaniu przyjęto konserwatywny (restrykcyjny) model oceny zagrożenia radiologicznego dla środowiska. Oszacowanie typu II różniło się tylko wartością podstawienia równą 0 i cechowało się mniejszym konserwatyzmem.

Otrzymane wyniki średniego stężenia badanych radionuklidów w danych organizmach przeliczano następnie na stężenia w masie inicjalnej za pomocą stosunku masy świeżej do masy spopiłonej uzyskanej wcześniej, w czasie przygotowań do procedur radiochemicznych. Wyznaczone w ten sposób wartości wykorzystywano do obliczeń mocy dawki. Należy jednak wspomnieć, że ERICA Tool zakłada, że stężenia wejściowe będą w Bq/kg masy świeżej. Tymczasem masa inicjalna, nie jest tożsama z masą świeżą (materiał badawczy na początkowym etapie był już w pewnym stopniu wysuszony, szczątki zwierząt pozyskane były *post mortem*, gdy część wody wyparowała już z organizmu). Wobec powyższego przygotowane opracowania są obciążone pewnym błędem lub przeszacowaniem, lub też inaczej ujmując, estymacja dozymetryczna przedstawiona w niniejszej dysertacji charakteryzuje się dużym konserwatyzmem oszacowania.

Użycie konkretnych statystyk opisowych dla danych cenzurowanych zależne było od proporcji danych cenzurowanych do wszystkich wyników (w obrębie jednego organizmu czy

gatunku). Przyjęte, na podstawie sugestii literaturowych (Wood, Beresford i Copplestone 2011) kryteria ujęto w tabeli nr 12. Obliczenia wykonano za pomocą pakietu R.

Tabela nr 12. Kryteria doboru statystyk do danych zawierających wyniki poniżej limitów detekcji zależne od ilości analizowanych prób i ułamka danych cenzurowanych.

% danych cenzurowanych	liczba prób ≤ 50	liczba prób ≥ 50
< 50%	estymator Kaplana-Meiera	estymator Kaplana-Meiera
50% - 80%	ROS	MLE
> 80%	-	-

Program Erica Tool proponuje wybór określonych organizmów referencyjnych, ale daje również możliwość zdefiniowania nowych. W tym celu należy określić masę organizmu i podać wymiary elipsoidy, która jest przybliżeniem takiego organizmu (tabela nr 13). Korzystając z tej sposobności utworzono: fokę, słońca morskiego, pingwina Adeli i białobrewego, petrela śnieżnego i olbrzymiego, oraz skułę. W przypadku pozostałych organizmów wykorzystano opcje wbudowane już w program.

Tabela nr 13. Parametry organizmów referencyjnych dodanych do programu ERICA Tool oraz z bazy danych używanych przez ERICA Tool.

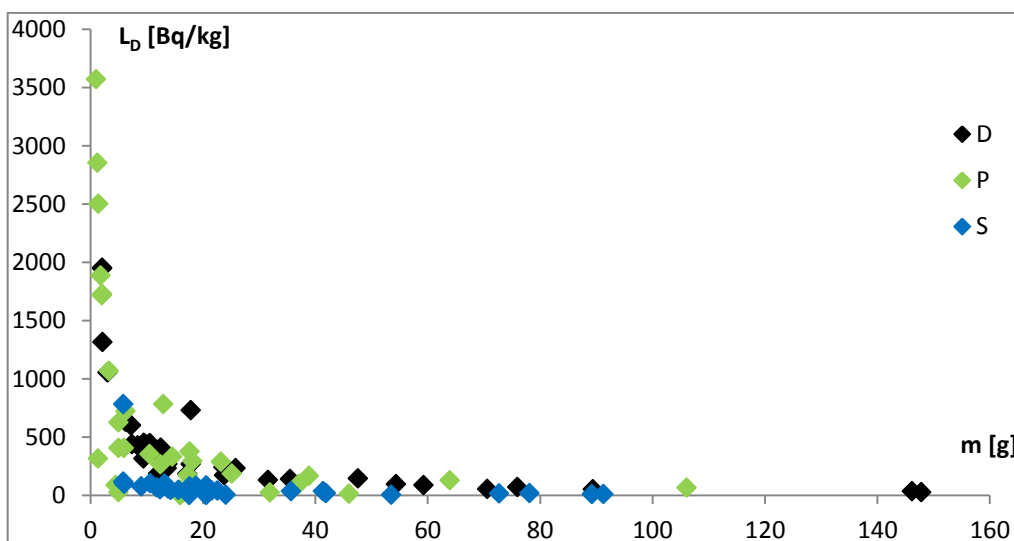
organizm	wymiary [cm]	masa [kg]
dodane do ERICA Tool		
<i>Pygoscelis adeliae</i>	70x40x40	3,5
<i>Pygoscelis papua</i>	90x40x40	6
<i>Macronectes giganteus</i>	90x30x30	5,4
<i>Pagodroma nivea</i>	30x20x20	0,25
<i>Catharacta antarctica</i>	60x20x20	2,3
<i>Mirounga leonina</i>	400x100x100	1000
<i>Leptonychotes weddellii</i>	300x90x90	400
<i>Harpagifer antarcticus</i>	8x4x3	0,2
<i>Chaenocephalus aceratus</i>	50x20x20	3,7
z bazy ERICA Tool		
mchy i porosty	4x0,2x0,2	0,0001
trawa	5x1x1	0,003
mięczak	10x4,5x3	0,0164
algi	50x5x0,5	0,652

3 WYNIKI

3.1 PROMIENIOTWÓRCZOŚĆ NATURALNA

W pracy wyznaczono stężenie aktywności pierwiastków naturalnych: ^{40}K , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$ w masie suchej lub spopielonej w 400°C . Uzyskane wyniki przedstawiają tabele nr 10 i 11. Wyniki dla organizmów morskich przestawione są w Bq/kg masy spopielonej w 400°C a dla organizmów lądowych w Bq/kg masy suchej. Ponadto w zestawieniu tym umieszczono stosunki aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ i $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$. Zwłaszcza z dozymetrycznego punktu widzenia dane te są niewystarczające (główny komponent dawki od promieniotwórczości naturalnej stanowi rad i jego pochodne oraz C-14), w niniejszej dysertacji mają one stanowić swoiste tło i porównanie dla informacji nt. poziomu skażeń antropogenicznych na terenach antarktycznych. Wybór tych właśnie radioizotopów naturalnych podyktowany był praktyką i rutyną pomiarową w Zakładzie Fizykochemii Jądrowej IFJ PAN, gdzie powstawała ta rozprawa.

Zanim omówione zostaną uzyskane wyniki stężenia aktywności ^{40}K istotne jest zwrócenie uwagi na trudność w detekcji tego izotopu, która spowodowana jest jego dużą zawartością w tle, dodatkowo różną dla trzech detektorów wykorzystywanych w pomiarach. Ponadto należy zauważyć, iż limit detekcji znacznie rośnie wraz ze spadkiem masy próby. Z tych właśnie powodów limity detekcji są bardzo zróżnicowane i niekiedy bardzo wysokie (rzędu nawet kilku kBq/kg), co ilustruje rysunek nr 14.



Rysunek nr 14. Zależność limitu detekcji L_D od masy próby dla trzech detektorów wykorzystywanych w niniejszej dysertacji.

Kształt wykresu, jak można się spodziewać, jest zbliżony do hiperboli, w formule na limit detekcji masa jest bowiem w mianowniku. Ale ważnym wnioskiem z tego zestawienia

jest informacja, że do pomiarów ^{40}K najlepszym detektorem jest „S”, gdzie wartości MDC dla małych mas (>20 g) są znacznie mniejsze niż w przypadku pozostałych detektorów. Inne detektory również mogą być użyte w tym celu, ale masa próby musi być odpowiednio wysoka, by wynik pomiaru przekroczył limit detekcji.

Średnie stężenie aktywności ^{40}K wyznaczone dla wszystkich zbadanych organizmów morskich wynosi 1340 Bq/kg, natomiast odchylenie standardowe 1670 Bq/kg (125%) co świadczy o bardzo dużym zróżnicowaniu zawartości potasu w antarktycznym środowisku morskim. Najwyższe stężenie aktywności ^{40}K wśród organizmów morskich odkryto w algach (próba B8), 7760 ± 1740 Bq/kg. Brunatnice te, zostały wyrzucone na brzeg morza w okolicach Stacji Arctowskiego. Nie można zatem zlokalizować miejsca, którym mogły rosnąć lub przebywać przez dłuższy czas. Najmniej izotopu potasu-40 zarejestrowano w muszlach *Nacella concina*, 21 ± 3 Bq/kg. Jednocześnie w tkankach miękkich tego mięczaka wyznaczono stężenie około 71 razy wyższe (1460 Bq/kg). Z uwagi na małe odległości na jakie migruje ten skałoczek można założyć, że przebywał on u wybrzeży Zatoki Admiralicji niedaleko Stacji Arctowskiego, gdzie próby *Nacella concina* zostały pobrane. Koniecznym jest też wspomnieć, że próby NM1 i NS1 były zbiorem wielu osobników, zwłaszcza tkanki miękkie, które stanowiło jedną, zbitą masę i nie możliwe było określenie liczby organizmów, które poddane zostały analizie.

W wyodrębnionej grupie organizmów morskich, którą konstituują ptaki największe stężenie potasu-40 w tkankach miękkich zmierzono u petrela olbrzymiego (GT4, skóra i pióra z korpusu), 3210 ± 520 Bq/kg. Jednocześnie najniższe stężenie, 430 ± 130 Bq/kg, wyznaczono w piórach z korpusu tego samego ptaka (GT1), który został znaleziony na morenie Lodowca Ekologii na Wyspie Króla Jerzego. W ptasich kościach maksymalne stężenie, 300 ± 70 Bq/kg, udało się zarejestrować w próbie AB7 (kości pingwina Adeli, Ogrody Jasnorzewskiego, Wyspa Króla Jerzego, 3.02.2010), a minimalny wynik, 39 ± 10 Bq/kg, uzyskano dla próby AB9 (kości pingwina Adeli, Ogrody Jasnorzewskiego, Wyspa Króla Jerzego, 1.15.2002).

Algi stanowią grupę organizmów morskich, w której we wszystkich organizmach stężenie ^{40}K wykraczało ponad limit detekcji. Jednocześnie otrzymane wyniki są zróżnicowane, odchylenie standardowe w tej grupie jest na poziomie 73%. Tak jak w przypadku próby B8 omówionej powyżej, dobrze określone jest miejsce poboru prób, natomiast nie jest możliwe wskazanie miejsca ich wzrostu (wraz z górami lodowymi mogły być przeniesione na znaczne odległości).

W zbiorze pozostałych organizmów morskich stężenie ^{40}K mieściło się w zakresie: 21 ± 3 Bq/kg (NS1) ÷ 2830 ± 1870 (CH1- ogon ryby, Zatoki Admiralicji, luty 2002)

Izotopy toru ^{232}Th i ^{230}Th zmierzono w 59 badanych próbach. W środowisku morskim wyniki rozciągają się od $0,05\pm 0,01$ Bq/kg (^{232}Th) i $0,07\pm 0,01$ Bq/kg (^{230}Th) wyznaczone dla skorup pingwinich jaj (PE2) do $16,36\pm 0,31$ (^{232}Th) i $15,18\pm 0,25$ Bq/kg (^{230}Th) w skórze słonia morskiego (MT1). Obie z tych prób odnalezione były na Wyspie Króla Jerzego, pierwsza w ostatnich dniach grudnia 2008 roku druga natomiast miesiąc później. Średnie stężenia aktywności ^{232}Th i ^{230}Th w organizmach morskich wynoszą odpowiednio 3,18 Bq/kg i 2,93 Bq/kg a odchylenia standardowe 4 Bq/kg i 3,4 Bq/kg.

Średnie stężenie aktywności ^{232}Th i ^{230}Th w algach wynosi odpowiednio 2,06 Bq/kg i 2,57 Bq/kg z odchyleniami standardowymi 1,43 Bq/kg i 1,42 Bq/kg. Największe wyznaczone stężenie wynosi $3,91\pm 0,33$ Bq/kg i $4,63\pm 0,39$ Bq/kg najmniejsze zaś $0,55\pm 0,05$ Bq/kg i $1,19\pm 0,14$ Bq/kg.

Wśród wyników uzyskanych dla prób ptaków widoczny jest trend: stężenie oznaczanych izotopów toru jest większe w tkankach miękkich i piórach ptaków niż w kościach. Średnia zawartość ^{232}Th i ^{230}Th w tkankach miękkich wynosi 4,4 Bq/kg i 4,08 Bq/kg. Zakres otrzymanych wyników zaczyna się od $0,13\pm 0,02$ Bq/kg (^{232}Th) i $0,18\pm 0,02$ (^{230}Th) wyznaczone w próbce AT6 (pingwin Adeli) zebranej w lutym 2010 roku w Ogrodach Jasnorzewskiego na Wyspie Króla Jerzego i kończy na $13,0\pm 1,2$ Bq/kg (^{232}Th) w próbce petrela śnieżnego (NT1) znalezionej na kontynencie, w Oazie Schirmachera w styczniu 2004 roku i 11 ± 1 Bq/kg (^{230}Th) w skrzydle wydryka antarktycznego (inaczej brunatnego, *Catharacta antarctica*) z okolic Stacji Arctowskiego zebranego w styczniu 2015 roku. Natomiast rezultaty pomiarów kości rozciągają się od $0,05\pm 0,01$ Bq/kg (^{232}Th) w skrzydle wydryka antarktycznego znalezionej na Wyspie Króla Jerzego (Turrent Point) w styczniu 2009 roku i $0,09\pm 0,01$ Bq/kg (^{230}Th) zmierzone w łapach pingwina Adeli znalezionej na Wyspie Króla Jerzego 10.01.2006 roku do $0,7\pm 0,11$ Bq/kg (^{232}Th) w próbce GB5 (petrel olbrzymi, Wyspa Pingwinia, 1.02.2010) i $1,25\pm 0,13$ Bq/kg w kościach petrela śnieżnego odnalezionej pod koniec stycznia 2004 roku w Oazie Schirmachera. Średnie wyniki i odchylenia standardowe dla ptasich kości wynoszą $0,34\pm 0,25$ Bq/kg (^{232}Th) i $0,67\pm 0,47$ Bq/kg (^{230}Th).

W pozostałych organizmach ze środowiska morskiego przedział stężeń ^{232}Th sięgał od $3,27\pm 0,28$ Bq/kg w skórze foki z Wyspy Króla Jerzego znalezionej 31.12.2008 (WT1) do $16,3\pm 1,24$ Bq/kg w skórze słonia morskiego znalezionej w Zatoce Rajskiej na Wyspie Króla Jerzego 21.01.2006 (MT1). Zakres wyników ^{230}Th w pozostałych organizmach morskich to: $0,1\pm 0,02$ Bq/kg (WB2, zebro foki Weddelli, Ogrody Jasnorzewskiego, 31.12.2008)÷ $15,2\pm 1,16$ Bq/kg (MT1).

Stosunki aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ we wszystkich otrzymanych wynikach są bardzo zróżnicowane i zawarte w przedziale od $0,23\pm 0,05$ do $8,7\pm 3,6$. Największe zróżnicowanie widoczne jest w grupie organizmów morskich gdzie minimalny wynik to $0,39\pm 0,08$ a maksymalny $8,7\pm 3,6$. Precyzując jeszcze bardziej rozbieżności te najbardziej uwidaczniają się w zbiorze prób kości ptaków, gdzie stosunki aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ mieszczą się w podobnie szerokim zakresie: od $0,63\pm 0,14$ do $8,7\pm 3,6$. Rezultaty dla tkanek miękkich rozciągają się od $0,39\pm 0,08$ do $3,8\pm 0,93$. Grupa pozostałych organizmów lądowych jest najmniej zróżnicowana, gdzie wartości stosunków mieszczą się między $0,77\pm 0,11$ i $0,93\pm 0,13$.

Stężenie izotopów uranu ^{234}U i ^{238}U w próbach ze środowiska morskiego analizowanych w niniejszej pracy było bardzo zróżnicowane. Średnia dla ^{234}U wynosi $5,65$ Bq/kg przy odchyleniu standardowym $10,5$ Bq/kg (185%) natomiast w przypadku ^{238}U średnie stężenie obliczono na $5,14$ Bq/kg z odchyleniem standardowym $9,27$ Bq/kg (180%). Największe stężenia wynoszące (odpowiednio dla ^{234}U i ^{238}U) $69,2\pm 5,6$ Bq/kg i $59,4\pm 4,8$ Bq/kg, otrzymano w próbie B7, najniższe, $0,13\pm 0,01$ Bq/kg (^{234}U) w kościach pingwina Adeli z Ogrodów Jasnorzewskiego z 21.02.2010 (AB8) i $0,11\pm 0,02$ Bq/kg (^{238}U) w kościach ze skrzydła *Catharacta antarctica* (CB1) znalezionego w okolicy Stacji Arctowskiego w styczniu 2015 roku.

W grupie brunatnic podobnie jak w całym ekosystemie zróżnicowanie wyników otrzymanych dla analizowanych izotopów uranu jest znaczna. Średnie stężenia ^{234}U i ^{238}U wynoszą odpowiednio $18,4$ Bq/kg i $15,9$ Bq/kg z odchyleniami standardowymi $28,6$ Bq/kg (155%) i $24,5$ Bq/kg (154%). Minimalne koncentracje odnotowano w próbie B7 $0,59\pm 0,11$ Bq/kg (^{234}U) i $0,75\pm 0,14$ Bq/kg (^{238}U), maksymalną, $0,59\pm 0,11$ Bq/kg i $0,75\pm 0,14$ Bq/kg w B3.

Wśród prób ptasich także odnotowano dużą rozbieżność w rezultatach. Średnia stężenia aktywności ^{234}U jest na poziomie $4,00$ Bq/kg z odchyleniem standardowym $5,97$ Bq/kg, a ^{238}U $3,88$ Bq/kg przy odchyleniu standardowym $5,89$ Bq/kg. Zakres otrzymanych wyników dla tkanek miękkich zaczyna się od $0,26\pm 0,03$ Bq/kg, $0,18\pm 0,02$ Bq/kg w próbie AT6 z Wyspy Króla Jerzego (Ogrody Jasnorzewskiego) z lutego 2010 roku i kończy na $23,7\pm 1,8$ Bq/kg i $22,2\pm 1,7$ Bq/kg w skórze i piórach petrela (GT5) z Wyspy Pingwiniej z lutego 2010 roku. Wartości skrajne dla stężeń ^{234}U i ^{238}U w kościach są następujące: $0,13\pm 0,01$ Bq/kg i $0,11\pm 0,02$ Bq/kg (odnotowane w próbach opisanych powyżej) oraz $2,39\pm 0,2$ Bq/kg i $1,98\pm 0,17$ Bq/kg kościach petrela śnieżnego (NB4). Średnie w tym zbiorze prób wynoszą $0,61$ Bq/kg i $0,5$ Bq/kg, a odchylenia standardowe $0,6$ Bq/kg i $0,59$ Bq/kg odpowiednio. Porównując te dane z liczbami opisującymi koncentracje izotopów uranu

w tkankach miękkich ptaków można zauważyć mniejsze zróżnicowanie, którym charakteryzują się wyniki otrzymane dla ptasich kościach.

Średnie stężenie ^{234}U i ^{238}U w pozostałych organizmach morskich wynosi 6,13 Bq/kg i 4,91 Bq/kg, odchylenia standardowe są na poziomie 83% i 87%. Najwyższy wynik dla ^{234}U odnotowano w próbie skóry foki (WT1) $12,5 \pm 1,7$ Bq/kg a ^{238}U w głowie ryby (H1) wyłowionej z wód zatoki Admiralicji 8.02.2002, 10 ± 1 Bq/kg. Najniższe stężenie zmierzono w muszlach *Nacella concina*, $0,22 \pm 0,03$ Bq/kg i $0,15 \pm 0,02$ Bq/kg.

Stosunki aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dla środowiska morskiego i lądowego w przeważającej liczbie przypadków są większe od jedności. Parametr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ został obliczony wprost z liczby zliczeń aby otrzymać mniejsze niepewności nie obciążone niepewnościami parametrów wykorzystywanych do obliczenia aktywności.

Tabela nr 14. Stężenie aktywności ^{40}K , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$ w Bq/kg oraz stosunki aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$, $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ w próbach ze środowiska morskiego; N/A – próba nie analizowana.

próba	^{40}K	^{232}Th	^{230}Th	$^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$	^{234}U	^{238}U	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$
B1	790±30	3,91±0,33	4,63±0,39	1,19±0,03	<0,33	<0,31	-
B2	2900±90	0,55±0,05	1,28±0,1	2,31±0,09	8,13±0,66	7,12±0,58	1,14±0,04
B3	4050±160	2,58±0,22	3,02±0,25	1,17±0,03	0,59±0,29	0,75±0,14	0,78±0,1
B7	1280±340	0,65±0,09	1,19±0,14	1,82±0,25	69,2±5,6	59,41±4,83	1,17±0,03
B8	7760±1740	2,58±0,25	2,71±0,26	1,05±0,04	7,83±0,92	6,83±0,81	1,15±0,06
B9	3890±870	<0,17	<0,28	-	6,34±0,48	5,29±0,41	1,20±0,05
H1	<1780	6,45±0,57	6,53±0,56	1,01±0,06	10,2±1	10,2±1	1,00±0,09
CH1	2830±1870	<0,72	<1,14	-	1,16±0,16	0,7±0,08	1,64±0,2
MT1	850±140	16,3±1,2	15,2±1,2	0,93±0,02	8,2±1	5,13±0,69	1,6±0,14
NM1	1460±230	3,27±0,28	2,5±0,2	0,77±0,04	11,5±1,3	9,18±0,99	1,26±0,08
NS1	21±3	<0,01	<0,02	-	0,22±0,04	0,15±0,02	-
WB2	<330	0,06	0,1±0,02	2,18±0,65	0,79±0,07	0,84±0,07	0,94±0,08
WT1	340±270	3,45±0,31	2,78±0,25	0,81±0,04	12,5±1,9	9,62±1,33	1,30±0,11
WT2	<2550	1,11±0,13	<0,8	-	4,44±0,42	3,46±0,36	1,28±0,14
PE1	<42	N/A	N/A	-	0,16±0,01	0,15±0,01	1,08±0,07
PE2	<26	0,05±0,01	0,07±0,01	1,26±0,09	0,15±0,01	0,14±0,01	1,06±0,05
PE4	<87	0,17±0,02	0,13±0,01	0,80±0,08	0,13±0,01	0,17±0,02	0,75±0,08
AB1	183±50	0,10±0,01	0,87±0,07	8,70±1,03	0,28±0,03	0,25±0,03	1,12±0,18
AB2	<170	0,07±0,01	0,09±0,01	1,33±0,11	0,3±0,03	0,26±0,02	1,15±0,11
AB4	147±34	<0,06	<0,1	-	0,13±0,01	0,12±0,01	1,12±0,06
AB5	<110	<0,2	<0,27	-	0,26±0,03	0,16±0,02	1,60±0,21
AB6	187±67	N/A	N/A	-	0,27±0,02	0,25±0,02	1,09±0,05
AB7	301±23	<0,02	0,11±0,02	-	0,33±0,03	0,28±0,03	1,17±0,1
AB8	<73	<0,17	<0,28	-	0,13±0,01	0,12±0,01	1,01±0,09
AB9	39±10	<0,07	0,23±0,04	-	0,87±0,06	0,76±0,05	1,15±0,04
CB1	<70	N/A	N/A	-	0,17±0,03	0,11±0,02	1,48±0,35
CB2	<90	<0,02	0,12±0,02	-	0,21±0,02	0,16±0,01	1,34±0,09
CB3	<120	N/A	N/A	-	0,22±0,03	0,2±0,03	1,09±0,15
CB4	<350	0,05±0,01	0,09±0,01	1,90±0,43	<0,08	<0,08	-
GB2	<190	0,10±0,01	<0,07	-	1,33±0,34	0,91±0,26	1,46±0,41
GB3	84±14	<0,03	0,18±0,03	-	0,6±0,04	0,48±0,04	1,24±0,06
GB4	270±23	0,32±0,06	1,07±0,17	1,41±0,25	0,75±0,05	0,63±0,04	1,18±0,05
GB5	N/A	0,7±0,11	0,87±0,13	1,23±0,1	0,23±0,02	0,20±0,02	1,14±0,1
NB1	<110	N/A	N/A	-	1,17±0,19	0,95±0,18	1,23±0,26
NB2	<150	0,69±0,06	0,44±0,04	0,63±0,04	1,3±0,1	1,18±0,09	1,10±0,06
NB4	200±90	0,44±0,06	1,25±0,13	2,85±0,35	2,39±0,2	1,98±0,17	1,21±0,09
AT1	<1670	5,37±0,45	5,6±0,46	1,04±0,06	N/A	N/A	-
AT2	<2800	3,7±0,4	3,67±0,37	0,99±0,09	9,15±0,79	9,44±0,83	0,97±0,08
AT3	1040±60	1,15±0,11	1,33±0,12	1,15±0,07	3,73±0,24	3,33±0,21	1,12±0,03
AT4	210±520	0,81±0,08	0,96±0,09	1,18±0,09	1,93±0,19	1,86±0,19	1,04±0,1
AT5	1180±490	<0,42	<0,59	-	0,59±0,05	0,62±0,06	0,95±0,09
AT6	1030±60	0,13±0,02	0,18±0,02	1,35±0,23	0,26±0,03	0,18±0,02	1,43±0,19
AT7	1490±170	1,73±0,17	1,51±0,15	0,87±0,06	3,58±0,3	3,63±0,3	0,99±0,05
AT8	<570	1,85±0,22	2,76±0,3	1,49±0,15	21,6±2,4	22±2	0,98±0,06
CT1	640±150	11,5±1,04	11±1	0,96±0,04	16,8±1,23	17,2±1,3	0,98±0,04
CT2	<490	2,57±0,37	2,72±0,4	1,06±0,13	6,29±0,61	7,13±0,68	0,88±0,07
CT3	<430	4,87±0,63	5,76±0,74	1,18±0,09	8,72±0,79	8,34±0,76	1,05±0,06
CT4	<800	9,63±0,76	9,3±0,73	0,97±0,03	10,5±0,8	10,9±0,9	0,11±0,02
GT1	430±220	1,3±0,13	1,39±0,13	1,07±0,08	2,85±0,24	2,42±0,21	1,18±0,08
GT2	<780	0,64±0,07	0,39±0,04	0,60±0,06	1,9±0,14	1,64±0,12	1,16±0,08
GT3	470±220	0,27±0,04	<0,34	-	2,14±0,17	1,7±0,14	1,25±0,07
GT4	2300±290	0,35±0,04	0,26±0,03	0,73±0,1	1,05±0,06	0,84±0,05	1,25±0,05
GT5	<570	6,76±0,62	5,86±0,54	0,87±0,04	23,2±1,8	22,2±1,7	1,04±0,03
N3	<1770	6,63±0,55	7,36±0,6	1,11±0,06	12,1±1	10±0,9	1,20±0,09
NT1	<200	12,9±1,2	4,99±0,46	0,39±0,01	12±1	11,3±1	1,05±0,04
NT2	570±70	10±0,9	6,39±0,58	0,64±0,02	11,1±1,2	10,1±1,1	1,09±0,07
PF1	<1200	1,62±0,22	6,17±0,62	3,80±0,44	3,21±0,29	4,5±0,41	0,71±0,06
PF2	<2900	<0,54	<0,94	-	<1,95	<1,01	-
PF3	<3600	<1,22	<1,84	-	<2,34	<2,09	-

Podobnie jak w środowisku morskim, wyniki stężenia aktywności potasu-40 w próbach z ekosystemu lądowego są bardzo zróżnicowane. Średnia wynosi 370 Bq/kg a odchylenie standardowe 710 Bq/kg (194%). Od razu można też zauważyć, że wyniki pomiarów stężenia aktywności ^{40}K w środowisku lądowym są niższe niż w morskim. Maksymalny wynik, uzyskany dla próby mchu (SU32), wynosi 4040 ± 480 Bq/kg, stanowi to około 52% maksymalnego wyniku w ekosystemie morskim. Materiał ten pobrany był na Wyspie Króla Jerzego, w obrębie przylądka Lions Rump, w styczniu 2007. Minimalne stężenie, $14 \pm 0,3$ Bq/kg, zmierzono w próbie porostu UA4, pozyskanej w pobliżu argentyńskiej stacji Carlini, na Wyspie Króla Jerzego, pod koniec 2005 roku.

Średnia wartość stężenia radionuklidu ^{40}K w zbadanych mchach wynosi 570 Bq/kg, a odchylenie standardowe 1010 Bq/kg (176%), co wskazuje na duże zróżnicowanie w otrzymanych wynikach. Podobnie duży rozrzut rezultatów uzyskano w grupie porostowej, średnie stężenie omawianego izotopu potasu wynosi 190 Bq/kg a odchylenie standardowe 1010 Bq/kg (147%). Dane dotyczące prób gleby są bardziej jednolite, zbadane trzy próby pobrane z przedpoła Lodowca Ekologii na Wyspie Króla Jerzego wynoszą 260 ± 58 Bq/kg, 300 ± 68 Bq/kg i 320 ± 72 Bq/kg. Mimo dużego zróżnicowania wyników otrzymanych w grupie mchów i porostów można zauważyć, że rezultaty wśród mszaków są wyższe.

Maksymalne stężenie potasu 40 wśród prób mchu stwierdzono w próbce SU32 opisanej powyżej, minimalne stężenie, 115 ± 16 Bq/kg, w tej grupie otrzymano w próbce SU8 pobranej w okolicy rosyjskiej stacji badawczej Bellingshausen, na Wyspie Króla Jerzego, w grudniu 2005 roku. Najwyższe stężenie w porostach, 1240 ± 300 Bq/kg znaleziono w próbce UA23 z tej samej wyspy, pobrane pod koniec stycznia 2002. Jednocześnie wynik dla próby UA22A uzyskanej w tym samym czasie z tego samego miejsca znalazł się poniżej limitu detekcji. Próba o minimalnym stężeniu ^{40}K , UA4 opisana została wcześniej.

Między środowiskiem lądowym i morskim da się zauważyć różnicę w wysokości otrzymanych wyników. Średnia, wartość minimalna i maksymalna stężenia dla organizmów morskich są wyższe niż w ekosystemie lądowym. Ponadto wśród prób, dla których otrzymano wyniki powyżej limitu detekcji, tych które charakteryzują się stężeniem powyżej 1000 Bq/kg jest więcej w środowisku morskim 45 %, w środowisku lądowym jest ich 7 %.

Wyniki badań ^{232}Th i ^{230}Th dla organizmów ze środowiska lądowego rozkładają się podobnie jak w ekosystemie morskim. Średnie stężenia i odchylenia standardowe wynoszą odpowiednio 3,24 Bq/kg i 2,83 Bq/kg oraz 3,24 Bq/kg i 3,2 Bq/kg. Minimalne wyniki, $0,09 \pm 0,01$ Bq/kg, $0,12 \pm 0,01$ Bq/kg otrzymano dla porostu UA20 z okolic Argentyńskiej stacji na Półwyspie Antarktycznym pobranym w grudniu 2006, maksymalne, $14,7 \pm 1,47$ Bq/kg

i $16,5 \pm 1,62$ Bq/kg dla mchu SU4 pozyskanego w połowie lutego 2005 roku na Wyspie Króla Jerzego.

W grupie samych mszaków średnia jest nieco wyższa dla ^{232}Th 4,43 Bq/kg i ^{230}Th 4,04 Bq/kg z odchyleniami standardowymi 3,24 Bq/kg i 3,2 Bq/kg. Minimalne stężenie zarejestrowano w próbie SU28 z Wyspy Zwodniczej pobranej w lutym 2006 roku.

Natomiast wśród porostów otrzymane rezultaty były niższe. Średnie stężenia wynoszą 0,71 Bq/kg (^{232}Th) i 0,5 Bq/kg (^{230}Th) z odchyleniami standardowymi na poziomie 0,67 Bq/kg i 0,36 Bq/kg. Maksymalny uzyskany wynik to $2,68 \pm 0,20$ Bq/kg i $1,74 \pm 0,13$ Bq/kg w UA1 z Półwyspu Melville na Wyspie Króla Jerzego zebranej w grudniu 2005 roku.

Stężenia analizowanych izotopów toru w glebach są wyższe niż 1 Bq/kg i sięgają $10,2 \pm 1,1$ Bq/kg (^{232}Th) oraz $8,34 \pm 0,9$ Bq/kg (^{230}Th).

Czynnik $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w grupie prób lądowych jest mniej zdywersyfikowany niż w środowisku morskim. Najniższy stosunek wynosi $0,23 \pm 0,05$ najwyższy zaś $1,59 \pm 0,38$. Rezultaty wśród mchów zamykają się w zakresie $0,64 \pm 0,1 \div 1,12 \pm 0,17$, dla porostów w $0,23 \pm 0,05 \div 1,59 \pm 0,38$, a dla gleb $0,61 \pm 0,11 \div 0,96 \pm 0,16$

Rozpiętość wyników pomiarów ^{234}U i ^{238}U uzyskanych dla organizmów lądowych wynosi ponad 40 Bq/kg. Najwyższe stężenia, 51 ± 5 Bq/kg (^{234}U) i 46 ± 4 Bq/kg (^{238}U), stwierdzono w mchu SU4, podobnie jak w przypadku ^{232}Th i ^{230}Th , najmniejsze zaś w poroście UA16 ($0,24 \pm 0,03$ Bq/kg; ^{234}U) zebrany na Wyspie Pingwiniej 15.02.2006 i UA20 ($0,23 \pm 0,04$ Bq/kg; ^{238}U). Średnie stężenie dla wszystkich prób ze środowiska lądowego wynosi 3,24 Bq/kg i 2,83 Bq/kg, a odchylenia standardowe 3,24 Bq/kg i 3,2 Bq/kg.

W grupie mszaków średnie otrzymanych rezultatów to 4,43 Bq/kg (^{234}U) i 4,04 Bq/kg (^{238}U) z odchyleniami standardowymi równymi odpowiednio 3,18 Bq/kg i 3,38 Bq/kg. Największe stężenia odnotowano w próbie SU4, natomiast najniższe, $0,41 \pm 0,05$ i $0,49 \pm 0,05$ Bq/kg w próbie SU28. W tym miejscu, od razu można zauważyć, że wartości ekstremalne dla toru i uranu odkryto w tych samych próbach mchu.

Bardzo zbliżona sytuacja ma miejsce wśród prób porostowych. Maksymalne stężenie ^{234}U wynoszące $2,70 \pm 0,21$ Bq/kg a dla ^{238}U wynoszące $2,08 \pm 0,16$ Bq/kg otrzymano w tym samym poroście, w którym było największe stężenie ^{232}Th i ^{230}Th . Najniższy rezultat dla ^{234}U , $0,24 \pm 0,03$ Bq/kg, uzyskano w próbie UA16, a ^{238}U , $0,23 \pm 0,04$ Bq/kg, w UA20. Podobnie w UA20 była najmniejsza koncentracja analizowanych izotopów toru.

W próbach gleby S1 i S2 stężenia uranu 234 i 238 są porównywalne, natomiast w próbie S3 uzyskany wynik jest ok. 2 większy.

Jak wskazano powyżej stosunki aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ w przeważającej liczbie przekraczają 1. Wśród prób lądowych można wskazać dwie, które znacząco odbiegają od

pozostałych, są to SU41 i UA20, gdzie stosunek aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ wynosi odpowiednio $2,27\pm 0,36$ Bq/kg i $2,00\pm 0,40$ Bq/kg. Szersza analiza trendów odczytanych z uzyskanych wyników $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ przedstawiona jest w rozdziale 4.

Tabela nr 15. Stężenia aktywności ^{40}K , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$ w Bq/kg oraz stosunki aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$, $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ w próbach ze środowiska lądowego, N/A – próba nie analizowana.

próba	^{40}K	^{232}Th	^{230}Th	$^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$	^{234}U	^{238}U	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$
SU1	190±70	5,5±0,4	4,05±0,31	0,74±0,02	4,82±0,7	4,06±0,61	1,19±0,12
SU4	470±180	14,7±1,5	16,5±1,6	1,12±0,07	51±5	46±4	1,12±0,05
SU7	220±160	8,39±0,71	6,76±0,57	0,80±0,03	8,93±0,8	8,36±0,76	1,07±0,06
SU8	115±20	N/A	N/A	-	4,09±0,5	4,53±0,55	0,9±0,07
SU12	<1070	2,74±0,29	2,5±0,3	0,91±0,08	4,26±0,33	4,78±0,37	0,89±0,06
SU14	170±30	2,08±0,2	1,92±0,19	0,92±0,07	3,04±0,31	3,38±0,35	0,9±0,09
SU16	150±20	8,9±0,9	8,26±0,85	0,93±0,04	7,9±0,81	8,58±0,9	0,92±0,05
SU18	140±20	2,3±0,2	1,6±0,2	0,70±0,04	1,29±0,17	2,43±0,34	0,53±0,05
SU20	120±30	3±0,2	3,12±0,25	1,04±0,03	4,1±0,4	4,07±0,37	1,01±0,06
SU25	<410	1,63±0,14	1,46±0,12	0,89±0,05	1,94±0,19	2,35±0,23	0,82±0,07
SU28	150±30	0,23±0,02	0,23±0,02	1,00±0,06	0,41±0,05	0,49±0,05	0,84±0,07
SU29	<230	2,37±0,2	1,7±0,14	0,72±0,04	3,02±0,25	3,12±0,26	0,97±0,07
SU30	<380	0,5±0,05	0,44±0,04	0,89±0,07	0,82±0,08	0,93±0,09	0,88±0,07
SU32	4040±480	5,31±0,44	4,83±0,41	0,91±0,03	11,3±1,6	8,72±1,24	1,29±0,11
SU33	2350±280	4,57±0,37	4,66±0,37	1,02±0,04	5,41±0,38	4,96±0,36	1,09±0,06
SU34	230±40	3,58±0,36	3,29±0,33	0,92±0,05	N/A	N/A	-
SU35	170±30	2,38±0,26	1,56±0,18	0,66±0,05	N/A	N/A	-
SU36	180±20	1,12±0,11	0,83±0,08	0,74±0,04	2,21±0,19	2,2±0,2	1,0±0,05
SU37	<240	2,71±0,27	<0,28	-	3,76±0,65	3,2±0,6	1,17±0,16
SU39	<270	6,84±0,58	5,97±0,5	0,87±0,03	8,88±0,79	7,61±0,69	1,17±0,07
SU40	290±80	5,04±0,44	4,42±0,39	0,88±0,04	7,22±0,8	7,86±0,87	0,92±0,07
U41	330±170	2,81±0,27	2,65±0,25	0,95±0,04	1,72±0,25	0,76±0,13	2,27±0,36
SU42	330±100	4,44±0,4	4,15±0,37	0,93±0,03	8,91±1,5	7,71±1,3	1,16±0,1
SU43	180±140	3,97±0,6	4,42±0,4	1,11±0,05	5,46±0,5	5,82±0,53	0,94±0,06
SU44	360±120	3,8±0,38	2,91±0,3	0,76±0,04	6,62±0,41	6,16±0,38	1,08±0,03
SU45	810±260	10,4±1	11,1±1	1,07±0,05	<5,5	<4,2	-
UA1	74±20	2,68±0,2	1,74±0,13	0,65±0,02	2,7±0,21	2,08±0,16	1,3±0,07
UA3	59±15	0,68±0,11	0,73±0,12	1,06±0,12	0,94±0,08	0,87±0,08	1,09±0,06
UA4	14±3	0,39±0,04	0,38±0,04	0,97±0,1	0,31±0,05	0,44±0,07	0,7±0,13
UA6A	110±70	<0,06	<0,09	-	0,52±0,05	0,39±0,04	1,32±0,16
UA7A	160±50	0,97±0,09	0,58±0,05	0,59±0,04	0,88±0,13	1,21±0,17	0,73±0,09
UA8A	<3	0,33±0,04	0,26±0,03	0,80±0,08	<0,63	0,91±0,22	-
UA9	160±90	0,23±0,03	0,22±0,02	0,98±0,11	0,41±0,04	0,51±0,06	0,8±0,1
UA10	190±150	2,17±0,16	0,5±0,04	0,23±0,01	0,6±0,06	0,63±0,06	0,96±0,1
UA11	260±160	0,36±0,03	0,41±0,04	1,13±0,09	0,24±0,03	0,32±0,05	0,74±0,12
UA12	160±60	0,19±0,19	0,3±0,03	1,59±0,16	<0,35	0,22±0,04	-
UA13	105±30	0,55±0,05	0,57±0,05	1,03±0,05	0,96±0,08	0,8±0,07	1,2±0,09
UA14	86±22	0,58±0,05	0,38±0,03	0,66±0,04	1,04±0,07	0,98±0,07	1,07±0,07
UA15A	80±24	0,81±0,08	0,57±0,06	0,70±0,06	0,63±0,05	0,62±0,05	1,01±0,08
UA16	60±17	0,35±0,03	0,31±0,3	0,89±0,06	0,24±0,03	0,32±0,04	0,77±0,08
UA17A	90±23	0,37±0,04	0,22±0,02	0,60±0,04	0,65±0,05	0,67±0,05	0,97±0,05
UA18	75±45	0,59±0,05	0,46±0,04	0,77±0,05	0,94±0,08	0,91±0,8	1,03±0,06
UA20	87±23	0,09±0,01	0,12±0,01	1,24±0,14	0,46±0,06	0,23±0,04	2,0±0,4
UA21A	540±120	<0,89	<1,29	-	<17	<13	-
UA22A	<25	0,84±0,07	0,66±0,05	0,78±0,03	1,21±0,11	1,23±0,12	0,98±0,07
UA23	1240±230	1,1±0,1	0,86±0,08	0,79±0,05	1,36±0,09	1,31±0,09	1,04±0,05
UA24	49±11	0,24±0,02	0,23±0,02	0,96±0,1	<0,66	<0,51	-
D1	170±50	1,18±0,10	0,95±0,08	0,97±0,1	2,58±0,24	2,44±0,23	1,06±0,07
S1	260±60	5,97±0,90	3,62±0,54	0,80±0,04	3,61±0,63	3,22±0,58	1,12±0,18
S2	300±70	7,64±0,70	7,36±0,64	0,61±0,05	4,39±0,86	3,32±0,69	1,32±0,24
S3	320±70	10,2±1,0	8,34±0,89	0,96±0,03	12,5±1,2	12,4±1,2	1,01±0,05

3.2 PROMIENIOTWÓRCZOŚĆ ANTROPOGENICZNA

W czasie realizacji niniejszej pracy wyznaczono stężenie aktywności radionuklidów antropogenicznych: ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238,239+240}\text{Pu}$ i ^{241}Am w masie suchej lub spopiłonej w 400°C . Wyniki zostały przeliczone na dzień poboru próby. Dodatkowo w wybranych próbach wyznaczono masowe stosunki izotopowe $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$. Otrzymane rezultaty zostały przedstawione w tabelach poniżej (tabele nr 16, 17, 18).

W materiale z ekosystemu morskiego stężenie ^{137}Cs powyżej limitu detekcji zanotowano tylko w dwóch próbach: w NT2 – tkankach miękkich i piórach ze skrzydeł petrela śnieżnego z Oazy Schirmachera znalezionych w styczniu 2004 roku ($18,6\pm 3,4$ Bq/kg) i w NB4 – kościach petrela śnieżnego również z Oazy Schirmachera (inny osobnik niż NT2) zebranych w styczniu 2004 roku ($6,76\pm 2,68$ Bq/kg). W porównaniu z naturalnym gamma emiterym ^{40}K są to wyniki dużo niższe, o 1 rząd wielkości w przypadku próby NB4 lub 2 w przypadku próby NT2.

Średnia koncentracja ^{90}Sr w materiale badawczym ze środowiska morskiego wynosi $9,49$ Bq/kg a odchylenie standardowe $13,03$ Bq/kg. Rozpiętość uzyskanych wyników to $1,75\pm 0,56 \div 46,4\pm 2,5$ Bq/kg. Najniższe stężenie otrzymano w piórach z korpusu petrela olbrzymiego (GT1) znalezionego 9.01.2006 na morenie Lodowca Ekologii na Wyspie Króla Jerzego, najwyższe stężenie w skrzydle petrela śnieżnego (N3, tkanki miękkie i kości) z Oazy Schirmachera zebrane 2 stycznia 2004 roku. W grupie alg tylko w jednej próbce (B3) poziom ^{90}Sr był powyżej limitu detekcji: $3,73\pm 2,2$, Bq/kg. W zbiorze prób kości ptasich średnie stężenie wynosi $5,05$ Bq/kg a odchylenie standardowe $3,59$ Bq/kg. Minimalną koncentrację, $2,18\pm 0,46$ Bq/kg, odkryto w kościach czaszki petrela olbrzymiego (GB2) opisanego powyżej a największe, $10,12\pm 0,56$ Bq/kg, w próbce NB4 (kości petrela śnieżnego, Oaza Schirmachera, 21.01.2004). Wśród tkanek miękkich ptaków zakres otrzymanych rezultatów zaczyna się od $1,75\pm 0,56$ Bq/kg w piórach z korpusu petrela olbrzymiego (GT1) a kończy na $46,4\pm 2,5$ Bq/kg w tkankach miękkich petrela śnieżnego (N3) z Oazy Schirmachera scharakteryzowanego powyżej. Średnia koncentracja omawianego izotopu strontu w materiale badawczym jaki stanowią tkanki miękkie i pióra ptaków wynosi $13,4$ Bq/kg a odchylenie standardowe $17,07$ Bq/kg. Można zatem zauważyć, że wyniki te są bardziej zróżnicowane niż w grupie kości.

Izotopy plutonu ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach pochodzenia morskiego są średnio na poziomie $0,052$ Bq/kg i $0,26$ Bq/kg przy adekwatnych odchyleniach standardowych: $0,086$ Bq/kg i $0,62$ Bq/kg. Spektrum otrzymanych wyników pomiaru ^{238}Pu to $0,0025\pm 0,0004 \div 0,33\pm 0,04$ Bq/kg i $^{239+240}\text{Pu}$ to $0,005\pm 0,001 \div 3,13\pm 0,22$ Bq/kg. Minimalne wartości otrzymano w kościach pingwina Adeli (AB9) z Ogrodów Jasnorzewskiego na

Wyspie Króla Jerzego znalezionych w styczniu 2002 roku (^{238}Pu) i w kościach z korpusu petrela olbrzymiego (GB3) z moreny Lodowca Ekologii z Wyspy Króla Jerzego zebranego 9.01.2006 ($^{239+240}\text{Pu}$). Maksymalne wartości zaś w tkankach miękkich petrela śnieżnego (N3) z Oazy Schirmachera pobranego 21.01.2004 roku. W grupie alg średnie koncentracje i odchylenia standardowe wynoszą 0,032 Bq/kg i 0,007 Bq/kg oraz 0,21 Bq/kg i 0,12 Bq/kg dla ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ odpowiednio. Najmniejsze stężenia ^{238}Pu : $0,023\pm 0,005$ Bq/kg i $^{239+240}\text{Pu}$: $0,023\pm 0,003$ Bq/kg odnotowano w próbach B7 i B8 znalezionych na miejscu Shag Point nad brzegiem Zatoki Admiralicji w grudniu 2006 roku. Największe stężenia: $0,041\pm 0,005$ Bq/kg (^{238}Pu), $0,33\pm 0,03$ Bq/kg ($^{239+240}\text{Pu}$) zmierzono w próbce B1 zebranej w tym samym czasie i w tej samej lokalizacji co wymienione wcześniej próby alg. $0,029$ Bq/kg i $0,15$ Bq/kg to średnie stężenia radionuklidów ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w grupie ptasich kości, gdzie odchylenia standardowe wynoszą odpowiednio $0,040$ Bq/kg i $0,26$ Bq/kg. Zakres otrzymanych rezultatów w tym zbiorze przedstawia się następująco: $0,0025\pm 0,0004$ ÷ $0,076\pm 0,009$ Bq/kg ^{238}Pu ; $0,005\pm 0,001$ ÷ $0,55\pm 0,04$ Bq/kg $^{239+240}\text{Pu}$. Skrajne wartości ^{238}Pu zmierzono w kościach pingwina Adeli z Ogrodów Jasnorzewskiego na Wyspie Króla Jerzego (AB9) i kościach petrela śnieżnego z Oazy Schirmachera (NB4). Minimalną koncentrację $^{239+240}\text{Pu}$ otrzymano w próbce GB3 z Wyspy Króla Jerzego. W zbiorze tkanek miękkich średnie stężenie wynosiło $0,08$ i $0,30$ Bq/kg dla ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ odpowiednio. Adekwatne odchylenia standardowe wynoszą $0,12$ i $0,77$ Bq/kg. Najmniejsze stężenie ^{238}Pu , $0,009\pm 0,002$ Bq/kg otrzymano w piórach i tkankach miękkich ze skrzydeł petrela śnieżnego (NT1) znalezionych 21.01.2004 roku w Oazie Schirmachera a $^{239+240}\text{Pu}$, $0,009\pm 0,002$ Bq/kg w tkankach miękkich i piórach pingwina Adeli (AT8) z Ogrodów Jasnorzewskiego (Wyspa Króla Jerzego) uzyskanego na początku lutego 2010 roku. Maksymalną koncentrację opisywanych tutaj izotopów plutonu zmierzono w skrzydle petrela śnieżnego (N3) z Oazy Schirmachera: $0,33\pm 0,04$ Bq/kg (^{238}Pu) i $3,13\pm 0,22$ Bq/kg ($^{239+240}\text{Pu}$). Wśród pozostałych prób ze środowiska morskiego stężenie $^{239+240}\text{Pu}$ powyżej limitu detekcji, $0,07\pm 0,01$ Bq/kg, uzyskano jedynie we fragmencie skóry słonia morskiego (MT1) znalezionej na plaży Zatoki Rajskiej na Wyspie Króla Jerzego 21.01.2007 roku. ^{238}Pu nie stwierdzono w tej grupie, tzn. otrzymane wyniki nie przekroczyły limitu detekcji.

Na tle opisanych wcześniej koncentracji naturalnych alfa emiterów wyniki te są niskie. Przykładowo średnie ^{230}Th , ^{232}Th , ^{234}U , ^{238}U w środowisku morskim wynoszą odpowiednio: $2,93$ Bq/kg, $3,18$ Bq/kg, $5,65$ Bq/kg i $5,14$ Bq/kg są to wyniki o rząd wielkości większe od analogicznego parametru w rezultatach plutonowych. Dla minimalnych koncentracji ^{238}Pu w próbach morskich rozbieżność ta jest jeszcze większa i w porównaniu z najniższymi stężeniami ^{234}U czy ^{238}U różnica jest na poziomie 2 rzędów wielkości. Najmniejsza różnica

widoczna jest w grupie kości dla $^{239+240}\text{Pu}$, gdzie średnie są tego samego rzędu wielkości co dla ^{230}Th , ^{232}Th , ^{234}U , ^{238}U .

Wyznaczenie stosunku aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ możliwe było w 13 próbach ze środowiska morskiego. Obliczenie tego współczynnika przeprowadzono w oparciu o liczbę zliczeń, podobnie jak wcześniej w przypadku uranu i toru. Pod uwagę wzięto, tylko te próby, gdzie stężenie ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ było powyżej limitu detekcji. Otrzymane wyniki mieszczą się w zakresie od $0,09\pm 0,02$ (NT1) do $0,22\pm 0,04$ (AB9). Uśredniony stosunek aktywności wśród organizmów morskich wynosi $0,15$ wraz odchyleniem standardowym $0,04$.

Średnie stężenie ^{241}Am w próbach ze środowiska morskiego wynosi $0,31$ Bq/kg, odchylenie standardowe $0,68$ Bq/kg. Zakres otrzymanych wyników jest szeroki: od $0,008\pm 0,001$ Bq/kg w kościach pingwina Adeli (AB2) z Wyspy Króla Jerzego z 10.01.2006 r. do $2,38\pm 0,18$ Bq/kg w skrzydle petreła śnieżnego z Oazy Schirmachera z 21.01.2004 r. Wśród alg najmniejszą koncentrację ^{241}Am : $0,012\pm 0,002$ Bq/kg zanotowano w próbce B8, a największą: $0,15\pm 0,02$ Bq/kg w próbce B7. Obie próby zebrano w grudniu 2006 roku na plaży Zatoki Admiralicji. W zbiorze tkanek miękkich ptaków uśrednione stężenie analizowanego izotopu ameryku wynosi $0,64$ Bq/kg, a odchylenie standardowe $0,95$ Bq/kg. Minimalny wynik uzyskano w próbce AT4 (pingwin Adeli znaleziony w styczniu 2006 roku na Wyspie Króla Jerzego) a maksymalny w próbce N3 czyli skrzydle petreła śnieżnego opisanego powyżej. W grupie ptasich kości otrzymano średnio $0,09$ Bq/kg ^{241}Am przy odchyleniu standardowym $0,10$ Bq/kg. Najniższy rezultat: $0,008\pm 0,001$ Bq/kg uzyskano w próbce AB2 scharakteryzowanej powyżej, najwyższy: $0,25\pm 0,02$ Bq/kg w kościach petreła śnieżnego z Oazy Schirmachera znalezione pod koniec stycznia 2004 roku. W pozostałych organizmach morskich tylko w jednej próbce znaleziono ^{241}Am powyżej limitu detekcji. Były to musze mięczaka *Nacella concina* z miejsca Shag Point na Wyspie Króla Jerzego zebrane 10.01.2009 roku.

W porównaniu z wynikami ^{230}Th , ^{232}Th , ^{234}U , ^{238}U stężenie ^{241}Am w próbach ze środowiska morskiego jest znacznie niższe. Tak jak i w przypadku ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ różnice te sięgają jednego czy nawet dwóch rzędów wielkości. Średnie koncentracje naturalnych alfa emitatorów w zbiorze organizmów morskich są 10 a nawet 18 razy większe od uśrednionego stężenia ^{241}Am w tych samych próbach. Podobnie duże rozbieżności dotyczą wartości skrajnych. Minimalne stężenie ^{241}Am jest 6 mniejsze od najmniejszej koncentracji ^{232}Th i 14 razy mniejsze od minimalnej koncentracji ^{238}U . W przypadku maksymalnych wartości różnica te sięga niemal 3 rzędów wielkości: największe stężenie ^{241}Am w próbce N3 jest równe $2,38$ Bq/kg a największe stężenie ^{234}U $66,2$ Bq/kg. Jeśli dokonamy takiego porównanie w obrębie

ngrupy tych samych organizmów to w zbiorze alg różnica między koncentracją uranu i ameryku sięga 4 rzędów wielkości.

W środowisku lądowym stężenie ^{137}Cs powyżej limitu detekcji zanotowano w większej ilości prób (17 prób na 52) niż w ekosystemie morskim. Średnia koncentracja tego izotopu w próbkach lądowych wyniosła 13,12 Bq/kg przy odchyleniu standardowym na poziomie 72% (9,46 Bq/kg). Maksymalną wartość stężenia ^{137}Cs , $32,8 \pm 2,3$ Bq/kg, odkryto w mchu (SU1) pobranym na Wyspie Pingwiniej na początku 2007 roku, minimalną zaś, $0,37 \pm 0,09$ Bq/kg, w poroście gatunku *Usnea aurantiaco-atra* (UA15A) z Wyspy Króla Jerzego z okolicy rosyjskiej stacji badawczej Bellingshausen w grudniu 2005 roku. Wśród prób mszaków średnia wyników wynosi 16,54 Bq/kg a odchylenie standardowe 9,37 Bq/kg (57%). Największe stężenie cezu-137 uzyskano w próbce SU1 opisanej powyżej a najmniejsze, $4,83 \pm 3,62$ Bq/kg w próbce SU35 z Wyspy Pingwiniej zebranej 31.12.2006 roku. Wśród porostów analogiczne, skrajne wartości wynoszą $17,61 \pm 5,27$ Bq/kg (UA24A, z pobliza argentyńskiej stacji Brown na Półwyspie Antarktycznym pobrana 12.12.2006 r) i $0,37 \pm 0,09$ Bq/kg (UA15A, opisana powyżej). Średnie stężenie ^{137}Cs w próbach porostowych to 6,32 Bq/kg, odchylenie standardowe zaś 6,73 Bq/kg (107%). Od razu można zauważyć, że pomimo większego zróżnicowania rezultatów otrzymanych w zbiorze porostów, koncentracje cezu 137 są niższe. Wartość średnia wśród mchów jest nieco ponad 2,5 raza większa, minimalna koncentracja w mchach jest blisko 2 razy większa, podobnie maksymalne stężenie rozważanego izotopu cezu. W próbach gleb nie wykryto cezu, wyniki pomiarów były poniżej limitu detekcji, w próbce trawy *Deschampsia antarctica* stężenie cezu 137 wyniosło $9,52 \pm 2,25$ Bq/kg.

Porównanie tych danych z wynikami pomiarów ^{40}K pokazuje, tak jak w przypadku środowiska morskiego, że stężenie ^{137}Cs jest znacznie niższe niż naturalnego gamma emitera. Różnice te są bardzo duże. Przykładowo minimalne stężenia w grupie porostów różnią się prawie 800 razy. Ponadto maksymalne stężenie ^{137}Cs w porostach ($17,61 \pm 5,27$ Bq/kg) jest nie niewiele większe od minimalnej koncentracji ^{40}K ($13,51 \pm 3,02$ Bq/kg) w tej grupie, a dokładniej w ramach niepewności wyniki te pokrywają się. Ponadto warto zauważyć, że ilość wyników powyżej limitu detekcji jest dużo większa dla rezultatów uzyskanych z pomiaru ^{40}K .

Tabela nr 16. Stężenia aktywności ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am w Bq/kg oraz wartości stosunków aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ w próbach ze środowiska morskiego, N/A – próba nie analizowana.

nazwa	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{238}Pu	$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
B1	<80,9	<1,72	0,33±0,03	0,041±0,005	0,12±0,01	<0,004
B2	<87,5	<2,02	0,28±0,02	0,033±0,005	0,12±0,01	0,092±0,018
B3	<65,4	3,73±2,2	0,25±0,05	0,029±0,012	0,12±0,01	0,041±0,005
B7	<5,66	<1,47	0,18±0,02	0,023±0,005	0,13±0,03	0,15±0,02
B8	<1,11	<1,05	0,02±0	<0,005	-	0,011±0,002
B9	<2,92	<1,24	<0,02	<0,03	-	<0,02
H1	<28	<5,52	<0,034	<0,03	-	<0,12
CH1	<30,3	<6,34	<0,051	<0,04	-	<0,08
MT1	<2,53	<1,72	0,07±0,01	<0,01	-	<0,04
NM1	<4,15	<1,69	<0,014	<0,016	-	<0,019
NS1	<0,78	<0,84	<0,0004	<0,0003	-	0,029±0,004
WB2	<11,1	<1,17	<0,006	<0,007	-	<0,017
WT1	<5,12	<1,86	<0,058	<0,02	-	<0,03
WT2	<41,3	<9,78	<0,055	<0,05	-	<0,17
PE1	<1,36	<0,07	<0,001	<0,001	-	<0,002
PE2	<0,87	<1,9	<0,001	<0,001	-	N/A
PE4	<1,74	<1,29	<0,002	<0,002	-	<0,005
AB1	<2,33	<2,23	<0,01	<0,008	-	<0,028
AB2	<4,77	<3,75	<0,01	<0,005	-	0,008±0,001
AB4	<0,43	N/A	<0,002	<0,002	-	<0,002
AB5	<3,24	2,89±0,5	<0,004	<0,001	-	0,04±0,01
AB6	<2,17	<1,02	<0,002	<0,002	-	<0,01
AB7	<0,92	<0,7	<0,006	<0,006	-	<0,055
AB8	<1,38	<0,58	<0,002	<0,002	-	0,016±0,003
AB9	<0,41	<0,52	0,01±0	0,002±0	0,22±0,04	<0,023
CB1	<2,41	<2,52	<0,01	<0,013	-	<0,046
CB2	<2,85	<0,74	<0,002	<0,003	-	<0,007
CB3	<3,67	<1,35	<0,007	<0,008	-	<0,019
CB4	<12,2	<1,37	<0,013	<0,014	-	<0,017
GB2	<5,49	2,18±0,46	<0,01	<0,006	-	<0,022
GB3	<0,64	<7,74	0,005±0,001	<0,002	-	<0,002
GB4	<0,85	<1,42	<0,002	<0,002	-	<0,004
GB5	<3,06	N/A	<0,06	<0,04	-	<0,22
NB1	<3,88	5,02±0,74	<0,03	<0,021	-	<0,039
NB2	<4,06	<0,79	0,05±0	0,009±0,001	0,18±0,03	0,13±0,02
NB4	6,76±2,68	10,12±0,56	0,55±0,04	0,076±0,009	0,14±0,02	0,25±0,02
AT1	<71,4	<3,67	0,17±0,02	<0,05	-	<0,12
AT2	<108	<7,55	0,16±0,02	<0,04	-	<0,09
AT3	<2,69	<0,63	0,05±0	0,01±0,001	0,19±0,03	0,016±0,004
AT4	<15	<1,22	0,03±0	<0,012	-	0,016±0,002
AT5	<13,8	<1,17	<0,008	<0,009	-	0,017±0,004
AT6	<2,72	N/A	<0,006	<0,007	-	<0,015
AT7	<3,5	2,67±0,24	0,01±0	<0,006	-	<0,011
AT8	<21,6	<2,15	0,17±0,02	0,033±0,005	0,19±0,03	N/A
CT1	<5,44	<2,46	<0,019	<0,02	-	<0,095
CT2	<14,7	<2,02	0,03±0,01	<0,019	-	N/A
CT3	<13,6	<1,56	0,06±0,01	0,013±0,002	0,20±0,04	<0,024
CT4	<25,9	<1,69	0,025±0,005	<0,02	-	<0,028
GT1	<5,83	1,75±0,56	0,02±0	<0,008	-	<0,018
GT2	<24,3	<3,72	<0,015	<0,015	-	<0,018
GT3	<6,79	2,85±3,02	0,01±0	<0,005	-	0,033±0,003
GT4	<8,2	<1,42	0,02±0	<0,004	-	<0,006
GT5	<16,9	<1,48	0,08±0,01	<0,012	-	<0,025
N3	<28,9	46,41±2,46	3,13±0,22	0,326±0,038	0,10±0,01	2,384±0,179
NT1	<7,66	<1,91	0,1±0,01	0,009±0,002	0,09±0,02	<0,019
NT2	18,6±3,4	11,92±0,74	0,68±0,07	0,074±0,008	0,11±0,01	0,33±0,03
PF1	<39,2	14,85±2,67	<0,038	<0,03	-	<0,08
PF2	<60,6	<7,15	<0,073	<0,06	-	<0,21
PF3	<57,2	<12,06	<0,095	<0,09	-	<0,27

Średnie stężenie ^{90}Sr wśród prób ze środowiska lądowego jest na poziomie 3,98 Bq/kg przy odchyleniu standardowym 2,46 Bq/kg. Wynik ten jest reprezentatywny dla dwóch głównych grup konstytuujących ekosystem lądowy w tej pracy: mchów ze średnią koncentracją ^{90}Sr 3,99 Bq/kg i odchyleniem standardowym 2,98 Bq/kg i porostów ze średnim stężeniem strontu-90 wynoszącym 3,97 Bq/kg i odchyleniem standardowym 2,07 Bq/kg. Minimalny wynik we wszystkich próbach lądowych, $0,83 \pm 0,22$ Bq/kg, otrzymano w poroście gatunku *Usnea antarctica* (UA20), z okolic argentyńskiej stacji Brown, pozyskanym 12.12.2006 roku, maksymalny natomiast ($9,76 \pm 1,31$ Bq/kg) w mchu (SU25), z miejsca o nazwie Hennequin Point na Wyspie Króla Jerzego, zebrany w lutym 2006 roku. Wśród mchów minimalne stężenie ^{90}Sr wynosi $0,96 \pm 0,22$ Bq/kg i zostało zmierzone w próbce SU18 pozyskanej na początku 2007 roku niedaleko jedynej na Wyspie Króla Jerzego lotniska. Największą wartość koncentracji rozważanego izotopu strontu odkryto w próbce SU25 opisanej powyżej. W zbiorze porostów najniższe stężenie odnotowano w próbce UA20 scharakteryzowanej wcześniej. Najwyższą wartość, $7,42 \pm 0,42$ Bq/kg, otrzymano w próbce UA4 pochodzącej z pobliza argentyńskiej stacji Carlini na Wyspie Króla Jerzego i pobranej na początku grudnia 2007 roku.

Średnie wartości koncentracji ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ wraz z odchyleniami standardowymi wynoszą odpowiednio 0,13 Bq/kg z 0,14 Bq/kg oraz 0,62 Bq/kg z 0,81 Bq/kg. Najmniejsze stężenie ^{238}Pu : $0,0056 \pm 0,0009$ Bq/kg i $^{239+240}\text{Pu}$: $0,0010 \pm 0,0002$ Bq/kg w próbach lądowych zarejestrowano odpowiednio w próbach mchów SU30 (z przylądka Blue Dyke na Wyspie Króla Jerzego, zebrany w styczniu 2006 roku) i SU28 (z Wyspy Zwodniczej, pobrany na początku lutego 2006). Największe stężenie ^{238}Pu , $0,55 \pm 0,10$ Bq/kg, odnotowano w próbce mchu SU4 uzyskanej w lutym 2005 roku na Wyspie Króla Jerzego w miejscu o nazwie Great Wall oraz porostu UA21A pobranym w 16 lutego 1980 roku także na Wyspie Króla Jerzego na górze nazwanej Kapitan Peak. Maksymalne stężenie $^{239+240}\text{Pu}$, $4,00 \pm 0,34$ Bq/kg w materiale badawczym z ekosystemu lądowego zmierzono w próbce UA21A. Średnie stężenie opisywanych izotopów plutonu w mszakach wynosi 0,10 Bq/kg (^{238}Pu) i 0,47 Bq/kg ($^{239+240}\text{Pu}$) a odchylenia standardowe stosownie 0,13 Bq/kg i 0,72 Bq/kg. W grupie tej najmniejszą koncentrację izotopów plutonu ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ otrzymano w próbach SU28 i SU30 co opisano powyżej. Maksymalne stężenie ^{238}Pu ($0,55 \pm 0,10$ Bq/kg) i $^{239+240}\text{Pu}$ ($3,33 \pm 0,31$ Bq/kg) wśród mchów zaobserwowano w próbce SU4 scharakteryzowanej wcześniej. Średnia wyników otrzymanych w zbiorze porostów równa jest 0,16 Bq/kg dla ^{238}Pu i 0,86 Bq/kg dla $^{239+240}\text{Pu}$ wraz odpowiadającymi odchyleniami standardowymi 0,14 Bq/kg i 0,91 Bq/kg. Maksymalne wartości stężenia omawianych radioizotopów plutonu wśród porostów zmierzono w UA21A, co przedstawiono powyżej. Najniższe stężenia,

^{238}Pu : $0,021 \pm 0,003$ Bq/kg i $^{239+240}\text{Pu}$: $0,018 \pm 0,003$ Bq/kg, w grupie porostów odnotowano w próbach odpowiednio UA9 z pobliza stacji badawczej Machu Picchu na Wyspie Króla Jerzego pobranej w lutym 2006 roku i UA14 uzyskanej w połowie lutego 2002 roku na morenie Lodowca Ekologii.

Analogicznie, jak w środowisku morskim opisane w tej dysertacji stężenia naturalnych gamma emiterów: $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,248}\text{U}$ są wyższe od $^{238,239+240}\text{Pu}$. Średnie stężenia ^{230}Th , ^{232}Th , ^{234}U i ^{238}U wśród wszystkich prób lądowych wynoszą odpowiednio 2,83 Bq/kg, 3,24 Bq/kg, 4,36 Bq/kg, 4,16 Bq/kg natomiast uśrednione stężenie ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$: 0,13 Bq/kg i 0,62 Bq/kg. Jest jednak jeden wyjątek, który stanowi grupa porostów. Średnie koncentracje naturalnych i sztucznych omawianych tu izotopów są bardzo zbliżone. Natomiast maksymalna wartość stężenia $^{239+240}\text{Pu}$, $4,00 \pm 0,34$ Bq/kg jest większa od największej koncentracji naturalnych alfa emiterów, które wynoszą: ^{230}Th : $1,74 \pm 0,13$ Bq/kg, ^{232}Th : $2,68 \pm 0,20$ Bq/kg, ^{234}U – $2,7 \pm 0,21$ Bq/kg, ^{238}U – $2,08 \pm 0,16$ Bq/kg. W materiale porostowym różnice otrzymano w wartościach najmniejszych, gdzie rozbieżności są na poziomie jednego, a czasem dwóch rzędów wartości.

Średni stosunek aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku lądowym wynosi 0,17 a odchylenie standardowe 0,03 (18%), co świadczy o niedużym zróżnicowaniu stosunku plutonowego wśród analizowanych prób lądowych. Jednocześnie różnica pomiędzy skrajnymi wartościami jest spora, rozpiętość wyników wynosi $0,08 \pm 0,01 \div 0,27 \pm 0,05$ (wyniki uzyskane bezpośrednio z liczby zliczeń). Najniższy stosunek wyznaczono w próbie SU30 (próba o najniższym stężeniu ^{238}Pu opisana w poprzednim akapicie), najwyższy w SU42 zebranej na górze Voreal Peak na Wyspie Króla Jerzego pod koniec stycznia 2002 roku. Opisane tu próby stanowią też krańce przedziału otrzymanych rezultatów $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ pośród mszaków. Średni stosunek plutonowy w tej grupie równy jest tyle samo co średnia dla wszystkich prób lądowych tj. 0,17, przy odchyleniu standardowym 0,04. Podobnie jest w zbiorze porostów, gdzie średni stosunek aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ wynosi 0,17 ale odchylenie standardowe jest niższe: 0,02. Rezultaty te są mniej zróżnicowane w stosunku do mchów, najniższy stosunek wynosi $0,14 \pm 0,01$ w próbie UA15A (okolice stacji Bellingshausen, Wyspa Króla Jerzego, 19.12.2005) a najwyższy $0,23 \pm 0,01$ w próbie UA8A (poblize stacji Ferraz, Wyspa Króla Jerzego, 28.01.2007). W próbach gleb nie można było wyznaczyć tego czynnika, z powodu wyników pomiarów ^{238}Pu po niżej limitów detekcji, natomiast w próbie trawy $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ jest równy $0,17 \pm 0,02$, zatem bliski jest wynikom uzyskanym dla pozostałych prób ze środowiska lądowego.

Rezultaty pomiarów ^{241}Am w próbach ze środowiska lądowego rozciągają się od $0,030 \pm 0,006$ Bq/kg (SU36 pobrana w Turrent Point w styczniu 2009 roku) do $1,87 \pm 0,19$

(UA21A, pobrana na Kapitan Peak w lutym 1980 roku). Średnia w tym zbiorze wynosi 0,40 Bq/kg z odchyleniem standardowym 0,46 Bq/kg, co wskazuje na podobne zróżnicowanie wyników jak w przypadku izotopów plutonu. W grupie mchów średnia i odchylenie standardowe wynoszą odpowiednio 0,39 Bq/kg i 0,43 Bq/kg, natomiast wartości ekstremalne: $0,030 \pm 0,006$ Bq/kg (SU36) i $1,66 \pm 0,20$ Bq/kg (SU4, to ta sama próba, w której zmierzono maksymalne wartości izotopów plutonu). Zbiór porostów charakteryzuje się średnim stężeniem ^{241}Am na poziomie 0,46 Bq/kg przy odchyleniu standardowym 0,49 Bq/kg. Najmniejszą koncentrację tego radionuklidu w materiale porostowym tj. $0,096 \pm 0,009$ Bq/kg, wyznaczono w próbie UA20 uzyskanej w grudniu 2006 na Półwyspie Antarktycznym w okolicach stacji Brown, największa: $1,87 \pm 0,19$ w próbie UA21A opisaney wcześniej. W grupie pozostałych próbek z ekosystemu lądowego stężenie ^{241}Am powyżej limitu uzyskano tylko w jednej próbie gleby (S1, $0,057 \pm 0,009$ Bq/kg).

Porównanie tych wyników z naturalnymi alfa emiterami ($^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$) prezentuje się podobnie jak w przypadku izotopów plutonu. Uśrednione wartości koncentracji dla całej grupy organizmów lądowych różnią się znacznie, o jeden rząd wielkości. Taka sama sytuacja ma miejsce w zbiorze mchów w przeciwieństwie do porostów. Średnie stężenie ^{241}Am w porostach, jak napisano powyżej to 0,49 Bq/kg a średnie koncentracje $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$ zawierają się w przedziale $0,5 \div 0,83$ Bq/kg; różnice są bardzo niewielkie. Porównanie wartości maksymalnych prowadzi do podobnych wniosków. Duże rozbieżności w grupie porostowej, na poziomie jednego rzędu wielkości, otrzymano między minimalnymi koncentracjami ^{241}Am a $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$.

Tabela nr 17. Steżenia aktywności ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am oraz wartości stosunków aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ w próbach ze środowiska lądowego, N/A – próba nie analizowana.

nazwa	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{238}Pu	$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
SU1	32,8±2,3	<1,62	1,31±0,09	0,21±0,02	0,16±0,01	0,62±0,08
SU4	<6,77	9,15±1,85	3,33±0,31	0,51±0,1	0,17±0,01	1,66±0,20
SU7	<3,68	1,19±0,38	0,046±0,005	<0,007	-	<0,059
SU8	7,75±0,60	3,69±0,36	0,22±0,02	0,034±0,006	0,16±0,01	0,06±0,02
SU12	<27	6,54±1,25	0,57±0,05	0,083±0,011	0,15±0,02	0,28±0,06
SU14	<1,18	3±0,59	<0,012	<0,01	-	<0,42
SU16	19,8±0,9	4,16±0,64	0,88±0,06	0,19±0,01	0,22±0,01	0,31±0,08
SU18	<1,84	0,96±0,22	0,06±0,01	0,010±0,002	0,16±0,03	<0,35
SU20	16,8±1,5	1,66±0,27	0,52±0,05	0,079±0,013	0,15±0,01	0,22±0,02
SU25	<12,1	9,76±1,31	0,65±0,07	0,14±0,02	0,22±0,01	0,28±0,04
SU28	<5,39	<0,1	0,0010±0,0002	<0,0008	-	<0,003
SU29	<6,77	<1,86	0,13±0,01	<0,01	-	0,08±0,01
SU30	<8,27	1,62±0,19	0,068±0,005	0,0056±0,0009	0,08±0,01	0,09±0,01
SU32	<6,72	<2,06	0,060±0,006	0,014±0,002	0,23±0,04	<0,3
SU33	<8,56	<2,92	0,06±0,01	<0,02	-	N/A
SU34	5,61±1,10	<0,78	0,13±0,01	0,022±0,003	0,17±0,02	<0,016
SU35	4,83±1,05	<0,71	0,10±0,01	0,016±0,002	0,16±0,02	<0,052
SU36	18,4±1,2	<0,46	0,12±0,01	0,019±0,002	0,17±0,02	0,030±0,006
SU37	<1,68	<1,17	0,13±0,01	0,022±0,003	0,17±0,02	N/A
SU39	17,7±2,9	<1,16	0,87±0,06	0,18±0,01	0,21±0,01	<0,051
SU40	7,32±1,91	<1,38	0,13±0,01	0,023±0,004	0,18±0,03	<0,1
SU41	<1,64	N/A	0,013±0,002	<0,005	-	<0,064
SU42	<7,33	<0,39	0,025±0,003	0,0069±0,0012	0,27±0,05	0,091±0,015
SU43	22,4±3,3	<1,17	1,00±0,07	0,17±0,01	0,17±0,01	0,26±0,03
SU44	<11,29	2,68±0,2	1,34±0,26	0,19±0,05	0,14±0,01	0,57±0,06
SU45	<5,73	3,47±0,67	0,36±0,03	0,052±0,008	0,14±0,02	0,14±0,05
UA1	<1,68	2,94±0,28	0,59±0,04	0,11±0,01	0,18±0,01	0,35±0,02
UA3	<1,17	3,06±0,34	0,35±0,05	0,07±0,01	0,19±0,01	0,18±0,02
UA4	<0,92	7,42±0,42	0,24±0,02	0,037±0,004	0,16±0,02	0,23±0,02
UA6A	<5,84	1,01±0,29	1,03±0,08	0,19±0,02	0,18±0,01	0,58±0,06
UA7A	<0,71	<0,34	0,54±0,05	0,097±0,011	0,18±0,01	0,28±0,03
UA8A	<1,63	<0,69	1,75±0,2	0,40±0,06	0,23±0,01	1,24±0,09
UA9	<6,58	<1,78	0,13±0,01	0,021±0,003	0,16±0,03	0,10±0,02
UA10	<4,23	4,02±0,58	0,30±0,02	0,052±0,006	0,18±0,02	0,19±0,02
UA11	<7,68	3,59±0,42	1,35±0,12	0,29±0,03	0,21±0,01	<0,36
UA12	<6,27	4±1,05	<0,03	<0,03	-	0,099±0,014
UA13	3,08±1,21	<1,07	0,39±0,04	0,08±0,01	0,21±0,01	0,15±0,01
UA14	<0,44	<1,08	0,018±0,003	<0,006	-	N/A
UA15A	0,3±0,09	1,66±0,16	0,36±0,03	0,050±0,09	0,14±0,01	0,19±0,02
UA16	<1,7	6,33±0,84	0,74±0,18	0,13±0,03	0,18±0,01	0,36±0,05
UA17A	<1,64	6,86±0,38	1,06±0,26	0,17±0,04	0,16±0	0,11±0,01
UA18	<1,26	2,34±0,26	0,73±0,13	0,11±0,02	0,15±0,01	0,35±0,04
UA20	6,94±1,47	0,83±0,22	0,15±0,01	0,025±0,004	0,16±0,02	0,096±0,009
UA21A	<21,8	<7,26	4,00±0,34	0,55±0,10	0,14±0,01	1,87±0,19
UA22A	<2,20	5,58±0,27	1,35±0,08	0,21±0,01	0,15±0	1,08±0,17
UA23	<0,46	4,28±0,35	1,83±0,42	0,35±0,09	0,19±0,01	0,78±0,06
UA24	17,6±5,3	5,61±0,32	0,31±0,02	0,053±0,006	0,16±0,02	0,16±0,02
D1	9,52±2,25	<0,71	0,16±0,01	0,027±0,003	0,17±0,02	<0,019
S1	<0,22	<1,52	0,015±0,003	<0,014	-	0,057±0,009
S2	<0,25	<1,72	0,020±0,003	<0,012	-	N/A
S3	<0,22	N/A	<0,008	<0,011	-	N/A

Wyniki badań masowego stosunku $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ znajdują się w tabeli nr 18. Z powodu ograniczeń czasowych oraz finansowych jedynie wybrane próby, zostały poddane analizie za pomocą spektrometrii mas. Podstawowym warunkiem selekcji była obecność $^{239+240}\text{Pu}$ powyżej limitu detekcji w próbce, drugim kryterium była unikalność próby. Otrzymane rezultaty okazały się zaskakująco zróżnicowane.

W próbach ze środowiska morskiego średni stosunek masowy $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ wynosi 0,24 a odchylenie standardowe 0,17 (69%). Rozpiętość otrzymanych wyników jest duża: $0,057\pm 0,001 \div 0,726\pm 0,013$. Co interesujące, oba skrajne wyniki dotyczą fragmentów ciała tego samego osobnika, petrela olbrzymiego znalezionego na morenie Lodowca Ekologii w styczniu 2006 roku. Najmniejszy stosunek zmierzono w piórach z korpusu ptaka (GT1), największy w kościach z korpusu (GB3). Ciekawy jest także fakt, że inny wysoki w stosunku do średniej wynik, również zanotowano w tkankach miękkich i resztkach pierza tego samego zwierzęcia, tj w próbce GT4. Jeżeli do obliczenia średniego stosunku masowego nie wliczy się tych trzech prób petrela średni stosunek zmienia na 0,20 i znacznie spada odchylenie standardowe: 0,03.

Grupa analizowanych prób z ekosystemu lądowego charakteryzuje się średnim stosunkiem masowym $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 0,17 i odchyleniem standardowym równym 0,01. Wyniki te są mniej zróżnicowane od tych uzyskanych dla prób ze środowiska morskiego. Najniższą wartość stosunku masowego, $0,147\pm 0,001$ zmierzono w mchu (SU16) pobranym na Wyspie Króla Jerzego na wzniesieniu o nazwie Puchalski Peak w grudniu 2005 roku. Najwyższy stosunek $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ w tej grupie: $0,192\pm 0,001$ prób zarejestrowano w poroście gatunku *Usnea aurantiaco-atra* pobranym w lutym 2006 roku w Hennequin Point na Wyspie Króla Jerzego.

Tabela nr 18. Stosunki masowe $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ w wybranych próbach ze środowiska morskiego i lądowego.

środowisko morskie		środowisko lądowe	
próba	$^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	próba	$^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$
B1	0,195±0,001	SU1	0,171±0,004
B2	0,199±0,001	SU4	0,182±0,001
B3	0,198±0,002	SU8	0,172±0,007
AB4	0,176±0,004	SU16	0,147±0,001
AB9	0,107±0,001	SU20	0,158±0,003
GB3	0,726±0,013	SU36	0,16±0,001
NB2	0,199±0,003	SU37	0,172±0,003
NB4	0,191±0,001	SU39	0,165±0,001
AT1	0,17±0,003	SU40	0,156±0,001
AT3	0,176±0,003	SU42	0,175±0,003
AT8	0,17±0,002	SU44	0,168±0,001
CT2	0,254±0,004	SU45	0,183±0,003
GT1	0,057±0,001	UA1	0,179±0,002
GT4	0,672 ±0,014	UA3	0,17±0,003
GT5	0,232±0,005	UA6A	0,192±0,001
N3	0,219±0,002	UA8A	0,177±0,002
NT1	0,244±0,002	UA9	0,157±0,003
NT2	0,215±0,002	UA11	0,173±0,002
MT1	0,188±0,004	UA15A	0,186±0,001
		UA16	0,184±0,001
		UA18	0,191±0,001
		UA21A	0,187±0,002
		UA22A	0,184±0,003
		UA23	0,171±0,003
		D1	0,172±0,001

3.3 MOCE DAWEK I DAWKI

Współczynniki konwersji dawki wyznaczone (lub domyślnie ustawione) przez program ERICA Tool do obliczenia dawki pochłoniętej, pochodzącej od ekspozycji wewnętrznej zaprezentowano w tabelach nr 19 i 20. Należy tu wspomnieć, że oprogramowanie „odróżnia” ^{239}Pu i ^{240}Pu , ale wartości współczynników D_{CC} są dla obu izotopów takie same, co za tym idzie obciążenie radiacyjne będzie takie samo dla obu tych radioizotopów. Wobec tego do obliczeń używano stężenia $^{230+240}\text{Pu}$ wprowadzając do programu jako stężenie ^{239}Pu . Duża ilość współczynników równych zero dla *Nacella concina* związana jest z tym, że ERICA traktuje muszlę u mięczaków jako osłonę przed promieniowaniem.

Tabela nr 19. Współczynniki D_{CC} dla badanych organizmów morskich.

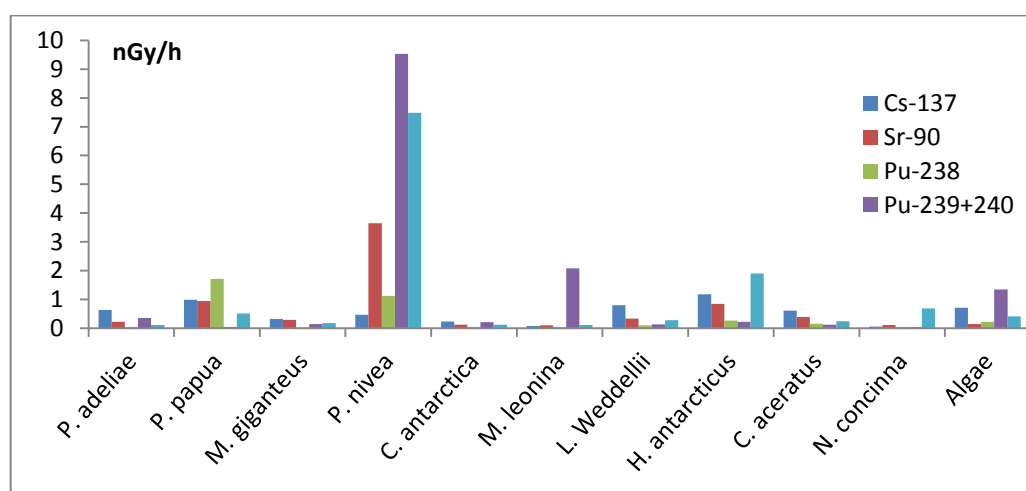
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁸ Pu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
$\beta < 10 \text{ keV}$					
<i>P. adeliae</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,7E-07	1,18E-06	5,73E-06
<i>P. papua</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,7E-07	1,18E-06	5,73E-06
<i>M. giganteus</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,7E-07	1,18E-06	5,73E-06
<i>P. nivea</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,7E-07	1,18E-06	5,73E-06
<i>C. antarctica</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,7E-07	1,18E-06	5,73E-06
<i>M. leonina</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,7E-07	1,18E-06	5,73E-06
<i>L. Weddellii</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,7E-07	1,18E-06	5,73E-06
<i>H. antarcticus</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,7E-07	1,18E-06	5,73E-06
<i>C. aceratus</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,7E-07	1,18E-06	5,73E-06
<i>N. concinna</i>	0	0	0	0	0
<i>Algae</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,7E-07	1,18E-06	5,73E-06
$\beta \geq 10 \text{ keV i } \gamma$					
<i>P. adeliae</i>	2,11E-04	6,37E-04	6,22E-06	3,11E-06	3,41E-05
<i>P. papua</i>	2,22E-04	6,39E-04	6,23E-06	3,12E-06	3,49E-05
<i>M. giganteus</i>	2,14E-04	6,38E-04	6,22E-06	3,12E-06	3,44E-05
<i>P. nivea</i>	1,71E-04	6,20E-04	6,09E-06	3,06E-06	3,08E-05
<i>C. antarctica</i>	2,00E-04	6,35E-04	6,20E-06	3,11E-06	3,34E-05
<i>M. leonina</i>	3,83E-04	6,49E-04	6,30E-06	3,16E-06	4,12E-05
<i>L. Weddellii</i>	3,54E-04	6,48E-04	6,29E-06	3,16E-06	4,05E-05
<i>H. antarcticus</i>	1,68E-04	6,17E-04	6,07E-06	3,06E-06	3,05E-05
<i>C. aceratus</i>	2,11E-04	6,37E-04	6,22E-06	3,12E-06	3,41E-05
<i>N. concinna</i>	1,50E-04	5,80E-04	0	0	3,20E-05
<i>Algae</i>	1,39E-04	4,66E-04	5,78E-06	2,94E-06	2,78E-05
α					
<i>P. adeliae</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03
<i>P. papua</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03
<i>M. giganteus</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03
<i>P. nivea</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03
<i>C. antarctica</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03
<i>M. leonina</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03
<i>L. Weddellii</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03
<i>H. antarcticus</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03
<i>C. aceratus</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03
<i>N. concinna</i>	0	0	3,20E-03	3,00E-03	3,17E-03
<i>Algae</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03

Tabela nr 20. Współczynniki D_{CC} dla badanych organizmów lądowych.

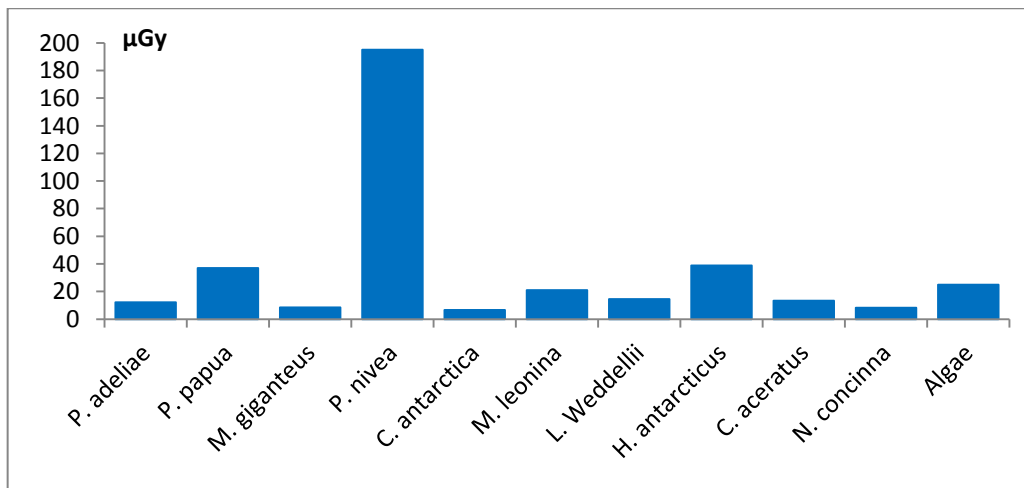
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁸ Pu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
$\beta < 10 \text{ keV}$					
<i>Bryophytae i Lichenes</i>	3,71E-07	1,12E-07	8,70E-07	1,18E-06	5,73E-06
<i>Herba</i>		0	0	0	0
$\beta \geq 10 \text{ keV i } \gamma$					
<i>Bryophytae i Lichenes</i>	1,17E-04	3,17E-04	5,40E-06	2,80E-06	2,51E-05
<i>Herba</i>	1,40E-04	5,10E-04	0	0	3,20E-05
α					
<i>Bryophytae i Lichenes</i>	0	0	3,16E-03	2,97E-03	3,16E-03
<i>Herba</i>	0	0	3,20E-03	3,00E-03	3,17E-03

Wyniki obliczeń przedstawione są na rysunkach nr 15-19. Pierwszy histogram prezentuje moc dawki dla organizmów morskich według oszacowania typu I (średnie stężenia aktywności wyznaczone za pomocą statystyk dla danych cenzurowanych tam gdzie to możliwe a w pozostałych przypadkach z zastąpionymi limitami detekcji przez wartości $L_D/2$).

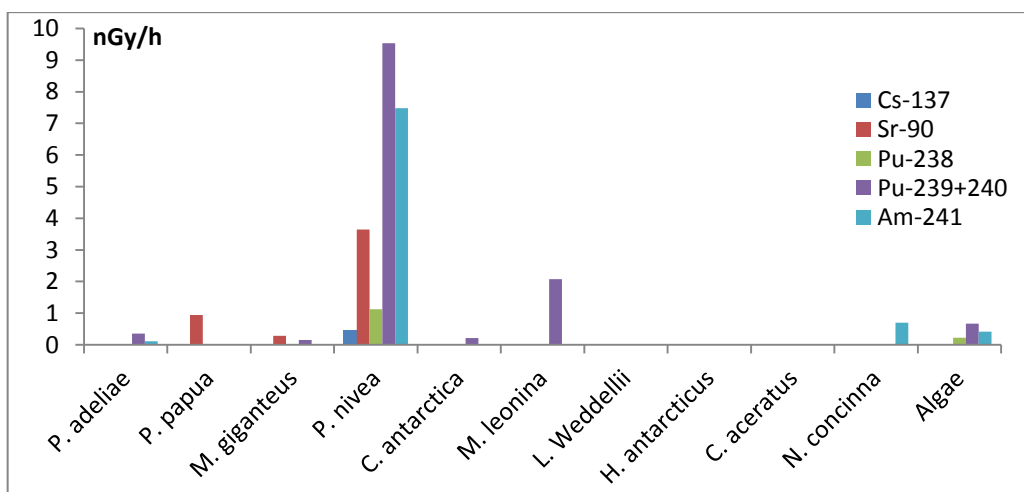
Wartość mocy dawki dla poszczególnych izotopów waha się od 0,03 nGy/h (słoń morski, ^{238}Pu) do 9,53 nGy/h (petrel śnieżny, $^{239+240}\text{Pu}$). Ponieważ wprowadzono do symulacji połowiczne limity detekcji, które dla alfa i beta emiterów zależą również od wydajności procedury chemicznej, trudno wskazać izotop promieniotwórczy, który powodował by największe obciążenie radiacyjne. W zestawieniu z oszacowania typu II (średnie stężenia aktywności wyznaczone za pomocą statystyk dla danych cenzurowanych tam gdzie to możliwe a w pozostałych przypadkach z zastąpienie limitów detekcji 0) (rysunek nr 17) można wskazać na $^{239+240}\text{Pu}$ i ^{241}Am , jako najbardziej znaczące przyczynki do obciążenia radiacyjnego. Natomiast zakres rezultatów w tym podsumowaniu to $0 \div 9,53$ nGy/h. Średnie moce dawek pochłoniętych dla poszczególnych omawianych radionuklidów w środowisku morskim wynoszą ^{137}Cs : 0,56 (I) i 0,04 (II) nGy/h; ^{90}Sr : 0,65 (I) i 0,44 (II) nGy/h, ^{238}Pu 0,34 (I) i 0,12 (II) nGy/h, $^{239+240}\text{Pu}$: 1,30 (I) i 1,18 (II) nGy/h, ^{241}Am : 1,1 (I) i 0,79 (II) nGy/h. Całkowite dawki roczne w ekosystemie morskim pokazano na rysunkach nr 16 (oszacowanie typu I) i nr 18 (oszacowanie typu I). W obu przypadkach największą dawkę roczną otrzymuje petrel śnieżny (195 μGy). W oszacowaniu typu I organizmem najmniej obciążonym radiacyjnie jest *Catharacta antarctica*, natomiast w zestawieniu typu II ryby oraz foka są najmniej narażone. Średnia roczna dawka całkowita w ekosystemie morskim wynosi 34,5 i 22,6 μGy odpowiednio dla estymacji typu I i II.



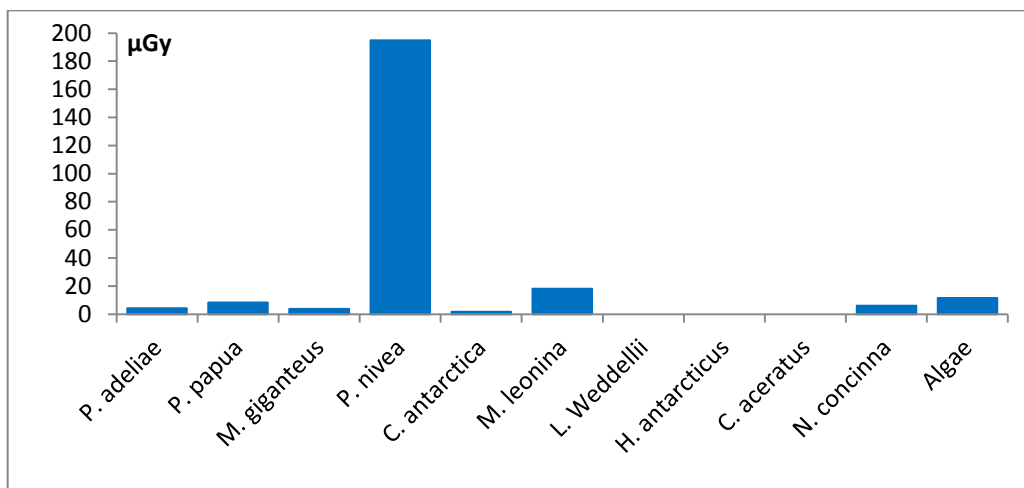
Rysunek nr 15. Moce dawek dla organizmów morskich; oszacowanie typu I.



Rysunek nr 16. Dawka całkowita jaką przez okres jednego roku otrzymują organizmy morskie; oszacowanie typu I.

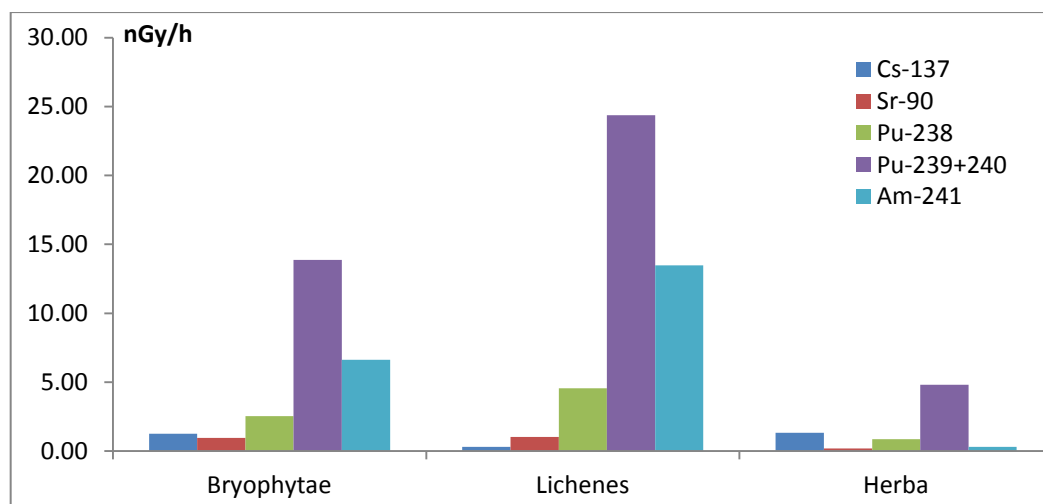


Rysunek nr 17. Moce dawek dla organizmów morskich; oszacowanie typu II.

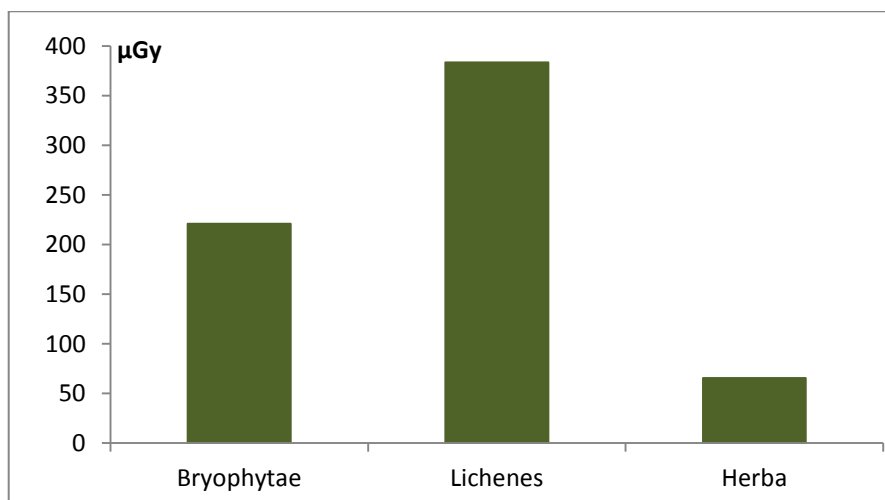


Rysunek nr 18. Dawka całkowita jaką przez okres jednego roku otrzymują organizmy morskie; oszacowanie typu I.

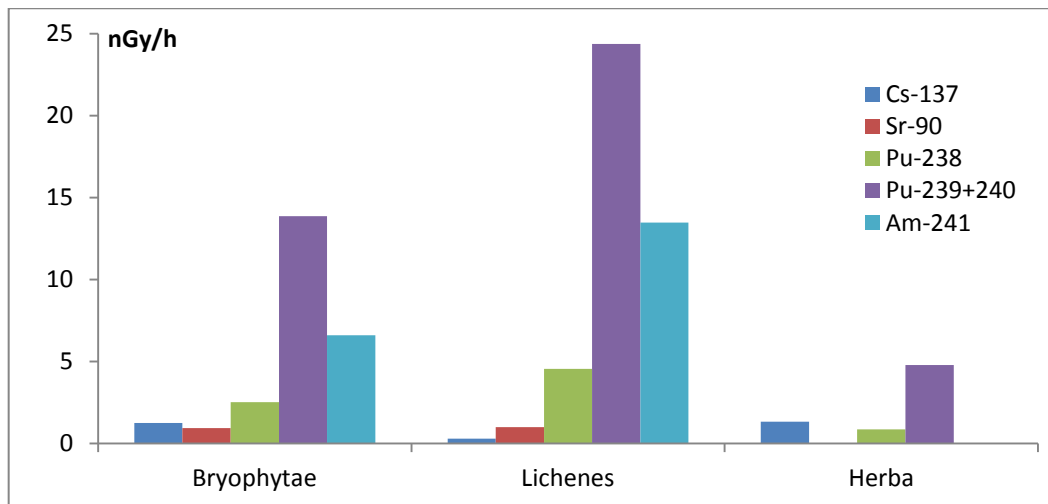
Na rysunkach nr 19-22 widnieją wyniki obliczeń dozymetrycznych dla środowiska lądowego. W tym przypadku różnicę między oszacowaniem typu I i II są niewielkie i dotyczą dawek dla trawy pochodzących od kontaminacji ^{90}Sr i ^{241}Am . W obu zestawieniach $^{239+240}\text{Pu}$ powoduje największe obciążenie radiacyjne, kolejnym antropogenicznym izotopem mającym największy wpływ na ekspozycję wewnętrzną jest ^{241}Am . Rozpiętość mocy dawki w obu oszacowaniach wynosi odpowiednio 0,18 nGy/h (trawa, ^{90}Sr) ÷ 24,4 nGy/h (porost, $^{239+240}\text{Pu}$) i 0 nGy (trawa, ^{90}Sr i ^{241}Am) ÷ 24,4 nGy/h (porost, $^{239+240}\text{Pu}$). Średnie moce dawek pochłoniętych dla poszczególnych omawianych radionuklidów w ekosystemie lądowym wynoszą ^{137}Cs : 0,96 nGy/h; ^{90}Sr : 0,72 nGy/h (I) i 0,65 nGy/h (II), ^{238}Pu 2,65 nGy/h, $^{239+240}\text{Pu}$: 14,6 nGy/h, ^{241}Am : 6,80 nGy/h (I) i 6,70 nGy/h (II). W zestawieniu rocznym największą dawkę w środowisku lądowym otrzymuje porost: 383 μGy , następnie mech 221 μGy , najmniejsze obciążenie radiacyjne dotyczy trawy 65,5 (I) i 61,3 (II) μGy . Uśredniona roczna dawka pochłonięta dla wszystkich organizmów lądowych wynosi 223 (I) i 222 (II) μGy .



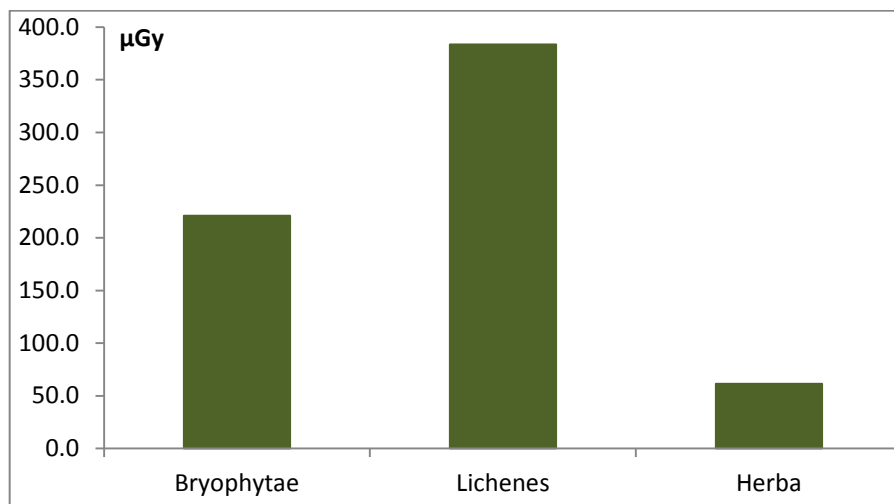
Rysunek nr 19. Moce dawek dla organizmów lądowych, oszacowanie typu I.



Rysunek nr 20. Dawki całkowite, jakie organizmy lądowe otrzymują przez okres jednego roku; oszacowanie typu I.



Rysunek nr 21. Moce dawek dla organizmów lądowych, oszacowanie typu II.



Rysunek nr 22. Dawki całkowite jakie przez okres jednego roku otrzymują organizmy lądowe, oszacowanie typu II.

4 DYSKUSJA REZULTATÓW

4.1 PROMIENIOTWÓRCZOŚĆ NATURALNA

Potas-40 jest pierwiastkiem naturalnym występującym na całej kuli ziemskiej. Nie dziwi zatem fakt, że zarejestrowano go we wszystkich grupach prób analizowanych w tej pracy. Ale jednocześnie dają zauważyć się różnice między próbami ze środowiska morskiego i lądowego w akumulacji ^{40}K . Między innymi spowodowane jest to w dużą reprezentacją prób tkanek miękkich w pierwszej z grup. Potas jest jednym z podstawowych materiałów budulcowych mięśni, co tłumaczy duże stężenie potasu-40 w tkankach miękkich ptaków, ale także w skórze ssaków morskich i tkankach miękkich ślimaka *Nacella concina*. Niskie stężenia potasu w elementach szkieletu zwierząt (wewnętrznego – kościach lub zewnętrznego – muszlach) względem koncentracji w tkankach miękkich jest także wynikiem spodziewanym.

Zauważalna różnica w akumulacji potasu-40 między mchami i porostami spowodowana może być tym, że mech *Sanionia uncinata* rośnie na glebie. Jej drobiny „zanieczyszczają” materiał zwiększając zawartość radioizotopu w organizmie. Innym wyjaśnieniem tej różnicy może być zwiększona akumulacja mikroelementów przez mchy, niż przez porosty. W przypadku tych drugich możliwe jest też usuwanie części zgromadzonych pierwiastków przez kwasy porostowe, które są metabolitem wtórnym (Ingólfssdóttir 2002).

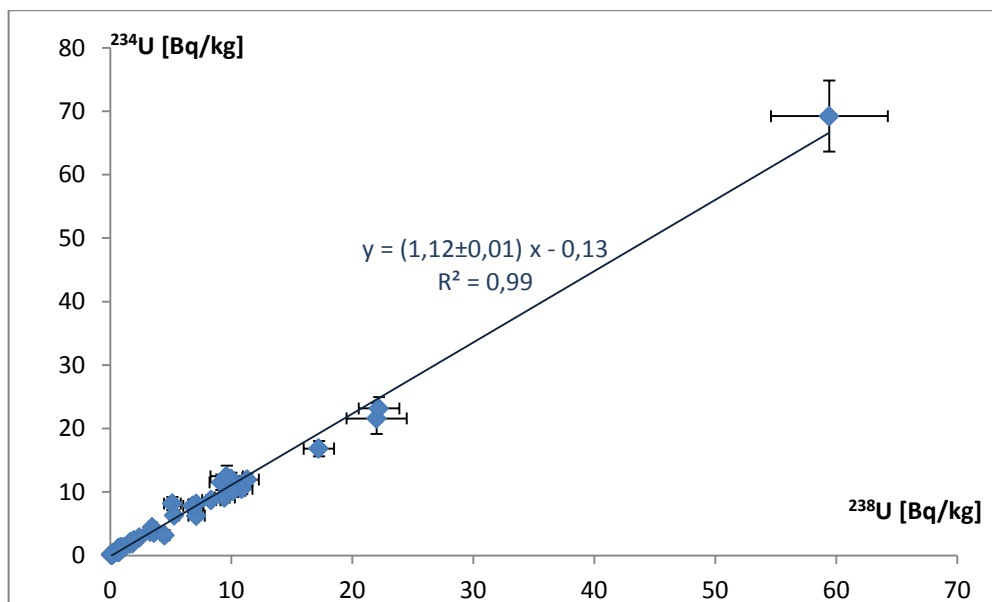
W literaturze istnieje bardzo mało danych na temat naturalnej radioaktywności w środowisku Antarktyki. Badania potasu-40 w algach z okolic Wyspy Króla Jerzego wykonał Mietelski i współpracownicy (Mietelski, Olech, i inni 2008). Zaprezentowane tam wyniki są niższe od otrzymanych w niniejszej dysertacji. Przykładowo: maksymalne stężenie ^{40}K w pracy Miejskiego i współpracowników wynosi 1638 ± 82 Bq/kg, co stanowi około połowę średniego stężenia uzyskanego w danych prezentowanych w tej rozprawie. Jednocześnie rzędy wielkości porównywanych wyników są podobne (kilka kBq). Inne badania glonów morskich (Desideri, Cantaluppi, i inni 2016) wskazują, że stężenie ^{40}K na poziomie kilku kBq nie jest nietypowym wynikiem. We wspomnianej wcześniej pracy Mietelskiego i innych znajdują się również wyniki dla innych organizmów z ekosystemu morskiego. Z przedstawionych tam danych rezultaty tylko dla kilku prób przekraczają limit detekcji. a ich wysokości są porównywalne z prezentowanymi w niniejszej dysertacji. Przykładowo, wynik dla próby WT1 (futro foki) to 340 ± 270 Bq/kg a koncentracja potasu-40 w skórze ssaków morskich wg Mietelskiego i współpracowników zawiera się w przedziale od 154 ± 15 Bq/kg do 633 ± 111 Bq/kg.

W przypadku rezultatów otrzymanych w próbach z ładu materiału porównawczego jest nieco więcej. Wcześniejsze badania antarktycznych mchów i porostów (Mietelski, Olech, i inni 2008, Mietelski, Gaca i Olech 2000, Godoy, i inni 1998) potwierdzają dużą rozpiętość wyników od kilkunastu Bq/kg do kilkuset Bq/kg. Podobnie jest z próbami gleby. Godoy i inni (1998) oraz Baeza i współpracownicy (1994) również zbadali materiał pochodzący z zewnętrznej warstwy antarktycznej gleby otrzymując w większości wyniki około 200-400 Bq/kg co doskonale zgadza się koncentracjami ^{40}K prezentowanymi niniejszej rozprawie.

Izotopu uranu ^{234}U i ^{238}U są częścią naturalnego szeregu promieniotwórczego, uranowo-radowego. ^{238}U rozpada się na ^{234}Th , ten na $^{234\text{m}}\text{Pa}$, którego produktem rozpadu jest ^{234}U . Radionuklidy pośrednie, pomiędzy dwoma izotopami uranu mają krótkie czasy połowicznego zaniku: 24,1 dnia oraz 6,7 godz. (www.nndc.bnl.gov) i ^{238}U powinny zatem być w równowadze. Inaczej mówiąc ich aktywności powinny być równe, a stosunek aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ wynosić około 1. Ale tak jest jedynie w układach zamkniętych. W środowisku na ogół do czynienia mamy z układami otwartymi.

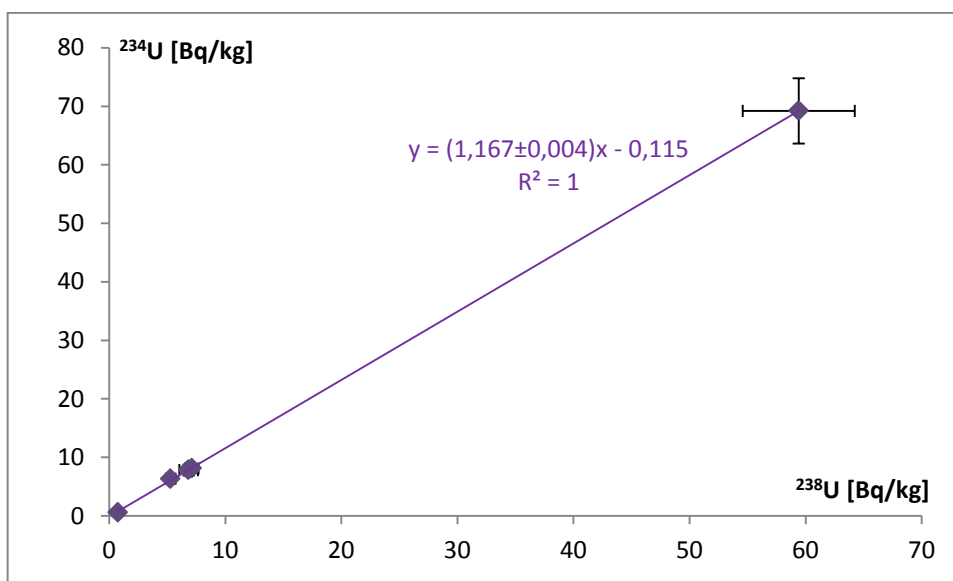
Zwłaszcza w środowisku morskim dochodzi do zaburzenia równowagi promieniotwórczej między ^{234}U i ^{238}U . Zmiana spowodowana jest odrzutem jądra po emisji cząstki alfa w wyniku czego atom początkowo toru, w końcu przekształcający się w ^{234}U znajduje się w przypadkowym miejscu sieci krystalicznej. Ponadto wzdłuż toru cząstki alfa mikroskopijna struktura mineralna ulega zaburzeniu, przez co penetracja wody jest ułatwiona. W literaturze sugeruje się też różnice we właściwościach chemicznych obu izotopów – w czasie rozpadu ^{234}U z nierozpuszczalnej formy czterowartościowej przechodzi w rozpuszczalną postać sześciowartościową (Srivastava, i inni 2013, Fujikawa, i inni 2000). Wobec tych procesów następuje niedobór ^{234}U w stosunku do ^{238}U w ziarnach mineralnych i odchylenie stosunku aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ w stronę niższych wartości w minerałach, przy jednoczesnym względnym wzbogaceniu w ^{234}U otaczających minerał wód i wzrost stosunku $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ powyżej jedności.

Graficzną prezentacją zależności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ jest wykres regresji liniowej przeprowadzony dla danych poddawanych analizie. W takiej sytuacji współczynnik kierunkowy prostej można traktować jako estymację średniego ilorazu aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$. Wykresy sporządzone dla prób analizowanych w niniejszej pracy znajdują się poniżej.



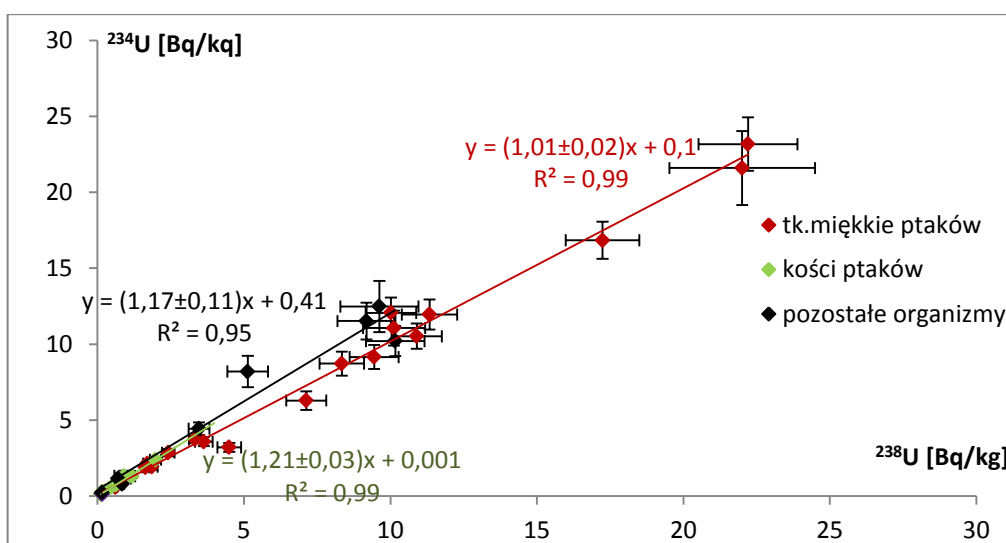
Rysunek nr 23. Zależność $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dla wszystkich prób ze środowiska morskiego.

Wszystkie wyniki dla prób morskich układają się w prostą, której współczynnik kierunkowy wynosi $1,12 \pm 0,01$. Obserwuje się zatem w tym przypadku wcześniej opisany fenomen, a ponadto wynik ten zbliżony jest do stosunku $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ obserwowanego w wodach oceanu światowego (Andersen, i inni 2010). Na przebieg krzywej z rysunku nr 23 silny wpływ ma oddalony punkt, dlatego poniżej, od prób morskich oddzielono grupę alg (rysunek nr 24), w której znajduje się ten „odstający” punkt. W tym przypadku doskonale widać zaburzenie w równowadze ^{234}U i ^{238}U . Otrzymana prosta posiada z dużą dokładnością wyznaczony współczynnik kierunkowy $1,167 \pm 0,004$, ponadto współczynnik korelacji Pearsona ($\sqrt{R^2}$) jest bardzo wysoki, równy 1, co oznacza bardzo silną korelację między stężeniami ^{234}U i ^{238}U . Estymowana wartość stosunku $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ jest bardzo bliska spodziewanej wielkości 1,15, co jest bardzo typowe dla środowiska morskiego.



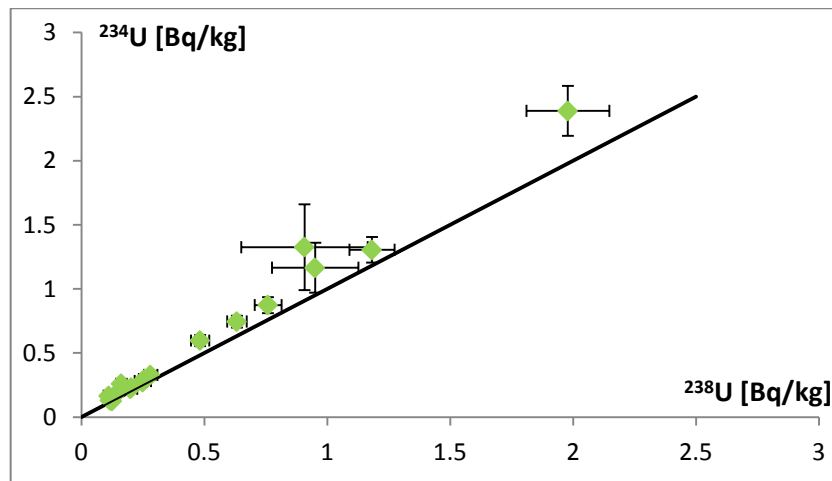
Rysunek nr 24. Zależność $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dla alg.

Wyniki $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dla reszty organizmów morskich zestawione są na kolejnym wykresie (rysunek nr 25). Proste łączące rezultaty otrzymane w tkankach miękkich i kościach są dobrze dopasowane ($R^2=0,99$). Współczynnik kierunkowy czerwonej krzywej (tkanki miękkie) wynosi $1,01\pm 0,02$, zatem jest to wartość niższa od 1,15. Może być to spowodowane zewnętrznym „zabrudzeniem” *post mortem* glebą lub drobinami mineralnymi na lądzie o innym stosunku aktywności ^{234}U i ^{238}U . Innym przypuszczeniem jest inhalacja uranem o niższym stosunku aktywności w czasie lotu i poprzez płuca wniknięcie do organizmu. Podobnie niskie wyniki otrzymano w skórze ptaków z Morza Bałtyckiego (Boryło i Skwarzec 2014).



Rysunek nr 25. Zależność $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dla prób ptasich oraz innych organizmów morskich.

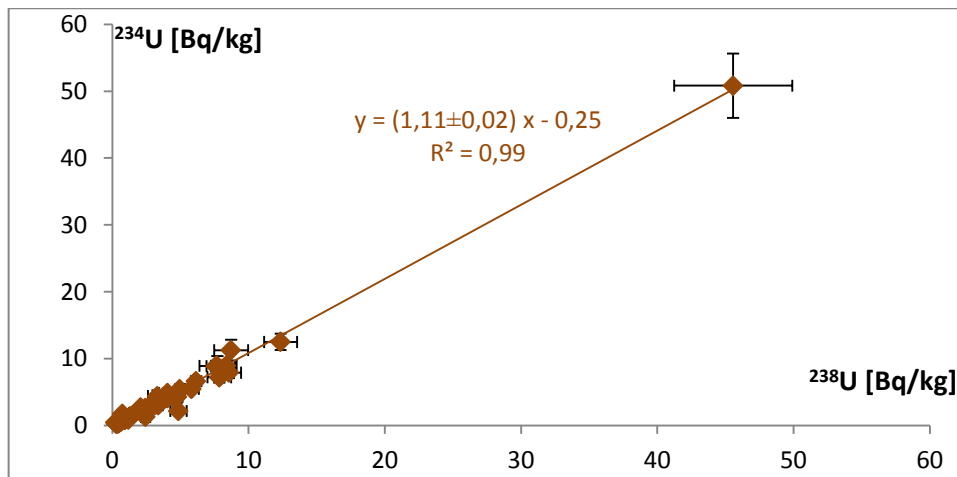
Wyraźny trend uzyskano dla kości ptaków (rysunek nr 26). Współczynnik kierunkowy prostej w tym przypadku wynosi $1,21\pm 0,03$. Jest to zatem wynik dobrze odpowiadający spodziewanej wartości 1,15 czyli obserwowanego stosunku aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ w wodach oceanu światowego (Andersen, i inni 2010). Na wykresie zaznaczona jest krzywa reprezentująca stosunek $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ równy jedności. Można dzięki temu zaobserwować, że im większe jest stężenie analizowanych izotopów uranu tym bardziej stosunek „przechyla” się w stronę ^{234}U .



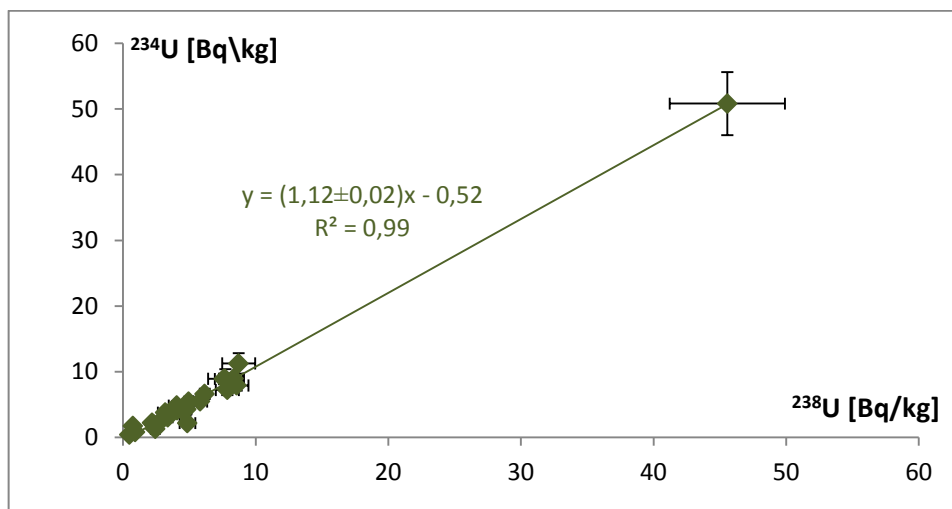
Rysunek nr 26. Stężenia aktywności ^{234}U i ^{238}U w kościach ptaków oraz krzywa reprezentująca stosunek $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}=1$.

W przypadku pozostałych organizmów morskich trudno przedstawić jednoznaczną interpretację z uwagi na duże jej zróżnicowanie (ssaki morskie, ślimak, ryba) i małą liczebność. Jednak na podstawie współczynnika korelacji Pearsona, który wynosi 0,97, można powiedzieć, że współczynnik kierunkowy prostej $1,17 \pm 0,11$ jest bardzo dobrym przybliżeniem średniego stosunku aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ w tej grupie, oraz, że jest wynik bardzo zbliżony obserwowanego w oceanie światowym, który wynosi 1,15 (Andersen, i inni 2010). A zatem w tej grupie badanych organizmów nie obserwuje się wpływu innych źródeł uranu niż woda oceaniczna.

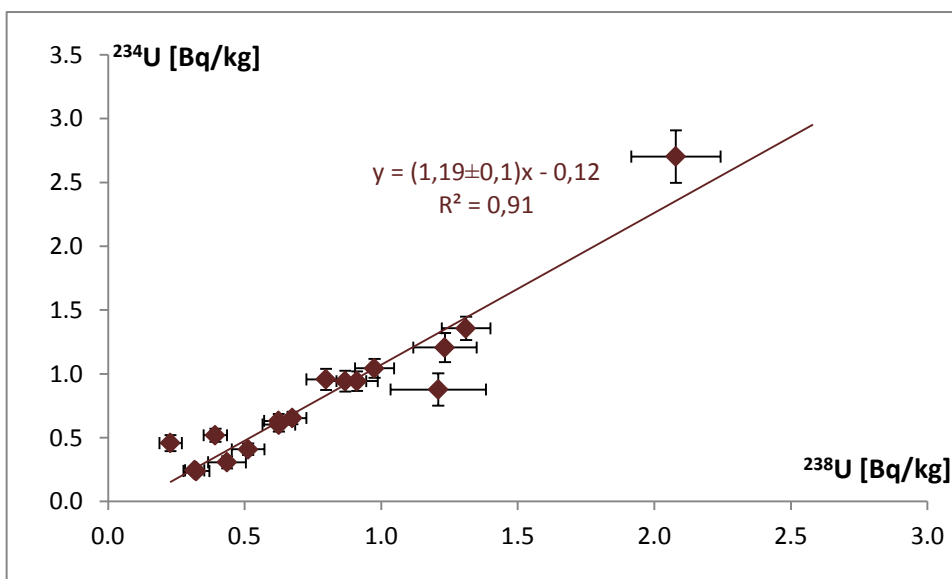
Trend w wynikach uzyskanych z analizy wszystkich prób ze środowiska lądowego przedstawia rysunek nr 27. Ze względu na dużą różnicę między mchami a porostami w akumulacji radionuklidów ^{234}U i ^{238}U , dla przejrzystości przedstawione są na osobnych wykresach (rysunki nr 28 i 29). Ogólny trend dla całości prób lądowych wskazuje, że uśredniony stosunek aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, przybliżony przez współczynnik kierunkowy prostej, jest bliski jedności, z lekkim nadstatkiem ^{234}U . Podobnie jest w przypadku wydzielonych grup mchów i porostów. Rezultaty te sugerują, że uran, który kumulują mchy i porosty może pochodzić z wody (morskiej lub z topniejącego śniegu) a nie z drobnego pyłu suchej depozycji minerałów pochodzących z wietrzenia eolicznego skał. Zgromadzony materiał badawczy pobierany był bardzo często w miejscach nadmorskich (rysunek nr 2) gdzie mógł mieć kontakt z wodą morską w wyniku zjawiska sea spray. Polega ono na tym, że w czasie formowania fal przez wiatry dochodzi niekiedy do pęknięcia (rozpryskiwania się) kropeł wody morskiej oraz przenoszenia wodnych drobin przez wiatr na ląd (Udisti, i inni 2012).



Rysunek nr 27. Zależność $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dla wszystkich prób lądowych



Rysunek nr 28. Zależność $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dla prób mchów.



Rysunek nr 29. Zależność $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dla prób porostów.

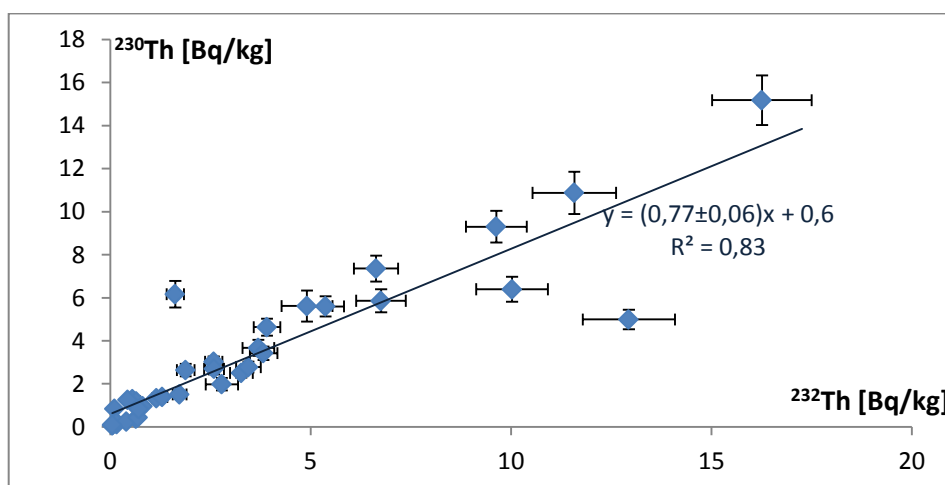
Dane literaturowe dla stężeń ^{234}U i ^{238}U na terenach antarktycznych są skromne. We wspomnianej wcześniej pracy (Mietelski, Gaca i Olech 2000) wyniki pomiarów ^{234}U i ^{238}U uzyskane dla próbek mchów i porostów są zbieżne z opisanymi we wcześniejszych akapitach dotyczących tych radionuklidów. Podobnie jest z stosunkiem aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, w cytowanej pracy wskaźnik ten również przewyższa nieco 1. Ponadto autorzy raportują też jeden odstający wynik, $2,67\pm 0,1$ Bq/kg w próbce porostu *Usnea aurantiaco-atra*. O stosunkach aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ z dolin utworzonych przez wody z topniejących lodowców z terenu Antarktyki pisze Henderson i współpracownicy (2006). Prezentowane tam wyniki zawierają się w przedziale od $1,07\pm 0,01$ do $4,49\pm 0,003$. Zatem znacząca część rezultatów otrzymanych w obecnej rozprawie pokrywa się z tym zakresem. Ponadto wyniki otrzymane w niniejszej dysertacji zgadzają się z pracą omawiającą wariacje $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ w oceanie światowym (Andersen, i inni 2010).

Izotopy toru ^{232}Th i ^{230}Th mają różne pochodzenie. Tor-230 pochodzi z tego samego szeregu promieniotwórczego co ^{234}U i ^{238}U i jest wprost produktem rozpadu ^{234}U . Natomiast tor-232 rozpoczyna odrębny szereg promieniotwórczy. Ponadto ^{232}Th ma dłuższy czas połowicznego zaniku, z czego wyprowadza się jego zwiększoną abundancję w środowisku morskim (Miyake, Sugimura i Yasujima 1970). Wyznaczenie stosunku aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ daje pogląd na pochodzenie toru w analizowanym materiale. Jako że ^{232}Th i ^{230}Th nie są ze sobą związane, należą do dwóch różnych szeregów promieniotwórczych, warto podkreślić, że i ich proporcja w środowisku jest zasadniczo przypadkowa

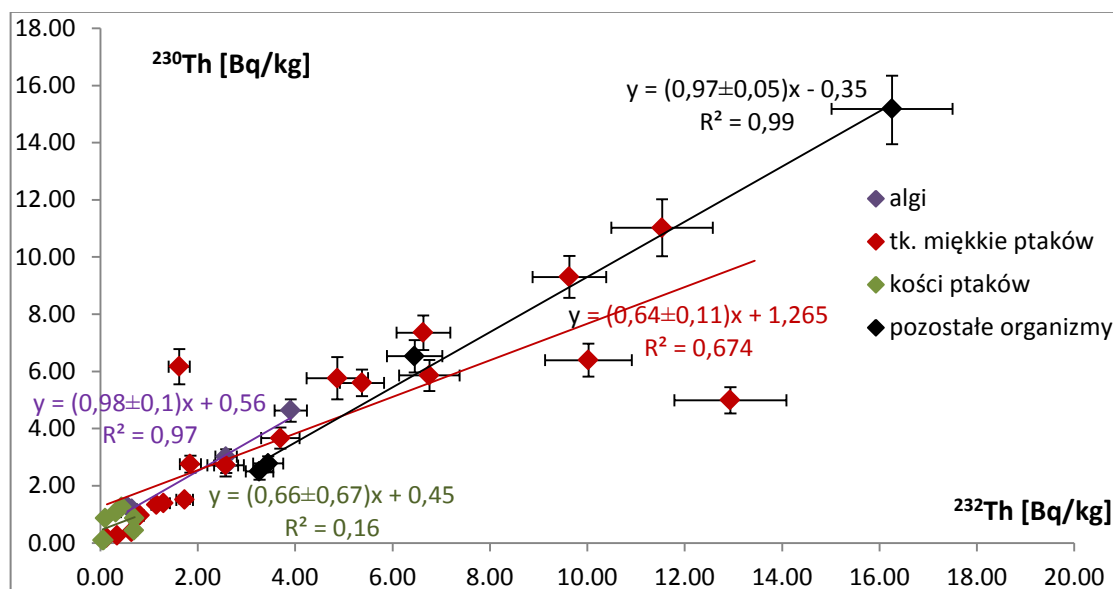
W ekosystemie morskim (rysunek nr 30) stwierdzono dobrą korelację między izotopami ^{232}Th i ^{230}Th ($R=0,91$). Średni stosunek aktywności estymowany współczynnikiem kierunkowym prostej regresji liniowej wynosi $0,77\pm 0,06$. Jest on mniejszy od jedności, zatem w zbadanych próbkach obserwuje się naddatek ^{232}Th wspomniany we wcześniejszym akapicie, charakterystyczny dla środowiska morskiego. Rozbijając poniższy wykres na poszczególne grupy organizmów morskich (rysunek nr 31) można bliżej przyjrzeć się trendom w ekosystemie morskim.

W grupie alg i pozostałych organizmów (ssaki morskie, ryba i mięczak) zanotowano bardzo wysokie korelacje. Jednocześnie wyznaczony graficznie średni stosunek aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w zakresie wyznaczonym przez niepewność jest bliski jedności. Natomiast w zbiorze próbek tkanek miękkich ptaków korelacja między analizowanymi izotopami toru jest słabsza niż we wcześniejszej grupie, ale nadal wysoka ($R=0,82$). Współczynnik kierunkowy prostej wynosi $0,64\pm 0,11$, co oznacza nadwyżkę ^{232}Th w tej grupie. Biorąc pod uwagę wyniki dla dwóch pierwszych grup to zestaw próbek tkanek miękkich jest odpowiedzialny za mniejszy od jedynki stosunek aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w całej grupie organizmów morskich.

Jednocześnie ciekawym wydaje się fakt, że tego swoistego zaburzenia równowagi między ^{232}Th i ^{230}Th nie obserwuje się zwłaszcza w algach, które cały swój cykl życiowy odbywają w wodach morskich i gdzie wartość tego stosunku wprost odzwierciedla wartość obserwowaną w wodzie morskiej. Sugeruje to, że za zaobserwowane zróżnicowanie stosunków aktywności toru w miękkich tkankach ptaków względem innych organizmów czerpiących pokarm z morza odpowiada inna droga dostawania się do organizmu toru, niż pobór pokarmowy ze środowiska morskiego. W próbach kości (zielone punkty) nie zanotowano żadnej korelacji ale obserwowane stężenia są niskie i przez to obciążone większymi niepewnościami.



Rysunek nr 30. Zależność $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w próbach ze środowiska morskiego



Rysunek nr 31. Zależność $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w organizmach morskich podziałem na 4 grupy: algi, tkanki miękkie ptaków, kości ptaków, pozostałe organizmy morskie

Rozkład wyników $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ we wszystkich organizmach lądowych przedstawia rysunek nr 32. Uśredniony stosunek aktywności wynosi $0,95 \pm 0,03$ przy wysokiej korelacji

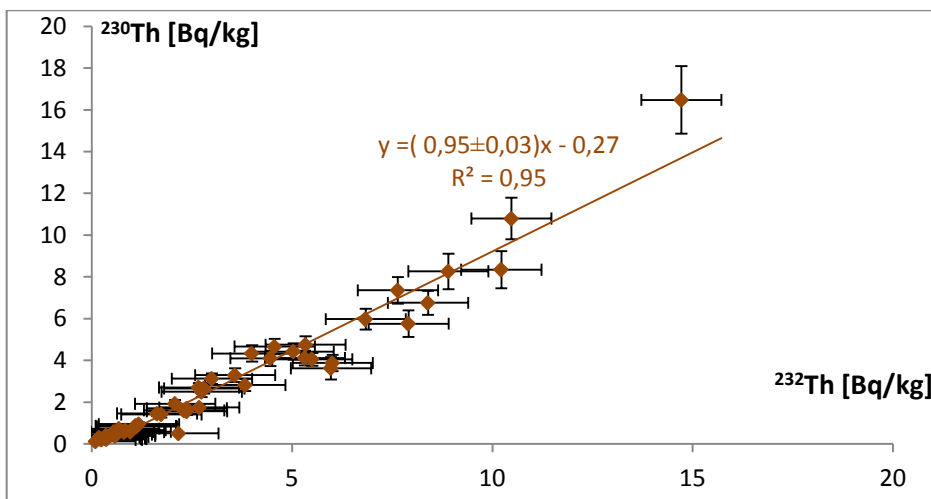
danych ($R=0,97$). Podobny wynik uzyskano dla grupy samych mszaków (rysunek nr 33), gdzie współczynnik kierunkowy prostej wynosi $1,01\pm 0,05$ a współczynnik korelacji Pearsona $0,97$. W zbiorze prób porostów współczynnik ten jest niższy, $0,83$, ale nadal świadczy o wysokiej korelacji (rysunek 34). Wyznaczona tak średnia stosunków aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w porostach, równa $0,45\pm 0,07$, jest prawie o połowę niższa od średniej otrzymanej w mchach. Zatem mogłoby to sugerować, że w porównaniu z mchami, gdzie źródłem toru są w równej proporcji szeregi promieniotwórcze uranowo-radowy i torowy, w porostach przeważa szereg torowy. Potwierdzeniem tej tezy mogłaby być zależność ^{238}U (będącego prekursorem ^{230}Th) i ^{232}Th wykreślona dla porostów na rysunku nr 35. Tam również nachylenie krzywej jest poniżej jedności i wynosi $0,49\pm 0,13$. Jednak nachylenie prostej w obu przypadkach jest spowodowane przez dwa punkty odstające od pozostałych. Odrzucenie ich podnosi wartość współczynnika kierunkowego prostej ponad dwukrotnie. Co wskazuje, że ta obserwacja dotyczy jedynie tych dwóch punktów.

Trudno wskazać w literaturze badania, które prezentowałyby stężenia ^{232}Th i ^{230}Th w próbach z ekosystemu morskiego, w algach, ssakach morskich lub ptakach antarktycznych. Walencik-Łata i współpracownicy (2016) piszą o koncentracji ^{232}Th i ^{230}Th w kościach i zębach koni i byków z Brazylii, które wahają się od $0,13$ Bq/kg (^{232}Th) i $0,06$ Bq/kg (^{230}Th) do $2,71$ Bq/kg (^{232}Th) i $1,3$ Bq/kg (^{230}Th). W przedziale tym mieści się większość wyników dla kości ptasich otrzymanych w niniejszej pracy.

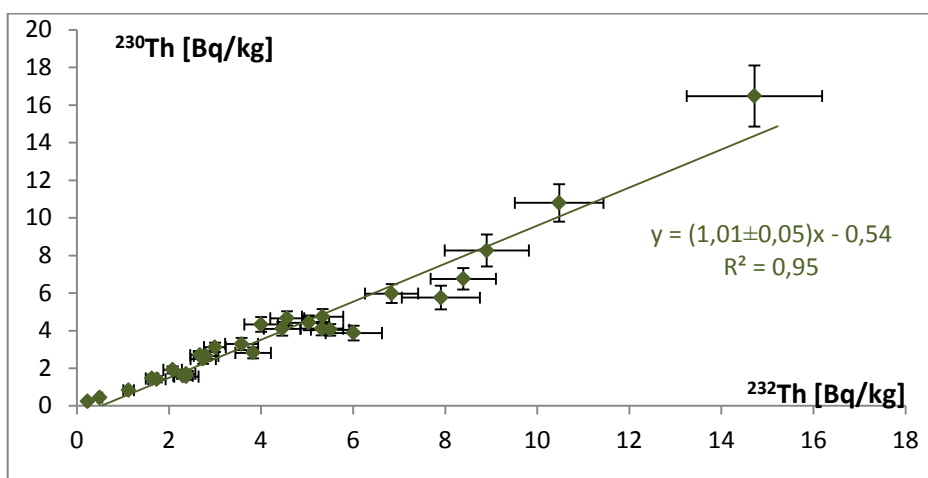
Jednocześnie wyniki analiz stężenia ^{232}Th i ^{230}Th dotyczące prób mchów, porostów są zbieżne z danymi prezentowanymi przez Mietelskiego i współpracowników (2000). Stężenie ^{232}Th dla gleb można porównać z raportowanymi przez Baeza i innych (1994) rezultatami dla prób z Wyspy Livingstone w archipelagu Szetlandów Południowych. Wyniki te zawierają się w przedziale od $5,9\pm 0,8$ Bq/kg od 18 ± 15 Bq/kg. Podobne liczby otrzymano w niniejszej pracy.

Stosunki aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w antarktycznych mchach i porostach opisane są w pracy Mietelskiego i współpracowników (2000), nie przekraczają one 1. Są to zatem wyniki nieco niższe, niż te opisywane obecnie, w prezentowanej rozprawie. Inne doniesienia na temat stosunku izotopowego aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w materiałach pochodzących z Antarktyki dotyczą badań fonolitów⁴ z krateru jedyne go czynnego wulkanu na Antarktydzie (Reagan, Volpe i Cashman 1992). Zaprezentowane tam wyniki zamykają się w przedziale $0,98\pm 0,1 \div 2,17\pm 0,4$. Z zakresem tym pokrywa się duża część przedstawionych w tej dysertacji wyników.

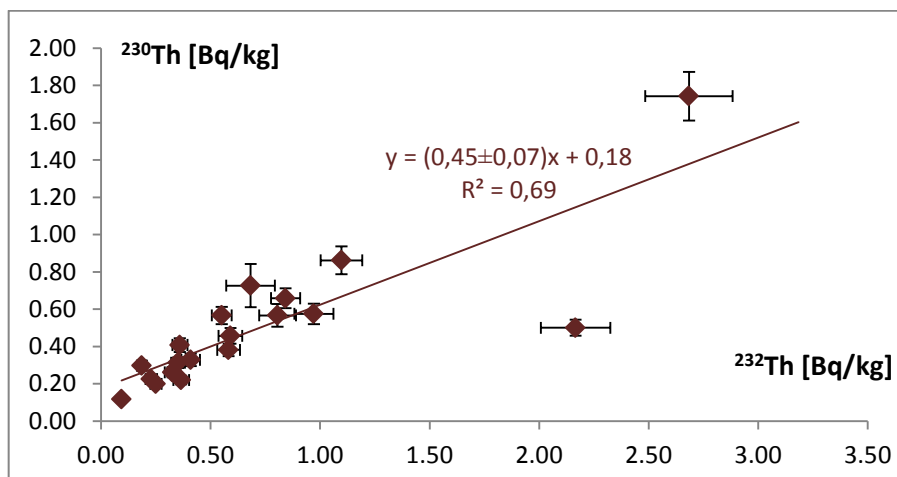
⁴ Fonolit – wylewna skała magmowa (www.encyklopedia.pwn.pl)



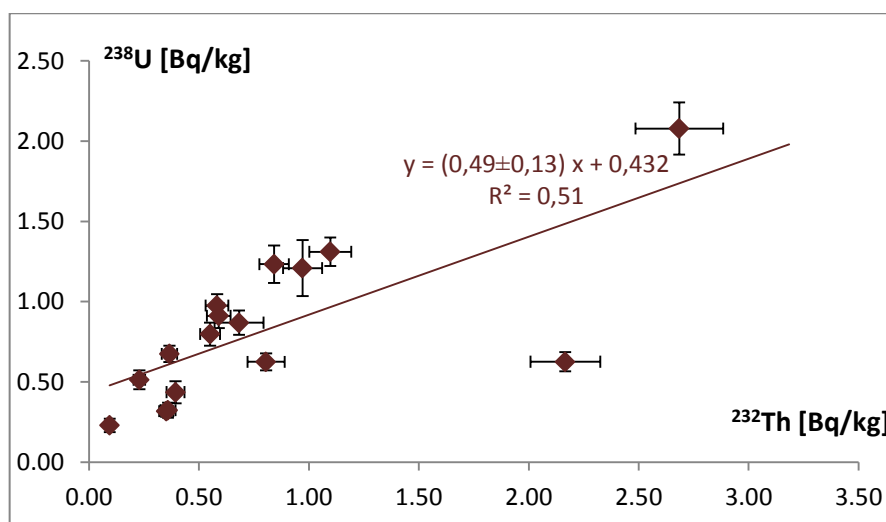
Rysunek nr 32. Zależność $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ dla wszystkich analizowanych organizmów lądowych.



Rysunek nr 33. Zależność $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w grupie mchów.



Rysunek nr 34. Zależność $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w grupie porostów.



Rysunek nr 35. Zależność $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ w grupie próbek.

4.2 PROMIENIOTWÓRCZOŚĆ ANTROPOGENICZNA

Poziomy skażenia radioaktywnego Antarktyki nie są dostatecznie dobrze rozpoznane. W przypadku badań nad obecnością ^{137}Cs w środowisku morskim Antarktyki najwięcej wyników dotyczy osadów dennych, wody morskiej i alg. De Lima Ferreira i współpracownicy (2013) zbadali osady denne z Zatoki Admiralicji otrzymując koncentrację ^{137}Cs od 0,84 Bq/kg do 7,09 Bq/kg. Senders i inni (2010) w swojej pracy analizowali podobny materiał z tej samej okolicy uzyskując zbliżone wyniki : 1,69 ÷ 11,17 Bq/kg. Natomiast Godoy wraz ze współpracownikami (1998) również badając osady z Zatoki Admiralicji uzyskali nieco niższe stężenia ^{137}Cs 2,05 ÷ 4,9 Bq/kg. Poza tym terenem eksplorowano także obszar zatoki Terra Nova (74°50'S 164°30'E) na Morzu Rossa (Desideri, Giuliani, i inni 2003, Giuliani, Triulzi i Vaghi 2003, Jia, Triulzi, i inni 2000, 1999). Maksymalny wynik dla osadów jaki otrzymali autorzy to 1,5 Bq/kg (Desideri, Giuliani, i inni 2003, Giuliani, Triulzi i Vaghi 2003). Stężenie ^{137}Cs w wodach zatoki Terra Nova waha się od 0,44 ÷ 0,89 Bq/m³ (Desideri, Giuliani, i inni 2003, Giuliani, Triulzi i Vaghi 2003) do nawet 390 Bq/m³ (Jia, Triulzi, i inni 2000). Wody u wybrzeży Wyspy Livingstone (Szetlandy Południowe) zbadane przez Baeza i innych (1994) charakteryzują się koncentracją cezu-137 na poziomie 0,2 Bq/kg (tj. ok. 200 Bq/m³). U wybrzeży Półwyspu Antarktycznego otrzymano wyniki na podobnym poziomie (Gulin i Stokozov 2005).

Stężenie ^{137}Cs w algach z Zatoki Admiralicji w opublikowanych pracach (Sobiech-Matura 2011, Mietelski, Olech, i inni 2008) jest na poziomie od 0,12 Bq/kg do 3 Bq/kg masy spopielonej w 400°C. Mimo, że są to niskie stężenia stanowią one różnicę w stosunku do wyników prezentowanych w niniejszej dysertacji. Ponadto dane przedstawione przez Jia

(2000), Desideri (2003), Giuliani (2003) i ich współpracowników wykazują jeszcze wyższe stężenie w algach w Morzu Rossa sięgające niemal 40 Bq/kg masy suchej. Koncentracja ^{137}Cs w rybach zbadanych w przywołanych tutaj publikacjach jest niska i nie sięga wyżej niż 1,3 Bq/kg masy suchej, a część wyników jest poniżej limitu detekcji. Rezultaty te korespondują z wynikami dotyczącymi ryb (H1 i CH1) prezentowanymi w niniejszej pracy doktorskiej. W literaturze można znaleźć też informacje na temat ^{137}Cs w organizmach mięczaków. Marzano i współpracownicy (2000) uzyskali wyniki od 0,2 do 2,87 Bq/kg, Mietelski i inni (2008) 3,1 Bq/kg masy spopielonej w 400°C natomiast Sobiech-Matura (2011) tak jak i w tej dysertacji wszystkie wyniki dotyczące ryb otrzymała poniżej limitu detekcji.

Niewiele jest w literaturze informacji na temat akumulacji radiozotopu cezu ^{137}Cs w ptakach czy ssakach morskich z Antarktyki. Wyniki przedstawione przez Mietelskiego i współpracowników (2008) mają rozpiętość od kilku Bq/kg do 46 Bq/kg popiołu (400°C) w przypadku kości, piór i tkanek miękkich ptaków Antarktycznych znalezionych na Wyspie Króla Jerzego; dla foki (także z Wyspy Króla Jerzego) koncentracja ^{137}Cs nie przekraczała 1 Bq/kg masy spopielonej. Ponadto procent prób, w których stężenie było poniżej limitu detekcji jest dużo mniejszy niż w prezentowanej dysertacji. Wynikało to z ówczesnej możliwości wykorzystania spektrometru promieniowania gamma o niższym tle niż aktualnie dostępne. Jednocześnie w innej pracy (Sobiech-Matura 2011) otrzymane wyniki dla ptaków (1 próba piór i skóry pingwina) i ssaków (1 próba futra słonia morskiego) są na poziomie kilku Bq/kg masy spopielonej. Zatem dane przedstawione w niniejszej pracy doktorskiej po części są zbieżne z literaturowymi.

Mchy i porosty uważane są za dobre biomonitory zanieczyszczeń powietrza (Gerdol, i inni 2014, Poikolainen, i inni 2004, Bargagli, Monaci i Borghini, i inni 2002, Garty 2001). Są to organizmy, które z powietrza pobierają potrzebne do wzrostu składniki, ponadto charakteryzują się powolnym wzrostem i długim czasem życia. Cechy te predestynują je do bycia „długodystansowymi” rezerwuarami zanieczyszczeń zgromadzonych z atmosfery (Szczepaniak i Biziuk 2003). Również w badaniach Antarktyki mchy i porosty są wykorzystywane do badania kontaminacji terenów wokół bieguna południowego. Dzięki temu w literaturze można znaleźć szerszy materiał porównawczy niż dla organizmów morskich; szczególnie w przypadku radioizotopów: ^{137}Cs , ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ wyników jest więcej, dlatego wraz z cytacjami zostały ujęte w tabelach nr 21 i 22. Poza wynikami dla mchów i porostów w tabelach ujęte są też koncentracje ^{137}Cs , ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w glebach i roślinach naczyniowych z Antarktyki.

Spektrum rezultatów dla ^{137}Cs uzyskanych w niniejszej dysertacji w mchach pokrywa się z częścią danych literaturowych. Największą zgodność otrzymano z rezultatami

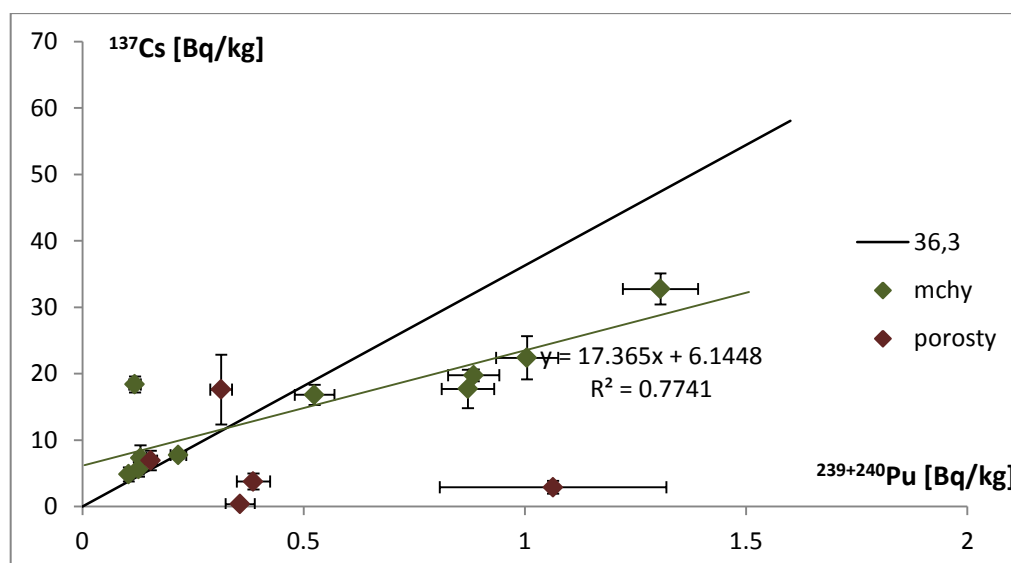
opublikowanymi przez Mietelskiego i współpracowników (2000) oraz Godoy'a i innych (1999). Część autorów uzyskała wyższe wyniki dla mchów w porównaniu z porostami, co ma miejsce także w prezentowanej rozprawie. Ross i inni (1994), którzy zbadali depozycję również otrzymali taki trend. Ciekawym jest fakt, że wśród raportowanych wyników, tych które nie przekroczyły limitu detekcji jest znacznie mniej niż w niniejszej dysertacji. Przykładowo dane opublikowane przez Mietelskiego i współpracowników w dwóch publikacjach (2000, 2008) zawierają tylko jeden taki przypadek. Desideri i inni (2003) nie przedstawiają takich wyników. Różnicę tę można tłumaczyć dwoma głównymi przyczynami. Upływem czasu i związanym z tym rozpadem ^{137}Cs oraz niewystarczająco czułą aparaturą pomiarową, którą wykorzystano w obecnie przeprowadzonych badaniach. Mietelski i inni (2000, 2008) mimo, że prowadzili badania w tym samym laboratorium korzystali z nieczynnego w okresie prowadzenia obecnych prac spektrometru promieniowania gamma z układem antykoincydencyjnym, który znacznie redukuje tło i pozwalał na pomiary prób słabo aktywnych. Może to być też wyjaśnieniem, dlaczego w glebach nie wykryto cezu. W tym jednak przypadku, bardziej prawdopodobnym wytłumaczeniem jest to, że gleby te były jeszcze niedawno osłonięte przez lodowiec, który uniemożliwiał depozycję radionuklidów z powietrza. Wynik otrzymany w niniejszej dysertacji dla trawy *Deschampsia antarctica*: $9,52 \pm 2,25$ Bq/kg, pokrywa się zakresem rezultatów jakie otrzymali Schuller i inni (2002).

Tabela nr 21. Dane literaturowe nt. stężenia ^{137}Cs [Bq/kg masy suchej] w próbach lądowych z Antarktyki. W dwóch pozycjach analizowano depozycję radionuklidów zatem przy wyniku dopisano odpowiednią jednostkę tj. Bq/m².

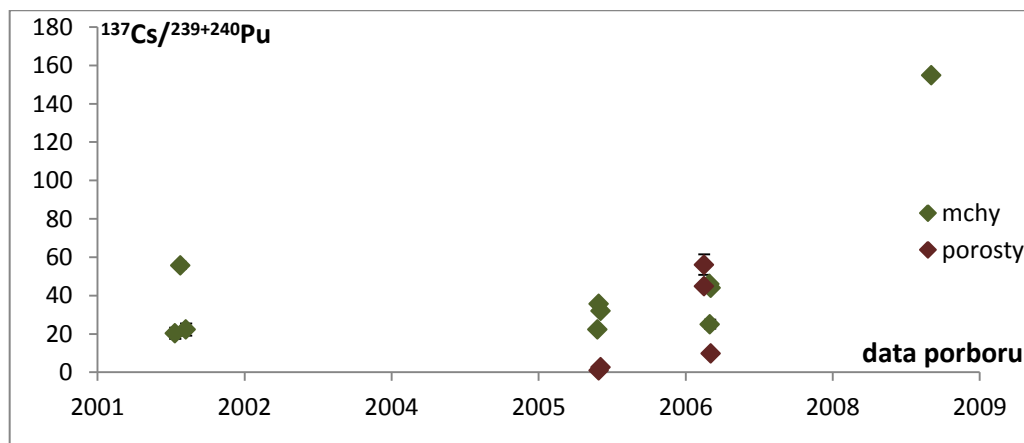
Referencja	^{137}Cs [Bq/kg s.m.]			
	mchy	porosty	gleba	rośliny
(Sobiech-Matura 2011)	1 ÷ 5,5	1,9 ÷ 3,5	0,5 ÷ 7,4	<1,5
(Mietelski, Olech, i inni 2008)	3,2 ÷ 19,3	0,7 ÷ 15,8	17	<3,4
(Desideri, Giuliani, i inni 2003); (Giuliani, Triulzi i Vaghi 2003); (Jia, Triulzi, i inni 2000); (Jia, Triulzi, i inni 1999); ⁵	11,3 ÷ 49,9	47,5 ÷ 162	<0,12	-
(Mietelski, Gaca i Olech 2000)	2,9 ÷ 74	4,6 ÷ 17,9	-	-
(Godoy, i inni 1998)	7,7 ÷ 43,7	1,53 ÷ 37,2	1,59 ÷ 15,6	-
(Baeza, Del Rio, i inni 1994)	-	-	7,8 ÷ 22,8	-
(Baeza, Miro, i inni 1994)	3,6	17,2	-	-
(Schuller, Ellies i Vega 1993)	-	-	13 ÷ 30	-
	^{137}Cs [Bq/m ²]			
(Schuller, Bunzl, i inni 2002)			12 ÷ 576	5,4 ÷ 70
(Roos, Holm i Persson 1994)	69 ÷ 294	39 ÷ 210	164 ÷ 392	

⁵ W tych czterech publikacjach autorzy przedstawiają te same wyniki

Na rysunku nr 36 przedstawiono zależność stężenia aktywności ^{137}Cs i $^{239+240}\text{Pu}$ dla środowiska lądowego i podziałem na dwie grupy: mchów i porostów. Dla środowiska morskiego nie można było wykreślić takiej krzywej z powodu zbyt małej ilości prób o stężeniu powyżej limitu detekcji (2 punkty jednoznacznie wyznaczają krzywą, co byłoby zafałszowaniem wyniku). Dopasowanie krzywej do rezultatów uzyskanych dla mszaków dało przybliżenie średniego stosunku aktywności $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ $17,4 \pm 3,3$, przy współczynniku R^2 0,77. Można zatem uznać, że ten wynik prawidłowo reprezentuje trend w grupie mchów. Średnia arytmetyczna stosunków aktywności równa jest 45,9 co znacznie odbiega od 17,4. Trzeba jednak zwrócić uwagę, że odchylenie standardowe wynosi 40,1, świadczy to o dużym rozrzucie wyników, co widać także na rysunku nr 36. Gdy wymusi się „przejście” krzywej przez początek układu współrzędnych (czynnik wolny ma dużą wartość) otrzymuje się wartość współczynnika kierunkowego $24,4 \pm 2,7$ co zbliża ten wyniki to średniej arytmetycznej. Wartość stosunku aktywności $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ nie ulega widocznym zmianom na przestrzeni czasu, co przedstawia rysunek nr 37, oraz charakteryzuje się zróżnicowaniem bez względu na czas pozyskania próby. W dwóch próbach morskich (NT2, NB4) stosunki aktywności ^{137}Cs do $^{239+240}\text{Pu}$ wynoszą 27,5 i 12,4.



Rysunek nr 36. Zależność między stężeniami ^{137}Cs i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach lądowych z zaznaczonym stosunkiem $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu radioaktywnego: 36,6.



Rysunek nr 37. Zmienność wartości stosunku $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ w czasie.

W literaturze można znaleźć bardzo zróżnicowane wartości tego wskaźnika. Roos i inni (1994) w próbach lądowych zebranych w latach 1988-1989 (porosty, mieszaniny mchów i gleby) otrzymali $20 \div 47$, Jia i współpracownicy (2000, 1999) w ekosystemie lądowym uzyskali wartości izotopowego stosunku aktywności $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$: $32 \div 115$, natomiast Hashimoto i inni (1989) $28 \div 100$. W innym miejscu średnia dla mchów wynosi 35 a dla porostów 11 (Mietelski, Gaca i Olech 2000) lub 33 i 25 (Mietelski, Olech, i inni 2008). W środowisku morskim raportowano wartości stosunków: $21 \div 300$ (Jia i inni, 2000, 1999) oraz $4 \div 16$ (Mietelski, Olech, i inni 2008), $9 \div 54$ (Hashimoto, i inni 1989). Z analizy depozycji radionuklidów w antarktycznym śniegu i lodzie wynika, że w 1976 roku w Antarktyce stosunek ten wynosił od 20 do 143 (Koide, Michel, i inni 1979). Otrzymane w niniejszej dysertacji wartości $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$, które mieszczą się w szerokim zakresie: $1 \div 155$, pokrywają się z informacjami literaturowymi.

Dwukrotnie zauważona przez Mietelskiego i współpracowników (2000, 2008) różnica w akumulacji cezu między mchami i porostami, a co za tym idzie wyższym stosunkiem $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ w mszakach i lepszą korelacją między stężeniami aktywności tych radioizotopów potwierdziła się także w prezentowanych tutaj rezultatach. Uzyskane rozbieżności przetestowano statystycznie⁶. Na 5% poziomie istotności otrzymano wynik istotny statystycznie ($p=0,0469$). Część z analizowanych w tej dysertacji prób zostało zbadanych z wykorzystaniem neutronowej analizy aktywacyjnej, we współpracy z ZIBJ Dubna (Mróz, i inni 2017). Wśród otrzymanych tam rezultatów⁷ są także wartości stężeń stabilnego cezu (mg/kg) w mchach (*Sanionia uncinata*) i porostach (*Usnea antarctica*, *Usnea aurantiaco-atra*). Wyniki te poddane analizie statystycznej również wykazały istotną różnicę między mchami i porostami na 5% poziomie istotności ($p=0,0077$). Można zatem postawić tezę, że różnice między akumulacją ^{137}Cs (cezu w ogóle) przez porosty gatunku *Usnea*

⁶ Wyniki analizowano za pomocą testu t-Studenta.

⁷ Dane z tego eksperymentu umieszczono w dodatku.

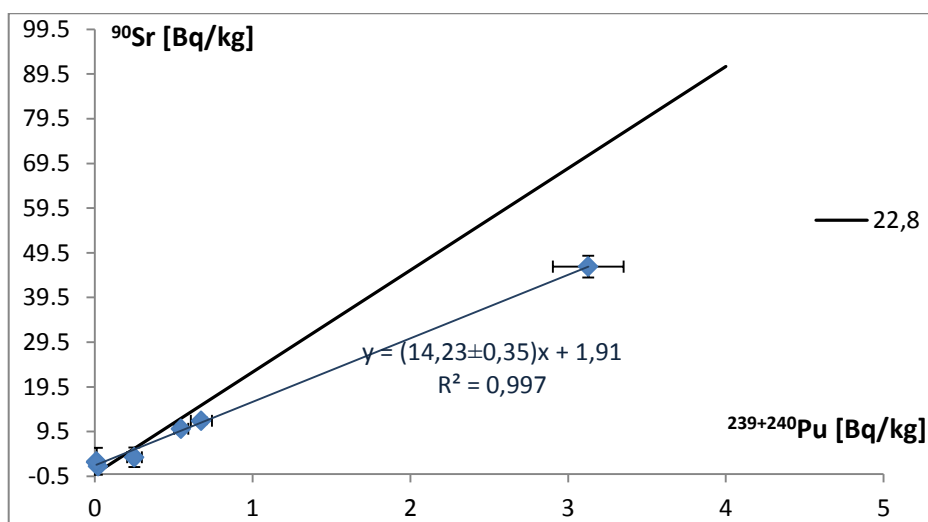
antarctica, *Usnea aurantiaco-atra* oraz mchy gatunku *Sanionia uncinata* wynikają z właściwości tych organizmów. Jednocześnie należy podkreślić, że *Sanionia uncinata* rośnie na glebie i kontaminacja jej drobinami również może mieć wpływ na uzyskane wyniki; *Usnea* rośnie na skałach i kamieniach. Wpływ wymywania cezu przez wodę też może mieć znaczenie, jednak trudno jest wyjaśnić dlaczego mchy miałyby być mniej podatne na to wymycie. Ponieważ porosty i mchy były zbierane w tym samym czasie nie można różnic w koncentracjach ^{137}Cs wytłumaczyć upływem czasu (rozpadem radioaktywnym) zwłaszcza w kontekście wyników ^{90}Sr (omawianego poniżej), którego czas połowicznego zaniku (28,79 l) jest bardzo zbliżony do $T_{1/2}^{137}\text{Cs}$ (30,07 l).

Stosunek aktywności $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ będący sygnaturą globalnego opadu promieniotwórczego wynosi 36,3. Wyniki zaprezentowane w niniejszej dysertacji oraz omówione dane literaturowe różnią się od tej liczby oraz charakteryzują się dużym zróżnicowaniem. Wartości omawianego stosunku są czasem mniejsze, czasem większe od 36,3 wobec czego, nie można wskazać jednego wyjaśnienia tego faktu. Niższe niż 36,3 stosunki aktywności można by tłumaczyć łatwiejszym wymywaniem ^{137}Cs w środowisku lądowym w porównaniu do $^{239+240}\text{Pu}$, co jest obserwowane (Lee, Lee i Boo 1997).

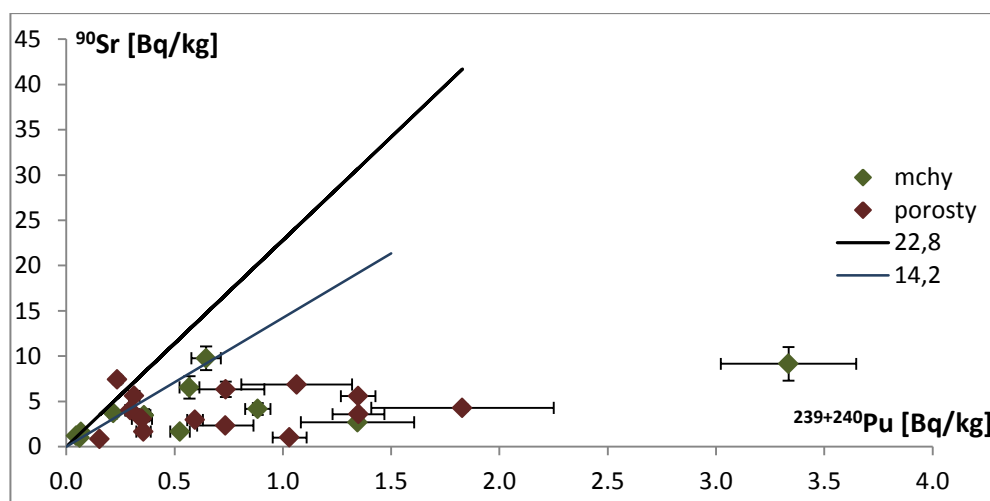
Przedstawione w niniejszej dysertacji wyniki stężenia ^{90}Sr w środowisku morskim Antarktyki korespondują z opublikowanymi dotychczas danymi. W algach z Morza Rossa otrzymano stężenia między 3 a 9 Bq/kg masy suchej (Jia, Triulzi, i inni 2000) lub poniżej limitu detekcji (Desideri, Giuliani, i inni 2003). Natomiast w glonach z Zatoki Admiralicji koncentracja ^{90}Sr waha się od 0,8 ÷ 3,8 Bq/kg (Mietelski, Olech, i inni 2008) do 1 ÷ 63 Bq/kg masy spopielonej w 400°C (Sobiech-Matura 2011). Wynik: 3,73±2,2 Bq/kg ^{90}Sr w algach otrzymany w prezentowanej rozprawie mieści się zatem w zakresach otrzymanych przez cytowanych tu badaczy. Koncentracja ^{90}Sr w rybach żyjących w zimnych wodach południowych nie jest duża: 0,08 ÷ 0,2 Bq/kg (Giuliani, Triulzi i Vaghi 2003); 0,03 ÷ 0,08 Bq/kg (Marzano, i inni 2000); 0,08 ÷ 0,11 Bq/kg (Desideri, Giuliani, i inni 2003, Jia, Triulzi, i inni 2000); 3,4 Bq/kg (Mietelski, Olech, i inni 2008); 0,11 ÷ 2,4 Bq/kg (Sobiech-Matura 2011). Podobny poziom ^{90}Sr odnotowano w muszlach *Nacella concina*: 2,3 Bq/kg masy spopielonej w 400°C (Mietelski, Olech, i inni 2008). Dla prób ryb i mięczaków rezultaty otrzymane w tej dysertacji są poniżej limitów detekcji, które z kolei, w przypadku ryb są wyższe nawet o rząd wielkości od wyników literaturowych, dlatego w tym przypadku trudno jest dokonać porównania. Poziomy koncentracji ^{90}Sr w ptakach antarktycznych otrzymane w tej pracy są porównywalne z opublikowanymi przez Mietelskiego (2008) tj. 3,3 ÷ 5,1 Bq/kg w pingwinich kościach lub piórach i skórze. Podobnie prezentują się tam wyniki dla ssaków morskich (kilka Bq/kg).

Wyniki literaturowe dla akumulacji ^{90}Sr w mchach z Antarktyki w części pokrywają się z uzyskanymi w niniejszej dysertacji. Mietelski i inni (2008) w mchach otrzymali $1,7 \div 10,3 \text{ Bq/kg}$. Natomiast Desideri i inni (2003), Guliani, Triulzi i Vaghi (2003) oraz Jia (2000, 1999) przedstawili wyższe wartości koncentracji ^{90}Sr w mszakach z Antarktyki wschodniej: $9,2 \div 24,4 \text{ Bq/kg}$. W przypadku porostów, w pierwszej przywołanej publikacji, koncentracja ^{90}Sr mieści się w zakresie: $2,1 \div 10,3 \text{ Bq/kg}$; Sobiech-Matura (2011) podaje dwie wartości: 4 i $12,8 \text{ Bq/kg}$. W glebach otrzymano: $6,1 \div 26,6 \text{ Bq/kg}$ (Sobiech-Matura 2011), $4,0 \text{ Bq/kg}$ (Mietelski, Olech, i inni 2008), $0,08 \div 0,2 \text{ Bq/kg}$ (Desideri, Giuliani, i inni 2003, Giuliani, Triulzi i Vaghi 2003, Jia, Triulzi, i inni 2000, 1999), $1,23 \div 2,6 \text{ Bq/kg}$ (Baeza, Del Rio, i inni 1994), a w roślinach naczyniowych: $7,1 \div 9,2 \text{ Bq/kg}$ (Mietelski, Olech, i inni 2008). W próbach tego rodzaju (gleba i trawa), w prezentowanej rozprawie, stężenie ^{90}Sr było poniżej limitu detekcji. Brak strontu w glebie, podobnie jak w przypadku ^{137}Cs wynika z tego, że zebrany materiał do niedawna osłonięty był przez lodowiec, który uniemożliwiał akumulację radioizotopów z powietrza. Stront charakteryzuje się w środowisku lądowym większą mobilnością oraz jest lepiej akumulowany z gleby niż cez (Gupta i Walther 2018, Atwood. 2010), zatem w przypadku trawy trudno wyjaśnić rezultat poniżej limitu detekcji, zwłaszcza, że w próbie tej wykryto ^{137}Cs ($9,52 \pm 2,25 \text{ Bq/kg}$).

Na rysunkach nr 38 i 39 przedstawiono korelacje między ^{90}Sr i $^{239+240}\text{Pu}$. W środowisku morskim wyznaczony graficznie średni współczynnik stosunku aktywności $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ wynosi $14,23 \pm 0,35$; otrzymano istotną korelację między tymi izotopami ($R^2=0,997$). Wynik ten sugeruje dużą konserwatywność środowiska morskiego lub, że stront w wodzie morskiej występuje w formie, która w taki sam sposób jest akumulowana przez organizmy wodne. Jednocześnie nie można wyjaśnić tego czynnikiem geograficznym (lokalnie w środowisku utrzymuje się stały stosunek aktywności), ponieważ próby, w których możliwe było wyznaczenie stosunku aktywności $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ pozyskane były z różnych miejsc, które dzielą tysiące kilometrów (Oaza Schirmachera i Wyspa Króla Jerzego). Ważne jest jednak, że wynik ten uzyskano na podstawie małej statystyki, co oznacza, że nie musi być reprezentatywny dla ekosystemu morskiego.



Rysunek nr 38. Zależność między stężeniami ^{90}Sr i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach morskich z zaznaczonym stosunkiem $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu promieniotwórczego.



Rysunek nr 39. Zależność między stężeniami ^{90}Sr i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach z ekosystemu lądowego, zaznaczonym stosunkiem $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ z ekosystemu morskiego: 14,2 i globalnego opadu promieniotwórczego: 22,8.

W ekosystemie lądowym stosunki aktywności $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ w próbach nie wykazują żadnego trendu. Nakładając na tą grupę warunek $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu} \sim 14,2$ wzięty ze środowiska morskiego wyodrębniają się trzy podgrupy. Pierwsza, najmniej liczna, którą charakteryzuje stosunek $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ większy od 14,2 (punkty powyżej niebieskiej krzywej reprezentującej $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu} = 14$), druga, gdzie omawiany stosunek aktywności pokrywa się z 14,2 (leżące w ramach niepewności na niebieskiej linii) i najliczniejsza grupa o wartościach $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ poniżej 14,2 (punkty poniżej niebieskiej prostej). Z tego opisu można wnioskować, że w środowisku morskim występuje nadmiar ^{90}Sr w stosunku do środowiska lądowego a ponadto zachowanie tego radioizotopu w obu ekosystemach jest odmienne, co wcześniej już było sugerowane (Mietelski, Olech, i inni 2008). Różnice w wysokości omawianego tu współczynnika są większe, niż wynikałoby to z rozpadu promieniotwórczego. Zatem można

zakładać, że ^{90}Sr jest wymywany z mchów i porostów powodując spadek stosunku aktywności $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$.

Zróżnicowanie wartości stosunków aktywności $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ raportowali inni autorzy: $4,7 \div 1670$ (Mietelski, Olech, i inni 2008), $5 \div 80$ (Jia, Triulzi, i inni 2000), $1 \div 150$ (Hashimoto, i inni 1989). Jednocześnie Jia i inni (2000) dla wszystkich zbadanych prób ze środowiska morskiego i lądowego otrzymali dobrą korelację ($R=0,906$) między ^{90}Sr i $^{239+240}\text{Pu}$ oraz współczynnik nachylenia krzywej 13,2, zbliżony do przedstawionego na rysunku nr 38.

Omówione powyżej wyniki, uzyskane w niniejszej dysertacji odbiegają od stosunku $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ charakterystycznego dla globalnego opadu promieniotwórczego: 22,8. Prawie wszystkie próby charakteryzują się niższym niż 22,8 stosunkiem aktywności. Fakt ten wynikać może z dużej mobilności strontu w środowisku. Jest łatwo wymywany z gleby, a w wodzie łatwo wiąże się z zawiesinami (Atwood. 2010).

Otrzymane obecnie wyniki badań stężenia ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach ze środowiska morskiego są porównywalne z danymi dotyczącymi Antarktyki opublikowanymi do tej pory. W algach Jia i współpracownicy (2000) otrzymali ^{238}Pu : $0,04 \div 0,15$ Bq/kg; $^{239+240}\text{Pu}$: $0,20 \div 0,66$ Bq/kg, Desideri i inni (2003) oraz Guiani, Triluzi i Vaghi (2003) wskazali podobne zakresy; Sobiech-Matura (2011) ^{238}Pu : $0,02 \div 0,08$ Bq/kg; $^{239+240}\text{Pu}$: $0,02 \div 0,46$ Bq/kg; Mietelski i współpracownicy (2008) ^{238}Pu : $0,001 \div 0,02$ Bq/kg, $^{239+240}\text{Pu}$: $0,03 \div 0,08$ Bq/kg. W rybach lub mięczakach Desideri i inni (2003) uzyskali ^{238}Pu : $<0,0003 \div 0,01$ Bq/kg; $^{239+240}\text{Pu}$: $0,001 \div 0,05$ Bq/kg, Giuliani, Triulzi i Vaghi (2003) oraz Jia i inni (2000) $^{239+240}\text{Pu}$: $0,002 \div 0,05$ Bq/kg, Mietelski i inni (2008) ^{238}Pu : $0,0008$ Bq/kg; $^{239+240}\text{Pu}$: $<0,003 \div 0,02$ Bq/kg, Sobiech-Matura (2011) ^{238}Pu : $0,003 \div 0,004$ Bq/kg; $^{239+240}\text{Pu}$: $0,004 \div 0,06$ Bq/kg. Wyniki dla antarktycznych ssaków morskich mieszczą się w zakresach ^{238}Pu : $0,0003 \div 0,004$ Bq/kg; $^{239+240}\text{Pu}$: $0,003 \div 0,02$ Bq/kg (Mietelski, Olech, i inni 2008), ^{238}Pu : $0,0003 \div 0,001$ Bq/kg; $^{239+240}\text{Pu}$: $0,007 \div 0,13$ Bq/kg (Sobiech-Matura 2011).

Podobnie dotychczasowe dane literaturowe opisujące stężenia ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w ptakach antarktycznych korespondują z rezultatami prezentowanymi w niniejszej pracy doktorskiej. Mietelski i współpracownicy (2008) wyznaczyli: ^{238}Pu : $0,0006 \div 0,01$ Bq/kg $^{239+240}\text{Pu}$: $0,002 \div 0,02$ Bq/kg, natomiast Sobiech-Matura (2011): ^{238}Pu : $0,003$ Bq/kg $^{239+240}\text{Pu}$: $0,002 \div 0,08$ Bq/kg.

Wartości opisanych w poprzednim rozdziale stosunków aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ są niższe od zaprezentowanych przez Jia i innych (1999, 2000), którzy otrzymali w próbach ze środowiska morskiego (wliczając próby wody i osadów) $0,18 \div 0,29$. Desideri i współpracownicy (2003) podają średnią ze wszystkich przebadanych prób razem

z materiałem lądowym: 0,2, która jest większa od średniej uzyskanej w niniejszej rozprawie. Jednocześnie Mietelski i inni (2008) wskazują średnią arytmetyczną stosunków aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ w materiale pochodzenia morskiego: 0,29. W pracy tej średnią oszacowano też za pomocą regresji liniowej, uzyskując wartość 0,136 ale przy niskim współczynniku $R^2=0,492$. Natomiast Sobiech-Matura (2011) otrzymała bardzo duży zakres stosunków: $0,01 \div 0,45$, który pokrywa się z wynikami zaprezentowanymi w poprzednim rozdziale.

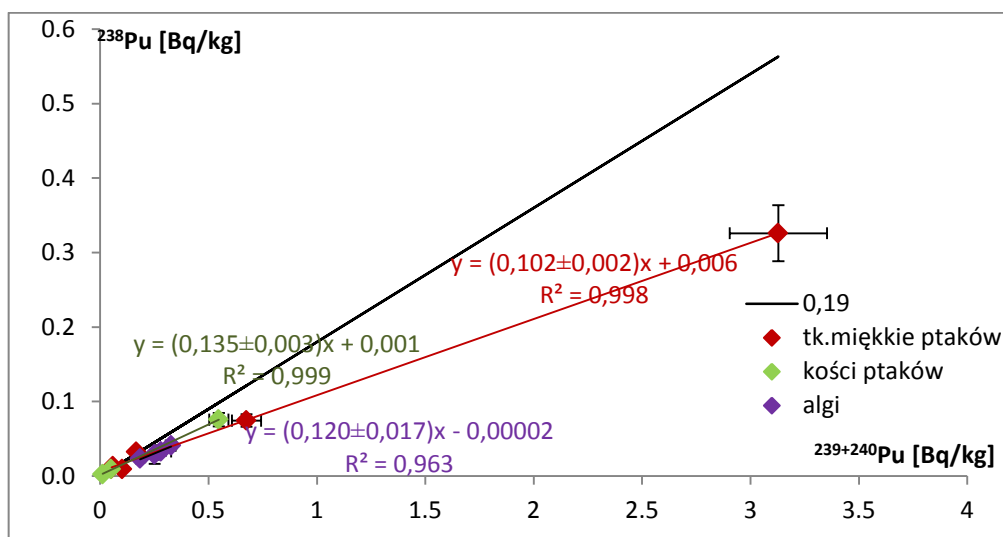
Wyniki literaturowe dotyczące akumulacji ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku lądowym przedstawione są (wraz z cytacjami) w tabeli nr 22. Zamieszczone tam dane korespondują z otrzymanymi w niniejszej dysertacji. W niektórych pracach opublikowano nieco wyższe wyniki dla ^{238}Pu (Desideri, Giuliani, i inni 2003, Giuliani, Triulzi i Vaghi 2003, Mietelski, Gaca i Olech 2000). Ponieważ próby tam analizowane były pobrane w latach 80 i 90 ubiegłego wieku różnice te wynikają częściowo z rozpadu radioaktywnego ^{238}Pu ($T_{1/2}=87,7$ l). Jednocześnie część artykułów raportuje niższe koncentracje $^{239+240}\text{Pu}$ w porównaniu z otrzymanymi w prezentowanej rozprawie.

Tabela nr 22. Dane literaturowe nt stężeń ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ i stosunków aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ w próbach lądowych z Antarktyki.

	^{238}Pu [Bq/kg]	$^{239+240}\text{Pu}$ [Bq/kg]	$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$
mchy			
(Sobiech-Matura 2011)	0,03	0,2	0,16
(Mietelski, Olech, i inni 2008)	0,007 ÷ 0,45	0,05 ÷ 2,97	0,09 ÷ 0,16
(Desideri, Giuliani, i inni 2003, Giuliani, Triulzi i Vaghi 2003, Jia, Triulzi, i inni 2000, 1999)	0,05 ÷ 0,21	0,33 ÷ 0,91	0,14 ÷ 0,28
(Mietelski, Gaca i Olech 2000)	0,02 ÷ 0,64	0,07 ÷ 2,95	0,20 ÷ 0,43
(Roos, Holm i Persson 1994)	0,24 ÷ 1,51 Bq/m ²	1,45 ÷ 7,32 Bq/m ²	-
porosty			
(Sobiech-Matura 2011)	0,58 ÷ 1,29	0,20 ÷ 6,80	0,19 ÷ 0,20
(Mietelski, Olech, i inni 2008)	0,009 ÷ 0,27	0,08 ÷ 1,55	0,04 ÷ 0,20
(Desideri, Giuliani, i inni 2003, Giuliani, Triulzi i Vaghi 2003, Jia, Triulzi, i inni 2000, 1999)	0,05 ÷ 0,75	0,22 ÷ 4,64	0,16 ÷ 0,20
(Mietelski, Gaca i Olech 2000)	0,03 ÷ 0,59	0,40 ÷ 2,75	0,19 ÷ 0,26
(Roos, Holm i Persson 1994)	0,37 ÷ 2,08 Bq/m ²	1,87 ÷ 11,6 Bq/m ²	-
gleba			
(Sobiech-Matura 2011)	0,0007 ÷ 0,019	0,0003 ÷ 0,075	0,06 ÷ 0,65
(Mietelski, Olech, i inni 2008)	0,057	0,26	0,22
(Desideri, Giuliani, i inni 2003, Giuliani, Triulzi i Vaghi 2003, Jia, Triulzi, i inni 2000, 1999)	0,0003 ÷ 0,003	0,001 ÷ 0,02	0,16 ÷ 0,30
roślinność			
(Mietelski, Olech, i inni 2008)	0,003 ÷ 0,01	0,03 ÷ 0,06	0,12 ÷ 0,21

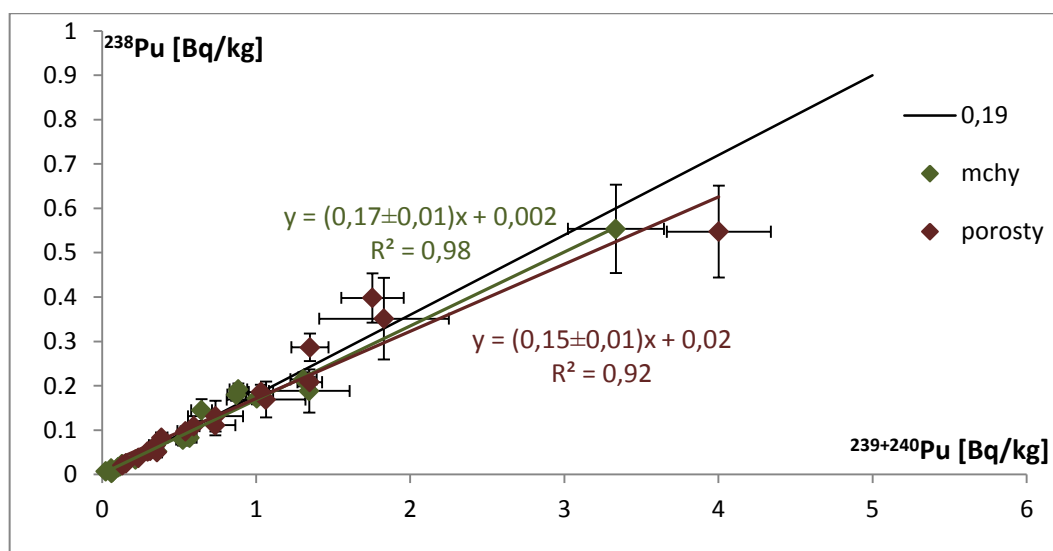
Rysunki nr 40, 41, 42 przedstawiają korelacje między ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w analizowanych próbach. W obu ekosystemach otrzymano wysokie korelacje.

W środowisku morskim, rozbitym na trzy grupy estymowano średnie stosunki plutonowe ($^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$): $0,120\pm 0,017$ w algach, $0,102\pm 0,002$ w tkankach miękkich ptaków, $0,135\pm 0,003$ w kościach ptasich, natomiast dla całego ekosystemu morskiego otrzymano $0,103\pm 0,003$. Zauważyć należy, że największy wpływ na wynik dla całego ekosystemu mają punkty odpowiadające ptasim tkankom miękkim. Mimo to korelacja między ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w całym zbiorze prób morskich jest wysoka, co oznacza, że graficzna estymacja dobrze odzwierciedla trend w środowisku morskim.



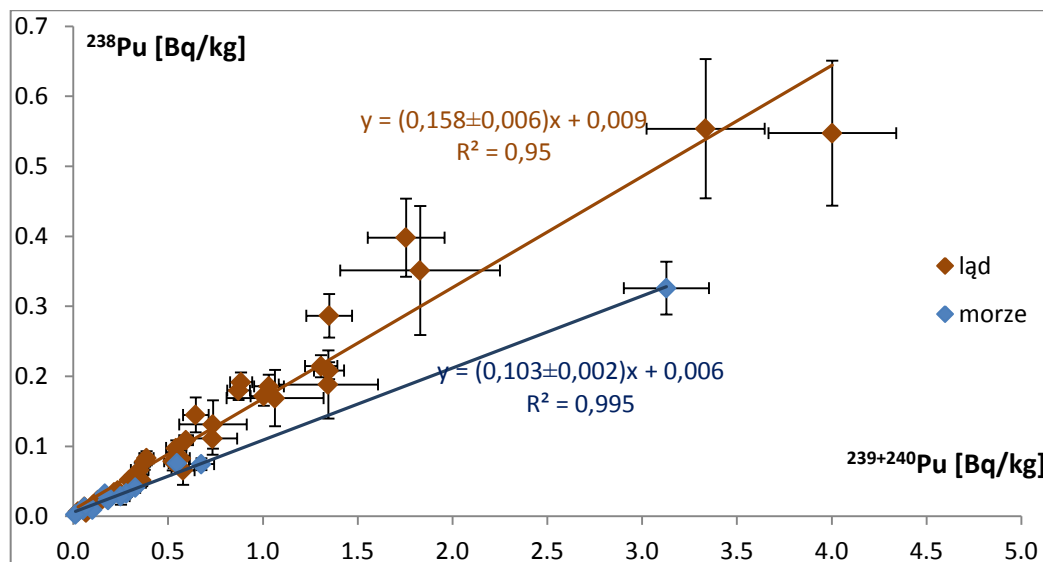
Rysunek nr 40. Zależność między stężeniami ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach ze środowiska morskiego z zaznaczonym stosunkiem $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu promieniotwórczego.

Prosta dopasowana do wyników mszaków ma współczynnik kierunkowy $0,17\pm 0,01$ a współczynnik R^2 równy jest $0,98$. Krzywa dla porostów wykreślona została z nieco słabszym dopasowaniem ($R^2=0,92$), a jej współczynnik kierunkowy równy jest $0,15\pm 0,01$ i w ramach niepewności oba zbiory są konsyistentne. Zatem prosta wykreślona dla wszystkich prób z ekosystemu lądowego leży pomiędzy tymi dwoma liniami; ma współczynnik kierunkowy $0,158\pm 0,006$, a korelacja między ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ jest tej grupie jest istotna ($R^2=0,95$).



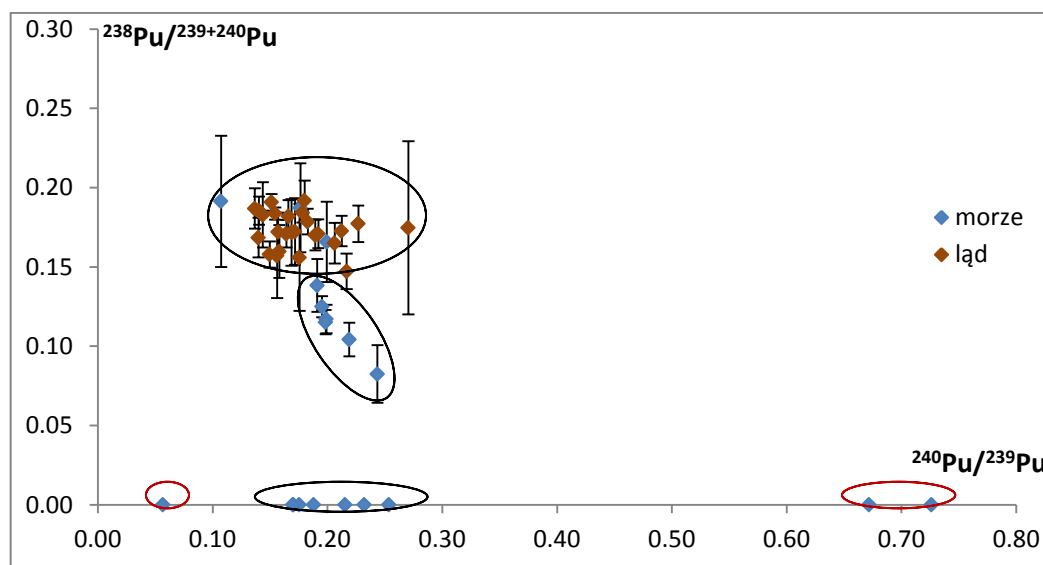
Rysunek nr 41. Zależność między stężeniami ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach lądowych z zaznaczonym stosunkiem $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu promieniotwórczego.

Wobec tych rezultatów ważną obserwacją jest wyraźne zróżnicowanie między środowiskiem lądowym i morskim. Analiza statystyczna potwierdza ten trend – na 5% poziomie istotności otrzymano wynik $p=0,0193$, który świadczy o tym, że różnice w plutonowych stosunkach aktywności są istotne statystycznie. Podobny trend zasugerowano już wcześniej (Mietelski, Olech, i inni 2008), jednak nie był on tak wyraźny i co ważniejsze nie charakteryzował się istotnością statystyczną z racji małej liczebności wyników. Interpretacją tej różnicy jest hipoteza o dywersyfikacji źródeł, które mają wpływ na kontaminację antarktycznych ekosystemów. Z jednej strony, organizmy morskie głównie z powodu swoich migracji, niekiedy bardzo dalekich, mają styczność ze źródłami, które odznaczają się innymi stosunkami plutonowymi niż te, z którymi mają styczność statyczne organizmy lądowe. Z drugiej zaś strony, nie można wykluczyć, że ta różnica wynika z pojawienia się wraz z prądami morskimi w Antarktyce mas wód zawierających pluton o trochę innych stosunkach izotopowych niż stosunki charakteryzujące opad radioaktywny w przeszłości, co sugerują wyniki dla alg.



Rysunek nr 42. Porównanie zależności między stężeniami ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku lądowym i morskim.

Czynnikiem, który pozwoli dookreślić różnice w zakresie źródeł kontaminacji środowiska morskiego i lądowego jest stosunek masowy $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$. Zależność między stosunkami izotopowymi $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ i $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ przedstawia rysunek nr 43.



Rysunek nr 43. Zależność między stosunkami plutonowymi w próbach ze środowiska lądowego i morskiego; zakreślono wyodrębnione grupy, na czerwono zaznaczono próby z tego samego osobnika.

Na wykresie (rysunek nr 43) wyodrębnia się kilka grup. Pierwsza i zasadnicza grupa to próby lądowe i trzy próby ze środowiska morskiego (NB2, AB9, AT3). Następnie, grupa prób morskich o niższym stosunku aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ ale o stosunkach masowych $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ w tym samym zakresie co próby lądowe. Kolejną grupę stanowią próby, które charakteryzuje brak ^{238}Pu (wyniki poniżej limitu detekcji) i stosunek $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ podobny do dwóch poprzednich grup. Pojedynczy punkt (GT1, zakreślony na wykresie na czerwono) również usytuowany na osi odciętych o niższym niż poprzednia grupa stosunku masowym.

Ostania grupa, złożona z dwóch prób: GB3 i GT4 (zakreślone na wykresie na czerwono), pochodzących od z tego samego osobnika (GT1 to też ten sam osobnik), petrela olbrzymiego, gdzie nie znaleziono ^{238}Pu a stosunek masowy jest znacznie wyższy niż w pozostałych próbach. Próba wyjaśnienia tego paradoksalnego wyniku, o istnieniu różnic izotopowych w obrębie jednego osobnika, będzie przedstawiona w dalszej części tekstu.

Globalny opad promieniotwórczy na południowej półkuli charakteryzuje się stosunkiem aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ 0,19 (na rok 2002) i stosunkiem masowym $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 0,18. Zatem pierwszą grupę prób od razu można opisać jako te, których źródłem kontaminacji jest globalny opad wraz z wyraźnym wkładem ^{238}Pu z katastrofy amerykańskiego satelity SNAP 9A.

Druga grupa to próby, które również zakontaminowane są przez globalny opad radioaktywny, ale tutaj dodatek plutonu z SNAP-9A jest mniejszy. W przypadku grupy trzeciej nie obserwuje się tego naddatku. Należy zaznaczyć, że w zbiorze tym znajdują się tylko próby pochodzenia zwierzęcego (algi są w grupie drugiej). Jak opisano w rozdziale pierwszym, niektóre przebadane w tej dysertacji ptaki i ssaki morskie migrują na bardzo duże odległości, co może znaleźć odzwierciedlenie właśnie w stosunkach plutonowych.

Najbardziej zaskakującymi wynikami i jednocześnie trudnymi do wyjaśnienia są próby GT1, GB3 i GT4. W kontekście różnic w stosunku masowym między tymi próbami pierwszą niezwykłą sprawą jest ich pochodzenie, wszystkie są częściami tego samego osobnika, petrela olbrzymiego znalezionego w 2009 na morenach Lodowca Ekologii na Wyspie Króla Jerzego. Petrel był na tyle duży, że nie mógł być w całości spopielony. Podjęto zatem decyzję, żeby materiał badawczy podzielić na mniejsze części. Na tyle ile było to możliwe oddzielono pióra z korpusu (tak powstała próbka GT1), żeby zobaczyć, czy pokrycie zwierzęcia będzie się różnić od pozostałych części. Głowę (GB2 i GT2), skrzydła i nogi (GB3 i GT3) spopielono osobno, na końcu korpus ze skórą i resztkami piór (GB4 i GT4). Tak duża różnica w stosunkach izotopowych plutonu w obrębie tkanek jednego osobnika może wynikać z jego historii. Wchłonięty kiedyś pluton, wbudowany w kości i tkanki miękkie nie podlega remobilizacji. Natomiast corocznie odbudowywane pióra zawierają mikroelementy z bieżącej diety.

Próbując wyjaśnić nietypowe wartości stosunków masowych pierwszym krokiem było wykluczenie kontaminacji. Na terenie Instytutu Fizyki Jądrowej ani Instytutu Nauk Geologicznych nie znajdują się żadne źródła plutonu, z powodu których mogłoby dojść do zanieczyszczenia materiału badawczego o tak niespotykanym, wysokim względnie poziomie ^{240}Pu . Dodatkowo obie próby charakteryzował bardzo mocny sygnał, kilka tysięcy zliczeń

dla obu mas (przy limicie detekcji równym 200 zliczeń). Zdaje się to wykluczać też problem, który mógł wynikać z metodyki pomiarów

W literaturze próbowano odnaleźć przypadki podobnych stosunków masowych. Niektóre z poligonów jądrowych w „erze atomowej” charakteryzowało się stosunkami masowymi mniejszymi od 0,1: testy na atolu Enewetak $0,062 \div 0,070$ (Muramatsu, i inni 2001), wybuchy i testy bezpieczeństwa (zrzuty z samolotu ładunków jądrowych, w czasie których nie dochodzi eksplozji jądrowej ale bomba podlega dezintegracji i powstają skażenia plutonem o niskim stosunku izotopowym) na atolach Mururoa i Fangataufa w rejonie Polinezji Francuskiej: $0,03 \div 0,05$ (Chiappini, Pointurier, i inni 1999, Chiappini, Taillade i Brébion 1996). Ponadto na Antarktydzie Wschodniej, w obszarze kopuły lodowej Dome C, w jednej z warstw rdzenia lodowcowego zmierzono stosunek $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 0,09 (Koide, Bertine, i inni 1985), który autorzy utożsamiają właśnie z francuskimi testami. Możliwe jest więc, że zwierzęta żyjące na terenach wokół bieguna południowego miały styczność ze źródłem o niskim ($<0,1$) stosunku masowym $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$. Warto zwrócić uwagę, że jest to kontaminacja zewnątrz, tzn. powstała wskutek depozycji mokrej bądź suchej, a nie poprzez przenikanie radionuklidów wraz z pożywieniem ponieważ próba GT1 są to zewnętrzne pióra korpusu. Obniżony, w stosunku do globalnego opadu radioaktywnego, iloraz masowy $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ w piórach wskazuje na możliwość kontaktu ptaka z wodami zakontaminowanymi plutonem o stosunku masowym charakterystycznym dla testów bezpieczeństwa prowadzonych na poligonach nuklearnych Pacyfiku.

Testy przeprowadzone na atolu Bikini charakteryzowały się stosunkami masowymi $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ $0,267 \div 0,320$ (Muramatsu, i inni 2001). Są to jednak o połowę niższe stosunki niż otrzymane w próbach GB3 i GT4. Poza eksplozjami źródłem ^{240}Pu mogą być radioizotopowe generatory termojądrowe, gdzie paliwem jest ^{244}Cm , który poprzez rozpad alfa przekształca się w ^{240}Pu . Brak jednak w literaturze informacji nt zagubienia czy rozszczelnienia takiego generatora na terenie Antarktydy. Są dane o wypadku statku kosmicznego, który miałby na pokładzie ^{244}Cm (rosyjska sonda Mars 96) ale jak wspomniano, spadł on u wybrzeży Chile w pobliżu granicy z Boliwią i nie został odnaleziony. Oprócz źródła z kiurem miał na pokładzie znaczne ilości ^{238}Pu . W tkankach petrela nie zaobserwowano ^{238}Pu ale to można by wytłumaczyć bezpieczniejszą konstrukcją termogeneratorów niż źródła w spektrometrze fluorescencyjnym. Jednak gdyby nadmiar ^{240}Pu w próbach GB3 i GT4 pochodziłoby z rozpadu ^{244}Cm , to ślady tego ostatniego (5762,6 keV; 5804,8 keV) obserwowanoby w widmach amerykańskich tych prób; w użytej procedurze z wykorzystaniem żywicy DOWEX 1x8 wraz z amerykiem wydzielany jest też kiur (Mietelski i Wąs 1997). Zliczeń przy energii ~ 5800 keV jednak nie zaobserwowano.

Opierając się na powyższych informacjach trudno wskazać przyczynę tak wysokich stosunków masowych ($0,726 \pm 0,013$; $0,672 \pm 0,014$). Można tylko postawić hipotezę, że są one wynikiem incydentalnej kontaminacji poprzez wchłonięcie znacznie wcześniejsza niż ostatni rok życia ptaka, gdyż stosunek masowy zmierzony w zewnętrznych piórach z korpusu jest radykalnie różny; pierzenie się odbywa się corocznie.

Rozkład danych dot. plutonowych stosunków masowych ze środowiska morskiego nie jest normalny. Ponadto różnica między odchyleniami standardowymi w grupach prób lądowych i morskich jest statystycznie istotna ($p < 0,0001$). Z tych powodów rozbieżności w $^{240}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$ między oboma zbiorami nie można przeanalizować statystycznie (za pomocą testu t-Studenta) tak samo jak poprzednio. Jednak po usunięciu prób GB3 i GT4 z zestawu danych i zastosowaniu testu z poprawką Welch'a⁸ różnice między tymi zbiorami, na poziomie 5% istotności, są istotne statystycznie ($p = 0,0122$). Wynik ten potwierdza wyraźną różnicę między środowiskiem morskim a lądowym, którą zaobserwowano na podstawie analizy stosunków aktywności ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$.

Akumulację ^{241}Am w środowisku morskim zbadali między innymi Desideri (2003), Giuliani (2003) oraz Jia (2000) i ich współpracownicy otrzymując $0,04 \div 0,31$ Bq/kg w algach, $0,0006 \div 0,009$ Bq/kg w innych organizmach morskich (rybach i krylu). W publikacjach tych są też dane dotyczące koncentracji ^{241}Am w wodzie morskiej: $0,0005 \div 0,0025$ Bq/kg i osadach dennych: $0,0024 \div 0,044$ Bq/kg.

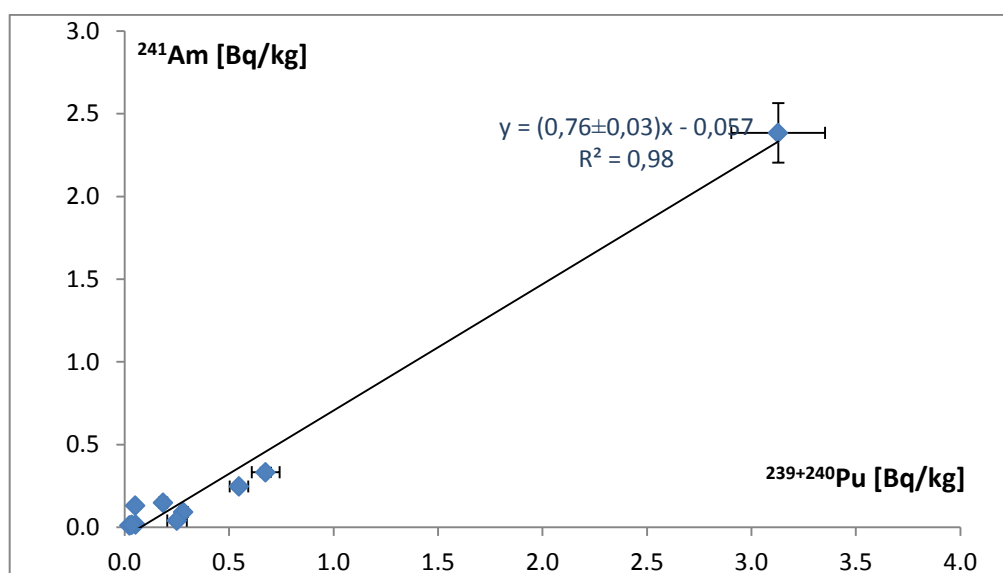
Desideri i inni (2003), Giuliani i inni (2003) oraz Jia i inni (2000, 1999) otrzymali nieco niższe i mniej zróżnicowane stężenia ^{241}Am w próbach lądowych: $0,18 \div 0,61$ Bq/kg (mchy), $0,08 \div 1,94$ (porosty); $0,001 \div 0,013$ Bq/kg (gleby) niż w prezentowanej obecnie dysertacji. Natomiast wyniki zaprezentowane przez Mietelskiego i współpracowników (2000) tj. $0,12 \div 3,38$ Bq/kg w mchach i $0,22 \div 1,1$ Bq/kg w porostach pokrywają się ze spektrum stężeń ^{241}Am w próbach ze środowiska lądowego opisanych w niniejszej rozprawie.

Na rysunku nr 44 przedstawiona jest zależność między stężeniem aktywności ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach morskich. Otrzymano bardzo wysoką korelację między dwoma wielkościami ($R^2 = 0,98$), a estymowany średni stosunek izotopowy aktywności $^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$ wynosi $0,76 \pm 0,03$. W zbiorze prób z ekosystemu morskiego jedna charakteryzuje się dużo większymi stężeniami ameryku i plutonu (N3, skrzydło petreła śnieżnego) i znacząco wpływa na przebieg krzywej, tym bardziej, że punkty położone bliżej początku układu współrzędnych nie leżą bezpośrednio na krzywej. Wykreślono zatem drugą krzywą, by sprawdzić czy otrzymany trend utrzyma się. Na rysunku nr 45 zaprezentowany

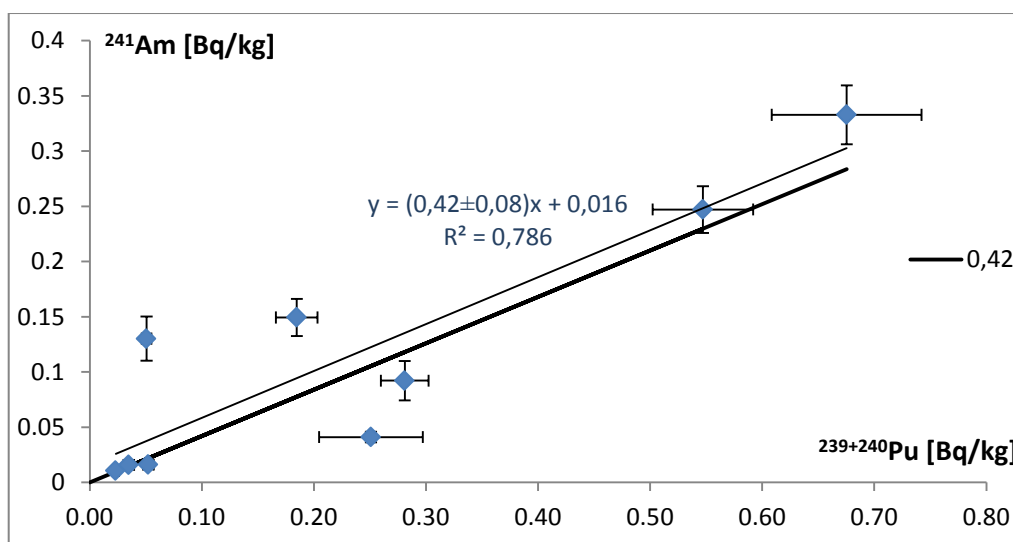
⁸ test t-Studenta z poprawką Welch'a lub test Welch'a – to uogólniony test t-Studenta stosowany do populacji o różnych wariacjach (Welch 1947).

jest wykres bez „odstającego” punktu. Kolejna prosta nie jest już dopasowana z tak dobrą dokładnością ($R^2=0,79$), a graficznie wyznaczony średni stosunek aktywności $^{241}\text{Am}/^{239+239}\text{Pu}$ jest niższy $0,42\pm 0,08$.

Dane literaturowe pokazują, że otrzymane w niniejszej dysertacji wyniki dotyczące relacji między amerykiem i plutonem nie odbiegają znacząco od uzyskiwanych wcześniej. W środowisku morskim $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ waha się w granicach $0,19 \pm 1,2$ (Jia, Triulzi, i inni 2000), $0,31 \div 0,72$ (Roos, Holm i Persson 1994). W pierwszej przywołanej tu publikacji przeanalizowano też korelacje między ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ w materiale lądowym i morskim uzyskując istotną korelację ($R=0,985$) i współczynnik kierunkowy prostej równy $0,382$. Dane te jak i rezultaty zaprezentowane na rysunku nr 45 wskazują na globalny opad promieniotwórczy jako źródło ^{241}Am , bowiem stosunek izotopowy aktywności $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ charakterystyczny dla globalnego opadu wynosi $0,42$.



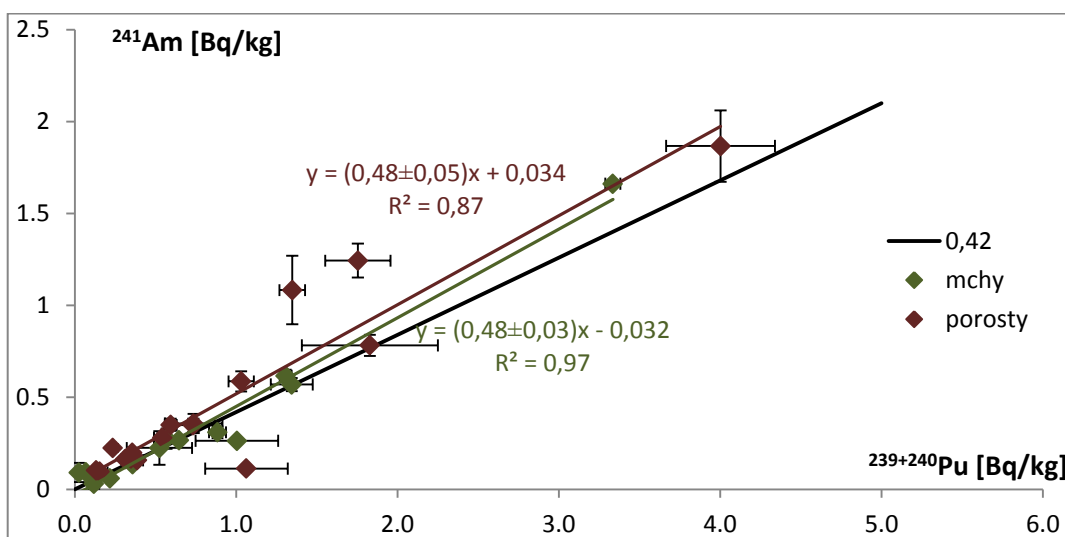
Rysunek nr 44. Zależność między stężeniami ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku morskim.



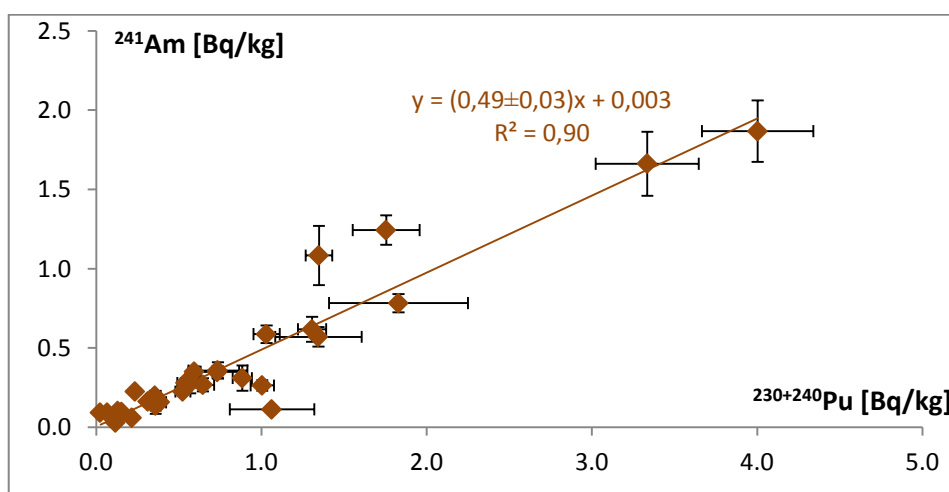
Rysunek nr 45. Zależność między stężeniami ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku morskim bez „odstającego” punktu i z zaznaczonym stosunkiem $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu promieniotwórczego.

Korelacje dla środowiska lądowego w grupach porostów i mchów pokazane są na rysunku nr 45. Dla obu grup otrzymano bardzo podobne wyniki. Współczynniki kierunkowe prostych wynoszą $0,48 \pm 0,03$ i $0,48 \pm 0,05$ odpowiednio dla mchów i porostów a adekwatne współczynniki korelacji ($\sqrt{R^2}$): 0,98 i 0,93. Natomiast w całym zbiorze prób lądowych (rysunek nr 47) estymowany średni stosunek równy jest $0,49 \pm 0,03$ a współczynnik R^2 0,90.

Roos i współpracownicy (1994) otrzymali wartości stosunku aktywności $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ w mchach, glebie i porostach $0,12 \div 0,48$, natomiast Jia i inni (2000) uzyskali wyższe wyniki $0,274 \div 1,0$. Zatem estymowana średnia tego stosunku aktywności w próbach lądowych w niniejszej dysertacji pokrywa się z danymi literaturowymi. Jednocześnie jest bardzo bliska wartości przypisywanej globalnemu opadowi radioaktywnemu (0,42), co jednoznacznie wskazuje na niego jako źródło kontaminacji ^{241}Am na lądzie.



Rysunek nr 46. Zależność między stężeniami ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ w grupach mchów i porostów z zaznaczonym stosunkiem $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu promieniowtórczego.



Rysunek nr 47. Zależność między stężeniami ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku lądowym.

Rozważając wyniki dotyczące akumulacji ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238,239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am w organizmach morskich przedstawione na powyższych wykresach można zauważyć powtarzający się, „odstający” punkt. Jest to próba N3, skrzydło petrela śnieżnego *Pagodroma*

nivea znalezione w Oazie Schirmachera. Analizując pozostałe próby petreli śnieżnych można zauważyć, że one także charakteryzują się wyższymi koncentracjami badanych sztucznych radioizotopów, na tle pozostałych prób morskich. Np. próby NT2 i NB4 były jedynymi w materiale z ekosystemu morskiego, w których stężenie ^{137}Cs przekroczyło limit detekcji. Nie jest niestety możliwe zweryfikowanie tej różnicy za pomocą testów statystycznych z powodu zbyt dużej liczby wyników poniżej limitów detekcji.

Zaobserwowana różnica może wskazywać na to, że *Pagodroma nivea* jest gatunkiem ptaków szczególnie „narażonym” na kontaminację. Jednak badania nad obecnością rtęci w łańcuchu troficznym w środowisku morskim Antarktyki nie wykazały tego (Bargagli, Monaci i Sanchez-Hernandez, i inni 1998). Petrele śnieżne są padlinożercami i często podążają za statkami badawczymi mogąc żywić się odpadami z nich. Jest zatem prawdopodobne, iż ich dieta jest źródłem tych skażeń, tym bardziej, że analizowane pierwiastki antropogeniczne otrzymywano w kościach, gdzie trudno o kontaminację poprzez zewnętrzną depozycję. Wszystkie szczątki petreli zebrane były w Oazie Schirmachera, co mogłoby wskazywać, że to miejsce może być bardziej skażone od innych punktów poboru prób. Poza *Pagodroma nivea* nie zebrano w tamtym miejscu innych prób, trudno więc zweryfikować tę tezę. Gatunek ten migruje w okresie antarktycznej zimy na dalej położone obszary. Pluton przez lata nie jest usuwany z kości przez co wydaje się, że, przyczynek geograficzny dotyczący miejsca znalezienia martwego osobnika nie ma znaczenia.

Zamykając rozważania dotyczące koncentracji radionuklidów sztucznych w ekosystemach antarktycznych należy zwrócić uwagę na to, że rezultaty uzyskane w niniejszej dysertacji nie odbiegają znacząco od wyników otrzymywanych w innych częściach świata, w tym nawet na bardziej skażonej strefie umiarkowanej półkuli północnej. W spoielonych kościach orłów z terenu Polski odnotowano $0,4 \div 50,7 \text{ Bq/kg } ^{137}\text{Cs}$, $0,7 \div 31 \text{ Bq/kg } ^{90}\text{Sr}$, $0,006 \div 0,078 \text{ Bq/kg } ^{239+240}\text{Pu}$, $0,001 \div 0,006 \text{ Bq/kg } ^{238}\text{Pu}$ i $0,002 \div 0,007 \text{ Bq/kg } ^{241}\text{Am}$ (Mietelski, Kitowski, i inni 2006). U sów i innych ptaków drapieżnych ze wschodniej Polski w szkielecie wykryto: $1 \div 106 \text{ Bq/kg } ^{137}\text{Cs}$, $3,3 \div 88,7 \text{ Bq/kg } ^{90}\text{Sr}$, $0,003 \div 0,175 \text{ Bq/kg } ^{239+240}\text{Pu}$, $0,008 \div 0,024 \text{ Bq/kg } ^{238}\text{Pu}$, $0,004 \div 0,034 \text{ Bq/kg } ^{241}\text{Am}$ (Mietelski, Kitowski, i inni 2008). Natomiast wśród ptaków morskich z obszaru Bałtyku otrzymano od 0,0002 do 0,0021 Bq/kg (masy świeżej)⁹ $^{239+240}\text{Pu}$ i $0,0001 \div 0,0018 \text{ Bq/kg } ^{238}\text{Pu}$ w całym ciele zwierząt (Strumińska-Parulska, Skwarzec i Fabisiak 2011). Z kolei w ssakach żyjących w wodach wokół Wielkiej Brytanii wyznaczono $0,006 \div 0,037 \text{ Bq/kg } ^{239+240}\text{Pu}$, $0,004 \div 0,008 \text{ Bq/kg } ^{238}\text{Pu}$ i $2,0 \div 22,2 \text{ Bq/kg } ^{137}\text{Cs}$ (Watson, i inni 1999). Średnie stężenia ^{137}Cs w ssakach

⁹ masa spoielona stanowi około 2/3 masy świeżej kości

żyjących u wybrzeży Portugalii mieszczą się w przedziale $0,26 \div 6,9$ Bq/kg (Malta i Carvalho 2011). Natomiast ssaki morskie z Arktyki kumulują średnio $0,67$ Bq/kg ^{137}Cs , $0,1$ Bq/kg $^{239+240}\text{Pu}$ (Cooper, i inni 2000). W rybach z Bałtyku zmierzono średnio od $0,0003$ do $0,0024$ Bq/kg $^{239+240}\text{Pu}$ (Skwarzec, Strumińska i Boryło 2001). Algi z arktycznych mórz wykazały zawartość $0,020 \div 0,28$ Bq/kg $^{239+240}\text{Pu}$ (Ikaheimonen, i inni 1997), $0,020 \div 0,51$ Bq/kg $^{239+240}\text{Pu}$, $0,023 \div 0,075$ Bq/kg ^{241}Am (Burger, i inni 2006).

Wyjątek stanowią próby z ekosystemu lądowego. W przypadku mchów, porostów i traw część raportowanych wyników jest na podobnym poziomie co prezentowane w tej rozprawie rezultaty (Testa, i inni 2006, Lindahl, i inni 2004) ale część danych literaturowych jest wyższa nawet o 2 rzędy wielkości (Tsikritzis, i inni 2003, Saka, i inni 1997), zwłaszcza dotyczy to stężenia ^{137}Cs zwiększonego opadem z katastrofy czarnobylskiej.

4.3 MOCE DAWEK I DAWKI

Badania dotyczące dawek dla organizmów żywych innych niż człowiek są początkującą dziedziną. Chociaż istnieją modele obliczeniowe (Brown, Strand, i inni 2003, ICRP, A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species 2003, DOE 2002) i regulacje prawne (IAEA 1992, UNSCEAR 1996), dotyczące ochrony radiologicznej środowiska liczba publikacji praktycznie wykorzystujących te rozwiązania jest niewielka a w stosunku do Antarktydy nie istnieje.

IAEA (1992) i UNSCEAR (1996) przewidują, że moc dawki (pochodząca od promieniotwórczości sztucznej) na poziomie $400 \mu\text{Gy/h}$ lub 10 mGy/d jest bezpieczna dla organizmów morskich oraz roślin lądowych. Uważa się, że przy stałej ekspozycji skutkującej taką dawką nie powstają długotrwałe i szkodliwe skutki w organizmach żywych lub jeśli w ekosystemie organizmy najbardziej narażone na kontaminację narażone są na moc dawki $<400 \mu\text{Gy/h}$ (10 mGy/h) cały ekosystem jest dostatecznie chroniony.

Moce dawek pochłoniętych, na jakie eksponowane się organizmy morskie analizowane w tej rozprawie są o kilka rzędów wielkości niższe od opisanej powyżej mocy dawki granicznej. Podobnie niskie moce dawek od ekspozycji wewnętrznej i zewnętrznej wynoszące $1,5 \cdot 10^{-7} \div 2,0 \cdot 10^{-5} \text{ mGy/d}$, obciążają organizmy morskie u wybrzeży Półwyspu Koreańskiego po awarii w Fukushima (Keum, Jun, i inni 2013). Badania przeprowadzone w Chinach także wykazały znikome zagrożenie radiacyjne (wewnętrzne i zewnętrzne) w ekosystemie morskim: $2,4 \cdot 10^{-4} \div 4,5 \cdot 10^{-4} \mu\text{Gy/h}$ (ryby), $5,1 \cdot 10^{-4} \mu\text{Gy/h}$ (ślimaki), $5,1 \cdot 10^{-4} \mu\text{Gy/h}$ (glony), gdzie wyniki otrzymano również za pomocą programu ERICA Tool (Li, i inni 2015). W arktycznych morzach Barentsa i Kara moc dawki dla ryb wynosi $20 \cdot 10^{-9} \div 30 \cdot 10^{-9} \text{ Gy/d}$ ($0,83 \cdot 10^{-9} \div 1,25 \cdot 10^{-9} \mu\text{Gy/h}$) (Kryshev, i inni 2001). W Morzu Żółtym moc dawki dla

ryb spowodowana wewnętrzną ekspozycją na ^{137}Cs wynosi 0,01 nGy/h, dla mięczaków 0,009 nGy/h a dla alg 0,0078 nGy/h (Yang, Ha i Jin 2015). Natomiast ryby złowione w fińskich rzekach (okonie, szczupaki i leszcze) w 2003 roku obciążone są wyższą mocą dawki (wewnętrzna i zewnętrzna) od ^{137}Cs $4,5 \cdot 10^{-2} \div 1,9 \cdot 10^{-1} \mu\text{Gy/h}$ (Vetikko i Saxen 2010).

Morskim organizmem antarktycznym najbardziej obciążonym radiacyjnie jest *Pagodroma nivea* (petrel śnieżny). Przy omawianiu koncentracji sztucznych radionuklidów w organizmach morskich już zauważono, że akumuluje on więcej niż inne organizmy. Efektem tego są wyraźne różnice w wartości mocy dawek i dawkach rocznych w porównaniu z innymi organizmami morskimi. Tak jak wskazano wcześniej, szczególne obciążenie radiacyjne może wiązać się z trybem życia tego ptaka, który nie tylko jest drapieżnikiem ale i padlinożercą, ponadto żywi się czasem odpadami ze statków pływających po wodach antarktycznych. Predestynuje go to do roli gatunku wskaźnikowego dla Antarktyki.

Mimo niewielkich różnic w kumulacji radioizotopów ^{90}Sr , $^{238,239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am i prawie dwukrotnie wyżej kumulacji ^{137}Cs przez mchy w stosunku do porostów, wyższe dawki otrzymują porosty. Jest to wynik największego obciążenia radiacyjnego pochodzącego od alfa emiterów. Wspominany wcześniej współczynnik wagowy promieniowania α , używany w obliczeniach mocy dawki wynosi 10. Zatem początkowo małe różnice finalnie zostają zwielokrotnione. W porównaniu z alfa emiterami wpływ ^{137}Cs na mchy i porosty okazuje się znikomy, mimo przyczynku od promieniowania β , które emitowane jest w czasie rozpadu jądra cezu. Analizując współczynniki konwersji dawki dla mchów i porostów jest to spodziewany wynik.

W środowisku lądowym w innych częściach świata moce dawek dla organizmów żywych różnią się od tych z jakimi mają styczność antarktyczne organizmy lądowe. W Serbii, w okolicy największej w tamtejszym kraju elektrowni węglowej, moc dawki dla mchów i porostów spowodowana ^{137}Cs wynosi $4,17 \cdot 10^{-2} \mu\text{Gy/h}$, dla traw $1,56 \cdot 10^{-2} \mu\text{Gy/h}$ (Ćujić i Dragović 2017), są to wyniki o 3 rzędy wielkości wyższe od otrzymanych w niniejszej dysertacji. Podobnie ptaki żyjące w pobliżu tej elektrowni, w wyniku ekspozycji wewnętrznej na ^{137}Cs otrzymują dawkę $1,07 \cdot 10^{-2} \mu\text{Gy}$ w ciągu godziny (Ćujić i Dragović 2017). Ciekawe jest, że obciążenie radiacyjne organizmów lądowych (roślin naczyniowych) na Górnym Śląsku, w Polsce, spowodowane tzw NORM (ang. Naturally Occurring Radioactive Waterials) jest jeszcze większe: $5 \div 63 \mu\text{Gy/d}$, tj. ok. $0,21 \div 2,63 \mu\text{Gy/h}$ (Michalik 2008). Należy jednak podkreślić, że wciąż są to moce dawek dalekie od $400 \mu\text{Gy/h}$ (10 mGy/d) rekomendowanych jako graniczna moc dawki. Łosie w Finlandii otrzymują z powodu wewnętrznej ekspozycji na ^{137}Cs od 0,074 do 0,08 μGy w ciągu godziny natomiast pozostała zwierzyna łowna $1,34 \div 2,27 \mu\text{Gy}$ (Vetikko i Kostianen 2013). Są to wyniki o rząd wielkości

większe od otrzymanych w prezentowanej rozprawie. Biorąc od uwagę, że ^{137}Cs jest aktywnie usuwany z organizmów zwierząt, a w mchach i porostach jest biernie kumulowany przy ewentualnym wymywaniu przez opady atmosferyczne różnica ta jest bardzo duża.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Wykorzystując metody spektrometrii jądrowej zbadano 59 prób z antarktycznego ekosystemu morskiego i 52 próby z antarktycznego ekosystemu lądowego pod kątem zawartości radionuklidów sztucznych: ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am i naturalnych: ^{40}K , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$.

Zbadanie stężenia aktywności $^{234,238}\text{U}$ pozwoliło na ustalenie, że uran w środowisku lądowym pochodzi z wody morskiej (lub topniejących lodowców) o czym świadczy stosunek aktywności $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ bardzo bliski 1,15, która to wartość jest charakterystyczna dla wód oceanu światowego (Andersen, i inni 2010). Wyniki dla środowiska morskiego, tak jak się spodziewano również były zbliżone do 1,15. Wyjątkiem były tkanki miękkie ptaków, o stosunku $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ bliższym jedności, co interpretowane jest jako pokłosie kontaminacji *post mortem* materiałem mineralnym o innym stosunku aktywności lub inhalacją i absorpcją przez płuca uranu o innym stosunku aktywności.

Stosunek aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w zbadanym materiale, jak można było przewidywać, jest zróżnicowany – izotopy toru ^{230}Th , ^{232}Th pochodzą z innych szeregów i proporcja między nimi w środowisku jest zasadniczo przypadkowa. Koncentracje ^{40}K w próbach z obu systemów były wysokie, co również było przewidywalnym rezultatem – potas jest pierwiastkiem powszechnie obecnym w środowisku, ponadto jest jednym z podstawowym elementem budulcowym mięśni czego odzwierciedlenie widać w wynikach otrzymanych dla tkanek miękkich zwierząt.

Dostrzeżono wyraźne różnice między środowiskiem morskim i lądowym w akumulacji sztucznych radionuklidów, szczególnie widoczne na podstawie ^{137}Cs . Interpretowane jest to jako skutek różnego frakcjonowania tego izotopu w środowisku morskim i lądowym, co jest intensywniej wymywany w środowisku morskim niż w lądowym. Zaobserwowano znaczną, statystycznie istotną różnicę w akumulacji ^{137}Cs przez mchy gatunku *Sanionia uncinata* i porosty gatunku *Usnea antarctica* oraz *Usnea aurantiaco-atra*. Dzięki dodatkowym badaniom (będących wynikiem współpracy naukowej) za pomocą neutronowej analizy aktywacyjnej wykazano, że jest to rozbieżność wynikająca z osobniczych różnic między gatunkami. Osiągnięcie to może posłużyć jako wskazówka w użyciu tych gatunków jako biowskaźników (za jakie uważa się mchy i porosty) w badaniach środowiska.

Średnie stosunki aktywności $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ oraz $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ w obu ekosystemach różnią się wyraźnie, są niższe od stosunków charakterystycznych dla globalnego opadu promieniotwórczego. Świadczy to o intensywnym wymywaniu ^{137}Cs i ^{90}Sr , szczególnie

widoczne jest to w przypadku ^{90}Sr w środowisku lądowym (rysunek nr 39). Jednocześnie uzyskano zaskakująco dobrą korelację ($R^2=0,997$) ^{90}Sr i $^{239+240}\text{Pu}$ w organizmach morskich, co mogłoby świadczyć o dużym konserwatyźmie ekosystemu morskiego. Jest to jednak wynik uzyskany na podstawie małej statystyki (6 punktów), zatem nie można na tej podstawie stawiać ostatecznych hipotez.

Stosunki aktywności ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ są zgodne z danymi dotyczącymi globalnego opadu promieniotwórczego. Izotopy te zatem nie są tak dobrze usuwane z organizmów jak cez i stront a ponadto mają długi czas połowicznego zaniku (24110y, 6563y, 432,2y), zatem ich proporcja pozostaje zachowana w środowisku Antarktyki.

Dzięki użyciu spektrometrii alfa i spektrometrii mas zweryfikowano i potwierdzono hipotezę (Mietelski, Olech, i inni 2008) o wpływie źródeł o różnych plutonowych stosunkach izotopowych na środowisko lądowe i morskie. Różnice między ekosystemami wykazały istotność statystyczną w przypadku stosunku aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ i dodatkowo zostały potwierdzone przez istotną statystycznie różnicę w stosunku masowym $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$. Interpretowane jest to jako wpływ na ekosystem morski mas wody, charakteryzujących się innymi stosunkami izotopowymi oraz kontakt organizmów morskich z plutonem o odmiennych stosunkach izotopowych w innych częściach świata. Organizmy morskie bowiem migrują na dalekie odległości.

Wykorzystanie spektrometrii mas ujawniło bardzo różne stosunki masowe $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ w obrębie jednego organizmu – petreła olbrzymiego. Rozbieżności te można opisać jako różnice w skażeniu zewnętrznym piór z korpusu ($^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}=0,057\pm 0,001$) i wewnętrzne, tj. wbudowane we wnętrze ciała: w skórę z korpusu i kości korpusu ($0,726\pm 0,013$; $0,672\pm 0,014$). Jednocześnie wszystkie trzy wyniki znacznie odbiegają od stosunku masowego będącego sygnaturą globalnego opadu promieniotwórczego (0,18). Podjęto próbę wyjaśnienia tego paradoksu w oparciu o założenie o różnym czasie powstania skażeń i braku remobilizacji plutonu do piór. Obniżony, w stosunku do globalnego opadu radioaktywnego, iloraz masowy $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ w piórach interpretuje się jako możliwość kontaktu ptaka z wodami zakontaminowanymi plutonem o stosunku masowym charakterystycznym dla testów bezpieczeństwa prowadzonych na poligonach nuklearnych Pacyfiku. Z przeprowadzonej analizy wynika, że znacznie zawyżone stosunki masowe (w stosunku do globalnego opadu promieniotwórczego) nie są spowodowane kontaminacją ani błędami popełnionymi w czasie w pomiarów. Żaden z przeprowadzonych testów broni jądrowej nie odznaczał się tak wysokimi stosunkami izotopowymi. Pochodzenie nadmiaru ^{240}Pu z ^{244}Cm (np. ze spektrometru fluorescencyjnego w rosyjskiej sondzie Mars 96) również został wykluczony. Można spekulować, czy nie jest to wynik incydentalnego pochłonięcia np.

gorącej cząstki o stosunku masowych ok. 0,7 ale wydaje się, że przekonywujące wyjaśnienie tych „egzotycznych” stosunków masowych pozostaje nieznane.

Na podstawie otrzymanych wyników dotyczących promieniotwórczości antropogenicznej oszacowano dawki spowodowane ekspozycją wewnętrzną dla badanych organizmów żywych. Zrezygnowano z obliczeń dawek od izotopów naturalnych gdyż istotnymi przyczynkami do dawki od radioizotopów naturalnych jest rad i ^{14}C , które nie były analizowane w niniejszej dysertacji. Zatem nie obliczano dawki pochodzącej od ^{40}K , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$ zmierzonych w pracy a wyniki te stanowią swoiste tło dla prezentacji danych dotyczących sztucznych radionuklidów. W przygotowaniu informacji do oszacowania dozymetrycznego, wykorzystano z statystyki do danych cenzurowanych, do tej pory rzadko stosowanych w badaniach radioekologicznych oraz metodę zastąpienia limitu detekcji wartością $L_D/2$ lub 0, przygotowując dwa typy oszacowań. W środowisku morskim w obu oszacowaniach nie wyodrębniono żadnego radioizotopu będącego głównym obciążeniem radiacyjnym. Jednak w ogólności można wskazać na alfa emitery. Jednocześnie należy podkreślić, że z powodu małej statystyki i dużej ilości danych cenzurowanych opracowanie to nie jest dostatecznie precyzyjne. W ekosystemie lądowym $^{239+240}\text{Pu}$ i ^{241}Am powodują największe obciążenie radiacyjne. Oszacowania dla środowiska oparte są dużo lepszej statystyce i w związku z tym przedstawiają większą precyzję. Pomimo niedużych różnic w między mchami a porostami w stężeniach aktywności Sr, Pu i Am a nawet ~2 razy większej kumulacji Cs przez mchy, porosty otrzymują większą dawkę. Jest to wynik największego wpływu alfa emiterów, których wkład do obliczenia dawki jest największy (współczynnik wagowy promieniowania α to 10).

Organizmem w ekosystemie morskim, który jest wyraźnie obciążony najwyższą dawką jest petrel śnieżny (*Pagodroma nivea*). Może być to wynikiem trybu życia tego organizmu, który jest padlinożercą i drapieżnikiem, żywi się też odpadkami ze statków pływających na wodach Antarktyki, za którymi często podąża. Szczególna kumulacja radioizotopów przez ten gatunek może predestynować go do bycia gatunkiem wskaźnikowym, szczególnie ważnym w momencie pojawienia się nowych skażeń na terenie Antarktyki.

Otrzymane wyniki kumulacji radioizotopów, a w szczególności oszacowanie dozymetryczne (nie przeprowadzone do tej pory dla ekosystemów antarktycznych) stanowi zestaw danych o „stanie zerowym” w przypadku nowych, ewentualnych skażeń w tamtejszym środowisku.

LITERATURA

- Andersen, M B, C H Stirling, B Zimmermann, i A N Halliday. „Precise determination of the open ocean $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ composition.” *Geochemistry, Geophysics, Geosystems* 12 (2010).
- ATCM. ATCM XXXV Final Report. Hobart, Australia: ATS, 2012.
- Atwood., D A, red. Radionuclides in the environment. West Sussex: John Wiley & Sons Ltd, 2010.
- Baeza, A, A Miro, J M Paniagua, E Navarro, M J Rodriguez, i F Sanchez. „Natural and Artificial Radioactivity Levels in Livingston Island (Antarctic Regions).” *Environmental Contamination and Toxicology* 52 (1994): 117-124.
- Baeza, A, M Del Rio, J M Paniagua, E Navarro, M J Rodriguez, i F Sanchez. „Radioactive concentrations of the Livingston Island soils (Antartica). Dosimetry considerations.” *Applied Radiation and Isotopes* 45 (1994): 675-681.
- Bargagli, R, F Monaci, F Borghini, F Bravi, i C Agnorelli. „Mosses and lichens as biomonitors of trace metals. A comparison study on *Hypnum cupressiforme* and *Parmelia caperata* in a former mining district in Italy.” *Environmental Pollution* 116 (2002): 279-287.
- Bargagli, R, F Monaci, J C Sanchez-Hernandez, i D Cateni. „Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web.” *Marine Ecology Progress Series* 169 (1998): 65-76.
- Beck, H L, i B G Bennett. „Historical overview of atmospheric nuclear weapons testing and estimates of fallout in the continental United States.” *Health Physics* 82 (2002): 591– 608.
- Bennett, B G. „Worldwide dispersion and deposition of radionuclides produced in atmospheric tests.” *Health Physics* 82 (2002): 644–655.
- Beresford, N A, S M Wright, C L Barnett, V Golikov, V Shutov, i O Kravtsova. „Approaches to estimating the transfer of radionuclides to Arctic biota.” *Radioprotection* 40, Suppl. 1 (2005): 285-290.
- Beresford, N, i inni. „D-ERICA: An INTEGRATED APPROACH to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application.” 2007.
- Bharatdwaj, K. *Physical Geography: Hydrosphere*. New Delhi: Discovery Publishing House, 2006.
- Bortoli, M C, i P Gaglione. „Snap Plutonium-238 Fallout at Ispra, Italy.” *Health Physics* 16 (1969): 197-204.
- Boryło, A, i B Skwarzec. „Activity disequilibrium between ^{234}U and ^{238}U isotopes in natural environment.” *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 300 (2014): 719–727.
- Brown, J E, A Hosseini, P Børretzen, i H Thørring. „Development of a methodology for assessing the environmental impact of radioactivity in Northern Marine environments.” *Marine Pollution Bulletin* 52 (2006): 1127–1137.
- Brown, J E, i inni. „The ERICA Tool.” *Journal of Environmental Radioactivity* 99 (2008): 1371-1383.
- Brown, J, i inni. „Dosimetric models and data for assessing radiation exposures to biota.” FASSET, 2003.
- Brown, J, P Strand, A Hosseini, i P Børretzen. *Handbook for Assessment of the Exposure of Biota to Ionising Radiation from Radionuclides in the Environment*. FASSET, 2003.
- Bu, K, J V Cizdziel, i D Dasher. „Plutonium concentration and $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratio in biota collected from Amchitka Island, Alaska: recent measurements using ICP-SFMS.” *Journal of Environmental Radioactivity* 124 (2013): 29-36.
- Burger, J, i inni. „Radionuclides in marine macroalgae from Amchitka and Kiska Islands in the Aleutians: establishing a baseline for future biomonitoring.” *Journal of Environmental Radioactivity* 91 (2006): 27-40.
- Burton, R, i J Croxall. *A Field Guide to the Wildlife of South Georgia*. Princeton: Princeton University Press, 2012.
- Campbell, I B, i G G C Claridge. *Antarctica: Soils, Weathering Processes and Environment*. Nowy Jork: Elsevier, 1987.
- Carter, M W, i A A Moghissi. „Three decades of nuclear testing.” *Health Physics* 33 (1977): 55-71.
- CETAC. CETAC Aridus II™ Desolvating Nebulizer System. Operator’s Manual. CETAC Technologies, 2013.
- Chiappini, R, F Pointurier, J C Millies-Lacroix, G Lepetit, i P Hemet. „ $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ isotopic ratios and $^{239}+^{240}\text{Pu}$ total measurements in surface and deep waters around Mururoa and Fangataufa atolls compared with Rangiroa atoll (French Polynesia).” *The Science of the Total Environment* 237 (1999): 269-276.
- Chiappini, R, J M Taillade, i S Brébion. „Development of a high-sensitivity inductively coupled plasma mass spectrometer for actinide measurement in the femtogram range.” *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 11 (1996): 497-503.
- Clarke, A. „Seasonality in the antarctic marine environment.” *Comparative Biochemistry and Physiology* 90B (1988): 461-473.
- Cooper, L W, , I L Larsen, T M O'Hara, S Dolvin, V Woshner, i G Cota. „Radionuclide Contaminant Burdens in Arctic Marine Mammals Harvested During Subsistence Hunting.” *Arctic* 53 (2000): 174–182.
- Crozaz, G. „Fission products in Antarctic snow, an additional reference level in January 1965.” *Earth and Planetary Science Letters* 6 (1969): 6-8.
- Currie, L A. „Limits for Qualitative Detection and Quantitative Determination. Application to Radiochemistry.” *Analytical Chemistry* 40, nr 3 (1968): 586-593.

- Cutter, G A, i K W Bruland. „Deposition and accumulation of plutonium isotopes in Antarctica.” *Nature* 279 (1979): 528-529.
- Ćujić, M, i S Dragović. „Assessment of dose rate to terrestrial biota in the area around coal fired power plant applying ERICA tool and RESRAD BIOTA code.” *Journal of Environmental Radioactivity*, 2017: 1-7.
- de Lima Ferreira, P A, i inni. „¹³⁷Cs in marine sediments of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica.” *Science of the Total Environment* 443 (2013): 505–510.
- De Roy, T, M Jones, i J Cornthwaite. *Penguins, The Ultimate Guide*. Princeton: Princeton University Press, 2013.
- Desideri, D, C Cantaluppi, F Ceccotto, M A Meli, C Roselli, i L Feduzi. „Radiochemical Characterization of Algae Products Commercialized for Human Consumption.” *Health Physics* 111 (2016): 256-64.
- Desideri, D, S Giuliani, C Testa, i C Triulzi. „⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ²³⁸Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu and ²⁴¹Am levels in terrestrial and marine ecosystems around the Italian base in Antarctica.” *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 258 (2003): 221-225.
- Dieckmann, G, W Reichardt, i K Zielinski. „Growth and Production of the Seaweed, *Himantothallus grandifolius*, at King George Island.” *Antarctic Nutrient Cycles and food Webs*. 1983. 104-108.
- Dodds, K. *The Antarctic: A Very Short Introduction*. Oxford: Oxford University Press, 2012.
- DOE. DOE-STD-1153-2002: A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota. DOE, 2002.
- Drago, E C. „Thermal summer characteristics of lakes and ponds on Deception Island, Antarctica.” *Hydrobiologia* 184 (1989): 51-60.
- Drew, E A, i R M Hastings. „A year-round ecophysiological study of *Himantothallus grandifolius* (Desmarestiales, Pbaeophyta) at Signy Island, Antarctica.” *Phycologia* 31 (1992): 262-277.
- Ducklow, H W, i inni. „Marine pelagic ecosystems: the West Antarctic Peninsula.” *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 362 (2007): 67–94.
- Ducklow, H W, i inni. „West Antarctic Peninsula: An ice-dependent coastal marine ecosystem in transition.” *Oceanography* 26 (2013): 190–203.
- Eastman, J T. *Antarctic Fish Biology. Evolution in a Unique Environment*. Londyn: Academic Press, Inc, 1993.
- Economou, T E. „Application of radioactive sources in analytical instruments for planetary exploration.” *Applied Radiation and Isotopes* 68 (2010): 524-545.
- Ferron, F A, J C Simões, F E Aquino, i A W Setzer. „Air temperature time series for King George Island, Antarctica.” *Brazilian Antarctic Research* 4 (2004): 155-169.
- Finger, K L, i J H Lipps. „Foraminiferal decimation and repopulation in an active volcanic caldera, Deception Island, Antarctica.” *Micropaleontology* 27 (1981): 111-139.
- Fujikawa, Y, M Fukui, M Sugahara, E Ikeda, i M Shimada. „Variation in Uranium Isotopic Ratios ²³⁴U/²³⁸U and ²³⁵U/total-U in Japanese Soil and Water Samples —Application to Environmental Monitoring.” <http://www.irpa.net/>. 2000.
- Gaca, P, B Skwarzec, i J W Mietelski. „Geographical distribution of ⁹⁰Sr contamination in Poland.” *Radiochimica Acta* 94 (2006): 175–179.
- Gaca, P, J W Mietelski, I Kitowski, S Grabowski, i E Tomankiewicz. „⁴⁰K, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ^{238,239+240}Pu and ²⁴¹Am in mammals' skulls from owls' pellets and owl skeletons in Poland.” *Journal of Environmental Radioactivity* 78 (2005): 93–103.
- Garcia Borboroglu, P, i P D Boersm, . *Penguins: Natural History and Conservation*. Seattle: University of Washington Press, 2013.
- Garty, J. „Biomonitoring Atmospheric Heavy Metals with Lichens: Theory and Application.” *Critical Reviews in Plant Sciences* 20 (2001): 309–371.
- Gerdol, R, R Marchesini, P Iacumin, i L Brancaloni. „Monitoring temporal trends of air pollution in an urban area using mosses and lichens as biomonitors.” *Chemosphere* 108 (2014): 388-395.
- Gielwanowska, I. „Biologiczne przystosowania roślin kwiatowych do warunków klimatycznych antarktyki morskiej.” *Kosmos.Probelmy Nauk Biologicznych* 62, nr 3 (2013): 381-391.
- Gielwanowska, I, E Szczuka, J Bednara, i R Górecki. „Anatomical Features and Ultrastructure of *Deschampsia antarctica* (Poaceae) Leaves from Different Growing Habitats.” *Annals of Botany* 96 (IRENA GIELWANOWSKA1,2,* , EWA SZCZUKA3 2005): 1109–1119.
- Gilmore, G, i J D Hemingway. *Practical Gamma-Ray Spectrometry*. Hoboken: John Wiley&Sons, 1995.
- Giuliani, S, C Triulzi, i M Vaghi. „Antropogenic radionuclides in Plants, Animas and their Enviroments in Antarctica.” *Морський екологічний журнал*, 2 (2003): 5-15.
- Godoy, J M, i inni. „¹³⁷Cs, ^{226,228}Ra, ²¹⁰Pb and ⁴⁰K Concentrations in Antarctic Soil, Sediment and Selected Moss and Lichen Samples.” *Journal of Environmental Radioactivity* 41 (1998): 33-45.
- Gryziak, G. „Colonization by mites of glacier-free areas in King George Island, Antarctica.” *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 44 (2009): 891-895.
- Gulin, S B, i N A Stokozov. „¹³⁷Cs concentrations in Atlantic and western Antarctic surface waters: results of the 7th Ukrainian Antarctic Expedition, 2002.” *Journal of Environmental Radioactivity* 83 (2005): 1-7.
- Gupta, D K, i C Walther, . *Behaviour of Strontium in Plants and the Environment*. Springer, 2018.

- Hannach, G, i J R Waaland. „Environment, distribution and production of Iridaea.” *Aquatic Botany* 26 (1986): 51-78.
- Hashimoto, T, T Morimoto, I Yoshihiro, K Yoshimizu, T Torii, i K Komura. „A Survey of Artificial Radionuclides in the Antarctica.” *Radioisotopes* 38 (1989): 209-218.
- Henderson, G H, B L Hall, A Smith, i L F Robinson. „Control on (234U/238U) in lake water: A study in the Dry Valleys of Antarctica.” *Chemical Geology* 226 (2006): 298– 308.
- Holm, E, S Ballestra, i R Fukai. „A method for ion-exchange separation of low levels of americium in environmental materials.” *Talanta* 26 (1979): 791-794.
- Horwitz, E P, M L Dietz, R Chiarizia, H Diamond, S L Maxwell, i M R Nelson. „Separation and preconcentration of actinides by extraction chromatography using a supported liquid anion exchanger: application to the characterization of high-level nuclear waste solutions.” *Analytica Chimica Acta* 310 (1995): 63-78.
- Hund, AJ, red. *Antarctica and the Arctic Circle: A Geographic Encyclopedia of the Earth's Polar Regions*. Santa Barbara: ABC-CLIO, 2014.
- IAEA. *Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards*. IAEA, 1992.
- IAEA. *Inventory of accidents and losses at sea involving radioactive material*. IAEA, 2001.
- IAEA. *Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS). Radionuclide levels in oceans and seas*. IAEA, 2005.
- ICRP. *A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species*. ICRP, 2003.
- ICRP. „The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.” ICRP, 2007.
- Ikaheimonen, T K, K Rissanen, D G Matishov, i G G Matishov. „Plutonium in fish, algae, and sediments in the Barents, Petshora and Kara Seas.” *Science of The Total Environment* 202 (1997): 79-87.
- Ingólfssdóttir, K. „Usnic acid.” *Phytochemistry* 61 (2002): 729–736.
- Jefferson, T A, S Leatherwood, i M A Webber. *Marine Mammals of the World*. Rzym: FAO & UNEP, 1993.
- Jia, G, C Triulzi, F Nonnis Marzano, M Belli, i M Vaghi. „The fate of plutonium, ²⁴¹Am, ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in the Antarctic ecosystem.” *Antarctic Science* 12 (2000): 141-148.
- Jia, G, C Triulzi, F Nonnis Marzano, M Belli, U Sansone, i M Vaghi. „Plutonium, ²⁴¹Am, ⁹⁰Sr, and ¹³⁷Cs Concentrations in Some Antarctic Matrices.” *Biological Trace Element Research* 71-72 (1999): 349-357.
- Johnson, N L. „Nuclear power supplies in orbit.” *Space Policy* 2 (1986): 223-233.
- Jusik, S. *Klucz do oznaczania mchów i wątrobowców wodnych dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Polsce*. Warszawa: GIOŚ, 2012.
- Kejna, M, A Arażny, i I Sobota. „Climatic change on King George Island in the years 1948-2011.” *Polish Polar Research* 34 (2013): 213–235.
- Keum, D K, I Jun, K M Lim, i J H Choi. „Radiation doses to human and non-human biota in the Republic of Korea resulting from the Fukushima nuclear accident .” *Nuclear Engineering and Technology* 45 (2013): 1-12.
- Keum, D K, I Jun, K M Lim, i Y H Choi. „Absorbed Internal Dose Conversion Coefficients for Domestic Reference Animals and Plant.” *Nuclear Engineering and Technology* 42 (2010): 89-96.
- Koide, M, K K Bertine, T J Chow, i E D Goldberg. „The 240 Pu/239 Pu ratio, a potential geochronometer.” *Earth and Planetary Science Letters* 72 (1985): 1-8.
- Koide, M, R Michel, E D Goldberg, M M Herron, i C C Langway. „Depositional history of artificial radionuclides in the Ross Ice Shelf, Antarctica.” *Earth and Planetary Science Letters* 44 (1979): 205-223.
- Kożuchowski, K. *Meteorologia i klimatologia*. Warszawa: PWN, 2007.
- Kraus, S, A Kurbatov, i M Yates. „Geochemical signatures of tephra from Quaternary Antarctic Peninsula volcanoes.” *Andean Geology* 40 (2013): 1-40.
- Kryshev, A I, T G Sazykina, I I Kryshev, P Strand, i J E Brown. „Radioecological modelling and the computer codes for calculations of doses to marine biota and man in the Arctic.” *Environmental Modelling & Software* 16 (2001): 697–709.
- Lal, R P, i S Ram. „Climatology of blizzards over Schirmacher Oasis, east Antarctica.” *MAUSAM* 60 (2009): 39-50.
- Lambert, G, B Ardouin, J Sanak, C Lorius, i P Pourchet. „Accumulation of Snow and Radioactive Debris in Antarctica: A Possible Refined Radiochronology Beyond Reference Levels.” *Isotopes and Impurities in Snow and Ice, Proceedings of the Grenoble Symposium 1975. 1977. 146–158*.
- LaRosa, J J, i inni. „Radiochemical methods used by the IAEA's laboratories at Seibersdorf for the determination of ⁹⁰Sr, ¹⁴⁴Ce and Pu radionuclides in environmental samples collected for the International Chernobyl project.” *Journal of Environmental Radioactivity* 17 (1992): 183-209.
- Larsson, C M. „An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants.” *Journal of Environmental Radioactivity* 99 (2008): 1364-1370.
- Larsson, C M. „The FASSET Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in European ecosystems—an overview.” *Journal of Radiological Protection* 24 (2004): A1–A12.

- Le Boeuf, B B, i R M Laws, . Elephant Seals: Population Ecology, Behavior, and Physiology. Univesity of California Press, 1994.
- Lee, M H, C W Lee, i B H Boo. „Distribution and characteristics of $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in the soil of Korea.” *Journal of Environmental Radioactivity* 37 (1997): 1-16.
- Lewis Smith, R I. „Vascular Plants as Bioindicators of Regional Warming in Antarctica.” *Oecologia* 99 (1994): 322-328.
- Li, J, i inni. „Pre-assessment of dose rates of ^{134}Cs , ^{137}Cs , and ^{60}Co for marine biota from discharge of Haiyang Nuclear Power Plant, China.” *Journal of Environmental Radioactivity* 147 (2015): 8-13.
- Lindahl, P, P Roos, M Eriksson, i E Holmb. „Distribution of Np and Pu in Swedish lichen samples (*Cladonia stellaris*) contaminated by atmospheric fallout.” *Journal of Environmental Radioactivity* 73 (2004): 73-85.
- Livingston, H D, red. *Marine Radioactivity*. Oxford: Elsevier, 2004.
- Lockhart, L B. „Atmospheric Radioactivity in South America and Antarctica.” *Jurnal of Geophysical Research* 65 (1960): 3999-4005.
- Łokas, E, J W Mieltski, K Kleszcz, i E Tomankiewicz. „A sequential procedure for determining ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{90}Sr , U and Th activities in soils and peats from Spitsbergen.” *Nukleonika* 55 (2010): 195–199.
- Makowski, J. *Geografia fizyczna świata*. Warszawa,. Warszawa: PWN,, 2004.
- Malta, M, i F P Carvalho. „Radionuclides in marine mammals off the Portuguese coast.” *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2011): 473-478.
- Martell, E A. „Atmospheric Aspects of Strontium-90 Fallout.” *Science* 129 (1959): 1197-1206.
- Marzano, F N, F Fiori, G Jia, i M Chintore. „Anthropogenic radionuclides bioaccumulation in Antarctic marine fauna and its ecological relevance.” *Polar Biology* 23 (2000): 753-758.
- Michalik, B. „NORM impacts on the environment: An approach to complete environmental risk assessment using the example of areas contaminated due to mining activity.” *Applied Radiation and Isotopes* 66 (2008): 1661–1665.
- Mieltski J.W. „P.I.M.P. - konwersacyjny program analiz widm promieniowana gamma dla komputera PC” . Report INP No 1435/S, Kraków, 1989.
- Mieltski J.W. „Skażenia promieniotwórcze lasów Polski”, Praca doktorska, IFJ, Kraków, 1994.
- Mieltski, J W, i B Wąs. „Americium, Curium and Rare Earths Radionuclides in Forest Litter Samples from Poland.” *Applied Radiation and Isotopes* 48 (1997): 705-713.
- Mieltski, J W, i B Wąs. „Plutonium from Chernobyl in Poland.” *Applied Radiation and Isotopes* 46 (1995): 1203-1211.
- Mieltski, J W, i inni. „ ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{90}Sr in biological samples from King George Island (Southern Shetlands) in Antarctica.” *Polar Biology* 31 (2008): 1081-1089.
- Mieltski, J W, i inni. „ ^{137}Cs , ^{40}K , ^{90}Sr , $^{238,239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am and $^{243+244}\text{Cm}$ in forest litter and their transfer to some species of insects and plants in boreal forests: Three case studies.” *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 262 (2004): 645–660.
- Mieltski, J W, i inni. „Combined, sequential procedure for determination of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{63}Ni , ^{90}Sr , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$, ^{237}Np , $^{238,239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am applied for study on contamination of soils near Żarnowiec Lake (northern Poland).” *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry* 310 (2016): 661–670.
- Mieltski, J W, i inni. „Human bones obtained from routine joint replacement surgery as a tool for tudies of plutonium, americium and 90Sr body-burden in general public.” *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2011): 559-565.
- Mieltski, J W, i inni. „Radionuclides in Bones of Diurnal Birds of Prey and Owls from the Eastern Poland.” *Chemia Analityczna* 53 (2008): 821-834.
- Mieltski, J W, I Kitowski, P Gaca, S Grabowska, E Tomankiewicz, i P Szwalko. „Gamma-emitters ^{90}Sr , $^{238,239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in bones and liver of eagles from Poland.” *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 270 (2006): 131–135.
- Mieltski, J W, P Gaca, i M A Olech. „Radioactive contamination of lichens and mosses collected in South Shetlands and Antarctic Peninsula.” *Journal of radioanalytical and Nucear Chemistry* 3 (2000): 527-537.
- Mills, WJ. *Exploring Polar Frontiers: A Historical Encyclopedia*. Santa Barbara: ABC-CLIO, 2003.
- Miyake, Y, Y Sugimura, i T Yasujima. „Thorium concentration and the activity ratios $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ and $^{228}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ in sea water in the western North Pacific.” *Journal of the Oceanographical Society of Japan* 26 (1970): 130–136.
- Moffat, C, R C Beardsley, B Owens, i N van Lipzig. „A first description of the Antarctic Peninsula Coastal Current.” *Deep-Sea Research II* 55 (2008): 277–293.
- Mróz, T, i inni. „Determination of element composition and extraterrestrial material occurrence in moss and lichen samples from King George Island (Antarctica) using reactor neutron activation analysis and SEM microscopy.” *Environmental Science and Pollution Research*, 2017: DOI: 10.1007/s11356-017-0431-2.
- Muramatsu, Y, T Hamilton, S Uchida, K Tagami, S Yoshida, i S Yoshidaa. „Measurement of $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ isotopic ratios in soils from the Marshall Islands using ICP-MS.” *The Science of the Total Environment* 278 (2001): 151-159.
- Ochyra, R. *The moss flora of King George Island, Antarctica*. Kraków: The Insitute of Botany of the Jagiellonian University, 1998.

- Olech, M A. „Ekosystemy tundrowe Antarktyki.” *Kosmos: problemy nauk biologicznych* 47 (1998): 569-578.
- Olech, M A.. *Lichen of King George Island Antarctica*. Kraków: The Insitute of Botany of the Jagiellonian University, 2004.
- Olsen, K M, i H Larsson. *Skuas and Jaegers*. Londyn: Pica Press, 1997.
- Pańczyk, M, i J Nawrocki. „Pliocene age of the oldest basaltic rocks of Penguin Island (South Shetland Islands, northern Antarctic Peninsula).” *Geological Quarterly* 55 (2011): 335–344.
- Papastefanou, C. *Radioactive aerosols*. Amsterdam: Elsevier, 2008.
- Parnikoz, I, I Kozeretska, i V Kunakh. „Vascular Plants of the Maritime Antarctic: Origin and Adaptation.” *American Journal of Plant Sciences* 2 (2011): 381-395.
- Passo, C J, i G T Cook. *LSC Handbook Environmental Liquids Sintillation Spectrometry*. Meriden: Packard Instrument Caompany, 1994.
- Peck, L C, K E Webb, i D M Baile. „Extreme sensitivity of biological function to temperature in Antarctic marine species.” *Functional Ecology* 18 (2004): 625–630.
- Pentreath, R J. „A system for radiological protection of the environment: some initial thoughts and ideas.” *Journals* 19 (1999): 117–128.
- Pfeiffer, S, i H U Peter. „Ecological studies toward the management of an Antarctic tourist landing site (Penguin Island, South Shetland Islands).” *Polar Record* 40 (2004): 345–353.
- Phartiyal, B, A Sharma, i S K Bera. „Glacial lakes and geomorphological evolution of Schirmacher Oasis, East Antarctica, during Late Quaternary.” *Quaternary International* 235 (2011): 128-136.
- Picciotto, E. „Mesure de la radioactivit de l'air dans l'Antaretique.” *Il Nuovo Cimento* 10 (1958): 190-191.
- Picciotto, E, i S Wilgain. „Fission Products in Antarctic Snow, A Reference Level for Measuring Accumulation.” *Journal of Geophysical Research* 68 (1963): 5965-5972.
- Picciotto, E, S Wilgain, P Kipfer, i R Boulenger. „Air radioactivity in the Antarctic in 1958 and radioactive profile between 60° N and 70° S.” *Radioisotopes in the Physical Sciences and Industry. Proceedings of the Conference on the Use of Radioisotopes in the Physical Sciences and Industry. V. 1. 1962. 45-56.*
- Poikolainen, J, E Kubin, J Piispanen, i J Karhu. „Atmospheric heavy metal deposition in Finland during 1985–2000 using mosses as bioindicators.” *Science of The Total Environment* 318 (2004): 171-185.
- Powell, D K, P A Tyler, i L S Peck. „Effect of sperm concentration and sperm ageing on fertilisation success in the Antarctic soft-shelled clam *Laternula elliptica* and the Antarctic limpet *Nacella concinna*.” *Marine Ecology Progress Series* 215 (2001): 191–200.
- Pruszek, Z. „Currents circulation in the waters of Admiralty Bay (region of Arctowski Station on King George Island).” *Polish Polar Research* 1 (1980): 55—74.
- Putzke, J, i A Batista Oereira. *The Antarctic Mosses; with Special Reference to South Shetland Islands*. Brazylia: ULBRA, 2001.
- Rakusa-Suszczewski, S. „Environmental conditions and the functioning of Admiralty Bay (South Shetland Islands) as part of the near shore Antarctic ecosystem.” *Polish Polar Research* 1 (1980): 11—27.
- Reagan, M K, A M Volpe, i K V Cashman. „²³⁸U- and ²³²Th-series chronology of phonolite fractionation at Mount Erebus, Antarctica.” *Geochimica et Cosmochimica Acta* 56 (1992): 1401-1407.
- Riffenburgh, N, red. *Encyclopedia of Antarctic*. Tomy 1, A-K. Nowy Jork: Routledge, 2007.
- Rodary, D, B C Wienecke, i C C Bost. „Diving behaviour of *Ade Âlie* penguins (*P y g o s c e l i s a d e l i a e*) at Dumont D'Urville, Antarctica: nocturnal patterns of diving and rapid adaptations to changes in sea-ice condition.” *Polar Biology* 23 (2000): 113-120.
- Roos, P, E Holm, i R B.R Persson. „Deposition of ²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²³⁸Pu and ²⁴¹Am in the antarctic Peninsula Area.” *Journal of Environmental Radioactivity* 24 (1994): 235-251.
- Rudolph, E D. „Antarctic Lichens and Vascular Plants: Their Significance.” *BioScience* 15 (1965): 285-287.
- Saka, A Z, U Cevik, E Bacaksiz, A I Kopya, i E Tirasoglu. „Levels of cesium radionuclides in lichens and mosses from the province of Ordu in the Eastern Black Sea area of Turkey.” *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 222 (1997): 87–92.
- Samat, S B, S Green, i A H Beddoe. „The K-40 activity of one gram of potassium.” *Physics in Medicine and Biology* 42 (1997): 407–413.
- Sanders, C J, I R Santos, S R Patchineelam, C Schaefer, i E V Silva-Filho. „Recent ¹³⁷Cs deposition in sediments of Admiralty Bay, Antarctica.” *Journal of Environmental Radioactivity* 101 (2010): 421-424.
- Schories, D, i G Kohlberg. *Marine Wildlife King George Island Antarctica*. Rostock: Dirk Schories Publications, 2016.
- Schuller, P, A Ellies, i M Vega. „¹³⁷Cs areal concentration in two sotes in yhe Southern Shetland Island.” *Proceedings: Conference of Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. 1993. 207-209.*
- Schuller, P, K Bunzl, G Voigt, J Handl, A Ellies, i A Castillo. „Fallout radiocesium in an Antarctic region: Deposition history, activity densities and vertical transport in soils.” *Radiation and Environmental Biophysics* 41 (2002): 295-302.
- Sill, C W. „Precipitation of Actinides as Fluorides or Hydroxides for High-Resolution Alpha Apectrometry.” *Nuclear and Chemical Waste Management* 7 (1987): 201-215.
- Simon, S L, i W L Robison. „A compilation of nuclear weapons test detonation data for U.S. Pacific Ocean tests.” *Health Physics* 73 (1997): 258-264.

- Singh, S M, M Olech, N Cannone, i P Convey. „Contrasting patterns in lichen diversity in the continental and maritime Antarctic.” *Polar Science* 9 (2015): 311-318.
- Skwarzec, B, D I Strumińska, i A Boryło. „Bioaccumulation and distribution of plutonium in fish from Gdansk Bay.” *Journal of Environmental Radioactivity* 55 (2001): 167-178.
- „The 1969 subglacial eruption on Deception Island (Antarctica): events and processes during an eruption beneath a thin glacier and implications for volcanic hazards.” W *Volcano-ice interaction on Earth and Mars*, autor: J.L. Smellie, redakcja: J L Smellie i M G Chapman, 59-79. Londyn: The Geological Society of London, 2002.
- Sobiech-Matura, K. *Badania poziomów skażeń radioaktywnych w lądowych i morskich ekosystemach Antarktyki*. doktorat, 2011.
- Soper, T. *Antarctica: A Guide to the Wildlife*. Guilford: Bradt Travel Guides, 2008.
- Srivastava, S K, A Y Balbudhe, K Vishwa Prasa, P Padma Savithri, R M Tripathi, i V D Puranik. „Variation in the uranium isotopic ratios $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{238}\text{U}/\text{total-U}$ and $^{234}\text{U}/\text{total-U}$ in Indian soil samples: Application to environmental monitoring.” *Radioprotection* 48 (2013): 231-242.
- Strumińska-Parulska, D I, B Skwarzec, i J Fabisiak. „Plutonium bioaccumulation in seabirds.” *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2011): 1105-1111.
- Szafrański, Z, i M Lipski. „Characteristic of water temperature and salinity at Admiralty Bay (King George Island, South Shetlands Islands, Antarctic) during austral summer 1978/1979.” *Polish Polar Research* 3 (1982): 7-24.
- Szczepaniak, K, i M Biziuk. „Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution.” *Environmental Research* 93 (2003): 221-230.
- Taylor, J R. *Wstęp do analizy błędów pomiarowego*. Warszawa: PWN, 2012.
- TEC. *Hardware Manual Finningan Neptune*. Thermo Electron Corporation, 2004.
- Tedrow, J C F, red. *Antarctic Soils and Soil Forming Processes*. Wszyngton: American Geophysical Union, 1966.
- Testa, C, i inni. „Plutonium and americium concentrations and vertical profiles in some Italian mosses used as bioindicators.” *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 234 (2006): 273-276.
- Thakur, P, H Khaing, i S Salminen-Paatero. „Plutonium in the atmosphere: A global perspective.” *Journal of environmental radioactivity*. 175-176 (2017): 39-51.
- Thomas, D N, red. *The Biology of Polar Regions*. Nowy Jork: Oxford University Press, 2008.
- Tsikritzis, L I, S S Ganatsios, O G Duliu, i T D Sawidi. „Natural and Artificial Radionuclides Distribution in Some Lichens, Mosses, and Trees in the Vicinity of Lignite Power Plants from West Macedonia, Greece.” *Journal of Trace and Microprobe Techniques* 21 (2003): 543-554.
- Udisti, R, i inni. „Sea spray aerosol in central Antarctica. Present atmospheric behaviour and implications for paleoclimatic reconstructions.” *Atmospheric Environment* 52 (2012): 109-120.
- Ulanovsky, A, G Prohl, i J M Gomez-Ros. „Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota.” *Journal of Environmental Radioactivity* 99 (2008): 1440-1448.
- Ulanovsky, A, i G Prohl. „A practical method for assessment of dose conversion coefficients for aquatic biota.” *Radiation and Environmental Biophysics* 45 (2006): 203-214.
- UNSCEAR. *Ionizing radiation: Sources and Biological Effects*. UNSCEAR, 1982.
- UNSCEAR. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. UNSCEAR, 1996.
- UNSCEAR. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. UNSCEAR, 2000.
- Vetikko, V, i E Kostianen. „Assessment of doses to game animals in Finland.” *Journal of Environmental Radioactivity* 125 (2013): 69-73.
- Vetikko, V, i R Saxen. „Application of the ERICA Assessment Tool to freshwater biota in Finland.” *Journal of Environmental Radioactivity* 101 (2010): 82-87.
- Vives i Batlle, J, i inni. „Inter-comparison of absorbed dose rates for non-human biota.” *Radiation and Environmental Biophysics* 46 (2007): 349-373.
- Walencik-Łata, A, B Kozłowska, J M Mietelski, F Szufa, F D Freire, i S O Souza. „The study of natural and artificial radionuclides incorporation in teeth and head bones of animals lived nearby Caetite uranium mine, Brazil.” *Journal of Environmental Radioactivity* 162-163 (2016): 39-44.
- Warrier, A K, B S Mahesh, R Mohan, R Shankar, R Asthana, i R Ravindra. „Glacial-interglacial climatic variations at the Schirmacher Oasis, East Antarctica: The first report from environmental magnetism.” *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 412 (2014): 249-260.
- Watson, W S, D J Sumner, J R Baker, S Kennedy, R Reid, i I Robinson. „Radionuclides in seals and porpoises in the coastal waters around the UK.” *The Science of the Total Environment* 234 (1999): 1-13.
- Weaver, S D, A D Saunders, R J Pankhurst, i J Tarney. „A Geochemical Study of Magmatism Associated With the Initial Stages of Back-Arc Spreading.” *Contributions to Mineralogy and Petrology* 68 (1979): 151-169.
- Weihe, E, i D Abele. „Differences in the physiological response of inter- and subtidal Antarctic limpets *Nacella concinna* to aerial exposure.” *Aquatic Biology* 4 (2008): 155-166.
- Welch, B L. „The Generalization of 'Student's' Problem when Several Different Population Variances are Involved.” *Biometrika* 34 (1947): 28-35.

White, M G, i P J Burren. „Reproduction and larval growth of Harpagifer antarcticus Nybelin (Pisces, Notothenioidei).” Antarctic Science 4 (1992): 421-430.

Wood, M D, N A Beresford, i D Copplestone. „Limit of detection values in data analysis: Do they matter?” Radioprotection 46 (2011): 85–90.

Yang, B, Y Ha, i J Jin. „Assessment of radiological risk for marine biota and human consumers of seafood in the coast of Qingdao, China.” Chemosphere 135 (2015): 363–369.

www.antarctica.gov.au.

www.ats.aq

www.encyklopedia.pwn.pl.

www.nndc.bnl.gov.

www.old.imgw.pl.

SPIS RYSUNKÓW

Rysunek nr 1. Miejsca poboru prób: 1 – Oaza Schirmachera, 2 – Wyspa Króla Jerzego, 3- Wyspa Zwodnicza, 4 – Półwysep Antarktyczny, 5 – Wyspa Piotra I. U góry mapy widoczny jest fragment Ameryki Południowej.	13
Rysunek nr 2. Miejsca poboru prób na Wyspie Króla Jerzego A - Shag Point; B - Demay Point; C – Penguin Ridge; D - Penguin Island; E – Zatoka Admiralicji; F - Great Wall; G - Three Sisters Point, Olech Hills; H - Puchalski Peak I - Hennequin point; J - Blue Dyke; K - Melville Peak; L - Lion Rump; M - Stacja Bellingshausen; N - Stacja Marsh; O - Turrent Point; P – Voreal Peak; Q - Stacja Jubany; R - Stacja Machu Picchu; S - Komandor Peak; T - Stacja Carlini U - Stacja Ferraz; V - Półwysep Keller; W - Kapitan Peak; X - Red Hill; Y - Lodowiec Ekologii; Z - Patelnia; a - Ogrody Jasnorzewskiego; b –Ubozc	14
Rysunek nr 3. Miejsca i daty wypadków z udziałem substancji radioaktywnych, które zaskutkowały potwierdzonymi lub potencjalnymi kontaminacjami środowiska za (Livingston 2004).	17
Rysunek nr 4. Rozkład powierzchniowych prądów morskich na kuli ziemskiej. Linie przerywane reprezentują prądy zimne, linie ciągłe prądy ciepłe; za (IAEA 2005).	21
Rysunek nr 5. <i>Usnea antarctica</i> (fot.prof.M.A.Olech).	24
Rysunek nr 6. <i>Usnea aurantiaco-atra</i> . Widoczne charakterystyczne, czarne owocniki umiejscowione na szczycie gałązek (fot.M.A.Olech).	26
Rysunek nr 7. Kępka trawy <i>Deschampsia antarctica</i> (fot.M.A.Olech).	27
Rysunek nr 8. Naczynia używane do pomiarów z wykorzystaniem spektrometrii promieniowania gamma: A – pojemnik cylindryczny, B – pojemnik o stożkowym kształcie. (fot. Anna Cwanek)	39
Rysunek nr 9. Wykresy zależności efektywności rejestracji fotonów o energii 1460,8 keV (⁴⁰ K) od objętości próby w cylindrycznym pojemniku pomiarowym	40
Rysunek nr 10. Schemat blokowy sekwencyjnej procedury radiochemicznej wykorzystanej w niniejszej pracy.	47
Rysunek nr 11. Schemat spektrometru ciekłoscyntylacyjnego, HV – wzmacniacz, UK – układ koincydencyjny, AW – analizator wielokanałowy; PC – komputer z dokumentacją z pomiarów.	48
Rysunek nr 12. Widmo LSC znacznika strontowego po odjęciu tła, między 0 a 200 kanałem widoczny jest pik od ⁸⁵ Sr, między 200 a 500 zliczenia pochodzące od elektronów powstałych w efekcie Comptona.	49
Rysunek nr 13. Schemat spektrometru masowego ICP MS Thermo Finningan Neptun (TEC 2004).	55
Rysunek nr 14. Zależność limitu detekcji L _D od masy próby dla trzech detektorów wykorzystywanych w niniejszej dysertacji.	61
Rysunek nr 15. Moce dawek dla organizmów morskich; oszacowanie typu I.	82
Rysunek nr 16. Dawka cakowita jaką przez okres jednego roku otrzymują organizmy morskie;	83
Rysunek nr 17. Moce dawek dla organizmów morskich; oszacowanie typu II.	83
Rysunek nr 18. Dawka cakowita jaką przez okres jednego roku otrzymują organizmy morskie;	83
Rysunek nr 19. Moce dawek dla organizmów lądowych, oszacowanie typu I.	84
Rysunek nr 20. Dawki całkowite, jakie organizmy lądowe otrzymują przez okres jednego roku; oszacowanie typu I.	84
Rysunek nr 21. Moce dawek dla oganizmów lądowych, oszacowanie typu II.	85
Rysunek nr 22. Dawki całkowite jakie przez okres jednego roku otrzymują organizmy lądowe, oszacowanie typu II.	85
Rysunek nr 23. Zależność ²³⁴ U/ ²³⁸ U dla wszystkich prób ze środowiska morskiego.	88
Rysunek nr 24. Zależność ²³⁴ U/ ²³⁸ U dla alg.	88
Rysunek nr 25. Zależność ²³⁴ U/ ²³⁸ U dla prób ptasich oraz innych organizmów morskich.	89
Rysunek nr 26. Stężenia aktywności ²³⁴ U i ²³⁸ U w kościach ptaków oraz krzywa reprezentująca stosunek ²³⁴ U/ ²³⁸ U=1.	90
Rysunek nr 27. Zależność ²³⁴ U/ ²³⁸ U dla wszystkich prób lądowych	91

Rysunek nr 28. Zależność $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dla prób mchów.	91
Rysunek nr 29. Zależność $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dla prób porostów.	91
Rysunek nr 30. Zależność $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w próbach ze środowiska morskiego	93
Rysunek nr 31. Zależność $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w organizmach morskich podziałem na 4 grupy: algi, tkanki miękkie ptaków, kości ptaków, pozostałe organizmy morskie	93
Rysunek nr 32. Zależność $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ dla wszystkich analizowanych organizmów lądowych.	95
Rysunek nr 33. Zależność $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w grupie mchów.	95
Rysunek nr 34. Zależność $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ w grupie porostów.	95
Rysunek nr 35. Zależność $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ w grupie porostów.	96
Rysunek nr 36. Zależność między stężeniami ^{137}Cs i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach lądowych z zaznaczonym stosunkiem $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu radioaktywnego: 36,6.	99
Rysunek nr 37. Zmienność wartości stosunku $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ w czasie.	100
Rysunek nr 38. Zależność między stężeniami ^{90}Sr i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach morskich z zaznaczonym stosunkiem $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu promieniotwórczego.	103
Rysunek nr 39. Zależność między stężeniami ^{90}Sr i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach z ekosystemu lądowego, zaznaczonym stosunkiem $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ z ekosystemu morskiego: 14,2 i globalnego opadu promieniotwórczego: 22,8.	103
Rysunek nr 40. Zależność między stężeniami ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach ze środowiska morskiego z zaznaczonym stosunkiem $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu promieniotwórczego.	106
Rysunek nr 41. Zależność między stężeniami ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w próbach lądowych z zaznaczonym stosunkiem $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu promieniotwórczego.	107
Rysunek nr 42. Porównanie zależności między stężeniami ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku lądowym i morskim.	108
Rysunek nr 43. Zależność między stosunkami plutonowymi w próbach ze środowiska lądowego i morskiego; zakreślono wyodrębnione grupy, na czerwono zaznaczono próby z tego samego osobnika.	108
Rysunek nr 44. Zależność między stężeniami ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku morskim.	112
Rysunek nr 45. Zależność między stężeniami ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku morskim bez „odstającego” punktu i z zaznaczonym stosunkiem $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu promieniotwórczego.	112
Rysunek nr 46. Zależność między stężeniami ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ w grupach mchów i porostów z zaznaczonym stosunkiem $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dla globalnego opadu promieniotwórczego.	113
Rysunek nr 47. Zależność między stężeniami ^{241}Am i $^{239+240}\text{Pu}$ w środowisku lądowym.	113

SPIS TABEL

Tabela nr 1. Istotne stosunki (Thakur, Khaing i Salminen-Paatero 2017, IAEA 2005, UNSCEAR, Ionizing radiation: Sources nad Biological Effects 1982); a- dane dla półkuli południowej, b – dane dla 40°÷50° S.	18
Tabela nr 2. Miejsca i daty poboru analizowanych prób mchu <i>Sanionia uncinata</i> . WKJ – Wyspa Króla Jerzego.	23
Tabela nr 3. Gatunek, miejsce i data poboru analizowanych porostów. WKJ – Wyspa Króla Jerzego, PA – Półwysep Antarktyczny	25
Tabela nr 4. Opis pozostałych prób z ekosystemu lądowego wraz z miejscami i datami poboru.	27
Tabela nr 5. Miejsca i daty poboru prób ptaków. Oznaczenia: B – kości, T – tkanki miękkie i pióra, F – pióra, E – skorupy jaj.	31
Tabela nr 6. Miejsca i daty poboru pozostałych prób ze środowiska morskiego. Oznaczenia: M – mięso, S – muszle, T – tkanki miękkie, B – kości, WKJ – Wyspa Króla Jerzego.	35
Tabela nr 7. Masy inicjalne i suche oraz gęstości nasypowe prób ze środowiska lądowego. Nazwy prób według tabel nr 2, 3, 4.	37
Tabela nr 8. Masy inicjalne, masa popiołów po spopieleniu w 400°C i gęstości nasypowe prób z ekosystemu morskiego. Nazwy prób według tabel nr 5 i 6. W przypadku ptaków i ssaków masę mokłą stanowi cały organizm – dopiero po spopieleniu możliwe było rozdzielenie kości od pozostałych tkanek.	38
Tabela nr 9. Energie cząstek alfa emitowanych przez badane izotopy (http://www.nndc.bnl.gov).	51
Tabela nr 10. 1, 2, 3 -wyniki uzyskane z analizy materiału referencyjnego IAEA447 w Bq/kg, C – wartości certyfikowane dla IAEA 447: stężenia $^{239+240}\text{Pu}$, ^{234}U i ^{238}U w Bq/kg oraz pozostałe wartości porównawcze ^{90}Sr , ^{232}Th i ^{241}Am w Bq/kg, podane przez producenta (w tabeli jaśniejszą czcionką), N/A – nie analizowane.	52
Tabela nr 11. Stosunki masowe $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ uzyskane w pomiarach z wykorzystaniem spektrometrii masowej (1,2,3) i wartość literaturowa stosunku (R_L).	55

Tabela nr 12. Kryteria doboru statystyk do danych zawierających wyniki poniżej limitów detekcji zależne od ilości analizowanych prób i ułamka danych cenzurowanych.	60
Tabela nr 13. Parametry organizmów referencyjnych dodanych do programu ERICA Tool oraz z bazy danych używanych przez ERICA Tool.	60
Tabela nr 14. Stężenie aktywności ^{40}K , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$ w Bq/kg oraz stosunki aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$, $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ w próbach ze środowiska morskiego; N/A – próba nie analizowana.	66
Tabela nr 15. Stężenia aktywności ^{40}K , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$ w Bq/kg oraz stosunki aktywności $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$, $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ w próbach ze środowiska lądowego, N/A – próba nie analizowana.	69
Tabela nr 16. Stężenia aktywności ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am w Bq/kg oraz wartości stosunków aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ w próbach ze środowiska morskiego, N/A – próba nie analizowana.	74
Tabela nr 17. Stężenia aktywności ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am oraz wartości stosunków aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ w próbach ze środowiska lądowego, N/A – próba nie analizowana.	78
Tabela nr 18. Stosunki masowe $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ w wybranych próbach ze środowiska morskiego i lądowego.	80
Tabela nr 19. Współczynniki D_{CC} dla badanych organizmów morskich.	81
Tabela nr 20. Współczynniki D_{CC} dla badanych organizmów lądowych.	81
Tabela nr 21. Dane literaturowe nt. stężenia ^{137}Cs [Bq/kg masy suchej] w próbach lądowych z Antarktyki. W dwóch pozycjach analizowano depozycję radionuklidów zatem przy wyniku dopisano odpowiednią jednostkę tj. Bq/m ² .	98
Tabela nr 22. Dane literaturowe nt stężeń ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ i stosunków aktywności $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ w próbach lądowych z Antarktyki.	105

DODATEK

Wyniki badania zawartości cezu stabilnego w mchach i porostach za pomocą neutronowej analizy aktywacyjnej w Zjednoczonym Instytucie Badań Jądrowych w Dubnej (Mróz, i inni 2017). Stężenie wyrażone jest w mg cezu na kg masy suchej, niepewność przedstawiona jest w procentach.

próba	mg/kg	%
porosty		
UA13	0,0162	13
UA15A	0,0215	14
UA16	0,0137	18
UA17	0,008	18
UA18	0,074	8
UA20	0,08	6
UA22A	0,0235	16
mchy		
SU25	0,377	4
SU29	0,243	5
SU30	0,214	4
SU32	0,474	3
SU34	0,363	4
SU38	0,0906	8
SU39	1,31	3
SU44	0,342	4
SU8	0,26	4