

RYSZARD BOJANOWSKI
JANUSZ PEMPKOWIAK

Polska Akademia Nauk
Zakład Oceanologii — Sopot

AKUMULACJA ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{144}Ce i $^{239,240}\text{Pu}$ W ROŚLINACH WODNYCH POŁUDNIOWEGO BAŁTYKU*

Treść: 1. Wstęp 89, 2. Materiały i metody 90, 3. Wyniki 93, 4. Dyskusja 98; Summary 103; Literatura 103.

1. WSTĘP

Morze Bałtyckie należy do grupy płytkich mórz śródkontynentalnych. Charakterystyczną cechą tego zbiornika jest stosunkowo niewielka pojemność, wynosząca 20,5 tys. km³, znaczny dopływ wód rzecznych i opadowych (odpowiednio 444 km³ i 172 km³ na rok) oraz ograniczona swoboda wymiany wód z systemem mórz otwartych. Ta sytuacja wywiera niekorzystny wpływ na samooczyszczające właściwości wód Bałtyku i stwarza warunki sprzyjające nadmiernemu nagromadzeniu się substancji toksycznych, wprowadzanych do tego morza w wyniku gospodarczej działalności człowieka.

Dla zilustrowania tego problemu można wspomnieć, że współczesne zanieczyszczanie powierzchniowych wód Bałtyku radioaktywnymi izotopami strontu i cezu, pochodzącymi z globalnego opadu atmosferycznego (falloutu), jest blisko siedmiokrotnie większe niż dla wód Atlantyku na tej samej szerokości geograficznej [5].

Organizmy morskie dzięki swym zdolnościom akumulacyjnym wychwytyją rozmaite składniki z otaczającej wody i nagromadzają je w tkankach w ilościach niekiedy tysiące razy przekraczających stężenie panujące w otoczeniu [7, 11]. Przenoszenie szkodliwych substancji w cyklu pokarmowym na coraz wyższe poziomy troficzne może w określonych warunkach doprowadzić do niekorzystnych następstw ekologicznych.

W chwili obecnej radioaktywne skażenia nie stanowią dla Bałtyku większego zagrożenia, ponieważ liczba lokalnych źródeł zanieczyszczeń promieniotwórczych jest, jak dotąd, niewielka, a głównym źródłem sztucznej radioaktywności w środowisku bałtyckim jest opad atmosferyczny (fallout). Jednakże ze względu na wzrastające potrzeby energetyczne

* Praca została wykonana w ramach problemu resortowego PAN nr 05, koordynowanego przez Instytut Geofizyki PAN oraz w ramach porozumienia badawczego IAEA No 598/POL/R2.

państw nadbałtyckich należy się w niedalekiej przyszłości liczyć z coraz większym rozwojem energetyki jądrowej w tym basenie. Stwarza to potrzebę bardziej dokładnego rozpoznania radioekologicznego środowiska bałtyckiego dla jego zabezpieczenia przed ujemnymi skutkami odprowadzania radioaktywnych odpadów.

W niniejszej pracy podjęliśmy próbę określenia współczesnego poziomu skażenia szeregu bardziej rozpowszechnionych gatunków wodorostów bałtyckich niektórymi pierwiastkami promieniotwórczymi, w sytuacji kiedy nie działają w tym rejonie żadne instalacje jądrowe. Przedmiotem analiz były radionuklidy ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{106}Ru i ^{144}Ce , które ze względu na stosunkowo długi czas życia i znaczny procentowy udział w produktach rozszczepienia mogą być jeszcze obecnie wykryte w otaczającym środowisku jako składniki globalnego falloutu i przedstawiają największe potencjalne zagrożenie dla środowiska. Ze względu na to, że w procesach pobierania pierwiastków chemicznych z otoczenia organizmy żywe wykazują niekiedy znaczną selektywność, informacje o rozkładzie zawartości poszczególnych radionuklidów w badanych gatunkach roślin mogłyby stanowić podstawę do oceny ich przydatności jako wskaźniki radioaktywnego zanieczyszczenia środowiska.

2. MATERIAŁY I METODY

Próby roślinności zostały pobrane w sierpniu 1973 r. przez pletwonurka. Miejsca poboru prób pokazane są na ryc. 1, a skład gatunkowy przedstawiono w tabeli 1. Charakterystykę warunków wegetacji roślin w tym rejonie omówiono we wcześniejszej pracy [3]. Pobrany materiał po rozdzieleniu na gatunki został starannie oczyszczony z ciał obcych i opłukany wodą morską, a następnie wysuszony na powietrzu i rozdrobniony. Do analizy brano 20—100 g suchej masy, przygotowując jedną lub dwie równoległe próby w zależności od ilości dysponowanego materiału. Przed analizą próbki suszono w 90°C do stałego ciężaru i ważono.

Oznaczenia wykonywano stosując metodę kolejnego wydzielania i oznaczenie radionuklidów z jednej odważki. Przedstawia się ona w skrócie następująco: materiał spopielało w piecu mufowym w temp. 500°C , po uprzednim usunięciu większości substancji lotnych na palniku gazowym. Czas wyprężania w piecu wynosił przeciętnie dwie doby. Popiół zwilżano wodą i rozpuszczano w kwasie solnym, a następnie do każdej próby dodano wskaźników i nośników w następujących ilościach:

Sr^{2+}	250 mg	Nd^{3+}	20 mg
Cs^{+}	10 mg	$^{242}\text{Pu}^{3+}$	1,790 dpm
Ce^{3+}	10 mg	$^{243}\text{Am}^{3+}$	1,552 dpm
Ru^{3+}	10 mg		

Tabela 1

Table 1

Zawartość ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce i ^{106}Ru w roślinności bałtyckiej
pobranej w sierpniu 1973 r.
Concentrations of ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce and ^{106}Ru in Baltic seaweeds
collected in August 1973

Nr próbki Sample no.	Gatunek Species	Miejsce pobrania Place of collection	Aktywność pCi/kg s.m. (dry weight)			
			^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce	^{106}Ru
Zielenice (green algae)						
1	<i>Enteromorpha</i> sp.	G	128±6	116±6	110±40	31±11
2	<i>Cladophora</i> sp.	B	67±16	146±17	180±30	49±32
Brunatnice (brown algae)						
<i>Fucus vesiculosus</i>						
3	— młodsze odrośla (younger off-shoots)	B	361±12	303±11	110±20	29±12
4	— stara plecha (old thallus;		358±13	251±43	.	12±10
5	— receptakle (receptacles)		538±23	220±10	.	32±8
Krasnorosty (red algae)						
6	<i>Furcellaria fastigiata</i>	P	49±6	277±13	1220±140	126±48
7	<i>Phyllophora Brodiaei</i>	P	43±6	146±11	1790±150	900±66
8	<i>Ceramium diaphanum</i>	P	42±3	1410±50	125±50	23±23
9	<i>Ceramium diaphanum</i>	G	63±13	365±23	72±64	76±43
Kwiatowe flowering plants)						
10	<i>Myriophyllum spicatum</i>	P	92±3	80±3	440±30	48±7
11	<i>Potamogeton pectinatus</i>	P	81±7	40±3	140±70	96±74
	<i>Zostera marina</i>	P				
12	— liście (leaves)		82±4	33±2	63±32	40±10
13	— korzenie (roots)		87±4	152±6	120±34	24±10
14	<i>Zostera marina</i>	G	89±6	31±4	82±76	37±7

Aktywności przeliczono na dzień pobrania prób.

Próbki były pobrane w następujących obszarach Bałtyku:

P — Zatoka Pucka

G — Zatoka Gdańska

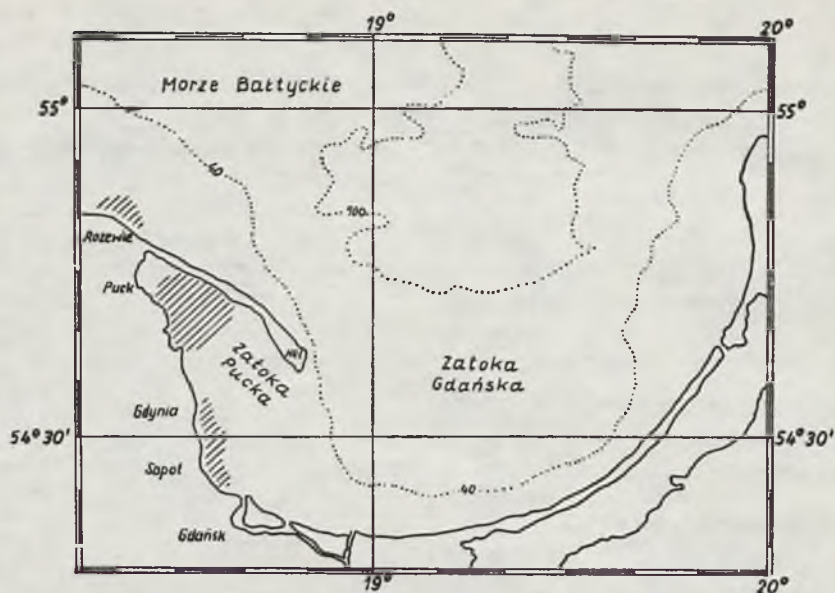
B — Otwarty Bałtyk przy Rozewiu.

The activities were corrected for decay to the date of collection. Samples were taken in the following areas of the Baltic sea:

P — Puck Bay

G — Gdańsk Bay

B — Open Baltic at Rozewie.



Ryc. 1. Lokalizacja miejsc poboru prób roślinności

Fig. 1. Location of sampling sites of seaweeds

Próbki ogrzewano pod przykryciem w ciągu 8 godzin, a następnie odparowano do sucha. Sole rozpuszczono w rozcieńczonym HCl i przesączono (przesącz I). Pozostałość spalono wraz z sączkiem i stopiono z sodą, a następnie wyługowano wodą. Pozostały osad rozpuszczono w HCl z dodatkiem H_2O_2 i wytrącono wodorotlenki za pomocą NaOH (pH 9). Osad połączono z głównym przesączem, a roztwór z nad osadu zawierający część strontu zachowano do dalszej analizy (przesącz II). Z przesączu I wytrącono wodorotlenki za pomocą roztworu NaOH (pH 8—9). Wytrącenie powtórzono po uprzednim rozpuszczeniu osadu w $HClO_4$. Osad przenoszono do kolby i oddestylowano ruten ze środowiska $HClO_4$, pochłaniając pary RuO_4 w 6 M NaOH.

Do alkalicznego roztworu dodawano 5 ml etanolu i ogrzewano do wytrącenia $Ru(OH)_4$. Osad odwirowano, rozpuszczono w HCl, ruten zredukowano w postaci metalicznej za pomocą magnezu i osad zebrano na filtrze membranowym. Stopień wydzielania nośnika oznaczano wagowo. Aktywność beta preparatów określano na niskotłowej aparaturze UGB-2 z licznikiem GM pracującym w układzie antykoincydencji.

Z pozostałości po wydestylowaniu rutenu wytrącono cer, neodym, pluton i ameryk za pomocą kwasu fluorowodorowego i po przekształceniu fluorków w wodorotlenki rozpuszczano je w HCl, doprowadzając stężenie kwasu do 9 M. Pluton wydzielano na anionicie Dowex 1×8 i po

elektrolitycznym osadzeniu na płytkach stalowych oznaczano metodą spektrometrii alfa.

Wyciek z kolumny odparowano do sucha, pozostałość przekształcono w azotany i rozpuszczano w 9 M HNO_3 . Cer utleniano do + IV za pomocą NaBrO_3 i ekstrahowano ketonem metylo-izobutylovym. Cer usuwano z fazy organicznej za pomocą wody z dodatkiem H_2O_2 i wytrącano za pomocą kwasu szczawiowego. Stopień wydzielania oznaczano wagowo. Aktywność preparatów ceru określano za pomocą urządzenia UGB-2 mierząc składową ^{144}Pr po odcięciu promieniowania ^{144}Ce za pomocą płytki Al o grubości 250 mg/cm². Pozostałość po wydzieleniu ceru zachowano do oznaczenia ^{241}Am według opisanej metody [4].

Główny przesącz po oddzieleniu wodorotlenków zakwaszono do pH 1—2 i dodawano 1 g drobnokrystalicznego fosforomolibdenianu amonowego (AMP). Następnego dnia osad AMP oddzielano i po rozpuszczeniu w roztworze NaOH z dodatkiem wersenianu наносzono na kolumnę z żywicą Bio-Rex-40 o wymiarach złoża $\varnothing 10 \times 150$ mm. Przeszkadzające kationy usuwano za pomocą 0,3 M HCl (380 cm³, 1—2 cm³/min), a cez wymywno za pomocą 70 cm³ 3 M HCl. Po odparowaniu kwasu pozostałość rozpuszczano w wodzie i wytrącano cez kwasem chloroplatynowym. Wydajność nośnika określano wagowo.

Aktywność preparatu określano na podstawie pomiaru promieniowania beta w aparacie UGB-2. Do roztworu pozostałego po oddzieleniu cezu na AMP dołączano przesącz II i wytrącano węglany za pomocą roztworu Na_2CO_3 . Stront oddzielano od wapnia przez czterokrotne wytrącenie $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ w 70% HNO_3 , oczyszczano przez wytrącenie $\text{Fe}(\text{OH})_3$ i BaCrO_4 , a następnie osadzono jako SrCO_3 i ważono w celu określenia odzysku nośnika. Osad rozpuszczano w roztworze HCl, dodawano 3 mg Fe^{3+} i pozostawiano na 3 tygodnie. Nagromadzony ^{90}Y współstrącano z $\text{Fe}(\text{OH})_3$ za pomocą amoniaku, osad przenoszono na filtr membranowy i mierzono aktywność beta w urządzeniu UGB-2.

Równoległe z próbkami wykonywano analizy szeregu ślepych prób, do których poza wymienionymi nośnikami dodawano sole żelaza, manganu, magnezu i wapnia w charakterze balastu imitującego mineralne składniki próbek.

3. WYNIKI

Wyniki pomiarów pokazano w tabelach 1, 3 i 5. Jak wykazują przedstawione dane, współczesny poziom aktywności badanych radionuklidów jest bardzo niski i w porównaniu na przykład z zawartością ^{90}Sr i ^{137}Cs w roślinach uprawnych odpowiednie stężenia w wodorostach są mniejsze o 2—3 rzędy wielkości. We wszystkich badanych próbkach udało się jed-

nak stwierdzić obecność wszystkich mierzonych radionuklidów, nawet tych, które charakteryzują się stosunkowo krótkim okresem półrozpadu, ^{106}Ru i ^{144}Ce . Wszystkie zmierzone wartości zawarte są w dosyć szerokim zakresie aktywności od 2 do 270 pCi/kg materiału o wilgotności naturalnej. Wysokie aktywności występują rzadko, np. wartości powyżej 100 pCi/kg stanowią ok. 6% wszystkich wyników, natomiast stężenia poniżej 10 pCi/kg stanowią ok. 41% zbioru.

Tabela 2
Table 2

Współczynniki koncentracji dla ^{90}Sr i ^{137}Cs w roślinności bałtyckiej
o wilgotności naturalnej
Concentration factors for ^{90}Sr and ^{137}Cs in Baltic seaweeds
expressed on fresh weight basis

Nr próbki Sample no.	Gatunek Species	Miejsce pobrania Place of collection	Wilgot- ność Water content %	Wsp. koncentracji Concentration factor	
				^{90}Sr	^{137}Cs
	Zielenice (green algae)				
1	<i>Enteromorpha sp.</i>	G	93	13	10
2	<i>Cladophora sp.</i>	B	90	10	18
	Brunatnice (brown algae)				
	<i>Fucus vesiculosus</i>				
3	— młodsze odrośla (younger off-shoots)	B	76	123	90
4	— stara plecha (old thallus)		63	190	116
5	— receptakle (receptacles)		87	100	36
	Krasnorosty (red algae)				
6	<i>Furcellaria fastigiata</i>	P	82	12	62
7	<i>Phyllophora Brodiaei</i>	P	85	9	28
8	<i>Ceramium diaphanum</i>	P	85	9	265
9	<i>Ceramium diaphanum</i>	G	85	14	69
	Kwiatowe (flowering plants)				
10	<i>Myriophyllum spicatum</i>	P	88	16	12
11	<i>Potamogeton pectinatus</i>	P	88	14	6
	<i>Zostera marina</i>	P			
12	— liście (leaves)		86	16	6
13	— korzenie (roots)		82	22	34
14	<i>Zostera marina</i>	G	86	18	5

Przy obliczeniu współczynników koncentracji przyjęto, że średnia aktywność ^{90}Sr i ^{137}Cs w powierzchniowej wodzie Bałtyku wynosi odpowiednio 0,7 pCi/dm³ i 0,8 pCi/dm³ (Iwanowa i in., 1972).

In calculating the concentration factors the average activities for ^{90}Sr and ^{137}Cs were assumed to be 0.7 pCi and 0.8 pCi per kilogram of the Baltic surface water (Ivanova et al., 1972).

Tabela 3

Table 3

Zawartość ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{106}Ru i ^{144}Ce
w trzech gatunkach roślin słodkowodnych pobranych 15 września 1974 r.
z potoku Raduni w Babich Dołach

Concentration of ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{106}Ru and ^{144}Ce
in three species of freshwater plants collected in the Radunia
stream at Babie Doły on 15 September 1974

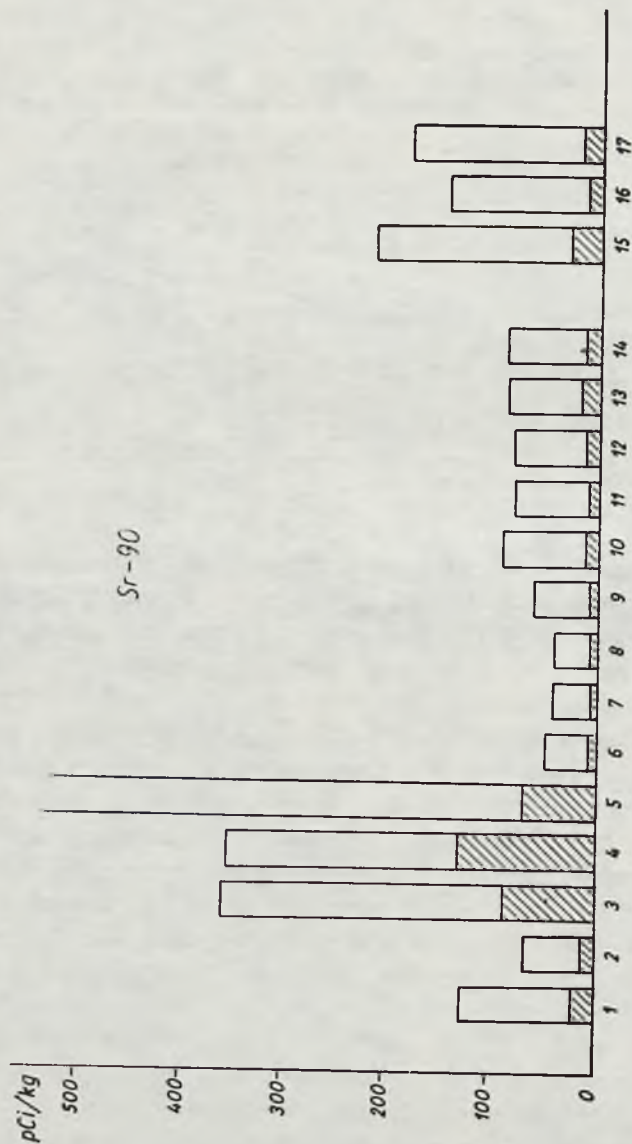
Nr próbki Sample no.	Gatunek Species	Wilgoć Water %	Popiół Ash %	Aktywność pCi/kg s.m. (dry weight) *)			
				^{90}Sr	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce
15	<i>Elodea canadensis</i> Rich.	86,9	26,4	216±14	76±6	348±16	460±28
16	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	92,2	20,6	146±11	48±4	187± 8	309±20
17	<i>Potamogeton crispus</i> L.	90,7	17,9	183± 9	33±3	182±10	306±14

* Aktywności przeliczono na dzień pobrania prób.
The activities were corrected for decay to the date of collection.

W rozmieszczeniu poszczególnych radionuklidów w poszczególnych gatunkach wodorostów można stwierdzić szereg prawidłowości. Najwyższe stężenia ^{90}Sr występują w glonie brunatnym *Fucus vesiculosus*, najniższe natomiast spotyka się w glonach z klasy krasnorostów. Pozostałe gatunki wykazują wartości pośrednie. Rozmieszczenie ^{90}Sr w morskazynie jest nierównomierne. Starsze części plechy zawierają więcej ^{90}Sr niż młode, a te więcej niż części wierzchołkowe z receptaklami. Ten sam charakter rozkładu zaobserwowano również dla strontu stabilnego we wcześniejszej pracy [3]. W obu wypadkach współczynniki akumulacji są bardzo zbliżone, co świadczy o identycznym mechanizmie pobierania stabilnego i radioaktywnego strontu z wody morskiej przez morskazyn.

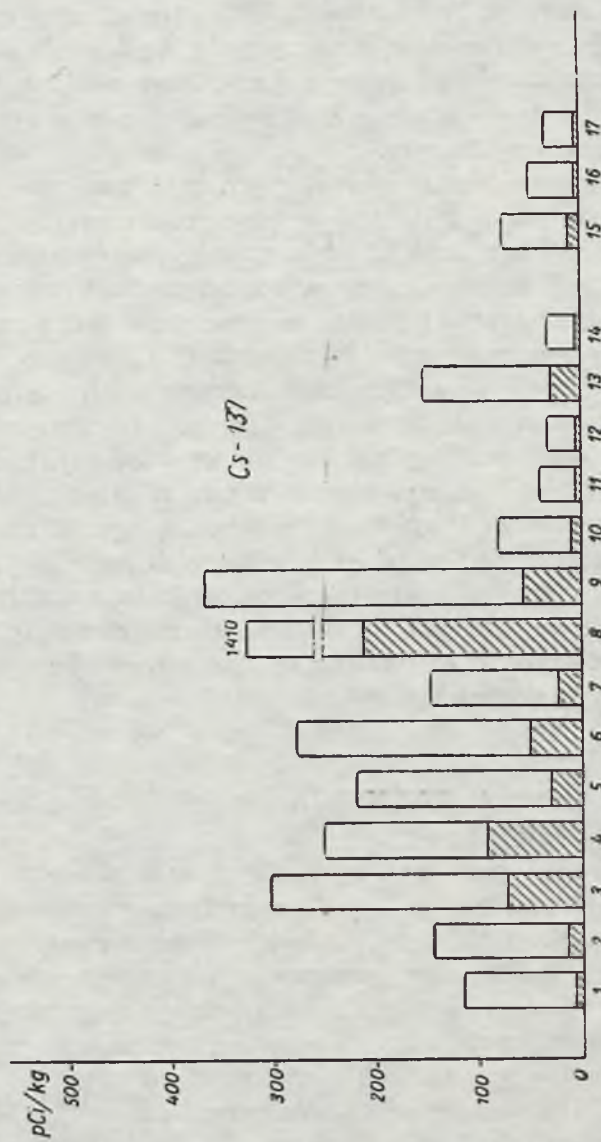
Najwyższe aktywności ^{137}Cs znaleziono w glonach należących do klasy krasnorostów, a następnie w morskazynie. W jednej próbie *Ceramium diaphanum* stwierdzono anomalnie wysoką zawartość ^{137}Cs , co wzbudziło podejrzenie przypadkowego zanieczyszczenia preparatu. Powtórna analiza tej samej próbki dała jednak identyczny wynik w przedziale błędów statystycznego. Ponieważ możliwość skażenia materiału izotopem ^{137}Cs w trakcie wykonywania analiz była nieprawdopodobna, należy przypuszczać, że w pewnych warunkach rozmieszczenie cezu w środowisku wodnym może być niejednorodne.

Analizując jedną próbę *Zostera marina* rozdzieloną na części anatomiczne stwierdzono, że zawartość ^{137}Cs w korzeniach jest około pięciokrot-



Ryc. 2. Zawartość ^{90}Sr w próbkach roślinności w przeliczeniu na materiał suchy (białe słupki) i o wilgotności naturalnej (pola zakreskowane); numery pod słupkami odpowiadają numeracji próbek w tablicach

Fig. 2. Concentration of ^{90}Sr in seaweeds expressed on dry and fresh weight basis (white and shaded columns, resp.); the numbers under the bars correspond to the sample number in the tables.



Ryc 3. Zawartość ¹³⁷Cs w próbkach roślinności (objaśnienia jak w ryc. 2)

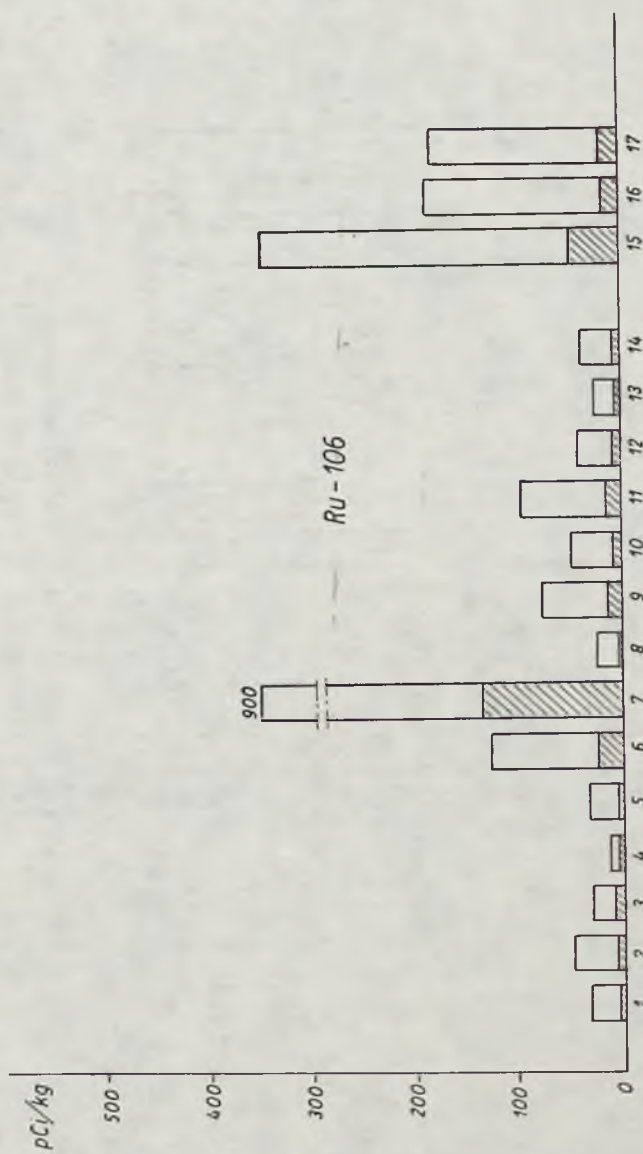
Fig. 3. Concentration of ¹³⁷Cs in seaweeds

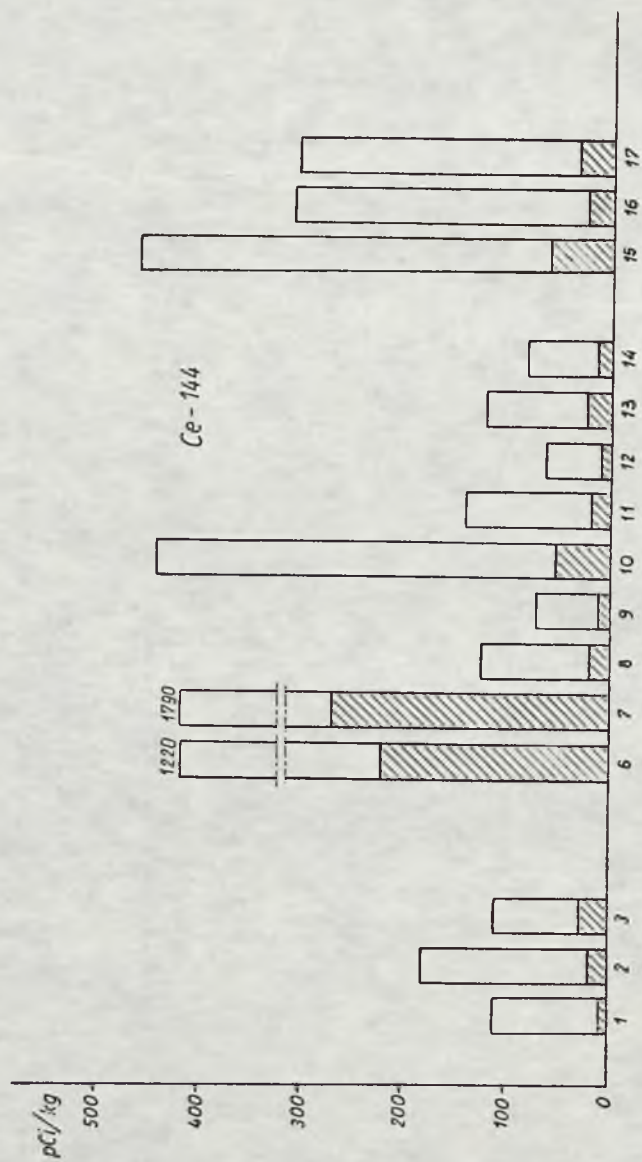
nie wyższa niż w liściach. Trudno w tej chwili ocenić, na ile zróżnicowanie to jest wynikiem właściwości samego materiału roślinnego, a na ile wpłynęło tu przypadkowe zanieczyszczenie materiału mineralnymi cząstkami podłoża. Według naszych pomiarów, powierzchniowe osady denne Bałtyku zawierają od 20 do 300 pCi $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$ s.m., przy czym niższe wartości są typowe dla osadów piaszczystych. Wydaje się mało prawdopodobne, żeby udział cezu związanego z cząstkami osadu był na tyle duży, aby spowodować tak znaczne zróżnicowania wyników dla korzeni i liści badanych egzemplarzy *Zostery*.

Na podstawie wyników analiz równoległych prób roślinności można stwierdzić, że rozkład ^{144}Ce i ^{106}Ru jest dosyć nierównomierny, co może mieć bezpośredni związek z fizykochemicznymi postaciami tych nuklidów w wodzie morskiej. Występują one w postaci drobnej zawiesiny lub w postaci koloidalnej i mają skłonności do adsorbowania się na powierzchniach. Można było przypuszczać, że największe stężenia tych nuklidów będą występowały w gatunkach charakteryzujących się nitkowatym pokrojem plechy i w związku z tym dużą powierzchnią właściwą. Przypuszczenie to zostało potwierdzone doświadczalnie, gdyż najwyższe aktywności ^{144}Ce i ^{106}Ru znaleziono właśnie w takich gatunkach, należących do klasy krasnorostów. Przytoczone w tabeli 3 wyniki analiz niektórych gatunków roślin słodkowodnych, pobranych w rzece Radunia ok. 30 km od miejsca poboru roślin morskich, wykazują podobny rząd aktywności. Jednakże ze względu na niższe stężenie radionuklidów w wodzie rzecznej współczynniki akumulacji są o rząd wielkości wyższe niż dla roślin żyjących w środowisku morskim.

4. DYSKUSJA

Na podstawie licznych publikacji cytowanych w pracach przeglądowych [7, 10] można stwierdzić, że zjawisko preferencyjnego nagromadzenia strontu przez glony należące do klasy brunatnic ma charakter powszechny. Ma ono podłoże jonowymienne i jest wynikiem selektywnych właściwości kwasów alginowych, zawartych w tej grupie glonów. Panuje również zgodność co do tego, że w pobieraniu strontu przez rośliny wodne stront stabilny i radioaktywny są równoznaczne. Według różnych autorów [2, 10], współczynnik akumulacji Sr w glonie *Fucus vesiculosus* leży w przedziale 8—60. Nasze wyniki (tab. 2) wykazują, że w środowisku bałtyckim współczynnik akumulacji ^{90}Sr jest znacznie wyższy i dochodzi do 190. Wcześniejsze badania nad rozmieszczeniem strontu stabilnego wykazały wartości bardzo zbliżone [3]. Objasniano to konkurencyjnym wpływem głównych składników jonowych wody mor-

Ryc 4. Zawartość ^{106}Ru w próbkach roślinnościFig. 4. Concentration of ^{106}Ru in seaweeds

Ryc. 5. Zawartość ^{144}Ce w próbkach roślinnościFig. 5. Concentration of ^{144}Ce in seaweeds

skiej, zwłaszcza wapnia i magnezu. Należy wspomnieć, że również P.O. Agnedal i inni w wysłodzonych rejonach Bałtyku w pobliżu Sztokholmu znaleźli podobnie wysokie współczynniki akumulacji strontu w mor-szczyźnie, dochodzące do wartości 194 [1].

Danych porównawczych dotyczących nagromadzenia ^{137}Cs w bałtyc-kich wodorostach w dostępnym piśmiennictwie nie znaleziono. Niektóre wyniki zawartości ^{90}Sr i ^{137}Cs w planktonie bałtyckim były prezentowa-ne na sympozjum RWPG w Gdyni w 1974 r. [6]. Współczynniki koncentracji dla ^{137}Cs leżały w szerokich granicach 5—550. Nasze wyniki są bli-skie dolnej granicy tego przedziału, a wahania występują w znacznie węższym zakresie.

Tabela 4

Table 4

Porównanie zmierzonej sztucznej radioaktywności
z aktywnością uwarunkowaną obecnością naturalnego potasu
w bałtyckiej roślinności

Comparison of the measured artificial beta activity
with the activity due to natural ^{40}K in Baltic seaweeds

Gatunek Species	$^{39,40}\text{K}$		$^{90}\text{Sr} + ^{137}\text{Cs} + ^{106}\text{Ru} + ^{144}\text{Ce}$	
	mg/kg s.m. (dry)	pCi/kg s.m. (dry)	pCi/kg s.m. (dry)	% ^{40}K
<i>Enteromorpha sp.</i>	18200	13900	390	2,8
<i>Cladophora sp.</i>	9400	7200	440	6,0
<i>Fucus vesiculosus</i>	24600	18800	790	4,2
<i>Furcellaria fastigiata</i>	35700	27300	1670	6,1
<i>Potamogeton pectinatus</i>	25700	19700	360	1,8
<i>Zostera marina</i>	34700	26500	240	0,9

Na temat zawartości ^{106}Ru i ^{144}Ce w środowisku bałtyckim brak jest, jak dotąd, informacji. Te radionuklidy, charakteryzujące się stosunkowo krótkim okresem życia ($T_{1/2} = 361$ dni i 245 dni, odpowiednio), straciły znaczenie jako istotne składniki globalnego opadu atmosferycznego, w następstwie zaprzestania naziemnych wybuchów jądrowych. L.M. Iwa-nowa i inni [5] próbowali oznaczyć ^{144}Ce w wodzie bałtyckiej, posługując się 200-litrowymi próbami wody, lecz mogli tylko stwierdzić, że stężenie tego nuklidu leżało poniżej granic wykrywalności. Obecność małych, lecz oznaczalnych ilości ^{106}Ru i ^{144}Ce w bałtyckich wodorostach świadczy jed-nak o tym, że do środowiska bałtyckiego przedostają się jeszcze ciągle pewne ilości tych radionuklidów ze stratosferycznego rezerwuaru. Na skutek znacznej skłonności roślin do nagromadzania tych pierwiastków aktywności ich są tego samego rzędu lub niekiedy wyższe od aktywności

^{90}Sr czy ^{137}Cs . Wykorzystując doświadczalnie oznaczone współczynniki akumulacji tych nuklidów w poszczególnych gatunkach roślinności wodnej i aktualne ich stężenia w wodorostach bałtyckich, można w przybliżeniu oszacować ich stężenie w przybrzeżnej wodzie bałtyckiej. Według tych szacunkowych obliczeń, zawartość ^{106}Ru i ^{144}Ce w wodzie bałtyckiej jest rzędu 10^{-14} — 10^{-13} pCi/dm³. Bezpośrednie pomiary zawartości tych nuklidów w powierzchniowych wodach północnego Atlantyku w 1970 roku wykazały odpowiednio $0,19 \pm 0,02$ pCi $^{106}\text{Ru}/\text{dm}^3$ i $0,42 \pm 0,04$ pCi $^{144}\text{Ce}/\text{dm}^3$ [9]. Natomiast według oszacowań N.I. Popowa stężenia ^{106}Ru i ^{144}Ce w powierzchniowych wodach oceanicznych wynosiły odpowiednio 0,07 i 0,05 pCi/dm³ [8].

Tabela 5

Table 5

Zawartość plutonu w roślinności wodnej Bałtyku

Plutonium content in Baltic seaweeds

Nr próbki Sample no.	Gatunek Species	$^{239,240}\text{Pu}$ pCi/kg s.m. (dry weight)
1	<i>Enteromorpha</i> sp.	$1,0 \pm 0,3$
2	<i>Cladophora</i> sp.	$9,0 \pm 5,0$
	<i>Fucus vesiculosus</i>	
3	— stara plecha (old thallus)	$0,8 \pm 0,2$
4	— młodsze odrośla (younger off-shoots)	$3,2 \pm 0,4$
5	— receptakle (receptacles)	$3,1 \pm 0,8$
6	<i>Furcellaria fastigiata</i>	$30,0 \pm 6,0$
7	<i>Phyllophora Brodiaei</i>	$16,0 \pm 2,0$
8	<i>Ceramium diaphanum</i>	$2,2 \pm 0,8$
9	<i>Ceramium diaphanum</i>	$5,7 \pm 0,7$
10	<i>Myriophyllum spicatum</i>	$2,6 \pm 0,2$
11	<i>Potamogeton pectinatus</i>	$1,0 \pm 0,2$
	<i>Zostera marina</i>	
12	— liście (leaves)	$0,8 \pm 0,2$
13	— korzenie (roots)	$1,7 \pm 0,5$
14	<i>Zostera marina</i>	$1,2 \pm 0,3$

W tabeli 5 przedstawiono wyniki oznaczeń zawartości plutonu-239, 240 w wodorostach bałtyckich. Na uwagę zasługują wysokie stężenia plutonu w tych samych gatunkach glonów czerwonych, które wyróżniały się wysokimi koncentracjami rutenu-106 i ceru-144. Należy przypuszczać, że i w tym przypadku na właściwości akumulacyjne wpływa postać fizykochemiczna plutonu i że charakter akumulacji ma podłoże raczej fizyczne (adsorpcja powierzchniowa) niż biologiczne.

RYSZARD BOJANOWSKI
JANUSZ PEMPKOWIAK

Polish Academy of Sciences
Department of Oceanology — Sopot

ACCUMULATION OF ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{144}Ce AND $^{239,240}\text{Pu}$
IN BALTIC SEAWEEDS

Summary

Concentration of strontium 90, cesium-137, ruthenium-106, cerium-144 and plutonium-239, 240 in nine species of seaweeds collected in the Baltic in 1973, and in three species of freshwater plants collected from the River Radunia in 1974, were determined by radiochemical methods. The concentration ranges, expressed in pCi/kg dry matter, were as follows: ^{90}Sr 40—150, ^{137}Cs 30—1270, ^{106}Ru 10—900, ^{144}Ce 20—18190 and $^{239,240}\text{Pu}$ 0.8—30.

Of the species analysed, *Fucus vesiculosus* had a much higher concentration of ^{90}Sr than the other species, i.e. 100—190 versus 9—22. The highest concentrations of ^{137}Cs were found in brown and red algae, the concentration factors being between 28—265. Green algae and flowering plants did not differ with respect to their ability to concentrate cesium, showing similar concentration factors of from 5—18. Both strontium and cesium were unevenly distributed within the thallus of *Fucus vesiculosus*, with the highest concentrations located in the oldest parts of the plant and the lowest — in receptacles. Likewise, in *Zostera marina*, the roots contained six times as much cesium as the leaves.

Concentrations of cerium, ruthenium and plutonium did not follow a clear-cut distribution pattern, although these radionuclides seem to be preferentially accumulated in some species of red algae.

Generally, activities of ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , and ^{106}Ru are all of the same order of magnitude, and the sum does not exceed 6% of the natural radioactivity due to the presence of ^{40}K in the plants.

LITERATURA

REFERENCES

1. Agnedal P.O., Barring N.E., Lindhe J.S., Smith J.W., *Biological Investigations in the Water — Recipient at Studsvik, the Research Establishment at the Swedish Atomic Energy Company*, Proc. 2nd UN Geneva Conf. 1958, 18, Publ. 174, London.
2. Black W.A.P., Mitchell R.L., *Trace Elements in the Common Brown Algae and in Sea Water*, J. Mar. Biol. Assoc. U.K., 1952, 30, 575—584.

3. Bojanowski R., *Biologiczna akumulacja pierwiastków śladowych w roślinach osiadłych Bałtyku*, Oceanologia, 1973, 25—152.
4. Bojanowski R., Livingston H.D., Schneider D.L., Man Don R., *A Procedure for Analysis of Americium in Marine Environmental Samples*, Reference Methods for Marine Radioactivity Studies II, 1975, IAEA Tech. Series Rep. 169. 10pp, Vienna.
5. Iwanowa L.M., Giedieonow L.J., Markiełow W.N i in., *Sodierżanije Sr⁹⁰ i Cs¹³⁷ w wodach Baltyjskiego moria w 1970 g*, Atomnaja Energija, 1972, 3, 4, 835—838.
6. Kuźma W.L., Nakonieczny I., Taper E., *Koeficienty nakoplenija stroncija-90 i cezija-137 w planktonie Jużnoji Baltiki i w siewierozapadnoj Atlantiki*, Międunar. simp. SEW po problemie „Zagriazn. sołonowatych moriej”, 1974 III/5, Gdynia 1974.
7. Polikarpow G.G., *Radioekologija morskich organizmow*, Moskwa 1964, Atomizdat, 1—296.
8. Popow N.I., *Koncentracii dołgożiwuszczich produktow jediernych wzrywow na powierchnosti mirowogo okieana w period moratoria 1959—1961 gg*, Trudy In-ta okieanologii AN SSSR 1966, 82, 35—41.
9. Silker W.B., Young J.A., Petersen M.R., *Oceanic Distributions and Relationships of ⁷Be and Fission Products*, Radioactive Contamination of the Marine Environment 1973, 687—699, Proceed. Symp. Seattle 10—14 July 1972, IAEA, Vienna.
10. Templeton W.L., *The Transfer of Radionuclides from the Environment Through Food, Air and Water to Man*, (b) *Aquatic Food Products 1961*, (FAO/WHO) IAEA Seminar. Schveningen, Holland.
11. Vinogradov A.P., *The Elementary Chemical Composition of Marine Organisms*, Mem. Sears, Found. Mar. Res. 1953, New Haven, USA.