RADIOEKOLOGIA MARCHANTIA POLYMORPHA L. W SUDETACH

Studies on the radioecology of *Marchantia polymorpha* L. in the Sudetes

JAN SAROSIEK

„Powszechnie rośliny znajdują się w radioaktywnym środowisku, przeto ogólna, co prawda słaba radioaktywność środowiska jest jednym z warunków ich normalnego rozwoju. Zwiększając radioaktywność środowiska można mieć nadzieję otrzymania korzystnych rezultatów w pewnych warunkach” (Maria Skłodowska-Curie, Promieniotwórczość, Wyd. II, Warszawa, 1953 PWN).

WSTĘP

Badania nad biogeochemią uranu dały możliwość poznania pewnych naturalnych anomalii radiacyjnych w Sudetach (Sarosiek i Kaczmarek 1960). W obrębie tych anomalii obserwowano anormalny rozwój niektórych gatunków roślin, wśród nich *Marchantia polymorpha* L. (Sarosiek i Woźakowska-Natkaniec 1967).

Dotychczasowe badania radioekologiczne dotyczyły tylko w małym stopniu roślin w naturalnych warunkach wzmożonej radioaktywności. Na pierwszym radioekologicznym sympozjum w Kolorado w 1961 r. na 88 referatów tylko 3 dotyczyły wpływu naturalnej radioaktywności na rośliny (Schulz i Klement 1963). O potrzebie badań w tym zakresie pisali między innymi Aleksachin (1968), Grodzinski (1965), Polikarpow (1964). Odum (1963) wyraził następujący pogląd: „Nic prawie nie wiadomo o skutkach, jakie może wywołać w systemach ekologicznych długotrwałe promieniowanie o niskim poziomie aktywności, a trzeba podkreślić, że dawki stosowane w większości badań doświadczalnych są znacznie większe od tych, które spodziewamy się spotkać normalnie w środowisku, zakładając, że nie ma powszechnej wojny atomowej”.

Początki rozwoju radioekologii wiążą się z obserwacjami nad wpływem podwyższonego promieniowania na rośliny i zwierzęta z terenów kopalń rud pierwiastków radioaktywnych, zwłaszcza radu (Stoklasa i Penkawa 1932) i uranu (Cannon 1957). W Polsce pierwszą informację ekologiczną o życiu roślin w warunkach wzmożonej naturalnej radioaktywności podał Macko (1948). W ostatnich latach zwró-

cono baczniejszą uwagę na życie roślin i zwierząt w kopalnianych obszarach o podwyższonej radioaktywności (Anderson i współpracownicy 1963; Tanner 1963; Mewissen i współpracownicy 1959).

Radioekologiczne badania dotyczące wpływu naturalnego promieniowania na rośliny prowadzą pracownicy Instytutu Radioekologii Uniwersytetu stanowego w Georgii (USA). Radioaktywność wychodni granitowych w Stanach Georgia, Alabama i Karolina badali Mc Cormick i Cotter (1964). Wykazali oni, że naturalna radioaktywność w zakresie od 0,05 do 0,4 mR-h wywołuje u roślin biologiczne zmiany.

Badania Mc Cormicka i Platta (1963) oraz Wiggsa i Platta (1963) wykazały istnienie ekotypów *Diamorpha cymosa* Nutt., uwarunkowane różnym poziomem naturalnej radioaktywności granitowego podłoża. Wpływ naturalnego promieniowania na *Portulaca smalii* badali Cotter (1963) oraz Cotter i Platt (1959). Osburn (1961) wykazał dużą zmienność klonów różnych gatunków z rodzaju *Penstemon*, rosnących w Stanie Georgia w siedliskach o różnym poziomie ciągłego promieniowania. Mericle'owie (1965) wykazali więcej zmian morfologicznych u klonów licznych gatunków z rodzaju *Tradescantia*, rosnących w miejscach o wyższej radioaktywności podłoża w pobliżu Central City w Kolorado niż u roślin tych samych gatunków rosnących w warunkach normalnej radioaktywności. Platt (1957) oraz Mc Cormick i Platt (1962) wykazali zależność kształtowania się naturalnych populacji roślin oraz ich zbiorowisk na radioaktywnym podłożu granitów od intensywności naturalnego, ciągłego promieniowania gamma.

Na uwagę zasługują również radioekologiczne badania nad wpływem promieniowania ze sztucznych źródeł na rośliny, np. na wyższe rośliny wodne (Ozenda 1966), glony (Shields i Drouet 1962) i porosty (Brodo 1964).

W Związku Radzieckim radioekologiczne badania rozwijają się wraz z rozwojem badań nad biogeochemią radioaktywnych pierwiastków (Winogradow 1957). Radzieccy autorzy używają terminu radiacyjna biogeocenologia na określenie kierunku radioekologicznych badań (Aleksachin 1968). Nad zagadnieniami biogeochemii radioaktywnych pierwiastków pracowali między innymi Grodzinski (1965), Gruzdiev (1965a, 1965b), Wierchowska, Wawiłow i Masłow (1967) oraz Kowalski, Worotniska i Lekariw (1967).

Podjęcie niniejszych badań w 1960 r. miało na celu wyjaśnienie ewentualnych związków między naturalnym radioaktywnym środowiskiem a rozwojem *Marchantia polymorpha*, a więc poznanie radioekologii tego gatunku. Cel ten można było osiągnąć poprzez wieloletnie obserwacje *Marchantia polymorpha* w obrębie naturalnych anomalii

radiacyjnych w Sudetach, biogeochemiczne badania dotyczące uranu, toru i radu, badania populacyjne nad *Marchantia polymorpha*, wreszcie badania eksperymentalne dotyczące radiobiologii tego gatunku.

Prace analityczne wykonano w Zakładach Przemysłowych R-1 w Kowarach oraz w Katedrze Ekologii i Geografii Roślin Uniwersytetu we Wrocławiu.

W tym miejscu winien jestem słowa podziękowania Koledze Mgr Andrzejowi Kaczmarkowi z Zakładów Przemysłowych w Kowarach za życzliwą pomoc w pracach terenowych, a Kolegom Mgr Barbarze Sznajder i Mgr Józefowi Sznajderowi za pomoc w pracach analitycznych.

METODYKA BADAŃ

1. Pomiar promieniowania gamma gleby

Intensywność promieniowania gamma powierzchni gleby mierzono na terenie 11 anomalii radiacyjnych w różnych miejscowościach Sudetów. Były to:

1. Pobiedna,
2. Szklarska Poręba,
3. Kopaniec,
4. Wojcieszyce,
5. Kowary,
6. Wambierzyce,
7. Stronie Śląskie,
8. Czarniawa Zdrój,
9. Kapaliny,
10. Kowary,
11. Świeradów Zdrój.

Pomiarów dokonano wiosną, latem i jesienią, w okresach wegetacyjnych 1961 i 1964 r. Dodatkowo, wiosną 1963 r., dokonano pomiaru promieniowania gamma w 18 szurfach na terenie anomalii w Wojcieszycach, na głębokości 25 i 50 cm od powierzchni ziemi. W kilku punktach stałych obserwacji w Pobiednej i w Wojcieszycach zmierzono intensywność promieniowania gamma gleby po obfitym opadzie deszczu. Celem wyboru mikrosiedlisk *Marchantia polymorpha* o różnym zakresie promieniowania gleby konieczne było przeprowadzania transektów w wielu miejscach radiacyjnych anomalii. Wzdłuż tych transektów, zależnie od ilości synuzji mszaków z udziałem *Marchantia polymorpha* i od rozmiaru tych synuzji, dokonano pomiarów promieniowania. Przykładem jest transekt przedstawiony na rys. 2. Promieniowanie gamma mierzono radiometrem uniwersalnym typu UR-4M z licznikiem STS-8, o zakresie od 0,005 do 10 mR/h.

2. Analiza gleb i roślin

Przedmiotem badań były następujące gleby: gleba brunatna właściwa, górska gleba brunatna kwaśna, gleba górska słabo zbielicowana i gleby nasypowe, sztuczne, o niewykształconym profilu. Zawartość toru, uranu i radu w tych glebach zbadano w 3 strefach anomalii radiacyjnych: w strefie o promieniowaniu gamma mniejszym od 100 $\mu\text{R/h}$, o promieniowaniu od 100 do 500 $\mu\text{R/h}$ i wyższym od 500 $\mu\text{R/h}$. Zawartość tych pierwiastków zbadano również w tego samego typu glebach poza anomaliami radiacyjnymi.

Tabela 1

Radioaktywność (mR/h) siedlisk *Marchantia polymorpha* L.
Radioactivity (mR/h) of habitats of *Marchantia polymorpha* L.

Miejscowość Locality	Podłoże Base-rock	Radioaktywność w mR/h Radioactivity in mR/h			
		wiosna spring	lato summer	jesień autumn	średnio average
Pobiedna	granito-gnejsy granite-gneiss	0,20	0,06	0,12	0,13
Szklarska Poręba	granit granite	0,24	0,07	0,16	0,16
Kopaniec	gnejsy gneiss	0,25	0,08	0,19	0,18
Wojcieszycze	granito-gnejsy granite-gneiss	0,22	0,06	0,16	0,15
Kowary	pegmatyty pegmatites	0,42	0,17	0,25	0,28
Wambierzyce	łupki ilaste loamy slates	0,45	0,19	0,34	0,33
Stronie Śląskie	wapienie limestones	0,24	0,06	0,14	0,15
Czerniawa Zdrój	łupki lyszczkowe mica-slates	0,86	0,24	0,63	0,57
Kopaliny	łupki metamorficzne metamorphic slates	1,48	0,28	0,96	0,91
Kowary	granito-gnejsy granite-gneiss	1,11	0,34	0,84	0,76
Świeradów Zdrój	granito-gnejsy granite-gneiss	0,49	0,11	0,36	0,32
Średnio Average		0,54	0,15	0,38	0,36

Tor w glebie i w roślinach oznaczono kolorymetrycznie metodą arsenazo III (Marczenko 1968), natomiast uran w glebie metodą fluorometryczną w modyfikacji Grodzinskiego (1965), a w roślinach metodą luminascencyjną (Grodzinski 1965). Rad w glebie i w roślinach zbadano metodą emanacyjną opartą na pomiarze emanacji radonu w specjalnej kamerze jonizacyjnej (w glebie według Baranowa 1956, w roślinach według Grodzinskiego 1965). Ilość przyswajalnego toru i uranu dla roślin oznaczono w wyciągach gleby ekstrahując ją mieszaniną 0,2 n kwasów — cytrynowego, szczawiowego, octowego i winowego. Ilość przyswajalnego radu zmierzono w wyciągach gleby ekstrahując ją 1 n KCl. Emanację radonu z gleby mierzono metodą cyrkulacyjną, przy użyciu emanometru CG-II, według Kaseli i Kazimierczyka (1960).

Z podstawowych właściwości gleby zbadano: potencjometrycznie odczyn gleby (pH czynne), zawartość próchnicy metodą Tiurina (Kowaliński i inni, 1959), całkowitą kwasowość wymienną metodą Daikhary (Kowaliński i inni, 1959), zawartość wymiennego wapnia i magnezu metodą Giedroja (Peterburgski 1947), zawartość żelaza kolorymetrycznie metodą rodankową według Sandella (1950), oraz całkowitą zawartość glinu i glinu czynnego metodą Tamma (Peterburgski 1947).

Procentową zawartość frakcji ilastych i koloidalnych gleby zbadano metodą areometryczną Casagrande w modyfikacji M. Prószyńskiego (Kowaliński i inni 1959).

Oznaczanie ogólnej alfa-radioaktywności gleby i roślin przeprowadzono metodą scyntylacyjną według Grodzinskiego (1965), używając aparatu P-349-2. Metodą scyntylacyjną oznaczono również beta-radioaktywność gleb i roślin; beta-radioaktywność gleb mierzono radiometrem typu STS-5, a popiołu roślin przy użyciu specjalnej przystawki BFL-T-25 (Grodzinski 1965).

3. Warunki doświadczenia

a) Rośliny:

1. *Marchantia polymorpha* z Ogrodu Botanicznego we Wrocławiu pochodząca z Kowar, z naturalnego stanowiska o normalnym promieniowaniu.

2. *Marchantia polymorpha* z siedliska w Kowarach o podwyższonym promieniowaniu (średnio 0,28 mR/h) istotnie różniąca się od populacji nr 5 badanej poprzednio (Sarosiek i Woźakowska-Natkaniec 1967).

3. *Marchantia alpestris* Nees. z Ogrodu Botanicznego w Jenie.

4. *Marchantia nitida* Lehm. et Lindb. z Ogrodu Botanicznego w Budapeszcie.

Do doświadczeń użyto wykiełkowanych rozmnożek pobranych z roślin, które rosły w Ogrodzie Botanicznym we Wrocławiu przez 1,5 roku.

b) Kultury

Rozmnożki izolowane metodą Millera (1964) wysiano w płytkach Petriego na pożywce agarowej Burgeffa (1943). Równie metodą Millera utrzymywano kultury w warunkach aseptycznych.

c) Napromieniowanie

W drugim dniu po wysianiu rozmnożek kultury poddano promieniowaniu gamma z bomby Co-60 w Instytucie IHAR w Radzikowie koło Warszawy. Aktywność źródła wynosiła 335 grRa. Temperatura pomieszczenia wynosiła 13°C; względna wilgotność powietrza 72%. Ekspozycja trwała 36 godzin, w dniach 22—23.X.1967, w godzinach 7.00—19.00. Zastosowano następujące dawki promieniowania (według Finka 1964 dawki ekspozycji):

6000 R*	przy	mocy	dawki	171,75 R/h
12000 R	„	„	„	347,40 R/h
18000 R	„	„	„	542,80 R/h
24000 R	„	„	„	708,99 R/h
36000 R	„	„	„	1172,01 R/h
48000 R	„	„	„	1674,00 R/h
55000 R	„	„	„	1948,75 R/h
64000 R	„	„	„	2341,25 R/h
72000 R	„	„	„	2495,80 R/h

* 1000 R = 1 KR

d) Pomiar wzrostu plechy

Po 3, 10, 17 i 24 dniach od napromieniowania mierzono długość, szerokość i powierzchnię plech pod mikroskopem stereoskopowym. Dla obiektów o wyższych dawkach promieniowania obliczono również śmiertelność plech. Pomiaru dokonywano losowo w 4 powtórzeniach po 3 rośliny. Uzyskane wartości dla kombinacji i powtórzeń oraz dla poszczególnych terminów opracowano statystycznie metodą doświadczeń kombinowanych (Barbaki 1951). Dla każdej populacji obliczono oddzielnie średni błąd i przedział ufności (Perkal 1958). Wzrost poszczególnych populacji przy różnych dawkach promieniowania przedstawiono na wykresach (rys. 5, 6 i 7).

NATURALNA RADIOAKTYWNOŚĆ W SUDETACH

WzmóŜona naturalna radioaktywność wielu miejsc w Sudetach jest związana z występowaniem w tych górach złóŜ uranowych. Przeważają tu złóŜa endogeniczne, głównie typu hydrotermalnego, aczkolwiek występują teŜ złóŜa egzogeniczne. ZłóŜa endogeniczne występują wokół hercyńskich masywów granitoidowych, zwykle w obrębie ich krystalicznej osłony. Adamski (1960) wyróżnia 6 głównych rudnych formacji uranu w Sudetach. Oprócz wymienionych formacji występują złóŜa uranowe związane z pegmatytami koło Kowar.

Typ rudnej formacji uranu, róŜnorodność struktury geologicznej złóŜ, ich skład mineralogiczny, odległość ciał rudnych od głównych dyslokacji, stosunek głównych dyslokacji i rozwidlających się od nich szczelin do skał otaczających, interwał głębokościowy zalegania złóŜa od powierzchni i uwarunkowane nimi stosunki hydrogeologiczne warunkują na powierzchni rozmiar anomalii radiacyjnych o róŜnej radioaktywności. Anomalie te mogą być związane z pierwotną lub wtórną aureolą rozproszenia uranu. W wielu miejscach rozciągają się one daleko poza obręb wtórnych aureoli na skutek przepływu wód.

Radioaktywność anomalii związanych z ciałem rudnym w strefie aeracji ulega dużym wahaniom. Zmiany radioaktywności szczególnie ujawniają się w źródłach zasilanych wodami pokrywy zwietrzelinowej. Przykładem mogą być zmiany koncentracji radonu w źródłach z terenu anomalii w okolicy Pobiednej (Kaczmarek i Łuczeko 1961) Autorzy ci stwierdzili spadek koncentracji radonu w źródle z 2000 do 50 emanów* w ciągu 4 miesięcy.

Największą zmienność koncentracji radonu, w okresie wegetacyjnym, stwierdzono w siedliskach bagiennych i w miejscach podmokłych. JeŜli anomalia związana jest z ciałem rudnym w strefie saturacji lub wód stagnujących, wówczas w źródle obserwujemy nieduŜe wahania w koncentracji U, Ra i Rn. Najczęściej występują jednak anomalie radiacyjne nie mające bezpośredniego związku z ciałem rudnym. Woda źródeł tych wykazuje podwyŜszoną koncentrację jednego z tych trzech pierwiastków. W Sudetach występują wody uranowe związane z utworami o podwyŜszonym klarku U, wody radowe i radonowe oraz radonowo-radowe, gdzie łupki łyszczykowe i silnie zwietrzałe gnejsy absorbują Ra. Utrzymują one na powierzchni gleby duże anomalie radiacyjne, które charakteryzuje duża stałość radioaktywności w czasie.

Najpowszechniejsze są w Sudetach wody radonowe, zwłaszcza w Gó-

* 1 μC = 10 emanów.

rach Izerskich. Pomiary radioaktywności wód radonowych w źródłach zasilanych wodami pokrywy zwietrzelinowej w Górach Izerskich wykazały duże zmiany w koncentracji radonu przy znacznie mniejszych wahaniami zawartości uranu i radu (rys. 1). Obok bardzo wysokich śred-

Rys. 1. Zmiany koncentracji radonu i uranu w radoczynnej wodzie w okresie wegetacyjnym

1 (P) — przelew wody (w mm); 2 (Rn) — koncentracja Rn (w emanach); 3 (U) — koncentracja (w g/l)

Changes in radon and uranium concentration in radioactive water in the course of the vegetation period

1 (P) — water overflow (mm); 2 (Rn) — radon concentration (amans); 3 (U) — uranium concentration (g/l)

nich wartości koncentracji radonu, rzędu setek emanów na liter, koncentracja uranu nie przekraczała wartości 5×10^{-6} g/l. Średnia radoczynność badanych wód wynosi około 20 $\mu\text{C/l}$ i jest uwarunkowana obecnością radonu i produktami jego rozpadu (RaA, RaB, RaC, RaC', RaC''). Zawartość radu w badanych wodach leży w granicy od 5×10^{-12} do 8×10^{-11} g/l.

W radioekologicznych badaniach radioaktywność określamy mierząc najbardziej przenikliwe promienie gamma (Mc Cormick i Cotter 1964, Sarosiek i Wożakowska-Natkaniec 1967). Wyniki pomiarów promieniowania gamma powierzchni gleby stanowisk *Marchantia polymorpha* w obrębie różnych anomalii radiacyjnych przedstawiono w pracy z 1967 r. (Sarosiek i Wożakowska-Natkaniec,

str. 188). Intensywność promieniowania gamma w różnych anomaliach zmienia się w dużych granicach, od 0,06 do 1,48 mR/h; średnia wartość jej dla wszystkich badanych siedlisk wynosiła w 1961 r. 0,48 mR/h, a w 1964 r. 0,36 mR/h. Najwyższą radioaktywność stwierdzono we wszystkich badanych siedliskach wczesną wiosną (średnio 0,54 mR/h), najniższą zaś latem (średnio 0,15 mR/h). Jesienią stwierdzono wzrost promieniowania w stosunku do promieniowania latem.

Radioaktywność gleby lub wychodnich skał w obrębie anomalii związanych bezpośrednio z ciałem rudnym jest wysoka i ulega mniejszym wahaniom w okresie wegetacyjnym niż na terenie anomalii nie związanych bezpośrednio z ciałem rudnym. Amplituda intensywności promieniowania gamma gleby w okresie wegetacyjnym w anomaliach nie związanych bezpośrednio z ciałem rudnym jest duża i niekiedy sięga 800 μ R/h. Na terenie anomalii radiacyjnych związanych z ciałem rudnym stwierdzono wzrost radioaktywności wraz z głębokością gleby. W obszarze większej anomalii w okolicy Wojcieszyc przeprowadzono pomiary promieniowania gamma na różnej głębokości gleby w 18 szurfach. Promieniowanie gamma powierzchni gleby wynosiło średnio 450 μ R/h, na głębokości 25 cm 530 μ R/h, a na głębokości 50 cm 680 μ R/h.

Intensywność promieniowania gamma gleby wzrasta po obfitych opadach deszczu. Maksymalny wzrost promieniowania gleby (od 50 do 150 μ R/h) w obszarze anomalii nie związanych bezpośrednio z ciałem rudnym przypadął z reguły na trzeci dzień po deszczu, kiedy źródła osiągały swój maksymalny debit. W obrębie anomalii związanych bezpośrednio z ciałem rudnym wzrost promieniowania stwierdzono bezpośrednio po obfitym deszczu, przeciętnie o 40 do 60 μ R/h.

Zmiany intensywności promieniowania gamma na powierzchni poszczególnych anomalii są duże i zależne od wielu czynników; w anomaliach związanych bezpośrednio z ciałem rudnym zależą przede wszystkim od głębokości zalegania ciała rudnego, od jego wielkości, jak również od warunków hydrogeologicznych. Zmiany intensywności promieniowania gamma na odcinku dł. 500 m, w obrębie niewielkiej anomalii o stosunkowo niskiej radioaktywności, przedstawia rys. 2. Amplituda intensywności promieniowania gamma 500 m transektu wynosi od 18 do 28 μ R/h. W obrębie większych anomalii pomiary promieniowania wzdłuż liniowych transektów wykazały znacznie większe zmiany naturalnej radioaktywności, a amplituda dla promieniowania gamma wynosiła od 20 do 790 μ R/h.

Na terenie wielu anomalii radiacyjnych w Sudetach, związanych bezpośrednio z ciałem rudnym, stwierdzono korelację między koncentracją uranu w glebie a intensywnością promieniowania gamma, beta oraz łącznego gamma i beta, co ilustruje rys. 2. Wyższej koncentracji

uranu w glebie odpowiada z reguły większa intensywność promieniowania beta i gamma. Różnice między intensywnością promieniowania gamma i beta wynoszą przeciętnie od 10 do 15 $\mu\text{R/h}$, przy czym we

Rys. 2. Transekt liniowy promieniowania beta i gamma oraz % zawartości uranu w glebie, w okolicy Wojcieszyc

1 — zawartość uranu w glebie, 2 — promieniowanie β , 3 — promieniowanie $\beta+\gamma$, 4 — promieniowanie γ

Linear transect of beta- and gamma-radiation and uranium percentage in the soil in the environs of Wojcieszyc

1 — uranium content in the soil, 2 — β -radiation, 3 — $\beta+\gamma$ -radiation, 4 — γ -radiation

wszystkich badanych siedliskach stwierdzono wyższe promieniowanie gamma niż beta. W niektórych siedliskach różnice te dochodziły do 60 $\mu\text{R/h}$.

W obrębie kilku radiacyjnych anomalii, w siedliskach silnie podmokłych łąk, stwierdzono korelację między intensywnością promieniowania gamma a emanacją radonu. Większej emanacji radonu odpowiada proporcjonalnie wyższe promieniowanie gamma, przy czym koncentracja uranu w wodzie tych siedlisk ulega tylko nieznacznie podwyższeniu.

Na terenie badanych anomalii nie stwierdzono okresowego zanikania promieniowania gamma. W obrębie anomalii określonych licznymi pomiarami przeprowadzono transekty przecinające się pod różnym kątem i wyznaczono stałe punkty pomiaru radioaktywności. W ciągu kilku lat kontrolowane punkty wykazały stosunkowo dużą stałość naturalnej radioaktywności. W związku z tym siedliska *Marchantia polymorpha* w obrębie sudeckich anomalii radiacyjnych charakteryzują się ciągłym, niskopoziomowym, wyższym od tła, naturalnym promieniowaniem, które jak wykazały dotychczasowe badania radioekologiczne (Saro-

siek i Wożakowska-Natkaniec 1967, Sarosiek 1971, Sarosiek i Leonowicz-Babiałak 1970) jest istotnym czynnikiem ekologicznym.

Uran, tor i rad w glebie

Zdaniem Grodzinskiego (1965), podstawą charakterystyki naturalnej radioaktywności gleby są dane o zawartości w niej naturalnych radioaktywnych pierwiastków. Według tego autora, w celu ustalenia natury radioaktywności roślin i gleby nie jest konieczne oznaczenie zawartości wszystkich radioaktywnych pierwiastków, lecz tylko głównych — uranu, toru i radu. Wyniki analiz zawartości toru, uranu i radu w badanych glebach z miejsc występowania *Marchantia polymorpha* w Sudetach przedstawia tabela 2.

Zawartość toru w badanych glebach zmienia się w granicach od $1,8 \times 10^{-4}$ do 59×10^{-3} ‰. Gleby z terenu anomalii radiacyjnych odznaczają się podwyższoną koncentracją toru. Średnia zawartość w nich toru wynosi $6,8 \times 10^{-3}$ ‰. Średnia zawartość tego pierwiastka w badanych glebach poza anomaliami wynosi dziesięciokrotnie mniej ($6,2 \times 10^{-1}$ ‰). Wartość ta jest zbliżona do wartości średniej normalnej zawartości tego pierwiastka podanej przez Winogradowa (1957) dla gleb rosyjskiej równiny.

Zawartość uranu w badanych glebach zmienia się w większym zakresie niż zawartość toru, od $1,4 \times 10^{-5}$ do 15×10^{-2} ‰. Gleby z terenu anomalii odznaczają się znacznie podwyższoną zawartością uranu. Średnia zawartość uranu wynosi $16,5 \times 10^{-3}$ ‰, natomiast poza anomaliami $2,3 \times 10^{-4}$ ‰. Wartość ta jest nieco mniejsza od wartości średniej normalnej zawartości tego pierwiastka w glebach, podanej przez Piercowa (1964).

Zawartość radu w badanych glebach zmienia się w granicach od 9×10^{-12} do $1,8 \times 10^{-8}$ ‰. Gleby z terenu anomalii radiacyjnych odznaczają się znacznie podwyższoną zawartością radu w stosunku do gleb spoza nich. Średnia zawartość w nich radu wynosi $44,1 \times 10^{-10}$ ‰, poza anomaliami tylko $4,1 \times 10^{-11}$ ‰. Zawartość radu w glebach spoza anomalii jest zbliżona do średniej normalnej zawartości tego pierwiastka w glebach podanej przez Grodzinskiego (1965).

Większość badanych gleb stanowią gleby górskie, młode, o niewykształconym profilu glebowym, z zaznaczającym się mniej lub więcej zadarnieniem. Gleby sztuczne (nasypowe), powstałe na różnowiekowychwałdach kopalnianych w obrębie anomalii nie wykazują zróżnicowania w profilu. W małym stopniu zaznacza się w nich poziom akumulacji organicznej. Naturalne rozmieszczenie uranu, toru i radu w profilu glebowym można było zbadać jedynie w tych glebach, które wykształciły

profil glebowy z wyraźnie wyodrębniającymi się poziomami genetycznymi. Właściwości genetyczne badanych gleb przedstawia tabela 3. Wszystkie badane gleby o wykształconym profilu charakteryzuje wysoka kwasowość aktualna i wymienna. W glebie górskiej słabo zbielconej zaznacza się proces wymywania substancji próchnicznych, oraz żelaza i glinu do poziomu B. W badanych glebach brunatnych stwierdzono stosunkowo dużą ilość ruchomego glinu (Al^{III}), który zdaniem Musierowicza (1958), w kwaśnych glebach warunkuje ich wysoką kwasowość wymienną. Procentowy udział Al^{III} w kwasowości wymiennej badanych gleb jest duży i zmienia się w granicach od 48 do 92,8%.

Gleby podłoża granitów, granitognejsów i łupków krystalicznych wykazują wyższą zawartość toru w głębszych warstwach profilu, największą zaś w poziomie C, natomiast gleby podłoża krystalicznych wapieni oraz łupków ilastych i marglistych w poziomie próchnicznym. Na wyższą koncentrację toru w podłożu bogatszym w węglany zwrócił uwagę Winogradow (1958).

Zawartość uranu w różnych poziomach genetycznych gleby jest bardzo zmienna; z reguły bogatsze w uran są głębsze warstwy gleby. Największą ilość uranu stwierdzono w podglebiu silnie spiaszczonej gliny, zalegającej bezpośrednio na zwietrzelinie granitognejsów. Rozmieszczenie uranu w glebie i w pokrywie zwietrzelinowej z okolicy Pobiednej przedstawia rys. 3. Gleby nasypowe z terenu hałd kopalnianych posia-

Rys. 3. Schemat rozmieszczenia uranu w glebie i w pokrywie zwietrzelinowej

1 — gleba brunatna właściwa, 2 — podglebie, 3 — blokowisko gliny, 4 — zwietrzelina granitognejsów, 5 — silnie zwietrzałe granitognejsy, 6 — słabo zwietrzałe skały granitognejsów

Scheme of uranium distribution in the soil and waste

1 — brown soil proper, 2 — subsoil, 3 — clay pan, 4 — granite-gneiss waste, 5 — intensively weathered granite-gneiss, 6 — weakly weathered granite-gneiss rock

dają więcej uranu i radu od gleb naturalnych w obrębie tej samej anomalii, niezależnie od tego, czy są związane z pierwotną, czy z wtórną aureolą rozproszenia uranu. Wyjątek pod tym względem stanowią gleby

Tabela 2 — Table 2

Zawartość toru, uranu i radu w glebach z siedlisk *Marchantia polymorpha* L.
Thorium, uranium and radium contents in soils from habitats of *Marchantia polymorpha* L.

Typ gleby Soil type	Miejscowość Locality	Podłoże Base-rock	Głębokość Depth cm	Ilość prób No. of samples	Th $\times 10^{-3}$ % s.m. (d.m.)				U $\times 10^{-3}$ % s.m. (d.m.)				Ra $\times 10^{-10}$ % s.m. (d.m.)			
					Strefy anomalii Zones of anomaly			Poza anomalie Over anomaly	Strefy anomalii Zones of anomaly			Poza anomalie Over anomaly	Strefy anomalii Zones of anomaly			Poza anomalie Over anomaly
					100 $\mu\text{r/h}$	100 - 500 $\mu\text{r/h}$	500 $\mu\text{r/h}$		100 $\mu\text{r/h}$	100 - 500 $\mu\text{r/h}$	500 $\mu\text{r/h}$		100 $\mu\text{r/h}$	100 - 500 $\mu\text{r/h}$	500 $\mu\text{r/h}$	
Gleba górską brunatną kwaśną Mountain acidic brown soil	Kowary Kamienna Góra	granit granite	15 - 20	8	2,3	5,5	8,1	0,24	0,7	2,5	17	0,042	16	38	40	0,39
			30 - 40	8	5,2	3,9	59,0	0,65	0,3	1,6	9	0,014	18	47	47	0,45
			50 - 60	8	6,8	3,6	22,0	1,2	0,5	1,9	11	0,088	12	52	62	0,59
Gleba górską słabo żbielcowaną Weakly podsolized mountain soil	Czerniawa Zdrój, Świeradów Zdrój	granito-gnejsy granite-gneiss	10 - 20	10	3,5	1,8	2,8	0,21	0,3	1,1	17	0,060	9	4	49	0,35
			30 - 40	10	2,0	1,4	3,1	0,72	0,1	1,5	24	0,027	10	21	33	0,28
			70 - 90	10	9,1	2,2	5,3	0,92	0,3	0,7	29	0,082	12	27	78	0,33
Gleba kamienista płytka o niewykształtowanym profilu Shallow stony soil with underdeveloped profile	Pobiedna	łupki krystaliczne crystalline schists	10 - 20	12	1,9	3,7	—	0,18	5	28	—	0,72	2,2	24	—	0,11
			30 - 50	12	4,2	6,8	—	0,25	2	14	—	0,43	2,5	32	—	0,30
Gleba górską słabo żbielcowaną Weakly podsolized mountain soil	Kletno, Stronie Śl.	wapienie krystaliczne limestones	0 - 20	5	4,5	8,5	21,3	0,92	0,9	2	7	0,27	3,8	27	32	0,22
			20 - 30	5	2,3	4,8	11,2	0,63	0,4	1	3	0,22	3,1	19	30	0,11
			30 - 40	5	1,9	3,0	8,5	0,72	9	12	21	0,17	1,7	35	47	0,46
Gleba nasypowa Hillock soil	Kopaliny, Wojcieszyc	granito-gnejsy granite-gneiss	5 - 15	10	5,4	1,7	3,1	0,42	21	38	55	0,33	35	72	120	0,41
Gleba nasypowa Hillock soil	Radoniów, Miedzianka	kwarcyty, łupki łyżczyk. quartzites, mica-slates	5 - 15	10	5,9	4,2	8,3	0,81	50	112	150	0,42	49	126	185	0,32
Gleba nasypowa Hillock soil	Kowary, Szkłarska Poręba	pegmatyty, granit pegmatites, granite	5 - 15	8	3,2	5,5	6,7	1,0	7	30	71	0,57	6,2	11	18	0,09
Gleba nasypowa Hillock soil	Grzmiąca	łupki ilaste, piaskowce loamy slates, sand stones	5 - 15	8	8,5	4,2	6,3	0,77	5	31	120	0,61	19	45	94	2,15
Gleba nasypowa Hillock soil	Wambierzyce	łupki piaszczyste, ilaste i margliste sandy, loamy and marly slates	5 - 15	10	6,8	4,5	4,5	0,81	0,18	0,5	8	0,092	10,4	27	86	1,06
Gleba brunatna właściwa Brown soil proper	Wambierzyce Hogatynia	łupki ilaste i margliste loamy and marly slates	5 - 10	4	10,5	14,5	10,2	0,62	0,17	0,3	7	0,11	33	77	122	0,35
			20 - 30	4	7,1	8,3	6,3	0,47	0,4	0,9	4	0,045	21	64	85	0,19
			50 - 60	4	5,1	7,7	3,5	0,35	1,4	1,7	9	0,079	12	25	73	0,11

Tabela 3 — Table 3

Genetyczne właściwości niektórych gleb z siedlisk *Marchantia polymorpha* L.
Genetic properties of some soils from habitats of *Marchantia polymorpha* L.

Miejscowość Locality	Podłoże Base-rock and soil type	Typ gleby Soil type	Poziom Horizon	Głębokość Depth cm	Ilość prób No. of samples	pH	% próchni- cy Humus %	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	Ca ⁺⁺ + Mg ⁺⁺ w milir./100 g gleby milliequiv per 100 g of soil	Kwasowość wymien- na Exchanging acidity w milir./100 g gleby in mil- liequiv per 100 g of soil	% Al ⁺⁺⁺ w kwa- sowości wymiennej in the exchanging acidity	Cząsteczki gleby o średnicy Soil particles with diameter	
								w mg/100 g gleby in mg per 100 g of soil					0,006 - 0,002 %	0,002 %
Pobiedna	granito-gnejsy granite-gneiss	gleba górską słabo zbielcowana mountain podsolic soil	A ₀	0 - 4	5	4,52	11,2	12,07	64,3	24,30	8,50	71,4	10	4
			A ₁	4 - 10										
			A ₂	10 - 20	5	4,25	2,15	7,85	29,8	5,10	3,75	92,8	21	29
			B	20 - 40	5	5,20	2,80	31,30	96,0	7,10	2,24	55,0	18	32
			B ₁	40 - 50	5	5,07	1,90	14,74	38,8	8,52	4,11	64,7	18	31
			C	50	3	4,91	0,30	4,23	16,8	11,25	6,27	48,4	16	26
Wambierzyce	łupki ilaste i margliste loamy and marly slates	gleba górską brunatną właściwą mountain brown soil	A	0 - 25	3	5,00	7,60	33,08	136,0	30,05	7,72	74,5	19	31
			B	25 - 40	3	4,78	3,12	25,12	126,4	12,57	8,02	83,0	17	35
			C	40	3	4,90	0,83	4,48	142,5	4,90	9,50	70,8	18	38
Kowary	granit granite	gleba górską brunatną kwaśną mountain brown sour soil	A ₁	0 - 8	10	4,21	8,21	41,10	132,0	19,30	6,82	70,4	12	8
			A ₂	8 - 20	10	4,45	3,33	19,06	50,1	12,73	7,52	92,7	19	15
			B	20 - 35	10	4,63	2,07	23,40	67,3	6,82	8,90	81,8	18	24
			C	35	6	4,80	0,35	5,04	26,6	4,13	9,07	69,0	17	23

z podłoża łupków ilastych i marglistych (tabela 2, profil nr 10) szczególnie bogatych w rad. Badane gleby brunatne i słabo zbielicowane posiadają wyższą zawartość radu w warstwach górnych. W glebie słabo zbielicowanej najwyższą zawartość radu stwierdzono w poziomie B, co świadczy o wymywaniu radu wraz z substancjami próchnicznymi z poziomu akumulacji. W glebach o niewykształconym profilu stwierdzono wzrost koncentracji radu wraz z głębokością gleby. W badanych glebach brunatnych, w brunatnej kwaśnej i w brunatnej właściwej, daje się zauważyć korelację między zawartością w tych glebach próchnicy a zawartością radu, przy czym wyższej zawartości próchnicy odpowiada wyższa zawartość radu. Nie stwierdzono takiej zależności w glebie górskiej słabo zbielicowanej. Przypuszczalnie Ra^{++} , podobnie jak Ca^{++} , w tego rodzaju glebie podlega wymywaniu wraz z pewnymi koloidalnymi frakcjami humusowymi, z którymi te jony mogą być sorpcyjnie związane.

Kaczmarek (1961) stwierdził wyższą zawartość uranu we frakcjach próby wziętej z podglebia o dyspersji mniejszej od 0,1 mm, w przeciwieństwie do frakcji większej od 0,1 mm. W pierwszym przypadku stwierdził 0,0009‰ U, w drugim zaś tylko 0,0002‰. Istotne więc było sprawdzenie, czy istnieje zależność między ilością iłu koloidalnego w badanych glebach (frakcje o średnicy 0,002 mm), a zawartością uranu i toru. Zdaniem Musierowicza (1956), „w koloidalnym ile zmagazynowana jest zazwyczaj znaczna ilość przyswajalnych dla roślin składników pokarmowych”. Zależność koncentracji toru i uranu w brunatnej glebie kwaśnej i w brunatnej właściwej od ilości w nich iłu przedstawia rys. 4. W obu typach gleby wraz ze wzrostem frakcji iłu koloidalnego wzrasta koncentracja toru i uranu. Przy tej samej zawartości iłu koloidalnego w glebie brunatnej właściwej stwierdzono niższą zawartość toru i uranu niż w glebie brunatnej kwaśnej.

Ilość toru, uranu i radu dostępną roślinom, obliczoną w procentach całkowitej zawartości tych pierwiastków, podano w tabeli 4. Według Kowalskiego, Worotnickiej i Lekariewa (1967), za formy uranu i toru dostępne roślinom uważa się te, które można wyekstrahować mieszaniną 0,2 n kwasów cytrynowego, szczawiowego, octowego i winowego. Rad dostępny roślinom można wyekstrahować z gleby 1 n kwasem solnym (Wierchowska, Wawiłow i Masłow, 1967). Ilość uranu przyswajalnego dla roślin w badanych glebach z siedlisk *Marchantia polymorpha* zmienia się w dużych granicach, od 2,9 do 38,2‰ całkowitej zawartości tego pierwiastka w glebie. W glebach powstałych sztucznie na usypiskach kopalnianych, ilość dostępnego roślinom uranu jest znacznie większa niż w glebach brunatnych i słabo zbielicowanych. Ilość przyswajalnego przez rośliny uranu w glebach z terenu hałd kopalnianych wynosi średnio 26,1‰ całkowitej jego za-

Rys. 4. Zależność koncentracji toru i uranu w glebie od ilości ilu koloidalnego

% cząsteczek gleby ϕ 0,002 mm; 1 — zawartość Th; 2 — zawartość U,
A — gleba brunatna kwaśna; B — gleba brunatna właściwa

Dependence of thorium and uranium concentrations in the soil on the content of colloidal loam

% of soil particles ϕ 0,002 mm; 1 — thorium content; 2 — uranium content;
A — acidic brown soil; B — brown soil proper

wartości, natomiast w glebach o wykształconym profilu z terenu anomalii radiacyjnych średnio 6,9%. Najwyższą zawartość przyswajalnego uranu stwierdzono w dolnych warstwach gleb brunatnych i gleby słabo zbielicowanej. W glebach tego typu spoza anomalii radiacyjnych ilość przyswajalnego przez rośliny uranu wynosi zaledwie od 0,1 do 2,3% całkowitej jego zawartości.

Ilość przyswajalnego przez rośliny toru w glebie z siedlisk *Marchantia polymorpha* zmienia się również w dużych granicach, od 1,6 do 15,2% całkowitej zawartości tego pierwiastka w glebie. Podobnie jak w przypadku uranu, gleby młode, o niewykształconym profilu, wykazują wyższą zawartość dostępnego roślinom toru, średnio 13,4% całkowitej jego zawartości, natomiast gleby brunatne i słabo zbielicowane — średnio 5,5%. W glebach brunatnych górskich spoza anomalii ilość przyswajalnego dla roślin toru jest nieco wyższa od ilości przyswajalnego uranu i wynosi od 2,5 do 4,1% całkowitej jego zawartości. Ilość dostępnego roślinom toru w glebie w strefie anomalii o niskiej radioak-

tywności, obejmującej teren poza wtórną aureolą rozproszenia uranu, jest wyższa niż w strefie o wyższej radioaktywności pokrywającej się z aureolą pierwotnego rozproszenia tego pierwiastka. W rozmieszczeniu dostępnego roślinom toru w profilu badanych gleb brunatnych i w glebie słabo zbielicowanej nie znaleziono żadnej prawidłowości; w jednych profilach stwierdzono wyższą zawartość dostępnego roślinom toru w poziomie akumulacji organicznej, a w innych w poziomie iluwalnym. W glebach łąkowych silnie zadarnionych, z okolicy Wojcieszyc, przy dużej zawartości całkowitej toru w poziomach A_1 i A_2 , znacznie przewyższającej zawartość tego pierwiastka w podglebiu i silnie zwietrzałych granitognejsach, ilość dostępnego roślinom toru jest stosunkowo mała i nie przekracza 2,3% całkowitej jego zawartości.

Ilość dostępnego radu w glebie z siedlisk *Marchantia polymorpha* w obrębie anomalii radiacyjnych zmienia się w dużych granicach, od 3,6 do 26,7% całkowitej zawartości tego pierwiastka w glebie. W glebach młodych, o niewykształconym profilu, ilość przyswajalnego dla roślin radu jest mniejsza niż w glebach o wykształconym profilu i wynosi średnio 6,3% całkowitej zawartości. Ilość dostępnego roślinom radu w glebach brunatnych i w glebie słabo zbielicowanej wynosi średnio 12,1% całkowitej zawartości. Ilość przyswajalnego dla roślin radu w glebach z poza anomalii zmienia się w granicach od 8,8 do 14,6% całkowitej jego zawartości. W badanych glebach stwierdzono, że wraz ze wzrostem ilości w glebie Ca^{++} i Mg^{++} maleje ilość dostępnego roślinom radu. W glebie górskiej brunatnej właściwej stwierdzono następującą odwrotną proporcjonalność:

25 - 30 milirównoważników Ca^{++} i Mg^{++}	odpowiada 4,5 - 5,2% Ra
10 - 15 milirównoważników Ca^{++} i Mg^{++}	odpowiada 8,6 - 11,5% Ra
8 - 5 milirównoważników Ca^{++} i Mg^{++}	odpowiada 14,3 - 26,7% Ra.

Odwrotną proporcjonalność między ilością wymiennego Ra a ilością kationów wymiennych Ca^{++} i Mg^{++} w glebach tundry stwierdzili również Wierchowska, Wawiłow i Masłowski (1967); autorzy ci zwrócili uwagę na silne wiązanie radu w poziomie próchnicznym gleb darniowo-łąkowych.

Zbadane ilościowe stosunki głównych radioaktywnych pierwiastków wskazują na różną ich migrację między pokrywą zwietrzelinową skał a zalegającymi na niej glebami góorskimi. Różnice w migracji uranu, toru i radu ze skał do gleby uwarunkowane są różnymi właściwościami geochemicznymi tych pierwiastków (Winogradow 1957). Niewątpliwie dużą rolę w migracji uranu, toru i radu w naturalnym środowisku ekologicznym należy przypisać roślinom. Badania Sarosieka i Kaczmarka (1960) nad biogeochemią uranu w Sudetach wykazały, że większość badanych roślin wraz ze wzrostem zawartości uranu w glebie zwiększa zawartość tego pierwiastka w swych tkankach, a więc

Tabela 4 — Table 4

Ilość przyswajalnych dla roślin form toru, uranu i radu w % ich całkowitej zawartości w glebie w obrębie anomalii radiometrycznych

Content of assimilable Th, U and Ra forms as percentage of the total content of these elements in the soil within the area of radiation anomalies

Typ gleby Type of soil	Miejscowość Locality	Głębokość Depth cm	Ilość prób Number of proofs	Th	U	Ra
				% całkowitej zawartości % of total content		
Gleba górską, brunatna kwaśna Mountain acidic brown soil	Kowary	10 - 20	3	2,9	3,2	4,5
		30 - 40	3	1,6	2,9	12,3
		50 - 60	4	5,5	7,6	18,3
Gleba górską słabo zbielicowana Weakly podsolized mountain soil	Pobiedna	10 - 20	3	2,7	3,2	8,7
		30 - 40	3	3,1	4,5	12,5
		50 - 60	4	10,2	12,7	10,1
Gleba brunatna właściwa Brown soil proper	Wambierzyce	10 - 20	4	4,5	7,3	5,0
		30 - 40	4	13,7	4,2	11,2
		50 - 60	4	5,2	16,5	26,7
Gleba nasypowa Hillock soil	Wojcieszyce	5 - 15	5	15,2	24,8	9,3
Gleba nasypowa Hillock soil	Kopaliny	5 - 15	7	13,8	21,2	4,2
Gleba nasypowa Hillock soil	Grzmiąca	5 - 15	4	14,5	18,9	5,7
Gleba nasypowa Hillock soil	Kowary	5 - 10	5	10,6	27,3	8,8
Gleba nasypowa Hillock soil	Kletno	5 - 10	5	12,8	38,2	3,6

włącza go w obieg biologiczny. Komulacja biologiczna radiopierwiałków w poziomie próchnicznym gleby ma istotne znaczenie dla *Marchantia polymorpha*, która swymi chwytnikami nie sięga głębszych poziomów glebowych.

Zawartość uranu, toru i radu w roślinach

Wyniki analiz zawartości uranu, toru i radu w popiele *Marchantia polymorpha* i innych mszaków, składników synuzji *Marchantia polymorpha*, oraz *Marchantia alpestris* z poza tych synuzji, z siedlisk w obrębie radiacyjnych anomalii i z siedlisk z poza anomalii, przedstawiono w tabeli 5.

Średnia zawartość uranu w popiele badanych roślin z terenu anomalii radiacyjnych wynosi $2,2 \times 10^{-3} \%$, natomiast u tych samych gatunków spoza terenu anomalii tylko $2,4 \times 10^{-7} \%$ i odpowiada średniej normalnej jego zawartości podanej przez Winogradowa (1957),

Tabela 5 — Table 5

Zawartość uranu, toru i radu w roślinach
Uranium, thorium and radium content in plants

Gatunek rośliny Plant species	Ilość prób Number of proofs	Zawartość uranu w popiele roślin Uranium content in plant ashes %			Zawartość toru w popiele roślin Thorium content in plant ashes %			Zawartość radu w popiele roślin Radium content in plant ashes %		
		Min.	Max.	Średnio Average	Min.	Max.	Średnio Average	Min.	Max.	Średnio Average

Rośliny z terenu anomalii radiometrycznych — Plants from the area of radiometric anomalies										
<i>Marchantia polymorpha</i> L.	33	2.5×10^{-4}	2.9×10^{-3}	5.8×10^{-3}	2.1×10^{-3}	2.7×10^{-3}	14.7×10^{-3}	3.7×10^{-3}	8.5×10^{-3}	2.6×10^{-3}
<i>Marchantia alpestris</i> Nees.	16	8.8×10^{-4}	3.5×10^{-3}	6.2×10^{-3}	3.3×10^{-3}	35×10^{-3}	19.9×10^{-3}	8.4×10^{-3}	27.0×10^{-3}	20.5×10^{-3}
<i>Plagiochilla maior</i> (L.) Dum.	12	3.3×10^{-3}	2.3×10^{-3}	4.6×10^{-4}	3.1×10^{-3}	8.5×10^{-3}	5.9×10^{-3}	1.1×10^{-3}	3.2×10^{-3}	1.1×10^{-3}
<i>Camptothecium sericum</i> Kindb.	8	6.3×10^{-3}	1.8×10^{-4}	9.1×10^{-5}	2.3×10^{-3}	5.3×10^{-3}	3.9×10^{-3}	5.4×10^{-3}	1.8×10^{-3}	1.2×10^{-3}
<i>Drepanocladus uncinatus</i> (Hedw.) Warnst.	10	2.4×10^{-3}	5.5×10^{-4}	7.2×10^{-5}	1.1×10^{-3}	2.7×10^{-3}	1.7×10^{-3}	7.8×10^{-3}	2.0×10^{-3}	1.2×10^{-3}
<i>Mnium cuspidatum</i> (L.) Leyss.	18	1.3×10^{-4}	8.3×10^{-4}	5.0×10^{-4}	1.9×10^{-3}	3.7×10^{-3}	2.9×10^{-3}	2.1×10^{-3}	6.7×10^{-3}	2.1×10^{-3}
<i>Polytrichum commune</i> L.	8	1.5×10^{-4}	1.8×10^{-3}	4.3×10^{-4}	2.0×10^{-3}	3.1×10^{-3}	2.6×10^{-3}	3.0×10^{-3}	3.6×10^{-3}	1.9×10^{-3}
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i> (Hedw.) Warnst.	8	7.8×10^{-5}	3.3×10^{-3}	5.2×10^{-4}	1.4×10^{-3}	11.0×10^{-3}	5.8×10^{-3}	6.7×10^{-3}	4.4×10^{-3}	2.2×10^{-3}

Rośliny spoza anomalii radiometrycznych — Plants from beyond the area of radiometric anomalies										
<i>Marchantia polymorpha</i> L.	10	3.6×10^{-5}	6.3×10^{-4}	4.7×10^{-7}	2.5×10^{-4}	1.1×10^{-3}	7.4×10^{-4}	2.5×10^{-11}	4.5×10^{-10}	1.6×10^{-11}
<i>Marchantia alpestris</i> Nees.	8	1.8×10^{-5}	5.0×10^{-7}	2.3×10^{-7}	4.3×10^{-4}	1.2×10^{-3}	8.0×10^{-4}	3.8×10^{-11}	8.9×10^{-10}	1.8×10^{-11}
<i>Plagiochilla maior</i> (L.) Dum.	6	3.3×10^{-5}	4.1×10^{-5}	4.9×10^{-7}	1.0×10^{-4}	7.7×10^{-4}	3.9×10^{-4}	1.1×10^{-11}	4.5×10^{-11}	3.2×10^{-11}
<i>Camptothecium sericum</i> Kindb.	6	4.8×10^{-5}	3.0×10^{-7}	9.6×10^{-8}	1.6×10^{-4}	3.2×10^{-4}	2.1×10^{-4}	1.1×10^{-12}	7.7×10^{-12}	4.2×10^{-12}
<i>Drepanocladus uncinatus</i> (Hedw.) Warnst.	6	3.1×10^{-5}	1.8×10^{-7}	5.3×10^{-8}	1.2×10^{-4}	2.1×10^{-4}	1.4×10^{-4}	2.8×10^{-11}	3.0×10^{-11}	2.8×10^{-11}
<i>Mnium cuspidatum</i> (L.) Leyss.	10	8.2×10^{-5}	6.4×10^{-7}	1.8×10^{-7}	2.0×10^{-4}	4.2×10^{-4}	3.0×10^{-4}	4.6×10^{-11}	8.9×10^{-11}	6.2×10^{-11}
<i>Polytrichum commune</i> L.	8	2.5×10^{-7}	1.1×10^{-5}	4.8×10^{-7}	2.7×10^{-4}	6.5×10^{-4}	4.1×10^{-4}	3.5×10^{-11}	7.7×10^{-11}	6.1×10^{-11}
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i> (Hedw.) Warnst.	5	1.9×10^{-7}	4.7×10^{-5}	5.9×10^{-7}	4.7×10^{-4}	9.2×10^{-4}	6.6×10^{-4}	4.3×10^{-12}	1.3×10^{-11}	3.8×10^{-12}

($n \times 10^{-8}$ do 5×10^{-7} ‰). Koncentracja uranu w popiele roślin z terenu anomalii jest przeciętnie ponad tysiącrotnie wyższa. Cannon (1952), badając uran w roślinach z terenu zalegania rudy uranu, stwierdziła bardzo wysoką zawartość tego pierwiastka w popiele *Juniperus monosperma*, *Pinus edulis*, *Artemisia tridentata*, *Sarcolatus vermiculatus* i innych. U *Sarcolatus vermiculatus* koncentracja uranu w popiele dochodzi do $7,4 \times 10^{-1}$ ‰. Według Winogradowa (1954), koncentracja uranu w soku owoców winorośli jest bardzo duża i może osiągać 0,29‰. Sarosiek i Kaczmarek (1960), badając zawartość uranu w popiele roślin z miejsc występowania rudy uranu w Sudetach stwierdzili, że wybitnymi koncentratorami uranu są *Salix caprea* L., *Luzula nemorosa* (Poll.) E. Mey, *Epilobium montanum* L., *Picea abies* (L.), *Galium mollugo* L., *Plantago lanceolata* L., *Echium vulgare* L., *Petasites albus* (L.) Gaertn., *Lotus uliginosus* Schk. i *Equisetum silvaticum* L. Zawartość uranu w popiele tych roślin zmienia się w granicach od 0,01 do 0,15‰.

Wśród badanych gatunków mszaków z terenu anomalii najwyższą zawartość uranu w popiele stwierdzono u *Marchantia polymorpha* i *M. alpestris*. *Marchantia alpestris* odznacza się nieco wyższą zawartością tego pierwiastka niż *Marchantia polymorpha*. Oba gatunki *Marchantia* wykazują 11-83-krotnie większą zawartość uranu w popiele w stosunku do pozostałych badanych gatunków mszaków. Na terenie anomalii radiacyjnych najniższą zawartość uranu stwierdzono w popiele *Drepanocladus uncinatus* (Hedw.) Warnst. — średnio $7,2 \times 10^{-5}$ ‰, a najwyższą u *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst., średnio $5,8 \times 10^{-4}$ ‰. *Marchantia polymorpha* i *M. alpestris* wyrosłe poza terenem anomalii radiacyjnych wykazują zawartość uranu zbliżoną do zawartości tego pierwiastka u pozostałych gatunków mszaków. Wśród badanych roślin spoza terenu anomalii najwyższą zawartość uranu wykazuje *Rhytidiadelphus squarrosus*, najniższą *Drepanocladus uncinatus*. Według Wierchowskiej, Wawiłowa i Masłowa (1967), stosunek zawartości uranu w popiele roślin wyższych do zawartości uranu w glebie wyraża się wartościami w granicach od 0,05 do 0,01, natomiast stosunek ten u mchów wyraża się wartością 1,0. W obrębie sudeckich anomalii radiacyjnych stwierdzono zupełnie podobny stan rzeczy. U tych samych gatunków mszaków spoza anomalii stosunek ten ma wartość niższą od 1,0.

Kowalski, Worotniska i Lekariew (1967) na glebach o zwiększonej zawartości uranu stwierdzili zmiany morfologiczne u *Caragana laeta*, *Peganum harmala*, *Orostachys thyrsiflora*, *Dracocephalum bipinnatum* i *Astragalus borodini*. Według tych autorów, 10-20% roślin tych gatunków wykazuje na glebach o zwiększonej zawartości uranu w stosunku do średniej normalnej zawartości tego pierwiastka

takie zmiany morfologiczne, jak rozszczepienie liści, niedorozwój kwiatów, zmiany w barwie kwiatów, podwójne kwitnienie i inne. Na terenie sudeckich anomalii zaobserwowano również zmiany morfologiczne u niektórych gatunków roślin, nie spotykane poza terenem anomalii. Zauważono je u *Quercus robur* L., *Acer campestre* L., *Salix caprea* L., *Picea excelsa* (Lam.) Lk. (Sarosiek i Kłys 1963), *Pinus silvestris* L., *Campanula patula* L., *Trifolium repens* L., *Petasites albus* (L.) Gaertn. (Sarosiek 1971), *Erophila verna* (L.) C.A.M., *Ranunculus repens* L., i *Symphytum officinale* L. (Sarosiek i Leonowicz-Babiak 1970), a z mszaków u *Marchantia polymorpha* (Sarosiek i Wożakowska-Natkaniec 1967), *Marchantia alpestris*, *Marchantia aquatica* Nees, *Drepanocladus uncinatus*, *Mnium cuspidatum* (L., Schreb.) Leyss. i *Mnium pseudopunctatum* Br. et Schimp.

Średnia zawartość toru w popiele badanych roślin z terenu anomalii radiacyjnych wynosi $7,2 \times 10^{-3} \text{ ‰}$, a poza terenem anomalii $4,6 \times 10^{-4} \text{ ‰}$. Zdaniem Grodzinskiego (1965), dotychczas brak bliższych danych o zawartości toru w roślinach. Nie jest również znana średnia normalna zawartość tego pierwiastka w roślinach (Winogradow 1957). Baranow i Kunaszewa (1954) wykazali, że *Trifolium arvense* L. i *Ceratophyllum demersum* L. pobierają izotopy toru w ilości proporcjonalnej do zawartości ich w glebie, a nieproporcjonalnej do ilości ich w wodzie. Badania Gruzdiewa (1965, a 1965b) wykazały, że starsze tkanki rośliny zawierają więcej toru. Gruzdiew, badając zawartość toru u *Picea obovata*, *Sorbus aucuparia*, *Populus tremula*, *Larix sibirica*, *Betula* sp. i *Salix* sp. z terenów o wysokiej zawartości toru w glebie, stwierdził najwyższą zawartość tego pierwiastka w korze ($1,83 \times 10^{-3} \text{ ‰}$ - $3,84 \times 10^{-3} \text{ ‰}$ popiołu). *Vaccinium* sp. *Empetrum* sp., *Ledum* sp. z tej samej biogeocenozy, w której Gruzdiew badał zawartość toru u drzew, wykazały jeszcze wyższą zawartość toru w drewnie ($5,2$ - $6,0 \times 10^{-3} \text{ ‰}$ popiołu).

Wśród badanych gatunków mszaków najwyższą zawartość toru w popiele wykazały *Marchantia polymorpha* i *M. alpestris* w obrębie anomalii radiacyjnych, jak również poza ich terenem. *Marchantia alpestris* odznacza się nieco wyższą zawartością toru od *Marchantia polymorpha*. Wśród pozostałych badanych gatunków mszaków z terenu anomalii najwyższą zawartością toru odznacza się *Plagiochila maior* (L.) Dum., średnio $5,9 \times 10^{-3} \text{ ‰}$ toru w popiele, najmniejszą *Drepanocladus uncinatus*, średnio $1,7 \times 10^{-3} \text{ ‰}$. Poza terenem anomalii, poza *Marchantia*, najwyższą zawartość toru stwierdzono w popiele *Rhytidiadelphus squarrosus*, średnio $6,6 \times 10^{-4} \text{ ‰}$, najniższą u *Drepanocladus uncinatus*, średnio $1,4 \times 10^{-4} \text{ ‰}$.

Według Wierchowskiej, Wawiłowa i Masłowa (1967) przy średniej normalnej zawartości toru w glebie, nie przekraczającej $6,0 \times 10^{-4} \%$, stosunek ilości toru w popiele mchów do ilości toru w glebie wyraża się wartością 1,0; jeśli ilość toru w glebie wzrasta do $n \times 10^{-2} \%$, to stosunek ten maleje i wynosi od 0,9 do 0,1. W obrębie sudeckich anomalii stosunek ilości toru w popiele badanych mszaków do ilości tego pierwiastka w glebie jest w większości przypadków nieco mniejszy od 1,0, natomiast u tych samych gatunków mszaków poza terenem anomalii, stosunek ten przeważnie wynosi 1,0. Średnia zawartość radu w popiele badanych rośliny (tabela 5) z terenu anomalii radiacyjnych wynosi $4,1 \times 10^{-8} \%$, natomiast spoza anomalii $6,7 \times 10^{-11} \%$. Według Kunaszewej (Grodzinski 1965) średnia zawartość radu w roślinach wynosi $n \times 10^{-12} \%$, natomiast Kowalewski (1962) podaje znacznie wyższą przeciętną zawartość tego pierwiastka w roślinach, $30 - 650 \times 10^{-10} \%$. Zdaniem Piercewa (1964), rośliny rosnące w różnych geochemicznych prowincjach i w różnych warunkach klimatycznych mogą odznaczać się różną koncentracją izotopów o promieniowaniu alfa, w tym i radu. Już Stoklasa (1932) wykazał, że rośliny rosnące na terenie kopalni radu zawierają go znacznie więcej niż w normalnych warunkach. Popowa, Kodanowa i Wawiłow (1964) dowiedli, że w roślinach na glebach wzbogaconych w rad, koncentracja jego wzrasta we wszystkich ich organach.

Rośliny z terenu anomalii w Sudetach, gdzie gleby są bogatsze w rad (tabela 2), wykazują wyraźnie podwyższoną zawartość tego pierwiastka. We wszystkich badanych przypadkach zdecydowanie wyższą zawartość radu w popiele wykazują osobniki obu gatunków *Marchantia*. Wśród pozostałych gatunków mszaków z terenu anomalii najwyższą koncentrację radu stwierdzono w popiele *Rhytidiadelphus squarrosus* (średnio $2,2 \times 10^{-8} \%$), najmniejszą zaś u *Plagiochila maior* (średnio $1,1 \times 10^{-8} \%$). Poza terenem anomalii najwyższą zawartość radu stwierdzono w popiele *Mnium cuspidatum* (L.) Leuss., średnio $6,2 \times 10^{-11} \%$, najmniejszą zaś u *Rhytidiadelphus squarrosus*.

Według Wierchowskiej, Wawiłowa i Masłowa (1967) stosunek ilości radu w popiele roślin do ilości radu w glebie na glebach o normalnej jego koncentracji, lub podwyższonej od 1,5 do 2 razy, wynosi 1,0. Według tych samych autorów, u *Betula* sp. i *Vaccinium* sp. stosunek ten zmienia się w granicach od 1 do 7. Autorzy ci podają, że stosunek ten dla roślin z europejskich gór ma wartość wyższą i zmienia się w granicach od 20 do 25. Stosunek ilości radu w popiele badanych mszaków z sudeckich anomalii radiacyjnych do ilości radu w glebie wynosi od 6,4 do 22,1, podczas gdy u tych samych gatunków spoza terenu anomalii tylko od 1,2 do 6,4.

NATURALNA RADIOAKTYWNOŚĆ ROŚLIN

W radioekologii przyjęto określać ogólną radioaktywność organizmów oznaczeniem beta-aktywności. Zdaniem Grodzinskiego (1965) pomiar alfa-aktywności roślin nie odzwierciedla ilościowego udziału izotopów potasu w ogólnej radioaktywności.

Tabela 6 — Table 6

Beta- i alfa-aktywność roślin
Beta- and alpha-activity of plants

Gatunek rośliny Plant species	Beta-aktywność popiołu w pc/g Beta-activity of ash, pc/g			Alfa-aktywność popiołu Alpha-activity of ash $n \times 10^{-10}$ c/g		
	z terenu anomalii from the anomaly area	spoza terenu anomalii from beyond the anomaly area	średnio average	z terenu anomalii from the anomaly area	spoza terenu anomalii from beyond the anomaly area	średnio average
<i>Marchantia polymorpha</i> L.	2766,12 ± 45,42	2037,70 ± 73,48	2401,91	11,62	7,56	9,95
<i>Marchantia alpestris</i> Nees.	2882,70 ± 42,30	2264,99 ± 68,92	2573,84	14,32	8,92	11,62
<i>Plagiochilla maior</i> (L.) Dum.	918,37 ± 33,54	704,22 ± 43,00	811,29	6,08	3,48	4,78
<i>Camptothecium sericum</i> Kindb.	1028,25 ± 35,35	830,14 ± 34,36	929,19	6,95	3,88	5,41
<i>Drepanocladus uncinatus</i> (Hedw.) Warmst.	574,43 ± 58,48	469,75 ± 22,46	522,09	5,27	4,17	4,72
<i>Mnium cuspidatum</i> (L.) Leyss.	1388,22 ± 49,14	899,79 ± 28,52	1140,35	7,64	3,95	5,79
<i>Polytrichum commune</i> L.	514,25 ± 35,34	381,78 ± 27,06	448,02	4,16	3,02	3,59
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i> (Hedw.) Warmst.	1491,75 ± 49,14	1140,50 ± 39,05	1316,12	8,27	4,53	6,40

Wyniki pomiarów ogólnej beta-aktywności badanych roślin z Sude-
tów przedstawia tabela 6.

Średnia beta-aktywność popiołu badanych gatunków mszaków z Su-
detów wynosi 1267,85 pc/g popiołu. Według Grodzinskiego (1965),
średnia beta-aktywność mchów z Ukrainy wynosi 1050 μ μ c/g popiołu.
Zdaniem tego autora, ogólna beta aktywność mchów jest 2,5 razy wyższa
niż roślin kwiatowych.

Średnia beta-aktywność badanych mszaków z terenu sudeckich ano-
malii jest wysoka i wynosi 1446,76 pc/g popiołu, natomiast tych samych
gatunków mszaków spoza terenu anomalii 1116,11 pc/g. Beta-aktywność
mszaków wyrosłych na normalnie radioaktywnej glebie w Sudetach jest
bardzo wysoka w porównaniu z roślinami szpilkowymi i paprotnikami.

Według Grodzinskiego (1965), średnia normalna beta-aktywność roślin szpilkowych wynosi 700 μ μ c/g popiołu, a paprotników 642 μ μ c/g popiołu. Wśród badanych przez Grodzinskiego mchów szczególnie wysoką beta-aktywnością odznaczają się *Ctenidium molluscum* (Hedw.) Mitt., *Sphagnum acutifolium* Ehrh. i *Hylocominum splendens* (Hedw.) Br. eur., natomiast stosunkowo niską wykazują *Polytrichum formosum* Hedw. i *Camptothecium lutescens* (Hedw.) Br.

Wśród badanych gatunków mszaków z Sudetów najwyższą beta-aktywność wykazują gatunki *Marchantia*, przy czym *Marchantia alpestris*

Tabela 7 — Table 7

Beta-aktywność *Marchantia polymorpha* L. i *Polytrichum commune* L. z różnych miejscowości
Beta-activity of *Marchantia polymorpha* L. and *Polytrichum commune* L.
from various localities

Miejscowość Locality	Beta-aktywność w pc/g popiołu Beta-activity, pc/g of ash	
	<i>Marchantia polymorpha</i> L.	<i>Polytrichum commune</i> L.
Boguszów, woj. wrocławskie	1355,09 $\pm$ 37,90	379,45 $\pm$ 28,80
Strzegom, woj. wrocławskie	1681,74 $\pm$ 49,25	315,69 $\pm$ 20,56
Środa l., woj. wrocławskie	938,37 $\pm$ 35,18	273,33 $\pm$ 31,78
Wrocław-Leśnica	704,22 $\pm$ 43,00	272,96 $\pm$ 31,83
Ustronie, woj. koszalińskie	653,10 $\pm$ 33,35	—
Zduńska Wola, woj. łódzkie	669,75 $\pm$ 22,46	265,44 $\pm$ 26,22
Anin k/Warszawy	785,75 $\pm$ 30,21	368,96 $\pm$ 28,53
Chełm Lub., woj. lubelskie	639,37 $\pm$ 31,92	248,12 $\pm$ 21,84
Supraśl, woj. białostockie	1092,16 $\pm$ 20,45	388,70 $\pm$ 28,52
Augustów, woj. białostockie	873,10 $\pm$ 25,70	353,45 $\pm$ 30,24
Kielce	692,81 $\pm$ 30,24	308,72 $\pm$ 34,30

nieco wyższą niż *Marchantia polymorpha*; średnia beta-aktywność *Marchantia alpestris* wynosi 2573,84 pc/g popiołu. Najniższą beta-aktywność stwierdzono u *Polytrichum commune* (średnio 488,02 pc/g popiołu) i tylko nieco wyższą u *Drepanocladus uncinatus* (średnio 522,09 pc/g popiołu). W porównaniu z danymi Grodzinskiego (1965), *Plagiochila maior*, *Camptothecium sericeum*, *Mnium cuspidatum* i *Rhytidiadelphus squarrosus* wykazują stosunkowo wysoką beta-aktywność, w granicach od 704,22 do 1491,75 pc/g popiołu. Porównawcze badania nad *Marchantia polymorpha* i *Polytrichum commune* z różnych miejscowości w Polsce (tabela 7) potwierdzają wysoką beta-aktywność *Marchantia polymorpha* i niską *Polytrichum commune* w różnych warunkach siedliskowych. Beta-ak-

tywność *Marchantia polymorpha* zmienia się w dużych granicach od 639,37 do 1681,74 pc/g popiołu, natomiast *Polytrichum commune*, poza roślinami tego gatunku z Sudetów w mniejszych granicach, od 248,12 do 388,70 pc/g popiołu. Beta-aktywność *Marchantia polymorpha* na Przedgórzu Sudetów jest stosunkowo wysoka, a najwyższą jej wartość stwierdzono u roślin ze Strzegomia (województwo wrocławskie), najniższą u roślin z Chełma Lubelskiego. Najniższą beta-aktywność *Polytrichum commune* stwierdzono u roślin tego gatunku również z Chełma Lubelskiego, najwyższą zaś z Supraśla koło Białegostoku.

Wyniki pomiarów alfa-aktywności badanych gatunków roślin podano w tabeli 6.

Średnia alfa-aktywność badanych mszaków z Sudetów wynosi $6,41 \times 10^{-10}$ c/g popiołu. Rośliny wyrosłe w obrębie anomalii radiacyjnych wykazują wyższą alfa-aktywność od roślin tych samych gatunków spoza anomalii. Średnia alfa-aktywność roślin z terenu anomalii wynosi $8,04 \times 10^{-10}$ c/g popiołu, natomiast spoza terenu anomalii $4,94 \times 10^{-10}$ c/g popiołu. Podobną średnią wartość alfa-aktywności, jak badane mszaki spoza sudeckich anomalii, wykazują mchy z Ukrainy (Grodzinski 1965).

W porównaniu do innych grup roślin, mchy charakteryzuje wysoka alfa-aktywność. Według Grodzinskiego (1965) średnia alfa-aktywność roślin okrytozależkowych wynosi $0,9 \times 10^{-10}$ c/g popiołu, nagozależkowych $1,0 \times 10^{-10}$ c/g, a porostów $7,4 \times 10^{-10}$ c/g. Z paprotników wysoką alfa-aktywnością wyróżnia się *Polypodium vulgare* L. (średnio $3,07 \times 10^{-10}$ c/g popiołu).

Wśród badanych gatunków mszaków najwyższą alfa-aktywność wykazują *Marchantia alpestris* (średnio $11,62 \times 10^{-10}$ c/g popiołu) i *Marchantia polymorpha* (średnio $9,95 \times 10^{-10}$ c/g popiołu) zarówno wyrosłe w warunkach podwyższonej naturalnej radioaktywności gleby, jak i poza terenem anomalii radiacyjnych.

Najniższą alfa-aktywność stwierdzono u *Polytrichum commune*, średnio $3,59 \times 10^{-10}$ c/g popiołu. Takie gatunki mszaków, jak *Mnium cuspidatum*, *Rhytidiadelphus squarrosus* i *Camptothecium sericeum* odznaczające się w Sudetach wyższą beta-aktywnością, charakteryzuje również wysoka alfa-aktywność.

Według Grodzinskiego (1965), najwyższą alfa-aktywnością wśród mchów wyróżnia się *Hypnum cupressiforme* Hedw. (średnio $8,84 \times 10^{-10}$ c/g popiołu), a wśród porostów *Usnea dasypoga* (Ach.) Nyl. (średnio $11,9 \times 10^{-10}$ c/g popiołu) i *Gyrophora cylindrica* (L.) Ach. (średnio $23,5 \times 10^{-10}$ c/g popiołu). *Marchantia alpestris* i *Marchantia polymorpha* w obrębie sudeckich anomalii charakteryzuje więc bardzo wysoka alfa-aktywność, zbliżona do takiejże aktywności porostów.

WPLYW NATURALNEGO PROMIENIOWANIA NA KSZTAŁTOWANIE SIĘ EKOLOGICZNYCH POPULACJI *MARCHANTIA POLYMORPHA*

W obrębie licznych anomalii radiacyjnych, powstałych w wyniku działalności górniczej, podczas której usunięto pokrywę dyluwialną, odsłaniając starsze utwory skalne, lub usypano hałdy, odbywa się sukcesja roślinności. W inicjalnych stadiach roślinności dominują mniej lub bardziej zwarte synuzje mszaków z udziałem *Marchantia polymorpha*. W obrębie takich biotopów jednostką struktury gatunku są ekologiczne populacje, zwane niekiedy mikropopulacjami (Naumow 1956; Sarosiek 1964).

Obserwacje populacji *Marchantia polymorpha* w synuzjach zarodnikowych roślin na terenie kilku anomalii radiacyjnych w Sudetach pozwoliły zauważyć różnice w strukturze tych synuzji oraz w kształtowaniu się plech *Marchantia polymorpha* i w stopniu ich rozwoju. W siedliskach o niższej naturalnej radioaktywności *Marchantia polymorpha* odznacza się mniejszymi plechami i słabszym ich rozgałęzieniem, natomiast w siedliskach o najwyższej radioaktywności zdecydowanie większymi plechami, silniej rozgałęzionymi. Z osobników *Marchantia polymorpha* z siedlisk o wyższej radioaktywności około 80% wykazuje anormalny rozwój plech, wyrażający się licznymi odroślami ich w różnych płaszczyznach. Najwięcej tych nieregularnych odrosli tworzy się w okolicy środkowej linii plechy. W obrębie anomalii koło Radoniowa o wysokim naturalnym promieniowaniu znaleziono dobrze rozwiniętą plechę *Marchantia polymorpha* z sektorialnym odbarwieniem. Podobnie sektorialnie odbarwioną plechę *Marchantia polymorpha* otrzymali Miller i Sparrow (1965) naświetlając rośliny ostrymi i dużymi dawkami promieniowania gamma (55 kR).

Osobniki *Marchantia polymorpha* podlegające wyższej radioaktywności, a pozostające w takich samych warunkach edaficznych i mikroklimatycznych jak osobniki podlegające niższej radioaktywności, wykazują wyższy stopień wegetatywnego rozwoju. Młode plechy *Marchantia polymorpha* wyrosłe w siedliskach o wyższej radioaktywności wytwarzają znacznie wcześniej i liczniej kubki z rozmnożkami, a nie tworzą organów rozrodczych, gdy tymczasem osobniki w siedliskach o niższej radioaktywności wytwarzają organy rozrodcze.

W celu zbadania wpływu naturalnego promieniowania na kształtowanie się ekologicznych populacji *Marchantia polymorpha* w zależności od intensywności promieni gamma, wybrano większą anomalię w okolicy Kowar koło Jeleniej Góry, gdzie obserwowano liczne synuzje msza-

ków z obfitym występowaniem *Marchantia polymorpha*, przy różnej intensywności promieniowania powierzchni gleby. Na drodze szczegółowej analizy ekologicznej (Sarosiek 1964) w obrębie tej anomalii wybrano 11 siedlisk *Marchantia polymorpha* różniących się między sobą tylko intensywnością promieniowania gamma, a jednakowych pod względem innych warunków edaficznych i mikroklimatycznych. W celu uniknięcia subiektywnej oceny ekotypowych różnic trudno uchwytnych u polimorficznego gatunku, jakim jest *Marchantia polymorpha*, ekologiczne populacje jej z 11 wybranych siedlisk poddano analizie biometrycznej. Zanalizowano 7 cech morfologicznych podlegających zmienności środowiskowej. Materiał sklasyfikowano metodą dendrytową czyli „taksonomią wrocławską” (Perkal 1958). Wyniki analizy biometrycznej i matematycznej opublikowano w poprzedniej rozprawie (Sarosiek i Woźakowska-Natkaniec 1967).

Osobniki *Marchantia polymorpha*, jak wykazała analiza biometryczna i matematyczna, ekologicznych populacji z siedlisk o najniższym promieniowaniu lecz wyższym od tła promieniowania (0,13 - 0,18 mR/h), wykazują największe podobieństwo do osobników z siedlisk o normalnym promieniowaniu (10 - 25 μ R/h). W obrębie sudeckich anomalii radiacyjnych, w siedliskach o ciągłym promieniowaniu gamma w granicach od 0,13 do 0,18 mR/h *Marchantia polymorpha* nie wykazuje reakcji na to promieniowanie. Ciągłe promieniowanie gamma w granicach od 0,76 do 0,91 mR/h stymuluje wegetatywny rozwój *Marchantia polymorpha*. Rośliny z siedlisk o takim promieniowaniu charakteryzuje — jak to wykazano w pracy z 1967 r. — trzykrotnie większe powierzchnie plechy, intensywniejszy wzrost i wzmożona produkcja rozmnożeń przy jednoczesnym zahamowaniu rozwoju płciowego.

Populacje ekologiczne, jako grupy organizmów tego samego gatunku, zajmujące określoną przestrzeń, charakteryzują się różnymi właściwościami, które, zdaniem O d u m a (1963), „aczkolwiek najlepiej dają się wyrazić za pomocą funkcji statystycznych, są wyłącznie właściwościami grupy, a nie należących do niej osobników”. Do takich właściwości należą, między innymi, zagęszczenie populacji, jej rozkład przestrzenny i wiekowy, krzywa wzrostu populacji i inne. Według O d u m a (1963) „właściwości te można mierzyć u prostych, laboratoryjnych populacji, w kontrolowanych warunkach, jednakże zmierzenie wszystkich ich u naturalnych populacji jest trudne lub zupełnie niemożliwe”. Jednakże aby uzyskać odpowiedni obraz populacji, nie zawsze trzeba mierzyć wszystkie jej właściwości. W praktyce ekologicznych badań często na podstawie szczegółowo zanalizowanej cechy populacji jakiegoś gatunku możemy określić inną cechę. „Dokładne mierzenie jednej lub dwu właściwości (charakterystycznych grupowych) ma nieraz większe znaczenie niż niedokładne zmierzenie większej liczby cech” (O d u m l.c.).

Tabela 8 — Table 8

Pokrycie roślin w synuzjach
Cover of plants in synusiae

Gatunki roślin Plant species	Zakres radioaktywności Radioactivity mR/h	Powierzchnia ogólna Total area m ²	Powierzchnia synuzji Area of synusiae		Pokrycie Dominance	
			m ²	%	m ²	%
<i>Marchantia polymorpha</i> L.					0,41	11,3
<i>Mniobryum albicans</i> (Hedw.) Warmst.					0,53	14,6
<i>Drepanocladus uncinatus</i> (Hedw.) Warmst.	0,13 - 0,18	3,62	1,72	47,5	0,48	13,2
<i>Bryum caespiticiu</i> m L.					0,05	3,4
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> (Hedw.) Warmst.					0,04	2,7
<i>Mnium pseudopunctatum</i> Br. Schimp.					0,03	2,3
<i>Marchantia polymorpha</i> L.					0,44	48,7
<i>Drepanocladus uncinatus</i> (Hedw.) Warmst.	0,22 - 0,33	0,92	0,57	63,5	0,04	4,7
<i>Camptothecium sericeu</i> m Kindb.					0,03	3,5
<i>Mnium cuspidatum</i> (L. Schreb.) Leyss					0,06	6,6
<i>Marchantia polymorpha</i> L.					0,51	51,5
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> (Hedw.) Warmst.	0,76 - 0,96	1,20	0,99	74,2	0,20	20,2
<i>Mniobryum albicans</i> (Hedw.) Warmst.					0,02	2,5

Zgodnie z ogólnie przyjętym poglądem w ekologii roślin, że najbardziej zasadniczą cechą grupową ekologicznych populacji jest ich zagęszczenie, zbadano tę właściwość mikropopulacji *Marchantia polymorpha* w siedliskach o różnej intensywności ciągłego, naturalnego promieniowania. Zagęszczenia populacji (stosunek liczebności populacji do określonej jednostki przestrzeni) *Marchantia polymorpha* nie można wyrazić wartościami bezwzględными. Wielkość populacji *Marchantia polymorpha* stosunkowo szybko zmienia się w czasie, bowiem gatunek ten charakteryzuje duży współczynnik wegetatywnej rozrodczości; w jednym kubku plechy wytwarza się niekiedy kilkaset rozmnożeń potencjalnie zdolnych do rozwoju. Ponadto populacje te cechuje różny rozkład wiekowy i nieregularna, skupiskowa repartycja. Z powyższych względów dogodną miarą liczebności populacji *Marchantia polymorpha* jest liczebność względna. Wskaźnikami jej są, między innymi, procent badanych płatów roślinności (w naszym przypadku % badanych synuzji mszaków), na których występuje określony gatunek roślin oraz pokrycie, tj. procent pokrytej powierzchni gleby, określane jako rzut pionowy na nią wszystkich plech (pokrycie projekttywne).

Zbadano procentowy udział *Marchantia polymorpha* w 48 synuzjach mszaków przedstawiających inicjalne stadia roślinności w obrębie 8 anomalii radiacyjnych, w siedliskach o różnej intensywności ciągłego promieniowania gleby. Frekwencja *Marchantia polymorpha* w porównaniu do innych gatunków przedstawia się następująco:

<i>Marchantia polymorpha</i> L.	87,5 ⁰ / ₀
<i>Mnium cuspidatum</i> Leyss.	66,0 ⁰ / ₀
<i>Drepanocladus uncinatus</i> (Hedw.) Warnst.	64,0 ⁰ / ₀
<i>Mnium pseudopunctatum</i> Br. et Schimp.	58,5 ⁰ / ₀
<i>Plagiothecium laetum</i> Br.	36,2 ⁰ / ₀
<i>Camptothecium sericum</i> Kindb.	36,0 ⁰ / ₀
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> (Hedw.) Warnst.	28,7 ⁰ / ₀
<i>Mniobryum albicans</i> (Hedw.) Warnst.	25,0 ⁰ / ₀
<i>Bryum caespiticiu</i> m L.	14,5 ⁰ / ₀
<i>Plagiochilla maior</i> (L.) Dum.	14,5 ⁰ / ₀
<i>Lofocolea bidentata</i> (L.) Dum.	12,5 ⁰ / ₀
<i>Scapania undulata</i> Dum.	12,5 ⁰ / ₀
<i>Polytrichum commune</i> L.	8,3 ⁰ / ₀

Z przedstawionego zestawienia widać, że najwyższą frekwencję wykazuje *Marchantia polymorpha*, a najniższą *Polytrichum commune*. Wysoki procentowy udział *Marchantia polymorpha* w synuzjach roślin mszystych, na glebach o różnej naturalnej radioaktywności, świadczy o dużym zagęszczeniu osobników *Marchantia polymorpha* w tych zbiorowiskach i o jej dominancji ekologicznej w siedliskach o wyższej radioaktywności.

Stopień pokrycia powierzchni gleby przez *Marchantia polymorpha* i gatunki jej towarzyszące w kilku synuzjach z terenu jednej większej anomalii radiacyjnej w Kowarach, o różnym zakresie radioaktywności przedstawia tabela 8. Widać z niej, że we wszystkich synuzjach *Marchantia polymorpha* wykazuje wyraźnie duże pokrycie powierzchni, a zatem liczbowo gęstość bezwzględna populacji tego gatunku musi być w tych synuzjach duża. W siedliskach o najniższej naturalnej radioaktywności (0,13 - 0,18 mR/h), *Marchantia polymorpha* pod względem stopnia pokrycia ustępuje jedynie *Mniobryum albicans* i *Drepanocladus uncinatus*, a *Bryum caespiticiu*m, *Rhytidiadelphus squarrosus* i *Mnium pseudopunctatum* jej towarzyszące wykazują znikome pokrycie.

TOLERANCJA MARCHANTIA POLYMORPHA WOBEC MAŁYCH i DUŻYCH DAWEK PROMIENIOWANIA GAMMA Z ⁶⁰Co

Wykiełkowane rozmnóżki *Marchantia polymorpha* z 5 ekologicznych populacji, pochodzących z siedlisk o różnej intensywności naturalnego promieniowania, w tym 4 z terenu radiacyjnej anomalii w Kowarach, poddano różnym dawkom promieniowania gamma ⁶⁰Co o niskim zakresie (min. 500 mR, max. 10 000 mR) o mocy dawki 1000 mR/h (S a r o s i e k i W o ż a k o w s k a - N a t k a n i e c 1968).

Rozmnóżki *Marchantia polymorpha* z ekologicznej populacji nie napromieniowanej w warunkach naturalnych i pochodzących z anomalii

radiacyjnej wykazały reakcję na zastosowane dawki promieniowania gamma. Dawki ekspozycji* od 1000 do 4000 mR we wszystkich przypadkach stymulowały wzrost plechy *Marchantia polymorpha*; w niektórych przypadkach efekt stymulacji stwierdzono u roślin, które otrzymały dawkę 500 mR, a nawet u roślin, które otrzymały dawkę 5000 mR. Dawki w granicach od 6000 do 10 000 mR ograniczają szczytową proliferację plech *Marchantia polymorpha*, a jednocześnie wywołują rozwój pozaszczytowych odrośli w różnych miejscach oraz silniejsze rozczłonowanie plechy, szczególnie w części szczytowej (tablica fot.). Ekologiczna populacja *Marchantia polymorpha* w naturalnych warunkach nie napromieniowana, pochodząca spoza anomalii radiacyjnych, wykazała podobną reakcję na dawki promieniowania, jak populacje *Marchantia polymorpha* pochodzące z siedlisk o podwyższonej naturalnej radioaktywności. Ta sama reakcja u tych dwu różnych populacji wystąpiła jednak w innym zakresie dawek ekspozycji. Ekologiczna populacja *Marchantia polymorpha*, nie napromieniowana w naturze, wykazała maksymalną stymulację wzrostu plechy przy dawce 4000 mR, natomiast populacje napromieniowane w naturze przy dawce 3000 mR. Ograniczanie szczytowej proliferacji plechy u populacji nie napromieniowanej w naturalnych warunkach nastąpiło przy dawkach 5000 i 6000 mR i wzrastało przy dawkach 8000 i 10 000 mR, natomiast u populacji napromieniowanych w naturze dopiero przy dawce 8000 i 10 000 mR. Rozwój pozaszczytowych odrośli plechy u populacji *Marchantia polymorpha*, napromieniowanych w naturze, w niektórych przypadkach poprzedza zahamowanie szczytowej proliferacji plechy.

Wraz z rozwojem napromieniowanych rozmnożek *Marchantia polymorpha* pogłębiają się różnice w ich rozwoju między poszczególnymi ekologicznymi populacjami. Wraz ze wzrostem dawek promieniowania od dawki 5000 mR wzwyż, wzrasta ilość nienormalnie rosnących plech. Szybkość rozwoju plech populacji *Marchantia polymorpha*, pochodzącej z naturalnego siedliska o najniższej radioaktywności, jest podobne do szybkości rozwoju plech populacji w naturalnych warunkach nie napromieniowanej. Szybkość wzrostu plech populacji pochodzącej z siedliska o najwyższej naturalnej radioaktywności bardzo odbiega od szybkości wzrostu plech pozostałych ekologicznych populacji.

Reakcja na dawki promieniowania ekologicznej populacji *Marchantia polymorpha* nie napromieniowanej w naturze wskazuje na wyższą jej radiowrażliwość, aniżeli populacji z siedlisk o podwyższonej naturalnej radioaktywności. Zróżnicowane reakcje ekologicznych populacji *Marchantia polymorpha* na niskie dawki promieniowania ujawniają u tego gatunku ekologiczną radiowrażliwość, którą Sparrow, Schai-

* Dawka ekspozycji jest wymiarem promieniowania padającego na powierzchnię napromieniowanego materiału (Fink 1964).

Reprezentatywne plechy 3 gatunków *Marchantia* przy różnych dawkach promieniowania gamma ^{60}Co
Representative thalli of three *Marchantia* species exposed to various doses of ^{60}Co gamma-radiation

I. *Marchantia alpestris* Nees: O — kontrola (control); 3 — 18 kR; 5 — 36 kR; 6 — 48 kR; 7 — 55 kR

II. *Marchantia polymorpha* L. napromieniewana w naturze (irradiated in natural conditions): O — kontrola (control); 1 — 6 kR; 2 — 12 kR; 3 — 18 kR; 5 — 36 kR; 6 — 48 kR; 7 — 55 kR;

3 — 18 kR; 5 — 36 kR; 6 — 48 kR; 7 — 55 kR;

III. *Marchantia polymorpha* L.: O — kontrola (control); 1 — 6 kR; 2 — 12 kR; 3 — 18 kR; 4 — 24 kR; 5 — 36 kR; 6 — 48 kR; 7 — 55 kR

IV. *Marchantia nitida* Lehm. et Lindt.: O — kontrola (control); 1 — 6 kR; 2 — 12 kR; 4 — 24 kR; 5 — 36 kR; 6 — 48 kR

rer i Woodwell (1965) opisali u *Pinus rigida* w warunkach ciągłego promieniowania gamma ^{60}Co . Ekologiczne populacje *Marchantia polymorpha* pochodzące z naturalnych anomalii radiacyjnych w Sude-tach wykazują więc wyższą tolerancję wobec promieniowania od popu-lacji spoza ich terenu.

W części doświadczalnej niniejszej pracy stwierdzono również istot-ne różnice w reakcji na duże i ostre dawki promieniowania gamma ^{60}Co (min. 6 kR, max. 72 kR) między ekologiczną populacją *Marchantia polymorpha* pochodzącą z siedliska o wzmożonym naturalnym promie-niowaniu a także populacją tego gatunku nie napromieniowaną w wa-runkach naturalnych. Ponadto stwierdzono istotne różnice w tej reakcji między *Marchantia polymorpha*, a *M. alpestris* i *M. nitida*.

WYNIKI DOŚWIADCZENIA

Wykiełkowane rozmnóżki *Marchantia polymorpha* (2 populacje), *M. alpestris* i *M. nitida* wykazały reakcję na dawki promieniowania gamma ^{60}Co . Analiza zmienności, sprawdzona testem Snedecora, wykonana dla kombinacji dawek i populacji, pozwoliła stwierdzić istotne zróżnicowa-nie 3 badanych cech plechy podlegających zmienności (długość, szerokość i powierzchnia) w 4 różnych terminach (tabela 9). Zastosowanie dużych, ostrych dawek promieniowania gamma zahamowało wzrost ro-szlin wszystkich badanych populacji. Zahamowanie wzrostu plech przy dużych dawkach promieniowania jest szczególnie widoczne w później-szych terminach (po 17 i po 24 dniach), przy czym znacznie obniżyła się długość i powierzchnia plechy (wykresy, rys. 5 i 7), w mniejszym zaś stopniu szerokość plechy (wykres, rys. 6). Najniższa dawka promienio-wania (6 kR) w ostatnim terminie obserwacji (po 24 dniach), wskazuje na stymulację wzrostu plechy, wyrażającą się zwiększeniem szerokości i powierzchni plechy. We wcześniejszych terminach obserwacji, w dzia-łaniu dawek promieniowania 12 i 18 kR na wzrost plechy badanych populacji na ogół nie występują istotne różnice. Wraz ze wzrostem da-wek promieniowania od 24 - 36 - 48 - 55 kR następuje coraz silniejsze zahamowanie wzrostu plechy.

Między poszczególnymi populacjami ekologicznymi i gatunkami w reakcji na zastosowane wysokie dawki promieniowania wystąpiły istotne różnice (tabela 9 i wykresy na rys. 5, 6 i 7). Największą toleran-cję wobec promieniowania wykazała ekologiczna populacja *Marchantia polymorpha* pochodząca z siedliska o podwyższonym naturalnym promie-niowaniu. Populacja ta, przy dawce 6 kR, wykazuje zwiększenie się szerokości i powierzchni plechy. U tej populacji dawki 12 i 18 kR wpły-wają tylko na zwiększenie szerokości plechy; długość i powierzchnia plechy przy tych dawkach promieniowania mają wartość zbliżoną do wartości tych cech plechy u roślin kontrolnych. Zjawisko stymulacji

Rys. 5. Wzrost szerokości plechy czterech populacji *Marchantia* w zależności od dawki promieniowania gamma (jedna z dwóch populacji *M. polymorpha* pochodziła z anomalii radiometrycznej)

Growth of the thallus width in four *Marchantia* populations in dependence on the dose of gamma-radiation (one populations of *M. polymorpha* from the radiation anomaly area)

wyraźniejsze jest w późniejszych dniach obserwacji. Po 3 i 10 dniach u tej populacji, jak i u wszystkich innych, stwierdzono zahamowanie wzrostu. Wyraźne pomniejszenie długości i powierzchni plechy obserwowano przy dawce 24 kR i przy dawkach od niej wyższych, natomiast pomniejszenie szerokości plechy obserwowano dopiero przy dawce 48 kR i wyższych. Jak widać, szerokość plechy u wszystkich badanych gatunków podlega mniejszym zmianom.

Najmniejszą tolerancję wobec promieniowania wykazuje ekologiczna populacja *Marchantia polymorpha* nie napromieniowana w naturze, pochodząca z Ogrodu Botanicznego we Wrocławiu. Porównując rośliny kontrolne tej populacji z roślinami pochodzącymi z siedliska o wzmożonym promieniowaniu gleby, można stwierdzić, że nie różnią się one

Tabela 9 - Table 9

Wzrost plech *Marchantia alpestris*, *Marchantia nitida* i *Marchantia polymorpha* poddanych promieniowaniu gamma z ^{60}Co
Growth of irradiated thaluses *Marchantia alpestris*, *M. nitida* - and *M. polymorpha*

Populacje Populations	Długość plechy w mm — Length of thallus in mm								Przedział ufności Confidence interval	$\bar{X}$ populacji $\bar{X}$ of population	Szerokość plechy w mm — Width of thallus in mm								Przedział ufności Confidence interval	$\bar{X}$ populacji $\bar{X}$ of population	Powierzchnia plechy w mm ² — Area of thallus in mm ²								Przedział ufności Confidence interval	$\bar{X}$ populacji $\bar{X}$ of population		
	Dawki promieniowania — Total accumulated doses of irradiation gamma from cobalt-60 (kr)										Dawki promieniowania — Total accumulated doses of irradiation gamma from cobalt-60 (kr)										Dawki promieniowania — Total accumulated doses of irradiation gamma from cobalt-60 (kr)											
	0	6 kR	12 kR	18 kR	24 kR	36 kR	48 kR	55 kR			0	6 kR	12 kR	18 kR	24 kR	36 kR	48 kR	55 kR			0	6 kR	12 kR	18 kR	24 kR	36 kR	48 kR	55 kR				
Po 3 dniach — After 3 days											Po 3 dniach — After 3 days											Po 3 dniach — After 3 days										
<i>Marchantia alpestris</i>	0,675	0,643	0,640	0,608	0,558	0,475	0,585	0,530		0,589	0,513	0,540	0,518	0,453	0,508	0,443	0,480	0,440		0,487	0,308	0,320	0,348	0,280	0,255	0,228	0,263	0,240		0,280		
<i>Marchantia polymorph.</i>	0,858	0,663	0,615	0,670	0,628	0,650	0,580	0,626		0,663	0,650	0,615	0,498	0,580	0,525	0,650	0,580	0,625		0,590	0,510	0,383	0,333	0,345	0,318	0,348	0,255	0,308		0,350		
<i>Marchantia polymorph.</i>	0,695	0,500	0,433	0,488	0,420	0,453	0,395	0,370		0,466	0,345	0,378	0,390	0,353	0,408	0,350	0,345	0,343		0,364	0,238	0,183	0,165	0,165	0,153	0,145	0,120	0,118		0,161		
<i>Marchantia nitida</i>	0,435	0,465	0,423	0,475	0,463	0,468	0,473	0,410	0,091	0,451	0,415	0,430	0,488	0,503	0,378	0,390	0,408	0,370	0,086	0,423	0,183	0,198	0,148	0,170	0,168	0,175	0,165	0,143	0,070	0,168		
$\bar{X}$ dawek $\bar{X}$ of doses	0,666	0,568	0,528	0,560	0,517	0,511	0,508	0,484	0,046	0,032	0,481	0,491	0,473	0,472	0,454	0,458	0,453	0,444	0,043	0,030	0,309	0,271	0,248	0,240	0,223	0,224	0,201	0,202	0,035	P. uf. C. In. 0,025		
Po 10 dniach — After 10 days											Po 10 dniach — After 10 days											Po 10 dniach — After 10 days										
<i>Marchantia alpestris</i>	2,080	1,753	1,615	1,360	1,340	1,158	1,068	1,013		1,423	0,988	0,933	0,918	0,888	0,763	0,628	0,595	0,548		0,782	1,780	1,483	1,305	1,025	0,970	0,753	0,663	0,600		1,072		
<i>Marchantia polymorph.</i>	2,613	1,695	1,215	1,510	1,328	1,395	1,240	1,158		1,519	0,933	0,795	0,738	0,843	0,603	0,738	0,760	0,718		0,766	2,303	1,410	0,860	1,175	0,795	1,028	0,903	0,818		1,161		
<i>Marchantia polymorph.</i>	2,135	0,978	0,888	0,843	0,693	0,580	0,468	0,488		0,884	0,570	0,420	0,455	0,395	0,378	0,338	0,330	0,340		0,403	0,980	0,348	0,285	0,278	0,225	0,185	0,140	0,160		0,325		
<i>Marchantia nitida</i>	1,260	0,890	0,728	0,763	0,715	0,638	0,523	0,535	0,238	0,756	0,595	0,570	0,525	0,548	0,500	0,500	0,440	0,430	0,122	0,513	0,713	0,453	0,335	0,380	0,290	0,275	0,220	0,195	0,275	0,358		
$\bar{X}$ dawek $\bar{X}$ of doses	2,022	1,329	1,111	1,119	1,119	0,943	0,824	0,798	0,119	0,084	0,771	0,679	0,659	0,668	0,561	0,551	0,531	0,509	0,061	0,043	1,445	0,923	0,696	0,714	0,570	0,560	0,481	0,443	0,123	P. uf. C. In. 0,087		
Po 17 dniach — After 17 days											Po 17 dniach — After 17 days											Po 17 dniach — After 17 days										
<i>Marchantia alpestris</i>	4,660	4,638	4,388	2,590	2,068	1,955	1,405	1,180		2,860	1,360	1,318	1,520	1,023	0,955	0,820	0,640	0,650		1,031	5,130	4,713	5,010	2,258	1,135	1,223	0,973	0,718		2,695		
<i>Marchantia polymorph.</i>	4,200	4,320	3,510	3,365	2,518	2,700	1,818	1,683		3,014	1,200	1,430	1,163	1,225	0,843	0,910	0,798	0,830		1,050	4,295	4,908	3,135	2,985	2,020	2,220	1,370	1,293		2,778		
<i>Marchantia polymorph.</i>	4,093	2,358	2,090	1,680	1,613	0,798	0,583	0,595		1,726	1,023	0,548	0,638	0,430	0,420	0,360	0,395	0,360		0,522	2,920	0,950	1,063	0,755	0,580	0,265	0,198	0,205		0,867		
<i>Marchantia nitida</i>	2,428	1,453	1,383	1,293	1,315	1,113	0,730	0,676	0,397	1,299	0,663	0,593	0,637	0,560	0,535	0,523	0,512	0,405	0,171	0,553	1,133	0,845	0,695	0,553	0,578	0,623	0,380	0,415	0,482	0,678		
$\bar{X}$ dawek $\bar{X}$ of doses	3,845	3,192	2,843	2,232	1,878	1,611	1,133	1,034	0,198	0,140	1,061	0,972	0,990	0,809	0,688	0,653	0,586	0,561	0,036	0,060	3,419	2,354	2,476	1,638	1,178	1,083	0,730	0,658	0,241	P. uf. C. In. 0,170		
Po 24 dniach — After 24 days											Po 24 dniach — After 24 days											Po 24 dniach — After 24 days										
<i>Marchantia alpestris</i>	7,338	7,608	7,168	5,510	4,375	3,503	2,538	2,248		5,036	1,658	1,790	2,140	1,736	1,023	1,023	1,000	0,730		1,391	10,413	11,053	10,583	7,628	4,070	2,980	2,470	1,428		6,238		
<i>Marchantia polymorph.</i>	7,185	7,138	5,695	6,250	4,248	3,093	3,635	2,093		4,917	1,523	2,583	1,338	1,883	1,340	1,383	1,023	0,910		1,498	8,550	12,273	8,443	9,140	4,003	3,815	2,913	1,965		6,388		
<i>Marchantia polymorph.</i>	6,913	4,030	3,140	3,018	1,908	0,978	0,550	0,503		2,630	1,135	1,000	0,910	0,978	0,740	0,453	0,370	0,343		0,741	6,013	3,353	2,195	2,403	1,143	0,425	0,155	0,148		1,979		
<i>Marchantia nitida</i>	3,390	2,793	2,365	2,090	1,773	1,478	1,135	0,775	1,703	1,975	0,730	0,820	0,708	0,730	0,730	0,523	0,475	0,478	0,848	0,649	2,078	1,693	1,620	1,273	0,995	0,838	0,550	0,349	1,215	1,174		
$\bar{X}$ dawek $\bar{X}$ of doses	6,706	5,392	4,592	4,216	3,080	2,263	1,964	1,404	0,352	0,249	1,261	1,548	1,274	1,338	0,958	0,845	0,717	0,615	0,423	0,300	6,763	7,093	5,710	5,111	2,553	2,014	1,522	0,972	0,607	P. uf. C. In. 0,429

Rys. 6. Wzrost długości plechy czterech populacji *Marchantia* w zależności od promieniowania gamma

Growth of the thallus length of the same *Marchantia* populations in dependence on the dose of gamma-radiation

1 — 0; 2 — 6 kR; 3 — 18 kR; 4 — 24 kR; 5 — 36 kR; 6 — 55 kR

Rys. 7. Wzrost powierzchni plechy czterech populacji *Marchantia* w zależności od dawki promieniowania gamma

Growth of the thallus surface in same four *Marchantia* populations in dependence on the dose of gamma radiation

1 — 0; 2 — 6 kR; 3 — 18 kR; 4 — 24 kR; 5 — 36 kR; 6 — 55 kR

pod względem długości plechy, natomiast różnią się szerokością i powierzchnią.

Populacja z Ogrodu Botanicznego, przy dawce 6 kR wykazała wyraźne zahamowanie wzrostu plechy, zmniejszenie jej długości i powierzchni. Dawka letalna DL 50 dla tej populacji wynosiła 36 kR. Śmiertelność roślin obserwowano jednak dopiero po 20 dniach od dnia napromienienia. Dawka letalna DL 50 dla populacji *Marchantia nitida* wynosiła 55 kR. Wraz ze wzrostem dawek promieniowania wzrasta hamowanie wzrostu plechy u populacji *Marchantia polymorpha* pochodzącej z Ogrodu Botanicznego.

Dużą żywotnością i szybkim wzrostem charakteryzują się osobniki z ekologicznej populacji *Marchantia alpestris*. Populacja ta wykazuje znaczną tolerancję wobec promieniowania, jednakże nieco mniejszą od ekologicznej populacji *Marchantia polymorpha* z siedliska o podwyższonym naturalnym promieniowaniu. Począwszy od trzeciego terminu obserwacji, populacja ta przy dawkach promieniowania 6 i 12 kR ma zbliżone wartości badanych cech plechy do roślin kontrolnych, lub nieco tylko od nich większe. Przy dawce 18 kR wystąpiło u tej populacji zmniejszenie długości i powierzchni plechy w stosunku do roślin kontrolnych, natomiast szerokość plechy była nadal zbliżona do szerokości plechy roślin kontrolnych. Dawki promieniowania wyższe od 18 kR zmniejszyły jeszcze znacznie powierzchnię, długość i szerokość plechy, jednakże podobnie jak u populacji *Marchantia polymorpha* napromieniowanej w naturze, nie nastąpiło całkowite zahamowanie wzrostu.

Osobniki populacji *Marchantia nitida* odróżniają się od osobników pozostałych gatunków najniższym wzrostem. Przy dawce 6 kR populacja ta wykazuje wyraźne zmniejszenie powierzchni plechy i jej długości chociaż od trzeciego terminu obserwacji (po 17 dniach) daje się zauważyć pewne przyspieszenie wzrostu. Wyższe dawki promieniowania od 6 kR jeszcze bardziej ograniczają wzrost tej populacji. W granicach dawek od 6 do 24 kR szerokość plechy u roślin tego gatunku podlega najniższym zmianom. *Marchantia nitida* wykazuje więc mniejszą tolerancję wobec dużych i ostrych dawek promieniowania gamma niż ekologiczna populacja *Marchantia polymorpha* napromieniowana w naturze, natomiast wyższą od ekologicznej populacji *Marchantia polymorpha* nie napromieniowanej w naturze i od *Marchantia alpestris*.

Po 20 dniach obserwacji stwierdzono następujące śmiertelne dawki promieniowania gamma:

<i>Marchantia alpestris</i>	. . .	DL 50—48 kR, DL 100—60 kR
<i>Marchantia polymorpha</i> *	. DL	50—55 kR, DL 100—72 kR
<i>Marchantia polymorpha</i>	. DL	50—36 kR, DL 100—55 kR
<i>Marchantia nitida</i>		DL 50—55 kR, DL 100—68 kR

* populacja napromieniowana w naturze.

DYSKUSJA

Z przedstawionych w pracy wyników badań nad biogeochemią uranu, toru i radu oraz z wyników poprzednio prowadzonych w Sudetach badań tylko nad biogeochemią uranu (Sarosiek i Kaczmarek 1960), wynika, że *Marchantia polymorpha* i towarzyszące jej w synuzjach gatunki mszaków, podobnie do niektórych roślin wyższych z sudeckich anomalii radiacyjnych, wykazują podwyższoną, a w niektórych przypadkach nawet bardzo wysoką zawartość uranu, toru i radu. Porównując zawartość tych 3 pierwiastków w popiele badanych gatunków mszaków z terenu sudeckich anomalii radiacyjnych z całkowitą ich zawartością w glebie w wielu przypadkach nie stwierdzamy wprost proporcjonalnej zależności; nie zawsze wyższej zawartości tych pierwiastków w glebie odpowiada wyższa zawartość ich w roślinach. Zawartość uranu, toru i radu w glebie zależy od wielu czynników, np. od typu aureoli ich rozproszenia, od typu przepływających wód, od procesów glebowych (zadarnienia, wymywania, zakwaszenia) i innych, które również kształtują warunki siedliskowe roślin. Zawartość tych pierwiastków w roślinach zależy od kompleksu warunków siedliskowych i od właściwości samych roślin. Względnie dużą zawartość uranu, radu i toru w popiele *Marchantia polymorpha* w stosunku do innych mszaków z sudeckich anomalii radiacyjnych można by tłumaczyć, za Wierchowską, Wawiłowem i Masłowem (1967), indywidualnymi właściwościami tego gatunku, a między innymi dużą zawartością wapnia w tej roślinie. Według Czapka (1920) zawartość CaO w popiele *Marchantia polymorpha* wynosi 22,4%, a u *Polytrichum commune* tylko 7,7%. *Polytrichum commune* wykazuje szczególnie małą zawartość uranu, toru i radu, nawet w siedliskach, w których *Marchantia polymorpha* i *Marchantia alpestris* zawierają dużo tych pierwiastków.

Nie zawsze w anomaliiach radiacyjnych związanych z pierwotną aureolą rozproszenia radiopierwiastków zawartość ich jest wyższa w roślinach z terenu anomalii związanych z wtórną aureolą, choć na to wskazywałaby wyższa zawartość uranu, toru i radu w glebach z terenu pierwotnej aureoli rozproszenia tych pierwiastków. Rośliny z anomalii radiacyjnej występującej w strefie aureoli wtórnego rozproszenia w Bogatyni wykazały wyższą zawartość toru od roślin tych samych gatunków mszaków z siedlisk leżących w obrębie aureoli pierwotnej. Widocznie wtórne minerały toru, występujące w utworach obszaru wtórnej aureoli rozproszenia, są łatwiej przyswajane przez rośliny, niżli pierwotne minerały toru z utworów pierwotnej aureoli rozproszenia (tabela 4). Zawartość uranu w popiele badanych roślin jest z reguły wyższa w siedliskach z terenu pierwotnej aureoli rozproszenia tego pierwiastka.

Stwierdzone zależności między zawartością radu i toru w glebie a zawartością w niej próchnicy (tabela 3), między zawartością uranu

i toru w glebie, a zawartością w niej iłu koloidalnego (tabela 4), oraz między zawartością radu w glebie a zawartością w niej czynnego wapnia i magnezu, pozwalają wyrazić pogląd, że wskaźniki biogeochemiczne, wyrażające stosunek zawartości poszczególnych radiopierwiałków w popiele roślin do ich zawartości w glebie, być może spełniają swą właściwą rolę w geochemii (Wierchowska, Wawiłow i Maśłow 1967) i geobotanice (Gruzdiew 1965), lecz nie są miarodajne dla wyjaśnienia różnorodnych zagadnień radioekologii roślin.

Wysoka beta- i alfa-aktywność badanych mszaków, zwłaszcza gatunków *Marchantia*, wyrosłych w siedliskach o wzmożonej naturalnej radioaktywności w Sudetach, niewątpliwie musi pozostawać w związku z wyższą zawartością uranu, toru i radu w tych roślinach. Nie zawsze daje się stwierdzić prostą zależność między intensywnością alfa i beta promieniowania popiołu badanych mszaków a zawartością w nim uranu, toru i radu, tak jak nie daje się stwierdzić tej zależności w naturalnych warunkach w glebie. Produkty radioaktywnego rozpadu w glebie nie znajdują się w radioaktywnej równowadze (Winogradow 1957). Z otrzymanych wyników badań zawartości uranu, toru i radu oraz promieniowania alfa i beta tych roślin można przypuszczać, że produkty radioaktywnego rozpadu w roślinach również nie są w radioaktywnej równowadze. Prawdopodobnie zakłócenie tej równowagi jest następstwem wpływu bardzo wielu czynników na różne izotopy w glebie i w roślinach, o różnych właściwościach chemicznych. Muszą tu wchodzić w grę również inne naturalne radioaktywne pierwiastki, będące naturalnymi izotopami występującymi w każdej glebie (Polański 1961), a więc dostępne roślinom. Duże znaczenie wśród naturalnych radioaktywnych pierwiałków ma potas, który jak wiadomo, jest jednym z głównych makroelementów w mineralnym odżywianiu roślin i może występować w tkankach roślin w dużych ilościach. Beta-radioaktywność przypadająca na izotop ^{40}K u roślin może wynosić nawet 80% ogólnej beta-aktywności (Grodziński 1965). Nie jest w pełni słuszne uogólnienie tego autora, że część beta-aktywności, przypadająca na potas w ogólnej beta-aktywności mszaków jest mała i nie przekracza 4,3%, bowiem *Marchantia polymorpha* jest rośliną szczególnie bogatą w potas. Według Czapka (1920), zawartość potasu w popiele *Marchantia polymorpha* wynosi przeciętnie 34,3% (K_2O), a zatem izotopom potasu można by przypisać większą rolę w beta-aktywności popiołu tej rośliny, zwłaszcza że wykazuje ona wyjątkowo dużą radioaktywność poza terenem anomalii radiacyjnych (tabela 7). Przeciwnieństwem tego gatunku pod tym względem jest *Polytrichum commune*, roślina uboga w potas i wykazująca stosunkowo małą beta-radioaktywność wśród badanych gatunków mszaków.

Podobnie do *Marchantia polymorpha*, *Hypnum cupressiforme* będący

również gatunkiem polimorficznym odznacza się dużą alfa- i beta-radioaktywnością. Według Grodzinskiego (1965), roślina ta w różnych rejonach Ukrainy wykazuje różny, zawsze wysoki poziom beta-aktywności. Autor ten przypuszcza, że ten różny poziom beta-aktywności *Hypnum cupressiforme* jest w dużym stopniu uwarunkowany polimorfizmem tego gatunku. To przypuszczenie można wyrazić również w przypadku *Marchantia polymorpha*. Polimorficzne gatunki glonów z rodziny *Characeae* odznaczają się również 3–5 razy wyższą zawartością uranu od innych jeziornych glonów; średnio zawierają one $2,0 \times 10^{-3} \%$ uranu w s.m. (Kowalski, Worotnicka i Lekariew, 1967). Autorzy ci stwierdzili bardzo dużą zawartość uranu w jądrach komórkowych, mitochondriach i chloroplastach tych roślin. Na tej podstawie wnioskują, że polimorfizm *Characeae* jest uwarunkowany właściwościami uranu włączonego w jądra komórkowe i mitochondria tych roślin. Można więc przypuszczać, że polimorfizm *Marchantia polymorpha* i *M. alpestris* jest również uwarunkowany dużą zawartością uranu w komórkach tych roślin. Oba gatunki wykazują dużą zawartość uranu w swych tkankach nie tylko na glebach bogatych w ten pierwiastek, ale i poza terenem anomalii radiacyjnych, gdzie zawartość tego pierwiastka w glebie jest mała. Obecność uranu w jądrach komórkowych i mitochondriach roślin z rodziny *Characeae* stwierdzona przez Kowalskiego i jego współpracowników (1967), pozwala wnioskować autorom, że „uran jest lokalnym źródłem bezpośredniego oddziaływania na życiowe centra komórki” („vital cell centres” — Sparrow, 1962). Wydaje się oczywiste, że uran działa na roślinę nie tylko jako mikroelement, lecz także jako alfa-radiator.

Dobrym wskaźnikiem względnej liczebności ekologicznych populacji *Marchantia polymorpha* okazały się: frekwencja tego gatunku w synuzjach mszaków, pokrycie powierzchni oraz skład gatunków towarzyszących (tabela 8). Woodwell (1967) badając zmiany składu gatunków w zespole jednorocznych roślin na ugorze pod wpływem ciągłego promieniowania ^{60}Co wykazał, że „niezależnie od gęstości, skład gatunków jest wartościowym kryterium oceny stopnia zakłóceń w zbiorowisku roślin przez promieniowanie”. Liczba gatunków mszaków występujących w synuzjach wraz z *Marchantia polymorpha* na terenie anomalii radiacyjnych w Sudetach maleje wraz ze wzrostem intensywności promieniowania gamma (Sarosiek i Woźakowska-Natkaniec 1967). To rugowanie pewnych gatunków roślin w zbiorowisku przez ciągłe promieniowanie niskopoziome, określane mianem „biologicznej dyskryminacji”, stwierdzili również Mericle'owie (1961), McCormick i Platt (1962), Woodwell (1968) oraz Woodwell i Oosting (1965). Niewątpliwie zjawisko to pozostaje w prostym

związku z różną tolerancją poszczególnych gatunków wobec promieniowania, które jest szkodliwym czynnikiem ekologicznym.

Według Sparrowa (1962) radiowrażliwość roślin jest nie tylko zależna od liczby chromosomów, ale również od ich wielkości; rośliny o większych chromosomach są bardziej wrażliwe na promieniowanie, a więc są mniej odporne na promieniowanie od roślin o mniejszych chromosomach. Istotne różnice pod tym względem między *Marchantia polymorpha*, *M. alpestris* i *M. nitida* zgodnie ze Sparrowem można tłumaczyć różnicą wielkości chromosomów u tych gatunków. Według Haupta (1932) i Burgeffa (1943) te 3 gatunki nie różnią się między sobą liczbą chromosomów, która jest dla nich stała ($8+1=9$). Według Haupta (1932), osobniki męskie *Marchantia polymorpha* mają około 0,5 - 0,75 razy większe chromosomy od chromosomów *Marchantia alpestris*, a osobniki żeńskie około 2 razy większe, natomiast od *Marchantia nitida* osobniki męskie mają chromosomy większe około 3 razy, a osobniki żeńskie około 4,5 - 5,2 razy większe. Osobniki męskie *Marchantia alpestris* mają około 3 - 3,5 razy większe chromosomy od chromosomów *Marchantia nitida*, a osobniki żeńskie 2 - 2,6 razy większe. Dlatego też *Marchantia polymorpha* mająca największe chromosomy najgorzej znosi promieniowanie (DL 100 — 55 kR), w przeciwieństwie do *Marchantia nitida* o najmniejszych chromosomach i o najwyższej tolerancji wobec promieniowania (DL 100 — 68 kR). Pośrednie miejsce między tymi gatunkami pod względem wielkości chromosomów, a także pod względem tolerancji wobec promieniowania, zajmuje *Marchantia alpestris* (DL 100 — 60 kR).

Ekologiczna populacja *Marchantia polymorpha* pochodząca z anomalii radiacyjnej jest bardziej odporna na szkodliwe działanie promieniowania zarówno w odniesieniu do małych dawek promieniowania (Sarosiek i Wożakowska-Natkaniec 1968), jak i dużych, a zatem tolerancja tej populacji jest wyższa wobec promieniowania. Wobec dużych i ostrych dawek promieniowania ^{60}Co , populacja ta wykazała wyższą tolerancję od populacji *Marchantia alpestris* i od *Marchantia nitida*. Dawka letalna (DL 100) dla tej populacji wynosiła 72 kR. A zatem istotne różnice w zakresie tolerancji wobec promieniowania między ekologiczną populacją *Marchantia polymorpha* z anomalii radiacyjnej a populacją tego gatunku z Ogrodu Botanicznego, z jednej strony potwierdzają zjawisko tzw. ekologicznej radiowrażliwości (Aleksachin 1968; Woodwell i Oosting 1965; Sarosiek i Wożakowska-Natkaniec 1968), z drugiej zaś strony wskazują na zmiany radiowrażliwości *Marchantia polymorpha* pod wpływem warunków środowiskowych. Nie ulega wątpliwości, że większa odporność na promieniowanie z ^{60}Co ekologicznej populacji *Marchantia polymorpha* pochodzącej z siedliska o wzmożonym naturalnym promieniowaniu

świadczy o przystosowaniu tej populacji do nie sprzyjającego dla rozwoju roślin, niskopoziomego, ciągłego promieniowania w obrębie sudeckich anomalii.

OGÓLNE WYNIKI

1. Ekologiczną swoistość siedlisk *Marchantia polymorpha* w obrębie sudeckich anomalii radiacyjnych określa wysoka, znacznie przewyższająca wartości klarkowe, zawartość uranu, toru i radu w glebie oraz ciągle, niskopoziome promieniowanie;
 - a) Gleby tych siedlisk zawierają średnio Th $6,8 \times 10^{-3} \text{ ‰}$, U $16,5 \times 10^{-3} \text{ ‰}$ i Ra $44,1 \times 10^{-10} \text{ ‰}$ s.m. gleby,
 - b) Wzmożone, ciągle promieniowanie gamma tych siedlisk wykazuje zakres 0,06 - 1,48 mR/h.
2. Ilość całkowitego i przyswajalnego dla roślin toru, uranu i radu w glebie siedlisk *Marchantia polymorpha* na sudeckich anomaliach jest bardzo zmienna i zależy od typu gleby i rodzaju jej podłoża;
 - a) Gleby na krystalicznych wapieniach, łupkach ilastych i marglistych wykazują wyższą zawartość toru w poziomie próchnicznym, natomiast gleby na granitach, granitognejsach i łupkach krystalicznych wykazują wyższą zawartość tego pierwiastka w głębszych warstwach,
 - b) Zawartość uranu w glebach wzrasta wraz z głębokością,
 - c) Gleby młode, o niewykształconym profilu, zawierają więcej przyswajalnego dla roślin toru i uranu, a mniej radu, w przeciwieństwie do gleb brunatnych i słabo zbielicowanych,
 - d) Wraz ze wzrostem zawartości frakcji iłu koloidalnego w glebie wzrasta zawartość toru i uranu,
 - e) Gleby z siedlisk leżących w obrębie wtórnej aureoli rozproszenia zawierają więcej przyswajalnego dla roślin toru od gleb z terenu pierwotnej aureoli rozproszenia,
 - f) W glebach młodych, o niewykształconym profilu, zawartość radu wzrasta wraz z głębokością, natomiast gleby brunatne i słabo zbielicowane wykazują wyższą zawartość tego pierwiastka w górnych poziomach,
 - g) Zawartość radu w glebie wzrasta wraz z zawartością próchnicy, maleje natomiast wraz z zawartością czynnego wapnia i magnezu.
3. *Marchantia polymorpha* i towarzyszące jej gatunki mszaków wykazują w obrębie anomalii radiacyjnych zwiększoną zawartość toru, uranu i radu w popiele: średnio U $2,2 \times 10^{-3} \text{ ‰}$, Th $7,2 \times 10^{-3} \text{ ‰}$ i Ra $4,1 \times 10^{-8} \text{ ‰}$.

4. Wśród badanych gatunków mszaków najwyższą zawartością tych 3 radiopierwiastków wyróżniają się *Marchantia polymorpha* i *M. alpestris*, które można określić jako rośliny wybitnie, selektywnie gromadzące uran, tor i rad.
5. Wszystkie badane gatunki mszaków w obrębie sudeckich anomalii radiacyjnych wykazują wysoką alfa- i beta-aktywność: średnio beta-aktywność wynosi 1446,76 pc/g popiołu, a alfa-aktywność $8,04 \times 10^{-10}$ c/g popiołu.
6. Wśród badanych gatunków mszaków najwyższą alfa- i beta-aktywność wykazują *Marchantia alpestris* i *M. polymorpha*, najniższą zaś *Polytrichum commune*.

W obrębie radiacyjnych anomalii beta-aktywność *Marchantia alpestris* i *M. polymorpha* wynosi średnio około 2500 pc/g popiołu, a *Polytrichum commune* średnio 488,02 pc/g popiołu, podczas gdy alfa-aktywność *Marchantia alpestris* i *M. polymorpha* wynosi średnio $10,78 \times 10^{-10}$ c/g popiołu.

7. Naturalne, ciągłe promieniowanie niskopozioame w obrębie sudeckich anomalii radiacyjnych wpływa na odmienne kształtowanie się ekologicznych populacji *Marchantia polymorpha* niż populacji tego gatunku pochodzących z siedlisk bez wzmożonego promieniowania;
 - a) Ekotypowe różnice między osobnikami *Marchantia polymorpha* z siedlisk o wzmożonym naturalnym promieniowaniu i populacji spoza anomalii radiacyjnych dotyczą rozczłonkowania i wielkości plech,
 - b) W zakresie ciągłego promieniowania gamma 0,13 - 0,18 mR/h *Marchantia polymorpha* nie wykazuje reakcji wzrostowych i rozwojowych na ten czynnik siedliskowy, natomiast promieniowanie to w zakresie 0,76 - 0,91 mR/h stymuluje wzrost plech i rozwój wegetatywny, a jednocześnie hamuje rozwój płciowy,
 - c) W siedliskach o najwyższym naturalnym promieniowaniu około 80% osobników *Marchantia polymorpha* wykazuje anomalny rozwój plech wyrażający się akcesorycznymi odroślami,
 - d) Zagęszczenie osobników *Marchantia polymorpha* w synuzjach mszaków w siedliskach o wzmożonej radioaktywności, wyrażające się frekwencją i pokryciem roślin, wskazuje na ekologiczną dominancję *Marchantia polymorpha* i rugowanie przez ciągłe promieniowanie niektórych gatunków mszaków z tych synuzji.
8. *Marchantia polymorpha* odznacza się dużą radiowrażliwością, wykazuje bowiem reakcję na ostre, małe dawki promieniowania ^{60}Co (min. 500 mR, max. 10 000 mR).
9. *Marchantia polymorpha* wykazuje ekologiczną radiowrażliwość. Osobniki tego gatunku pochodzące z siedlisk o wzmożonym, naturalnym promieniowaniu lepiej znoszą ostre małe i duże dawki pro-

mieniowania ^{60}Co niż osobniki tego gatunku pochodzące z siedlisk bez podwyższonego promieniowania.

10. Wśród badanych gatunków *Marchantia*, *M. nitida* najlepiej znosi promieniowanie (DL 100—68 kR), najgorzej zaś *M. polymorpha* (DL 100—55 kR), pośrednie miejsce pod tym względem zajmuje *M. alpestris* (DL 100 — 60 kR).
11. Wśród badanych populacji najlepiej znosi promieniowanie populacja *Manchandia polymorpha* pochodząca z siedlisk o wzmożonym naturalnym promieniowaniu (DL 50 — 55 kR, DL 100 — 72 kR).

SUMMARY

The author's studies aimed at the elucidation of possible relations between the natural radioactive environment and the development of *Marchantia polymorpha* L., i.e. the radioecology of this species. This could be achieved by means of many-years observations of the development of *Marchantia polymorpha* L. within the area of the natural radiation anomalies in the Sudetes; by biogeochemical analyses providing a basis for the discussion of the chemical ecology of plants (in the case at hand biogeochemistry of U, Th and Ra); by studies on the development of ecological populations of *M. polymorpha* L. under conditions of increased radioactivity and by experimental investigations on the radiobiology of this species.

The results of the studies described in this paper are the following:

1. The ecological specificity of the habitats of *Marchantia polymorpha* L. within the area of the Sudetes radiation anomalies is determined by a high content of thorium, uranium and radium (considerably exceeding Clark's value) in the soil as well as the low-horizon radiation;
 - a) The soils of these habitats contain on the average: Th 6.8×10^{-3} ‰, U 16.5×10^{-3} ‰ and Ra 44.1×10^{-10} ‰ d. m. of soil,
 - b) Increased, continuous gamma radiation of these habitats exhibits a range of 0.06-1.48 mR/h.,
2. The amount of total and assimilable thorium, uranium and radium in the soil of *Marchantia polymorpha* L. habitats of the Sudetes anomalies area varies widely and depends on the soil type as well as on the kind of its substrate;
 - a) Soils on substrates of crystalline limestone, as well as of loamy and marly slate exhibit the highest thorium concentration in the humus level, whereas soils on granite, granite-gneiss and crystalline slate substrates exhibit higher concentrations of this element in deeper levels of the soil profile,
 - b) The uranium content increases with the depth,
 - c) Young soils with a non-developed profile, in contrast to brown and weakly podsolized soils, contain more assimilable thorium and uranium and less radium,
 - d) The thorium and uranium contents rise with that of the colloidal loam fraction,
 - e) The soils of habitats occurring within the secondary diffusion halo contain more assimilable thorium than those from the range of the primary halo,
 - f) The radium content increases with depth in young soils with a non-developed profile, whereas in brown and weakly podsolized soils it is higher in the upper levels,
 - g) The radium content rises with the increase of humus content and falls with the increase of the active calcium and magnesium contents.
3. *Marchantia polymorpha* L. and the accompanying *Bryophyta* species within the area of the radiation anomalies exhibit increased thorium, uranium and radium contents in the ash: on the average U 2.2×10^{-3} ‰, Th 7.2×10^{-3} ‰ and 4.1×10^{-8} ‰.
4. Among the *Bryophyta* species studied *Marchantia polymorpha* L. and *M. alpestris* Nees exhibit the highest content of the three radio-elements. Thus, these species can be recognized as remarkable in the selective uranium, thorium and radium accumulation.
5. All the *Bryophyta* species studied within the area of the Sudetes radiation anomalies exhibit a high alpha- and beta-activity: on the average beta-activity

- amounts to 1446,76 pc/g of ash, whereas alpha-activity is 8.04×10^{-10} c/g of ash.
6. Among the *Bryophyta* species studied *Marchantia alpestris* Nees. and *M. polymorpha* L. exhibit the highest and *Polytrichum commune* L. — the lowest alpha- and beta-activity. On the average the beta-activity of *Marchantia alpestris* Nees, and *M. polymorpha* L. is about 2.500 pc/g, whereas that of *Polytrichum commune* L. — 488.02 pc/g of ash within the area of radiation anomalies. The alpha-activity of *Marchantia alpestris* Nees, and *M. polymorpha* L. is on the average 10.78×10^{-10} c-g of ash within the area of the radiation anomalies.
 7. The natural, continuous, low-level radiation within the area of the Sudetes radiation anomalies causes a different development of the ecological populations of *Marchantia polymorpha* L. than that of populations from habitats without an increased radiation;
 - a) The ecotypical differences between the *Marchantia polymorpha* L. individuals of populations from habitats with an increased natural radiation and those from populations beyond the radiation anomalies area consist in the segmentation and size of the thallus,
 - b) *Marchantia polymorpha* L. within the area of natural continuous gamma-radiation of 0.13 - 0.18 mR/h exhibits no growth and development reaction to this environmental factor, whereas this radiation within the range of 0.76 - 0.91 mR/h stimulates the growth and vegetative development of the thallus and inhibits sexual development,
 - c) About 80 per cent of *Marchantia polymorpha* L. individuals in habitats with the highest natural radiation exhibit an abnormal development of the thallus consisting in development of accessory offsets,
 - d) The density (frequency and dominance) of *Marchantia polymorpha* L. populations in *Bryophyta* synusiae in habitats with an increased radioactivity points to the ecological domination of *Marchantia polymorpha* L. and to the discrimination of the accompanying *Bryophyta* species in these synusiae by natural continuous radiation.
 8. *Marchantia polymorpha* L. is characterized by a pronounced susceptibility to radiation as it exhibits a reaction to sharp, small doses of ^{60}Co (min. 500 mR, max. 10,000 mR) radiation. Individuals of this species from habitats with an increased natural radiation shows a higher tolerance to sharp small and large doses ^{60}Co radiation than individuals of the same species from habitats without increased radiation.
 9. Among the species of the genus *Marchantia* studied *Marchantia nitida* Lehm. et Lindb. exhibits the highest tolerance to radiation (DL 100—68 kR), *M. alpestris* Nees a lower one (DL 100—60 kR), and *M. polymorpha* L. the lowest.
 10. Among the populations studied the *Marchantia polymorpha* L. population from habitats with an increased natural radiation exhibits the highest tolerance to radiation (DL 50—55 kR, DL 100—72 kR).

LITERATURA

- Adamski Wł., 1960, Genetyczno-strukturalne typy złóż uranowych w Polsce, Ref. Pol. Jugosl. Symp. w zakresie geologii i metodyki poszukiwań złóż uranowych, Kowary — Belgrad, T. 1: 1—9.
- Aleksachin R. M., 1968, Sowriemiennoje sostajanie i zadaczii radiacionnoj biogeocenologii, Woprosy Radioekologii, Moskwa, Atomizdat s.: 8—30.
- Anderson J. B., Tsivoglou E. C. and Shearer S. D., 1963, Effects of uranium mill wastes on biological fauna of the Animas River (Colorado—New Mexico), Radioecology pp.: 373—383, New York, Reinhold Publ. Corp Biol. Sci.
- Baranow W. J., 1956, Radiometrija, Izd. A. N. SSSR, Moskwa.
- Baranow W. J. i Kunaszewa K. G., 1954, Sodierżanie radioaktywnych elementow torijowego riada w naziemnych rastienijach. Trudy Biogeochemicznej Labor. 10: 94—97.
- Baranow W. J., Aleksachin R. M., 1968, Woprosy Radioekologii, Predisłowie, Moskwa, Atomizdat s.: 3—7.
- Barbacki S., 1951, Doświadczenia kombinowane, PWRiL, Warszawa.
- Brodo I. M., 1964, Field studies of the effects of ionizing radiation on lichens, The Bryologist 67 (1): 76—87.
- Burgeff H., 1943, Genetische Studien an *Marchantia*, Jena, s. 296.
- Cannon H. L., 1952, The effect of U-V deposits on the vegetation of the Colorado Plateau, Amer. J. Sci., 250(10): 735—762.
- Cannon H. L., 1957, Description of indicator plants and methods of botanical prospecting for uranium deposits on the Colorado Plateau, Washington. Geol. Survey Bull., 1030-M pp.: 399—516.
- Czapek F., 1920, Biochemie der Pflanzen, I, s. 541.
- Cotter D. J., 1963, The effects of radiation on the photoperiodism of *Portulaca smalii*, Radiation Botany 3(3): 265—269.
- Cotter D. J., and Platt R. B., 1959, Studies on the ecological life history of *Portulaca smalii*, Ecology 40 (4): 651—668.
- Fink J., 1964, Promieniowanie gamma ^{60}Co , charakterystyka źródła i dawki, Biul. Inst. Hodowli i Aklimatyzacji Roślin 5—6 (62—63): 7—11.
- Fukarek F., 1967, Fitosocjologia. PWRiL, Warszawa, s. 217.
- Grodzinski D. M., 1959, Pro prirodnu radioaktivnost' mochiw ta liszajnykiw, Ukr. Bot. Żurnal 16(2): 86—112.
- Grodzinski D. M., 1965, Jestiestwiennaja radioaktywnost' rastienij i poczw, Naukowaja Dumka, Kijew, s. 216.
- Gruzdiew B. J., 1965, Plant accumulation of uranium, radium and thorium and distribution of these elements in the soil-plant system in some natural phytocenosis. Abstracts of Commun. of the All-Union Inter-College Session devoted to the problem of microelements and natural radioactivity, Petrozavodsk 3: 18—24.
- Gruzdiew B. J., 1965, Accumulation of natural, radioactive elements by some wild-growing plants, Abstracts of Commun. delivered at the Komi Republic Sci., Conf. of Young Sci., Syktyvkar pp.: 45—51.
- Haupt G., 1932, Beiträge zur Zytologie der Gattung *Marchantia* (L.), Zeitschrift für Induktive Abstammungs- und Vererbungslehre 6: 367—428.
- Kaczmarek A. i Łuczejko J., 1961, Zdjęcie radiohydrogeologiczne w świetle nowych prac doświadczalnych nad zmiennością niektórych parametrów, Kowary (maszynopis).

- Kasela T. i Kazimierczyk M., 1960, Metodyka zdjęcia emanacyjnego, Ref. Pol. Jugosl. Symp. w zakresie geologii i metodyki poszukiwań złóż uranowych, Kowary — Belgrad, T. I: 30—36.
- Kovalsky V. V., Vorotniskaya I. E. and Lekarev V. S., 1967, Biogeochemical food chains of uranium in aquatic and terraneous organisms, Radioecol. Conc. Processes, Proceedings of an Intern. Symp. held in Stocholm, pp.: 329—332.
- Kowalewskij A. Ł., 1962, O jestiestwiennych radioaktywnych elementach w rastienijach, Izd. Sib. otd. A. N. SSSR 4: 1—14.
- Kowaliński St. (i inni), 1959, Ćwiczenia z gleboznawstwa i podstaw mineralogii z petrografią, (skrypt s. 317), Wyd. W. Sz. R. we Wrocławiu.
- Macko S., 1948, Roślinność Międzyrzecza Styru, Horynia i Sluczy, Kosmos, ser. A, 66 (1/2): 17—144.
- Marczenko Z., 1968, Kolorymetryczne oznaczanie pierwiastków, Wyd. Nauk. Techn., Warszawa, s. 716.
- McCormick J. F. and Platt R. B., 1963, Ecotypic differentiation in *Diamorpha cymosa* Nutt., ASB Bull. 10/2: 1—33.
- McCormick J. F. and Cotter D. J., 1964, Radioactivity on southeastern granite outcrops. The Bull. of the Georgia Acad. of Sci. 22/1: 1—9.
- Mericle L. W. and Mericle R. F., 1965, Biological discrimination of differences in natural background radiation level, Radiation Botany 5: 475—492.
- Mewissen D. J., et all., 1959, Nature 183, (4673): 1149.
- Miller M. W., 1964, A technique for isolating and culturing gemmae of *Marchantia polymorpha* L. under aseptic conditions The Bryologist 67(3): 317—320.
- Miller M. W., and Sparrow A. H., 1965, The radiosensitivity of thalli of *Marchantia polymorpha* L. to acute gamma irradiation, Radiation Botany 5: 567—580.
- Musierowicz A., 1958, Gleboznawstwo szczegółowe, PWRiL, Warszawa, s. 552, Wyd. II.
- Naumow N. P., 1956, Mieźwidowyje i wnutriwidowyje odnoszenija u žiwotnych, Usp. Sowr. Biol. 41(1): 74—89.
- Odum E. P., 1963, Podstawy ekologii, PWRiL, Warszawa, s. 589.
- Osburn W. M., 1961, Variation in clones of *Penstemon* growing in natural areas of differing radioactivity, Science 134(3475).
- Ozenda P., 1966, Étude radio-écologique d'un milieu naturel la Basse — Isère. Premiers résultats, Comm. a L'énergie Atomique, Labor. de Biol. Végétale, C.E.A. Note Bio-V 18: 1—20.
- Perkal J., 1958, Matematyka dla rolników, PWN, Warszawa T. I, s. 252.
- Peterburgskij A., 1947, Praktikum po agrochimii, Moskwa.
- Piercew Ł. A., 1964, Prirodnaja radioaktywnost' bjosfiery, Atomizdat, s. 315, Moskwa.
- Polański A., 1961, Geochemia izotopów, Wydawn. Geol., Warszawa, s. 392.
- Popova O. N., Kodanewa R. P., and Vavilov P. P., 1964, On the distribution in plants of radium absorbed from the soil, J. Physiology of Plant 11(3): 436—441, A. N. USSR, Moskwa.
- Sandell E. B., 1950, Colorimetric Determination of Trace of Metals, Inters. Public., London, p. 270.
- Sarosiek J., 1964, Ekologiczna analiza roślin gleb serpentynowych z Dolnego Śląska, Monographiae Botanicae 18: 1—108.
- Sarosiek J., 1971, Reakcja *Petasites albus* L. na ciągłe promieniowanie gamma w warunkach naturalnych, Opera Corcontica (Czechosłowacja, w druku).

- Sarosiek J. i Kaczmarek A., 1960, Możliwości zastosowania biogeochemicznej metody poszukiwania rud uranowych, Ref. Pol. Jugosł. Konf. w zakresie geologii i metodyki poszukiwań złóż uranowych, Kowary—Belgrad, T. I: 43—47.
- Sarosiek J. i Kłys B., 1963, Ciekawy przypadek staśmienia u *Picea excelsa* Link., Rocz. Dendrol. 17: 215—217.
- Sarosiek J. i Wożakowska-Natkaniec H., 1967, Response of *Marchantia polymorpha* L. to chronic gamma radiation under natural conditions, Acta Soc. Bot. Pol. 36(1): 187—197.
- Sarosiek J. and Wożakowska-Natkaniec H., 1968, The effect of low-level acute gamma radiation on the growth of *Marchantia polymorpha* L. originating from various ecological populations, Acta Soc. Bot. Pol. 37(3): 413—426.
- Sarosiek J. and Leonowicz-Babiakowa K., 1970, The effect of chronic radiation on *Symphytum officinale* L. under natural conditions, Ekol. Pol. ser. A 18(22): 453—464.
- Schultz V. and Klement A. W., 1963, Radioecology, New York, Reinhold, Publ. Corp., Washington, D. C. Amer. Ins. Biol. Sci, p. 746.
- Shields L. M. and Drouet F., 1962, Distribution of terrestrial algae within the Nevada Test Site, Am. J. of Botany 49(6): 547—554.
- Sparrow A. H., 1962, The role of the cell nucleus in determining radiosensitivity, Brookhaven Lecture Series 17: 29.
- Sparrow A. H., Schaierer L. A. and Woodwell G. M., 1965, Tolerance of *Pinus rigida* trees to a ten-year exposure to chronic gamma irradiation from cobalt-60, Radiation Botany 5(1): 7—22.
- Stoklasa J., Penkava J., 1932, Biologie des Radiums und Uraniums, Berlin, s. 958.
- Tanner W. W., 1963, Natural radiation effects on vertebrate animals inhabiting the uranium areas of Southeastern Utah, Radiobiology, New York, Reinhold Public. Corp. pp: 325—326.
- Verkhovskaya I. N., Vavilov P. P. and Maslov V. L., 1967, The migration of natural radioactive elements under natural conditions and their distribution according to biotic and environmental components, Radioecol. Concentr. Processes, Proc. of an Intern. Symp. held in Stockholm. Ed. by Bertil Aberg and F. P. Hungate, pp: 313—328.
- Wiggs D. N. and Platt R. B., 1963. Ecology of *Diamorpha cymosa*, Ecology 43(4): 654—670.
- Winogradow A. P., 1954, Poiski rudnych miastorożdzenij po rastienijam i poczwam, Trudy Biogeochemičeskoj Łabor. 10: 3—27.
- Winogradow A. P., 1957, Geochimija riedkich i rassiejannyh chimičeskich elementow w poczwach, Izd. A. N. SSSR, s. 238.
- Woodwell G. M., 1968, Promieniowanie a zespoły występujące w przyrodzie, Postępy Techniki Jądrowej 12: 375—386.
- Woodwell G. M. and Oosting J. K., 1965, Effects of chronic gamma irradiation on the development of old field plant communities, Radiation Botany 5(3): 205—222.