

Rola porostów w badaniach skażeń atmosferycznych

Zdzisław M. Migaszewski*

The role of lichens in investigation of air pollution

Summary. The overall objective of this report is to present an outline of lichen natural history and to assess the impact of different pollutants (sulfur dioxide, nitrogen oxides, ozone and ammonia, fluorides, volatile aromatic hydrocarbons, metals, and radioactive elements) on the physiology of lichen flora. Many examples of biogeochemical investigations from Western and Central Europe, and North America were given. Lichens are used as bioindicators to monitor air and water pollution. Chemical and isotopic analyses enable estimation of baseline element concentration ranges and stable sulfur isotope ratios in lichen flora. Under some conditions, they can even indicate individual potential pollution sources. Lichens are used in geobotanical prospecting and to monitor contamination by radioactive elements derived from atmospheric nuclear bomb testing, the crashing of nuclear-powered satellites and the disasters of nuclear powered electricity generating stations. This report also includes the results of preliminary study performed on *Hypogymnia physodes*, and locally (one site) on *Xanthoria parietina*, from the Holy Cross Mts (Tables 2–4, Fig. 1). The former growing on deciduous trees (beech, oak and rowan) contained more Ba, Ca, Mn, Sr, Y, Yb and light sulfur isotope (less positive $\delta^{34}\text{S}$), and locally K and Pb (and less S, Hg and Fe) compared to that from coniferous trees (pine and spruce) (Table 2). In addition, the examined lichen took up more Cd, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Na, P, S, Ti, V, Zn and heavy sulfur isotope (more positive $\delta^{34}\text{S}$) than its bark. In turn, the latter contained more Ba and Sr (Table 3).

Porosty są uważane powszechnie za jedno z najważniejszych bioindykatorów skażenia powietrza atmosferycznego. O ile klasyczny monitoring sprowadza się do bezpośrednich pomiarów zawartości poszczególnych składników w powietrzu, o tyle same bioindykatory pozwalają na określenie skutków zanieczyszczeń na organizmy żywe. Niniejszy artykuł stanowi próbę częściowego podsumowania badań geochemicznych porostów prowadzonych w Europie, USA i Kanadzie. Oznaczenia pełnego zakresu pierwiastków śladowych i izotopów siarki w porostach wykonywane są w ramach 3-letniego monitoringu gleb i wybranych gatunków flory na obszarze Gór Świętokrzyskich (Migaszewski i in., 1995; Migaszewski, 1996). Badania porostów obejmują gatunek *Hypogymnia physodes*, a w przypadku jednego stanowiska również *Xanthoria parietina* (ryc. 1, tab. 2–4).

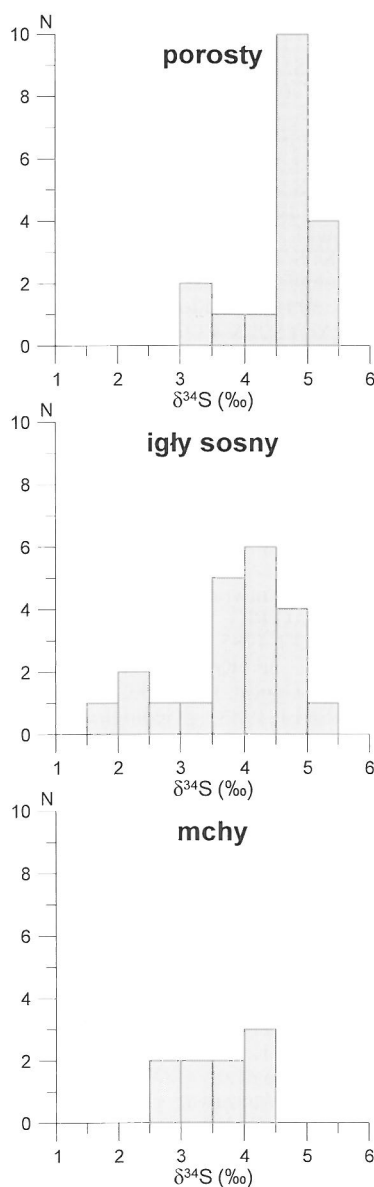
Biologia porostów

Porosty są zaliczane obecnie do nowo wydzielonego królestwa grzybów. Są one osobliwym zespołem symbiotycznym dwóch różnych organizmów: zielonego glonu (rzadziej cyjanobakterii) i grzyba. Pierwszy z wymienionych dokonuje fotosyntezy i dostarcza węglowodanów i innych składników odżywczych, natomiast grzyb zaopatruje zespół w wodę i sole mineralne z podłoża. Związek tych dwóch organizmów jest niekiedy tak daleko posunięty, że strzępki grzyba przenikają bezpośrednio do komórek glonowych. Intensywność procesów fotosyntezy i oddychania zależy od obecności wody. Ulegają one zahamowaniu w ciągu niecałej godziny od utraty wody, podlegając powtórnemu uruchomieniu w ciągu zaledwie kilku minut od jej zaabsorbowania.

Porosty występują w różnych środowiskach geograficznych: od strefy pływów aż po najwyższe szczyty gór, jak również w skrajnych warunkach klimatycznych i glebowych. Poprzedzają one ekspansję roślinności na danym obszarze i w związku z powyższym są często określane jako „pionierzy życia”. W zależności od rodzaju podłoża wyróżnia się 4 podstawowe grupy ekologiczne porostów: nadrzewne (epifityczne), rosnące na martwym drewnie — korze lub pniakach (epiksyliczne), naskalne (epilityczne) i naziemne (epigeiczne). Istnieją również gatunki o szerszej skali ekologicznej (np. *Cladonia coniocraea*) rosnące na różnym podłożu. Porosty rozwijają się również na różnym podłożu pochodzenia antropogenicznego (murach, słupach betonowych itp.), czyli na podłożu zasadowym (porosty kalcylfilne, np. *Xanthoria parietina*).

W zależności od budowy zewnętrznej, kształtu plechy itp., dzielimy porosty na trzy podstawowe formy morfologiczne: skorupiaste, listkowate i krzaczkowate. Rosną one z różną

szybkością od dziesiątych części milimetra (porosty skorupiaste) do kilku centymetrów (porosty krzaczkowate) w ciągu roku. Niektóre z nich (np. wymarły w Polsce gatunek *Usnea longissima*) osiągają nawet długość do 3 m. Pewne gatunki porostów naskalnych dożywają kilkuset, a prawdopodobnie nawet kilku tysięcy lat. Rozwijająca się obecnie nowa dyscyplina wiedzy zwana lichenometrią wykorzystuje porosty naskalne w datowaniach niektórych zdarzeń geologicznych, np. wybuchów wulkanów. Znane są właściwości lecznicze i trujące wielu gatunków porostów, wykorzystywane przez medycynę ludową, jak na przykład: *Xanthoria parietina*



Ryc. 1. Rozkład wartości $\delta^{34}\text{S}$ w porostach, igłach sosny i mchach na obszarze Gór Świętokrzyskich (1994)

Fig. 1. The $\delta^{34}\text{S}$ distribution pattern in lichens, pine needles and mosses in the Holy Cross Mts area (1994)

*Oddział Świętokrzyski, Państwowy Instytut Geologiczny, ul. Zgoda 21, 25-953 Kielce

Tab. 1. Skala porostowa (Kiszka, 1990)

Strefa	Stężenie SO ₂ (w µgm ⁻³)	Gatunki porostów charakterystyczne dla poszczególnych stref	Uwagi
1	>170	Epifitów brak <i>Desmococcus</i> sp.	Na pniach występują tylko głony (pustynia porostowa)
2	170–100	<i>Lecanora conizaeoides</i> <i>Physcia adscendens</i>	Obecne najodporniejsze porosty skorupiaste i proszkowate
3	100–70	<i>Hypogymnia physodes</i> <i>Xanthoria parietina</i>	Na pniach drzew mogą rosnąć porosty listkowe
4	70–50	<i>Evernia prunastri</i> <i>Physcia stellaris</i>	Występują porosty listkowe i niekiedy krzaczkowate
5	50–40	<i>Pseudovernia furfuracea</i> <i>Flavoparmelia caperata</i>	Obecne porosty listkowe i krzaczkowate
6	40–30	<i>Usnea florida</i> <i>Ramalina fraxinea</i>	Na pniach i gałęziach drzew występują 3 formy porostów
7	<30	<i>Lobaria pulmonaria</i> <i>Nephroma resupinatum</i>	Strefę wyznaczają duże porosty listkowe

Górna granica stężenia SO₂ w powietrzu dopuszczalna dla organizmu ludzkiego określona przez Światową Organizację Zdrowia (WHO) wynosi 50 µgm⁻³.

(złotorost ścienny) przeciw żółtacze, *Cetraria islandica* (płucnica islandzka) i *Lobaria pulmonaria* (granicznik płucnik) przeciw chorobom płuc i rodzaj *Usnea* (brodaczką) na porost włosów. Masowe zbieranie szeregu gatunków (np. *C. islandica*, *L. pulmonaria*) stało się przyczyną ich wyginięcia w niektórych rejonach kraju (Czyżewska & Cieśliński, 1991).

Czytelnik zainteresowanego przedstawioną problematyką odsyłam do publikacji popularnonaukowych Fałtynowicza (1994) i Lipnickiego & Wójciak (1995). Z kolei metodyka opróbowania i badań porostów została przedstawiona w publikacji USDA (1993). Na uwagę zasługuje też klasyczna już publikacja Barkmana (1958) omawiająca fitosocjologię i ekologię porostów

Składniki szkodliwe a rozwój porostów

Dwutlenek siarki i kwaśne deszcze. Wraz z nastaniem w końcu XVIII w. Rewolucji Przemysłowej w Europie, przyrodnicy zauważyli, że porosty nie występują na obszarach o silnie zanieczyszczonym powietrzu atmosferycznym. Dopiero jednak badania prowadzone w rejonie Paryża przez lichenologa fińskiego Nylandera (1866, 1896) wykazały, że mogą one nadawać się do rejestracji skażenia powietrza. Wymieniony badacz stwierdził stopniowy spadek ilości gatunków porostów (z 33 w 1866 r.) aż do ich całkowitego wyginięcia (powstania tzw. „pustyni porostowej” w 1896 r.**), co wiązało się z zastąpieniem drewna przez węgiel kamienny i brunatny w zakładach przemysłowych i gospodarstwach domowych. Węgiel zawiera siarkę, głównie w postaci piryty, która w trakcie spalania uwalnia się w postaci SO₂. Po utlenieniu do SO₃ reaguje z wodą obecną w atmosferze dając kwaśne deszcze (i smogi). Ponieważ porosty nie mają aparatów szparkowych i kutikuli, dlatego też lotny SO₂ i jego pochodne łatwo przenikają przez błonę komórkową, prowadząc do zahamowania procesów metabolicznych.

Wyniki badań Skye (1958) wykazały istnienie dopuszczalnych maksymalnych stężeń SO₂ dla poszczególnych gatunków porostów. Dalsze badania w tym zakresie doprowadziły do opracowania 10-stopniowej jakościowej skali bioindykacyjnej, która podaje zakresy zawartości SO₂ w powietrzu w oparciu o różne gatunki porostów (Hawksworth & Rose, 1970). Wymienieni badacze oznaczali florę porostową w pobliżu miast na

obszarze Anglii i Walii, wiążąc rozkład poszczególnych gatunków ze średnimi zimowymi koncentracjami SO₂ w powietrzu. W strefie 1 pozbawionej porostów („pustyni porostowej”) zawartości SO₂ przekraczały 170 µg/m³ (µgm⁻³) powietrza, natomiast w strefie 10 charakteryzującej się pełnym rozwojem flory porostowej, typowej dla pierwotnych puszczy (*Lobaria amplissima*, *L. scrobiculata*, *Usnea articulata*, *U. filipendula* itp) wynosiły poniżej 10 µgm⁻³.

W Polsce są używane dwie 7-stopniowe skale: tzw. „krakowska” opracowana przez Kiszkę (1990) (tab. 1) oraz „wrocławska” zaproponowana przez Bylińką i grupę *Environment Aid* (Skala porostowa, 1993).

Należy tu jednak podkreślić, że rozkład flory porostowej na badanym obszarze jest podyktowany również innymi

czynnikami, jak na przykład klimatycznymi, geologicznymi, fizjograficznymi i antropogenicznymi. Jest to też jedna z przyczyn dlaczego różni autorzy przyjmują odmienne dopuszczalne granice stężeń SO₂ w powietrzu dla poszczególnych gatunków porostów. Dla *Hypogymnia physodes* wartość ta w skali Hawkswortha & Rose’a wynosi około 125 µgm⁻³ (kora kwaśna i pozbawiona składników odżywczych), natomiast w skali Kiszki odpowiednio 100 µgm⁻³.

Wzrost zawartości SO₂ w powietrzu prowadzi do akumulacji siarki w porostach. Jej zawartość w gatunku *Hypogymnia physodes* w północnej Finlandii dochodziła do 0,04%, natomiast w ośrodkach przemysłowych południowej części kraju do 0,18% (Takala i in., 1985). Ten sam gatunek w rejonie jednej z rafinerii w stanie Washington (USA) zawierał od 0,014 do 0,120% siarki (Taylor & Bell, 1983, cyt. z Burtona, 1986). W parkach narodowych USA koncentracje tego pierwiastka w różnych gatunkach porostów wynosiły: 0,006–0,064% w *Hypogymnia enteromorpha* z Redwood National Park, Kalifornia (Gough i in., 1988a) oraz 0,092–0,170% w *Parmelia sulcata* z Theodore Roosevelt National Park, Północna Dakota (Gough i in., 1988b). Na obszarze Gór Świętokrzyskich zawartość siarki w *H. physodes* była zróżnicowana i wahała się od 0,058 do 0,128% w 1994 r. oraz odpowiednio od 0,034 do 0,122% w 1995 r.

Rekolonizacja porostów na obszarze uprzednio skażonym nie następuje szybko i jest zróżnicowana, mimo zdecydowanej poprawy czystości powietrza. Badania przeprowadzone w NW części Londynu od 1980 do 1988 r. wykazały spadek stężenia SO₂ w 1 m³ powietrza od 130 do 55–29 µg. Nie doszło tu jednak do odnowienia flory porostowej typowej dla stref 4 i 5 w skali Hawkswortha & Rose’a, mimo pojawienia się gatunków charakterystycznych dla stref 6 i 7 (Richardson, 1991). Zasięg niektórych gatunków kalcyfilnych (np. *Xanthoria polycarpa*) na wymienionym obszarze jest związany prawdopodobnie z pyłem wzbogaconym w Ca i Mg (Seaward, 1990). Drzewa o wyższym pH (np. jesion, wierzba) lepiej neutralizują efekty działania SO₂, niż drzewa o niższym pH. Kwasowość kory odgrywa niekiedy podstawową rolę w rekolonizacji porostów. Wysoka kwasowość kory dębów na obszarze Londynu (pH = 2,9 do 4,0) uniemożliwiła przebieg procesu rekolonizacji mimo wyraźnego spadku koncentracji SO₂ w powietrzu (Bates i in., 1990). Na uwagę zasługują tu również badania Cieślińskiego i jego współpracowników (1982) prowadzone w rejonie cementowni w Nowinach pod Kielcami, którzy stwierdzili zjawisko progresji porostów kalcyfilnych w wyniku alkaliczacji kwaśnej kory sosny *Pinus sylvestris* pod wpływem pyłu cementowo-wapiennego.

**Ostatnie badania (Seaward & Letrouit-Galinou, 1991) wykazały obecność tu co najmniej 11 gatunków porostów

Tab. 2. Zawartości pierwiastków śladowych i izotopów siarki w porostach *Hypogymnia physodes* (w 1994 i 1995 r.) i *Xanthoria parietina* (w 1995 r.) w Górach Świętokrzyskich

Składnik	<i>Hypogymnia physodes</i> (1994)				<i>Hypogymnia physodes</i> (1995)				<i>Xanthoria parietina</i> (1995)*
	sosna		brzoza		sosna		brzoza		
	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	
Al (%)	0,06	0,05-0,07	0,05	0,04-0,06	0,064	0,048-0,076	0,068	0,049-0,092	0,274
As (ppm)	3	3	2	<2-3	<3	-	<3	-	4
Ba (ppm)	10	6-18	19	10-40	12	6-27	22	16-29	34
Ca (%)	0,14	0,08-0,25	0,18	0,08-0,29	0,16	0,07-0,83	0,22	0,12-0,36	0,28
Cd (ppm)	0,9	0,7-1,1	0,7	0,5-0,8	0,7	<0,5-1,1	0,8	0,8-0,9	1,3
Co (ppm)	<1	-	<1	-	<1	-	<1	-	1
Cr (ppm)	3	2-4	3	2-3	3	2-3	2	2-3	9
Cu (ppm)	8	6-10	8	6-14	7	4-11	8	7-12	12
Fe (%)	0,10	0,09-0,11	0,06	0,05-0,08	0,130	0,085-0,171	0,122	0,083-0,163	0,349
Hg (ppm)	0,20	0,17-0,24	0,14	0,11-0,18	0,234	0,190-0,285	0,178	0,125-0,228	0,219
K (%)	0,23	0,20-0,26	0,33	0,30-0,36	0,24	0,19-0,28	0,35	0,27-0,42	0,38
La (ppm)	0,6	0,6-0,8	0,7	0,6-0,8	<1	<1-1	<1	<1-1	3
Li (ppm)	1	-	1	-	1	<1-2	1	<1-2	4
Mg (%)	0,03	-	0,04	0,02-0,04	0,026	0,023-0,027	0,036	0,030-0,043	0,056
Mn (ppm)	54	38-76	126	108-144	44	33-54	166	74-210	49
Na (%)	0,01	<0,01-0,01	0,01	<0,01-0,01	0,007	0,005-0,014	0,006	0,005-0,007	0,013
Ni (ppm)	1	1-2	2	1-2	1	<1-2	2	1-2	4
P (%)	0,074	0,059-0,083	0,119	0,087-0,179	0,056	0,051-0,072	0,087	0,069-0,117	0,125
Pb (ppm)	15	12-18	30	21-46	14	5-36	30	15-60	62
S (%)	0,096	0,091-0,100	0,069	0,058-0,080	0,052	0,034-0,120	0,069	0,061-0,082	0,122
$\delta^{34}\text{S}$ (‰)	4,9	4,5-5,1	4,5	3,4-5,2	5,2	4,2-5,6	5,2	4,8-5,7	5,0
Sr (ppm)	3	3-4	5	4-5	3	3-5	6	5-7	11
Ti (ppm)	25	19-28	18	14-28	31	24-41	33	22-44	82
V (ppm)	<10	<10-10	<10	<10-10	3	2-5	4	3-5	12
Y (ppm)	0,4	0,4-0,5	0,6	0,5-0,7	<0,5	<0,5-0,9	0,5	<0,5-0,9	2,1
Yb (ppm)	0,04	0,02-0,04	0,04	0,03-0,04	-	-	-	-	-
Zn (ppm)	108	84-170	116	71-138	109	78-200	147	123-170	80

* z kory modrzewia w zasięgu oddziaływania pyłów z cementowni Nowiny i Małogoszcz

Ważną rolę w badaniach porostów odgrywiają oznaczenia stabilnych izotopów siarki. Dostarczają one informacji odnośnie źródła z którego siarka jest przyswajana: SO_2 i pyły (tlenki, siarczany, siarczki itp), woda opadowa, roztwory powstałe z przemycia kory lub gleba (skała). Badania izotopowe wykonane przez Krouse (1977) w Alberta, Kanada wykazały, że porosty z rodzaju *Usnea* były wzbogaco-

ne w cięższy izotop siarki ($\delta^{34}\text{S}$ = ok. 20‰), podobnie jak związki siarki (głównie SO_2) emitowane do atmosfery z pobliskiego zakładu produkcji gazu ziemnego. Interesująco przedstawia się tu porównanie porostów z igłami sosny. W tych ostatnich średnia $\delta^{34}\text{S}$ wynosiła około 10‰, co wiązało się z absorpcją siarki bezpośrednio z gleby. Zdaniem Takali i in. (1991) wysokie wartości $\delta^{34}\text{S}$ w porostach mogą świad-

Tab. 3. Zawartość pierwiastków śladowych i stabilnych izotopów siarki w plechach porostów *Hypogymnia physodes* z drzew liściastych i szpilkowych na obszarze Gór Świętokrzyskich (1994)

Symbol próbki	As ppm	Ba ppm	Ca %	Cd ppm	Cu ppm	Fe %	Hg ppm	K %	La ppm	Mn ppm	P %	Pb ppm	S %	$\delta^{34}\text{S}$ ‰	Sr ppm	Ti ppm	Y ppm	Yb ppm	Zn ppm
C-brzoza	2	40	0,19	0,8	7	0,08	0,17	0,30	0,7	144	0,179	25	0,080	3,4	5	18	0,6	0,04	71
C-sosna	-	18	0,08	1,0	7	0,09	-	0,22	-	53	-	16	-	4,5	3	-	-	-	170
F/I-brzoza	<2	13	0,49	0,8	6	0,05	0,13	0,30	0,8	108	0,087	33	0,058	4,7	5	15	0,7	0,04	138
F/I-sosna	.3	8	0,15	0,9	8	0,09	0,17	0,23	0,6	38	0,067	14	0,094	4,8	3	19	0,4	0,02	98
I-dąb	3	55	0,51	0,6	10	0,10	0,23	0,33	1,0	230	0,129	23	0,095	4,7	4	30	0,7	0,05	93
I-sosna	3	10	0,10	0,9	8	0,10	0,24	0,24	0,6	51	0,083	18	0,097	4,9	3	28	0,4	0,04	100
II-dąb	3	92	2,24	1,3	11	0,06	0,19	0,25	0,6	525	0,092	16	0,094	3,2	12	18	0,6	0,05	66
II-sosna	3	11	0,25	1,1	10	0,09	0,21	0,26	0,6	76	0,080	18	0,098	5,0	4	26	0,5	0,04	108
IV-jarzębina	4	43	1,22	1,1	11	0,15	0,27	0,23	1,9	95	0,078	99	0,092	3,9	13	44	1,5	0,11	133
IV-jodła	5	25	0,20	0,9	12	0,23	0,33	0,20	1,0	66	0,085	39	0,119	4,2	5	46	0,6	0,06	113
VII-jarzębina	5	59	0,66	0,7	11	0,25	-	0,23	1,9	97	0,083	83	0,112	4,6	9	70	1,2	0,10	145
VII-jodła	5	30	0,11	0,9	13	0,26	0,27	0,19	1,3	44	0,079	48	0,128	4,8	4	73	0,7	0,07	120

brzoza — *Betula pendula*, dąb — *Quercus petraea*, jarzębina — *Sorbus aucuparia*, jodła — *Abies alba*, sosna — *Pinus sylvestris*
C — Wierzejska, F — N od Rakowa, II — Czarny Las, IV — Łysica, VII — Święty Krzyż (lokalizacja *vide* ryc. 1 w Migaszewski i in., 1995)

Tab. 4. Zawartości pierwiastków śladowych i izotopów siarki w plechach porostów *Hypogymnia physodes* i korze sosny *Pinus sylvestris* z obszaru Świętokrzyskiego Parku Narodowego (1995)

Symbol próbki	Ba ppm	Ca %	Cd ppm	Cu ppm	Fe %	Hg ppm	K %	Mg %	Mn ppm	Na %	P %	Pb ppm	S %	$\delta^{34}\text{S}$ ‰	Sr ppm	Ti ppm	V ppm	Y ppm	Zn ppm
IV- <i>H. physodes</i>	9	0,07	0,8	8	0,171	0,285	0,21	0,026	50	0,006	0,057	15	0,037	5,4	3	41	3	<0,5	112
IV-kora sosny	23	0,17	0,5	4	0,037	0,097	0,01	<0,005	26	<0,005	0,008	39	0,015	2,9	4	10	<1	<0,5	17
IV- <i>H. physodes</i>	18	0,36	0,9	7	0,141	0,196	0,36	0,043	210	0,007	0,083	28	0,082	5,2	7	39	5	0,7	145
IV-kora brzozy	22	0,16	0,6	5	0,025	0,046	0,03	0,011	169	<0,005	0,020	22	0,024	3,2	8	6	<1	<0,5	128
VII- <i>H. physodes</i>	11	0,08	1,1	9	0,160	0,248	0,19	0,027	28	0,006	0,053	36	0,034	5,6	3	37	4	0,5	135
VII-kora sosny	23	0,17	0,7	6	0,057	0,091	0,01	<0,005	12	<0,005	0,010	73	0,015	4,5	5	14	1	0,6	22
VII- <i>H. physodes</i>	22	0,18	0,9	12	0,163	0,223	0,27	0,036	74	0,006	0,074	60	0,061	5,7	5	44	5	0,9	170
VII-kora brzozy	33	0,12	0,5	10	0,069	0,081	0,02	0,009	167	<0,005	0,023	70	0,016	2,9	6	18	<1	0,5	129

czyć o wiązaniu siarki z powietrza i wody opadowej, a nie z roztworów przemywających korę.

Dla porównania w 1994 r. średnia wartość $\delta^{34}\text{S}$ w gatunku *Hypogymnia physodes* z Gór Świętokrzyskich wynosiła 4,9‰ (od 3,4 do 5,4‰) i była nieco wyższa w porównaniu z igłami sosny i mchami (ryc. 1). Większe wzbogacenie całej badanej flory w lżejszy izotop siarki wiąże się prawdopodobnie z odmiennym składem izotopowym siarki polskich węgli kamiennych, stanowiących podstawowe paliwo w większości zakładów przemysłowych i gospodarstw domowych regionu. Średnie wartości $\delta^{34}\text{S}$ węgli spalanych w lokalnych zakładach przemysłowych w latach 1994–1995 wynosiły ok. 2,3‰ (od -5,3 do 16,3‰), natomiast emitowanych pyłów odpowiednio ok. 2,2‰ (od -3,7 do 10,4‰). Badania wykonane w stanie Alberta wykazały również, że porosty podobnie jak rośliny kwiatowe mogą dokonywać frakcjonowania izotopów, wydalając nadmiar siarki w postaci H_2S wzbogaconego w lżejszy izotop siarki (Case & Krouse, 1980). Nie należy wykluczyć, istnienia tego procesu również na obszarze Gór Świętokrzyskich.

W sprzyjających warunkach, skład izotopowy siarki w porostach może przyczynić się do identyfikacji potencjalnego źródła (emitera) zanieczyszczeń, po warunkiem że znany jest skład izotopowy siarki obecnej w paliwie i/lub surowcu użytym w procesie technologicznym (Jackson & Gough, 1989).

Tlenki azotu i związki pochodne. Mimo redukcji od 1980 r. o 1/3 emisji SO_2 nie nastąpił spadek pH deszczu w Europie zachodniej i środkowej. Należy więc przypuszczać, że decydującą rolę w procesie powstawania kwaśnych deszczu (obecne pH = ok. 4,0–4,5) zaczynają obecnie odgrywać tlenki azotu i ich pochodne (Freemantle, 1995).

Lotne związki organiczne (VOC) emitowane wraz ze spalinami pojazdów, jak również przez drzewa i inne źródła, reagują fotochemicznie z tlenkami azotu powstałymi głównie w wyniku spalania węgla, benzyny i olejów napędowych, tworząc ozon, kwas azotowy i związki pokrewne. Ozon odgrywa ważną rolę jako podstawowy składnik szkodliwy, szczególnie w okresach letnich, na obszarach USA (np. w Kalifornii) i kontynentu europejskiego. Ponieważ w suchych i słonecznych okresach letnich spada również aktywność metaboliczna porostów, z tego też względu trudno jest ocenić szkodliwy wpływ ozonu. Tym niemniej przyjmuje się, że ozon odpowiada za znaczny spadek ilości gatunków porostów na drzewach szpilkowych i dębach w Górach Wewnętrznych oraz dębach na wybrzeżu Kalifornii (Sigal & Nash, 1983). Analizy chemiczne transplantowanego gatunku *Ramalina menziesii* na południowym zboczach Gór San Gabriel (ok. 35 km na NE od centrum Los Angeles) wykazały obecność pod koniec lata jonów azotanowych i amonowych w ilości 170 $\mu\text{mol/g}$, przewyższających sumę (132 $\mu\text{mol/g}$) pozostałych jonów wodorowych, chlorko-

wych, fluorkowych i siarczanowych (Boonpragob i in., 1989). Badania wykazały również, że transplantowane porosty ujawniały spadek zawartości chlorofilu oraz zahamowanie procesu fotosyntezy tylko w okresie letnim.

Szkodliwy wpływ związków azotu na porosty został również zbadany w Holandii, w kraju o szczególnie intensywnej hodowli bydła. Na jednym z obszarów charakteryzującym się wysoką emisją amoniaku, stwierdzono zanik na korze dębów gatunków kwasolubnych (*Evernia prunastri*, *Lecanora conizaeoides* i *Lepraria incana*), typowych dla przyległego rezerwatu przyrody, na rzecz gatunków z rodzaju *Xanthoria*, *Physcia* itp (De Bakker, 1989).

Fluorowodor i fluor. Wpływ fluorowodoru i fluoru na porosty zaznacza się tylko lokalnie w pobliżu hut aluminium i szkła, cegielni oraz zakładów produkcji nawozów i fosforu, jak również na obszarach erupcji wulkanicznych. Badania tego typu były prowadzone w pobliżu hut aluminium w Arvida w Quebec, Kanada (LeBlanc i in., 1972), Skawinie koło Krakowa (Świeboda & Kalemba, 1983) i Holyhead w północnej Wali (Perkins & Millar, 1987) oraz zakładów ceramicznych i nawozów w Finlandii (Holopainen, 1984). Na podstawie analiz chemicznych próbek mchu, substratu korowego *H. physodes* oraz martwicy korowej sosny zwyczajnej stwierdzono istnienie w rejonie Skawiny szeregu stref o różnym stopniu skażenia związkami fluoru (do ponad 500% w stosunku do wartości kontrolnych w bezpośrednim sąsiedztwie huty). W przypadku huty aluminium w Holyhead, w promieniu około 1 km od zakładu, gatunki porostów listkowatych i krzaczkowatych zawierały powyżej 600 ppm fluoru (tło geochemiczne tego pierwiastka nie przekraczało 10 ppm).

Węglowodory aromatyczne. W ostatnich latach wzrosło zainteresowanie węglowodarami aromatycznymi (AH) i poliaromatycznymi (PAH) z uwagi na ich właściwości rakotwórcze. Wymienione związki, obejmujące również dioksyny i furany, są uwalniane w wyniku częściowego spalania różnego rodzaju paliw i śmieci. Na uwagę zasługują tu również lotne polichlorobifenyle (PCB) używane jako stabilizatory w przemyśle chemicznym i przy produkcji transformatorów elektrycznych. Chlorkowęglowodory (DDT, HCH, HCB itp) obejmują pestycydy i związki stosowane w przemyśle farbiarskim i chemicznym. Przykładem zastosowania porostów w badaniach bioindykacyjnych skażeń węglowodarami aromatycznymi jest gatunek *Cladina rangiferina* z północnej Szwecji stanowiący pożywienie reniferów. W latach 1961–1972 koncentracje PCB wzrastały od <50 do >400 ppm (Villeneuve & Holm, 1984). Do tej pory nie przeprowadzono jednak badań nad wpływem polichlorobifenili i innych węglowodorów aromatycznych na fizjologię porostów.

Metale. Porosty akumulują metale głównie poprzez wychwytywanie nierozpuszczalnych cząstek stałych (zwykle tlenków, siarczków i siarczanów). Stwierdzono istnienie zależności liniowej między zawartością metali w porostach rodzaju

Parmelia oraz w pyłach pobranych bezpośrednio z filtrów przemysłowych (Saeki i in., 1977). W badaniach nad pochodzeniem cząstek stałych w porostach wykorzystuje się stosunki ilościowe szeregu pierwiastków (np. Fe, Cr, Ni i V) do Ti zarówno w cząstkach, jak również odpowiednio w pyłach przemysłowych, glebie lub skałach (Richardson, 1992). Porosty mogą również przyswajać jony rozpuszczalne (np. Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ i U^{5+}) przeważnie na drodze szybkiej wymiany jonowej. Takie jony jak np.: Ag^+ , Hg^{2+} i Tl^+ są silnie toksyczne niszcząc enzymy i inne biocząsteczki w komórkach. Nieboer & Richardson (1980) podali szereg metali o wzrastającej toksyczności: $\text{Fe} < \text{Zn} < \text{Co} < \text{Cr} < \text{Cd} < \text{Cu} < \text{Pb}$.

Metale gromadzą się w obrębie ścianek komórek, na zewnątrz błony komórkowej oraz między komórkami. Koncentracje metali mogą przekraczać nawet 5000 ppm nie wywierając przy tym widocznego wpływu na fizjologię porostu. Zjawisko te wiąże się zarówno z formą i stopniem rozpuszczalności nośników metali, jak również związaniem nadmiaru metali przez kwasy organiczne zawarte w porostach i tworzeniem nierozpuszczalnych związków kompleksowych. Znane są przypadki zasiedlenia przez porosty powierzchni żelaznych, jak na przykład w przypadku armat i ich kul w jednym z fortów na Haiti. Toksyczny wpływ Cu, Pb i Zn na porosty można prześledzić w pobliżu różnych galwanizowanych powierzchni (drutów ogrodzeniowych, dachów, inskrypcji itp).

Z wielu przykładów oznaczeń różnych metali na szczególną uwagę zasługują analizy na zawartość ołowiu w porostach rosnących w pobliżu autostrad. W południowej Finlandii gatunek *Hypogymnia physodes* wykazywał spadek zawartości ołowiu w granicach od 175 do 75 ppm, w miarę oddalania się od autostrady (20–100 m) (Laaksovirta i in., 1976). Z kolei w Czechach ten sam gatunek ujawniał na odcinku 200 m od autostrady spadek zawartości ołowiu z 50 ppm do około 10 ppm oraz odpowiednio kadmu z ponad 2 ppm do poniżej 1 ppm (Kral i in., 1989).

Wnioski końcowe

Porosty występujące na terenach skażonych wychwytyują gazy, wodę opadową z wieloma rozpuszczonymi substancjami szkodliwymi oraz różnego rodzaju pyły, będące nośnikami metali ciężkich. Analizy chemiczne flory porostowej dostarczają więc informacji odnośnie natury emisji oraz rozmiaru obszaru zanieczyszczeń wokół zakładów przemysłowych, autostrad, hałd pogórnictwa itp.

Na obszarach gdzie nie stwierdza się obecności porostów, lub też jeśli występują one w niewielkich ilościach, stosuje się metody transplantacji. W badaniach tego typu wycina się krążki kory, wraz z określonym gatunkiem porostu (najczęściej *Hypogymnia physodes*), średnicy około 4 cm (Brodo, 1961), a następnie przymocowuje się je bezpośrednio do drzewa lub deski z wyciętymi otworami. Metoda ta umożliwia zarówno prześledzenie jakościowych efektów zanieczyszczeń, jak również określenie koncentracji metali w pyłach przemysłowych i wodach oraz ich zmian w różnych porach roku. Do szczególnie interesujących należy tu zaliczyć oznaczenia fluktuacji Zn, Cu, Cr, Cd i Hg w *Parmelia praesorediosa* rozmieszczonej w 10 punktach zlokalizowanych wzdłuż jednego z dopływów rzeki Calcasieu w południowo-zachodniej Luizjanie (Beck & Ramelow, 1990). W Polsce oznaczenia siarki w transplantowanym gatunku *Hypogymnia physodes* w rejonie huty miedzi w Legnicy wykonał Fabiszewski ze współpracownikami (1983). Wymienieni au-

torzy badali również w komorach fumigacyjnych wpływ różnych stężeń SO_2 na stopień degradacji plech porostów.

Do oceny stanu skażenia powietrza atmosferycznego, najlepiej nadają się porosty nadrzewne, a wśród nich brodaczkę (z rodzaju *Usnea*) przytwierdzone tylko niewielką powierzchnią do gałęzi. Zdaniem autora, porosty listkowate, rosnące na pniach, a wśród nich często stosowany w badaniach bioindykacyjnych gatunek *Hypogymnia physodes*, odzwierciedlają również skład chemiczny kory drzewa stanowiącej podłoże. Woda deszczowa spływając po pniu wypłukuje z kory drzewa wiele związków chemicznych, które są następnie przyswajane przez plechy porostów***. Do takiego wniosku skłaniają wyniki analiz chemicznych i izotopowych siarki wymienionego gatunku z Gór Świętokrzyskich, rosnącego na różnych gatunkach drzew w obrębie tego samego stanowiska badawczego. Porosty z różnych drzew liściastych wykazują wyższe zawartości Ba, Ca, Mn, Sr, Y, Yb i lżejszego izotopu siarki (niższa wartość $\delta^{34}\text{S}$), a w przeważających stanowiskach K i Pb, jak również niższe koncentracje S, Hg i Fe niż porosty z drzew szpilkowych (tab. 2 i 3). Największe zróżnicowanie w zawartościach tych pierwiastków obserwuje się między porostami z dębu i sosny (tab. 3). Interesująco przedstawia się porównanie zawartości pierwiastków śladowych i izotopów siarki w gatunku *Hypogymnia physodes* i korze drzewa stanowiącej podłoże (tab. 4). Porosty akumulują więcej Cd, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Na, P, S, Ti, V, Zn i cięższego izotopu siarki (bardziej dodatnia wartość $\delta^{34}\text{S}$) niż ich kora. Ta ostatnia zawiera więcej Ba i Sr. Porosty rosnące na korze sosny wykazują niższą od niej zawartość Ca i Pb. Z kolei kora sosny zawiera mniej Mn niż rosnący na niej gatunek *Hypogymnia physodes*. Ponadto, *H. physodes* rosnąca na brzozie ujawnia większą tendencję do wiązania Ba i Ca w porównaniu z tym gatunkiem z sosny. Takiego zróżnicowania w zakresie koncentracji tych pierwiastków nie notuje się między samą korą wymienionych drzew.

W ostatnich latach wzrosła rola porostów jako bioindykatorów pierwiastków promieniotwórczych (^{137}Ce , ^{239}Pu , ^{240}Pu), tworzących się w wyniku wybuchów bomb atomowych i wodorowych, awarii satelitów napędzanych reaktorami atomowymi oraz katastrof w elektrowniach atomowych. Rodzaj *Umbilicaria* po wybuchu reaktora atomowego w Czernobylu zawierał do 165 razy więcej ^{137}Ce w stosunku do stanu pierwotnego (Kwapuliński i in., 1985a; Seaward i in., 1988). Stwierdzono również ogólny wzrost zawartości ^{137}Ce , ^{226}Ra i ^{228}Ra w plechach wymienionego rodzaju wraz z wysokością terenu (Kwapuliński i in., 1985a, b).

Porosty (metalofity) znajdują również zastosowanie w tzw. prospekcji geobotanicznej przy poszukiwaniach złóż rud metali. Na przykład zielone zabarwienie krawędzi plech oraz odpowiednio ciemnozielone owocników wykazują gatunki *Lecanora cascadiensis* i *L. polytropa* rosnące na skałach miedzionośnych (Richardson, 1992). Porosty rosnące na serpentynitach akumulują również dużo niklu. W badaniach tego typu wymagana jest jednak znajomość regionalnego tła geochemicznego rozpatrywanego metalu, celem wykluczenia innych źródeł jego pochodzenia.

Zdaniem autora badania samych gleb nie dają pełnego obrazu skażenia środowiska naturalnego na większym obszarze i powinny być sprzężone z biomonitorem

***: Jest to pogląd autora, choć nie należy tu również wykluczyć wpływu charakteru fizycznego kory drzewa (np. pojemności wodnej lub szybkości utraty wody)

gólnie porostów, igieł sosny lub jodły oraz mchów. Wiąże się to z faktem, że gleba stanowi bardziej skomplikowany układ, gdzie o rozkładzie pierwiastków i izotopów siarki decyduje wypadkowa procesów glebowych, wietrzenia skał macierzystych i działalności antropogenicznej. Duży wpływ na wynik analiz laboratoryjnych gleb ma również zastosowanie odpowiedniej metody roztwarzania próbek (Górecka i in., 1993).

Porosty mają znaczenie praktyczne dla człowieka, a w niektórych rejonach świata również dla wielu organizmów (np. reniferów), gdzie stanowią podstawowe ich pożywienie. Są one nie tylko „pionierami życia”, poprzedzającymi ekspansję roślinności, lecz również zwiastunami powolnej agonii środowiska naturalnego, skupiając jak w soczewce liczne jego problemy. Losy człowieka i porostów są w tym względzie ze sobą związane. Należy mieć nadzieję, że w interesie człowieka powrócą one w pełni na zniszczone przez niego obszary.

Napisanie tego artykułu byłoby niemożliwe bez dwuletniej współpracy z botanikami. W związku z powyższym składam podziękowanie prof. dr hab. Stanisławowi Cieślińskiemu, z Instytutu Biologii WSP w Kielcach, za pomoc udzieloną mi w trakcie badań geochemicznych nad porostami oraz za recenzję niniejszego artykułu. Dziękuję również Pani Agnieszce Gałuszce, z KUL-u w Lublinie, za pomoc w pracach polowych oraz za wzbudzenie mego zainteresowania porostami. Analizy na zawartość pierwiastków śladowych w porostach z Gór Świętokrzyskich zostały wykonane w Centralnym Laboratorium Chemicznym Państwowego Instytutu Geologicznego w Warszawie pod kierunkiem dr Piotra Paślawskiego, natomiast odpowiednio oznaczenia stabilnych izotopów siarki przez prof. dr hab. Stanisława Hałas i dr Janinę Szaran z Pracowni Spektrometrii Mas Instytutu Fizyki UMCS w Lublinie. Badania porostów wchodziły w skład dwóch projektów finansowanych przez U.S.-Poland Maria Curie-Skłodowska Joint Fund II (No. MOS/USGS-94-209) oraz Państwowy Instytut Geologiczny (nr 6.20.1520.00.0).

Literatura

- BARKMAN J.J. 1958 — Phytosociology and Ecology of Cryptogamic Epiphytes.
- BATES J.W., BELL J.N.B. & FARMER A.M. 1990 — Environmental Pollution, 68: 81–99.
- BECK J.N. & RAMELOW G.J. 1990 — Bull. of Environmental Contamination and Toxicology, 44: 8–302.
- BOONPRAGOB K., NASH T.H. & FOX C.A. 1989 — Environmental and Experimental Botany, 29: 97–187.
- BRODO I.M. 1961 — Ecology, 42: 41–838.
- BURTON M.A.S. 1986 — Gaseous pollutants: Lichens, [W:] Biological Monitoring of Environmental Contaminants (Plants). Monitoring and Assessment Research Centre, King's College London, University of London: 95–111.
- CASE J.W. & KROUSE H.R. 1980 — Oecologia (Berlin), 44: 57–248.
- CIEŚLIŃSKI S. & CZYŻEWSKA K. 1991 — Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stüffung Rübel, Zürich, 106: 133–149.
- CIEŚLIŃSKI S. & CZYŻEWSKA K. 1992 — Wiad. Bot., 36: 5–17.
- CIEŚLIŃSKI S., TOBOROWICZ K. & SEPSKI S. 1982 — Roczn. Świętokrz., 10: 60–100.
- CZYŻEWSKA K. & CIEŚLIŃSKI S. 1991 — Chronimy Przyrodę Ojczyzn, 47: 10–18.
- CROCK J.G., SEVERSON R.C. & GOUGH L.P. 1992 — Water, Air, and Soil Pollution, 63: 253–271.
- DE BAKKER A.J. 1989 — Acta Botanica Neerlandica, 38: 42–337.
- FABISZEWSKI J., BREJ T. & BIELECKI K. 1983 — Pr. Wrocl. Tow. Nauk., Ser. B, 207: 1–109.
- FAŁTYNOWICZ W. 1994 — Monitoring powietrza. Porosty jako bio wskaźniki zanieczyszczenia. Fundacja CEEW. Krosno: 1–34.
- FREEMANTLE M. 1995 — Chemical Engineering News. May 1: 10–17.
- GOUGH L.P., SEVERSON R.C. & JACKSON L.L. 1988a — Water, Air, and Soil Pollution, 38: 169–180.
- GOUGH L.P., SEVERSON R.C. & JACKSON L.L. 1988b — Ibidem, 38: 157–167.
- GÓRECKA E., HNATYSZAK K. & PASŁAWSKI P. 1993 — Prz. Geol., 41: 719–721.
- HAWKSWORTH D.L. & ROSE F. 1970 — Nature (London), 227: 8–145.
- HOLOPAINEN T.H. 1984 — Annales Botanici Fennici, 21: 29–213.
- JACKSON L.L. & GOUGH L.P. 1989 — [W:] RUNDELL P.W., EHRLERINGER J.R. NAGY K.A. (ed.), Stable Isotopes in Ecological Research. Ecological Studies, 68. Springer-Verlag New York, Inc.: 471–489.
- KISZKA J. 1990 — Studia Ośr. Dokum. Fizjogr., 18: 201–212.
- KRAL R., KRYZOWA L. & LISKA J. 1989 — Science of Total Environment, 84: 9–201.
- KROUSE H.R. 1977 — Nature (London), 265: 6–45.
- KWAPULIŃSKI J., SEAWARD M.R.D. & BYLIŃSKA E.A. 1985a — The Science of the Total Environment, 41: 125–133.
- KWAPULIŃSKI J., SEAWARD M.R.D. & BYLIŃSKA E.A. 1985b — Ibidem: 135–141.
- LAAKSOVIRTA K., OLKKONEN H. & ALAKUIJALA P. 1976 — Environmental Pollution, 11: 55–247.
- LEBLANC F., RAO D.N. & COMEAU G. 1972 — Canadian Journ. of Botany, 50: 8–991.
- LIPNICKI L. & WÓJCIAK A. 1995 — Porosty (klucz—atlas). Wyd. Szkolne i Pedag. Warszawa.
- MANNINEN S., HUTTUNEN S. & TORVELA H. 1991 — Water, Air, and Soil Pollution, 59: 153–163.
- MIGASZEWSKI Z.M. 1996 — Porosty — bioindykatory skażeń atmosferycznych. Spraw. z Pos. Nauk. PIG (w druku).
- MIGASZEWSKI Z.M., PASŁAWSKI P., HAŁAS S. & DURAKIEWICZ T. 1995 — Prz. Geol., 43: 472–477.
- NIEBOER E. & RICHARDSON D.H.S. 1980 — Environmental pollution, 1: 3–26.
- NYLANDER W. 1866 — Bull. de la Sc. de Botan. de France, 13: 72–364.
- NYLANDER W. 1896 — Les lichens des Environs de Paris. Paris.
- PERKINS D.F. & MILLAR R.O. 1987 — Environmental Pollution, 48: 63–78.
- RICHARDSON D.H.S. 1991 — Pollution monitoring with lichens. Richmond Publishing Co. Ltd.
- SAEKI M., KUNII K., SEKI T., SUGIYAMA K., SUZUKI T. & SHISHIDO S. 1977 — Environmental Research, 13: 66–256.
- SEAWARD M.R.D. 1990 — Naturalist, 115: 9–73.
- SEAWARD M.R.D., HESLOP J.A., GREEN D. & BYLIŃSKA E.A. 1988 — Journal of Environmental Radioactivity, 7: 9–123.
- SEAWARD M.R.D. & LETROUIT-GALINO M.A. 1991 — Lichenologist, 23: 181–186.
- SIGAL L.L. & NASH T.H. 1983 — Ecology, 64: 54–1343.
- Skala porostowa 1993 — Aura, 3: 22.
- SKYE E. 1958 — Svensk botanische Tidsskrift, 52: 90–133.
- ŚWIEBODA M. & KALEMBA A. 1983 — Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych. Mat. pokonf., Wyd. PAN: 87–105.
- TAKALA K., OLKKONEN H., IKONEN J., JAASEKELAINEN J. & PUUMALAINEN P. 1985 — Annales Botanici Fennici, 22: 91–100.
- TAKALA K., OLKKONEN H. & KROUSE H.R. 1991 — Environmental Pollution, 69: 48–337.
- USDA Forest Service General Technical Report RM-224, 1993 — Lichens as Bioindicators of Air Quality: 1–131.
- VILLENEUVE J.P. & HOLME E. 1984 — Chemosphere, 13: 38–1133