

Jan Krupa, Edward Tlałka*

Wpływ dwutlenku siarki na przemianę gazową mchu *Funaria hygrometrica*

Streszczenie

W celu zbadania wpływu SO_2 na rośliny użyto mchu *Funaria hygrometrica*, który występuje w miejscach o różnym stopniu zanieczyszczeń przemysłowych. Badania nad długotrwałym oddziaływaniem dwutlenku siarki na gametofory i sporogony zostały poprzedzone pomiarami rozpuszczalności i przemian SO_2 w wodzie. Powyższe pomiary przeprowadzono w warunkach zasadniczego eksperymentu nad wpływem SO_2 na fotosyntezę i stężenie barwników chlorofilowych. Stwierdzono, iż toksyczność SO_2 zależy od czasu jego oddziaływania na roślinę. Przy długotrwałym (wynoszącym 21 dni) oddziaływaniu SO_2 na rośliny można wyróżnić dwa etapy różniące się stopniem depresji fotosyntezy gametoforów i sporogonów. Pierwszy etap zaczyna się już po 24 godzinach traktowania mchów dwutlenkiem siarki o stężeniu 0.3 mg/m^3 , zaś po 7 dniach przetrzymywania badanych roślin w tych warunkach następuje powtórny wyraźny spadek przemiany gazowej. Przeprowadzone badania toksyczności SO_2 na świetle i w ciemności wskazywały na znaczniejsze obniżenie intensywności badanych procesów, gdy mchy traktowano badaniem gazem w ciemności. Nie stwierdzono jednak u tych mchów zasadniczych różnic w stężeniu chlorofilu.

Różnice zaznaczające się we wrażliwości na badany czynnik występują u mchów rosnących w siedliskach różniących się stężeniem zanieczyszczeń przemysłowych. Różnice te, wskazujące na mniejszą wrażliwość mchów rosnących w warunkach wyższej koncentracji zanieczyszczeń przemysłowych, pozwalają przypuszczać, że istnieją pewne adaptacje do zmiennych warunków siedliskowych umożliwiające tym roślinom wegtację w tak toksycznym dla innych organizmów środowisku.

* Zakład Fizjologii Roślin, Instytut Biologii Wyższej Szkoły Pedagogicznej w Krakowie, ul. Podbrzezie 3

WSTĘP

Przekroczenie barier tolerancji środowiska biotycznego w stosunku do różnego rodzaju substancji przedostających się do powietrza i określanych jako zanieczyszczenia spowodowało, że problemy skażenia atmosfery stały się szczególnie aktualne. Przyjmuje się nazywać zanieczyszczeniami te substancje lub ciała, które nie występują w powietrzu czystym lub przekraczają określone normy stężenia.

W dużym uproszczeniu zanieczyszczenia powietrza dzieli się na stałe i gazowe. Przez zanieczyszczenia stałe rozumie się różnego rodzaju ciała o odpowiednim rozdrobnieniu, unoszące się w powietrzu. Natomiast gazowymi zanieczyszczeniami powietrza są głównie: tlenowe związki węgla (CO , CO_2), związki siarki (SO_2 , H_2S), niektóre tlenki azotu, związki fluoru, chloru oraz pewne związki organiczne. Przedstawiona powyżej definicja zanieczyszczenia atmosfery ma charakter ilościowy, jak i jakościowy. Przykładowo wzrost stężenia dwutlenku węgla w powietrzu ponad określoną normę będzie przyjmowany jako zanieczyszczenie atmosfery, ale przy sprzyjających innych warunkach prowadzi do wzrostu stężenia fotosyntezy. Natomiast wzrost koncentracji dwutlenku siarki w powietrzu zazwyczaj prowadzi do niekorzystnych zmian w środowisku, gdyż substancja ta wykazuje wyraźnie toksyczne działanie. W powietrzu czystym stężenie SO_2 wynosi $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, gdy w zanieczyszczonym wzrasta do $524 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ i więcej (Smith 1981). Przekroczenie barier tolerancji, a co za tym idzie pewnej zdolności do neutralizacji zanieczyszczeń, prowadzi do wzmożonej akumulacji toksycznych związków w biosferze. W konsekwencji tych zmian następują zakłócenia w funkcjonowaniu i strukturze naturalnych ekosystemów.

Ze względu na szeroki zasięg oddziaływań szczególnie groźne dla środowiska są gazowe zanieczyszczenia atmosfery. Spośród wielu substancji toksycznych emitowanych do atmosfery dwutlenek siarki jest najbardziej rozpowszechnionym związ-

kiem fitotoksycznym. Stanowi on 60% gazowych zanieczyszczeń atmosfery. Problem toksycznego oddziaływania gazowych zanieczyszczeń na organizmy żywe stał się aktualny, kiedy nastąpił wyraźny wzrost stężenia SO_2 w powietrzu. Za główną przyczynę wzrostu dwutlenku siarki w powietrzu uważa się spalanie i przeróbkę materiałów energetycznych i innych surowców zawierających siarkę. W wyniku tych procesów, według danych szacunkowych, rocznie do atmosfery dostaje się $1,5 \cdot 10^8$ ton siarki (Ziegler 1975). Roczna emisja dwutlenku siarki w Krakowie wynosi $14,1 \cdot 10^4$ ton, co daje średnie roczne stężenie wynoszące $25 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ powietrza przy wahaniami od 16,4 do $43,9 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (Grodzińska 1980, Czarnowski 1983).

Istotnym źródłem związków siarki uwalnianych do atmosfery są procesy biologicznej transformacji związków siarki zawartych w glebie i w wodzie. Wskutek aktywności mikroorganizmów i reemisji z roślin zielonych siarka uwalniana jest w postaci H_2S . Degradacja związków organicznych zawierających siarkę w skali globalnej może być źródłem około 50% związków siarki znajdujących się w atmosferze. Szacuje się, że na tej drodze uwalnia się rocznie od $58 \cdot 10^6$ do $110 \cdot 10^6$ ton siarki (Junge 1963, Ericksson 1963, Friend 1973, Kellogg et al. 1972). Dostający się do atmosfery H_2S ulega utlenieniu tworząc dwutlenek siarki i w ten sposób następuje wzrost stężenia tego toksycznego gazu w powietrzu.

Stężenie dwutlenku siarki w atmosferze nie jest stałe i zależy od wielu czynników, w tym od warunków meteorologicznych. W niższych temperaturach koncentracja tego gazu jest nawet 7 razy wyższa niż w miesiącach letnich (Grodzińska 1980). Dwutlenek siarki w atmosferze ulega oksydacji do trójtlenku, który z parą wodną tworzy aerozolową postać kwasu siarkowego. Szybkość tego procesu jest zmienna, a co za tym idzie "czas życia" cząsteczki SO_2 waha się od kilku godzin do kilku dni. Utleniony dwutlenek siarki wraz z wodą tworzy kwas i w postaci kwaśnych deszczy przedostaje się do gleby. Usuwanie dwutlenku siarki z atmosfery w postaci H_2SO_4 wzbo-

gaca glebę w jony siarczanowe, lecz kontakt z kwaśnym deszczem nie jest dla roślin obojętny, a także dla właściwości samej gleby.

Siarka jest również pobierana przez rośliny z powietrza w postaci dwutlenku siarki. Drogi dyfuzji SO_2 do liścia są podobne jak dwutlenku węgla. Dwutlenek siarki jest bardzo dobrze rozpuszczalny w wodzie. Jedna objętość wody rozpuszcza 80 objętości SO_2 w temperaturze 0°C , a w temperaturze 20°C rozpuszczalność tego gazu jest 40 razy wyższa niż dwutlenku węgla. W związku z tym koncentracja w odniesieniu do jednostki objętości wody może przekraczać stężenie w powietrzu (Mudd 1975).

Powierzchnia liścia, a szczególnie liści mchów jest często pokryta cienką warstwą wody. Również ściany komórkowe miękiszu asymilacyjnego liści przesycone są wodą. Tak więc stężenie związków siarki w bezpośrednim kontakcie z rośliną lub wewnątrz tkanki może znacznie przewyższać stężenie w atmosferze.

Pobierany przez liście dwutlenek siarki w środowisku wodnym ulega hydratacji. Chociaż praktycznie wątpliwe jest występowanie kwasu siarkowego w roztworze, jednak wyznaczono stałe dysocjacji i formy poszczególnych jonów, które występują w roztworze, w zależności od pH. W roztworach, których pH wynosi od 2 do 7 dominuje forma wodorosiarczynowa (HSO_3^-), zaś w środowisku o pH poniżej 2 występują niezdisocjowane cząsteczki kwasu siarkowego. W środowisku alkalicznym przeważają jony siarczynowe (SO_3^{--}). Ze względu na taki przebieg przemian dwutlenku siarki, efekty wywołane przez stosowanie w praktyce laboratoryjnej siarczynów i siarczanów rozpatruje się jako skutki oddziaływania SO_2 w warunkach naturalnych (Ziegler 1972, 1977, Ferguson, Lee 1979, Gezelius, Hålgrent 1980).

Pobrane przez liście dwutlenek siarki jest szybko metabolizowany i rozprowadzany po całej roślinie. Już po 1 do 6 godzin można stwierdzić obecność pobranej siarki we wszyst-

kich prawie częściach rośliny. Największe jej nagromadzenie występuje w merystemach szczytowych pędu i korzenia. W komórkach liści stosunkowo duże nagromadzenie pobranej siarki stwierdzono w chloroplastach. W samych chloroplastach zaś większe ilości występują w lamellach niż w stromie. Pobrany dwutlenek siarki spotykany jest tak w postaci siarczanów, jak i połączeń organicznych. W migracji siarczanów do chloroplastu istotną rolę odgrywają pH i światło (Speeding i wsp. 1980). O ile odczyn środowiska nie ma wpływu na pobieranie jonów siarczanowych przez izolowane chloroplasty, to odwrotnie jest w przypadku siarczynów i wodosiarczynów, gdzie wartość pH wyraźnie zwiększa ilość pobranej siarki. Światło wprawdzie stymuluje pobieranie jonów SO_4^{--} przez te chloroplasty o 25%, lecz jonów siarczynowych aż o 55%, jeżeli chloroplasty pozostawały w atmosferze azotu. Można więc przypuszczać, że proces fotosyntetycznej redukcji dwutlenku węgla warunkuje pobieranie siarki i kontroluje odpowiedni poziom tego pobierania przez dostarczanie szkieletów węglowych do syntezy związków zawierających siarkę.

Wyniki uzyskane przez różnych autorów są dość zróżnicowane i nie dają jednoznacznej odpowiedzi dotyczącej toksyczności SO_2 . Brak jednoznacznej hipotezy dotyczącej mechanizmów oddziaływania SO_2 na rośliny nie pozwala na objaśnienie bardzo wielu wyników doświadczeń otrzymanych przez różnych autorów. Wydaje się jednak pewne, że oddziaływanie związków siarki odbywa się w wielu miejscach i na różnych poziomach organizacji rośliny i komórki.

Do roślin wrażliwych na dwutlenek siarki wielu autorów zalicza mchy. Ich stosunkowo prosta budowa anatomiczna i brak morfologicznych zabezpieczeń przed transpiracją, podobnie jak i u porostów, uzależnia natężenie procesów fizjologicznych od zaopatrzenia w wodę. Większość niezbędnej dla tych roślin wody pochodzi z opadów atmosferycznych lub rosy. Mchy są roślinami w przeważającej większości o małych rozmiarach i często pozostają w bezpośrednim kontakcie z roztworem glebowym.

Fakt ten może mieć istotne znaczenie przy analizie wpływu dwutlenku siarki na te rośliny. W naturalnych warunkach bowiem toksyczność dwutlenku siarki i kwaśny odczyn opadów atmosferycznych mogą być w znacznym stopniu zredukowane, zwłaszcza gdy odczyn gleby jest alkaliczny. Stąd też może wynikać większa wrażliwość gatunków mchów i roślin epifitycznych. Stosunkowo nieliczne dane spotykane w literaturze dotyczą głównie wpływu dwutlenku siarki i związków pochodnych na gametofit mchów. Mchy są roślinami o złożonej ontogenezie, której poszczególne stadia prezentują pewną odmienność pod względem morfologiczno-anatomicznym. Splątek, który jest w wielu wypadkach nitkowaty, wzrasta i rozwija się w bezpośrednim kontakcie z roztworem glebowym. Na splątku powstaje ulistniona łodyżka. W budowie sporogonu można stwierdzić cechy charakterystyczne dla roślin lądowych, jak: obecność aparatów szparkowych czy przewodzenie wody wewnątrz sety.

Dane bibliograficzne podkreślające dużą wrażliwość mchów pozostają w pewnej sprzeczności z obserwacjami, które wskazują, że rośliny te często jako jedyne występują na terenach silnie zdegradowanych wskutek oddziaływania zanieczyszczeń przemysłowych. Na tej podstawie można przyjąć, że mchy wytworzyły pewne zdolności adaptacyjne do tych warunków.

Funaria hygrometrica należy do tych gatunków mchów, które występują w siedliskach różniących się zdecydowanie stopniem oddziaływania zanieczyszczeń przemysłowych. Prześledzenie więc wpływu dwutlenku siarki na osobniki pochodzące z różnych pod tym względem siedlisk może dostarczyć pewnych informacji o zdolnościach adaptacyjnych tych roślin.

MATERIAŁ I METODYKA

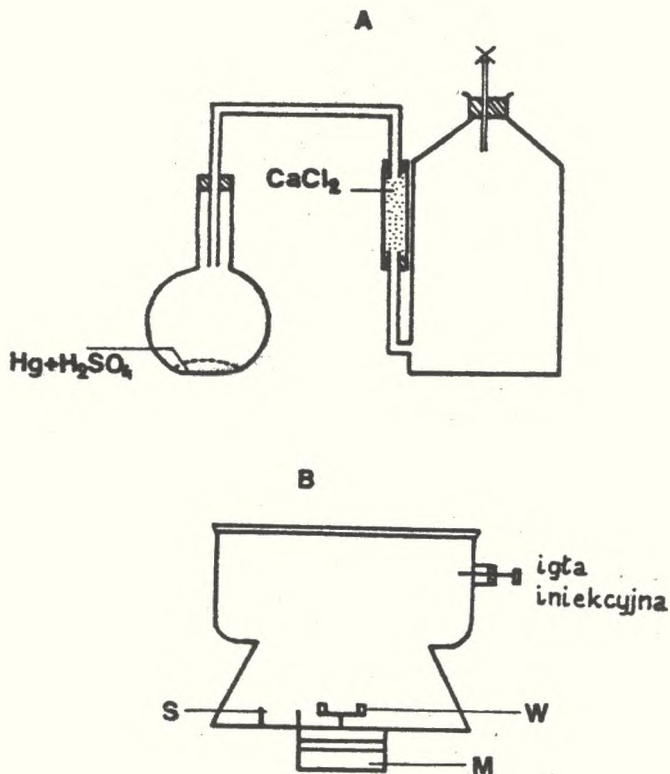
Do doświadczeń wybrano mchy rosnące w pobliżu kombinatu metalurgicznego - Nowa Huta oraz w siedlisku pozbawionym zanieczyszczeń przemysłowych. Stężenie SO_2 w sąsiedztwie kombi-

natu wahało się od 0,35 do 0,78 mg.m³. Gametofory *Funaria hygrometrica* zbierano z wysypiska żużla wielkopieczowego w Pleszewie oraz w okolicach Białki Tatrzańskiej. Miejsca z których zbierano materiał roślinny były dobrze oświetlone i dość wilgotne. Puszki wraz z zarodnikami po zebraniu umieszczono w pokojowych warunkach pod względem temperatury i wilgotności. Zarodniki po ich wysypaniu z puszek do naczynek szklanych wysiewano przy pomocy sterylnej pędzelki do szalek Petriego o średnicy 10 cm. Do tych szalek nalano uprzednio 30 cm³ pożywki Mohra. Ilość zarodników była tak dobrana, aby na powierzchni tworzyły jedną warstwę. Szalki wraz z zarodnikami umieszczano w termostacie, w którym temperatura była stała i wynosiła 25°C. Zastosowano 12-godzinny rytm dnia i nocy, a natężenie promieniowania docierającego do powierzchni szalek wynosiło 80 W.m⁻² (400 - 700 nm). Po 84 godzinach hodowli wyrosłe splotki wirowano przez 10 min przy niskich obrotach. Zagęszczony materiał wykorzystywano do dalszych doświadczeń.

Gametofory, jak i sporogeny pobierano z ich naturalnego siedliska. W czasie wstępnej adaptacji oświetlano je przez 12 godzin światłem pochodzącym z lamp LRF. Natężenie światła białego wynosiło 80 W/m², a temperatura w fazie świetlnej wynosiła 20°C, zaś w ciemności obniżano ją do 15°C. Do doświadczeń użyto puszek, które znajdowały się w III stadium rozwoju (Krupa 1969).

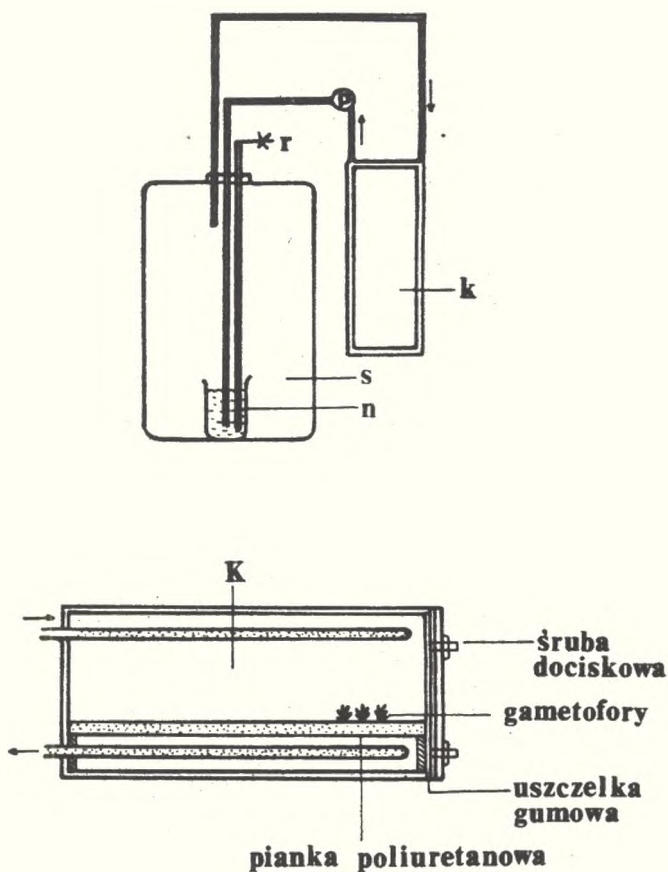
Poszczególne stadia rozwojowe mchu poddawano działaniu dwutlenku siarki w formie gazowej. Dwutlenek siarki uzyskiwano w wyniku reakcji rtęci ze stężonym kwasem siarkowym w podwyższonej temperaturze. Uzyskany gaz przepuszczano przez bezwodny chlorek wapnia celem jego osuszenia i zbierano w szklanym naczyniu (ryc. 1).

Koncentracje niższe wynoszące 0,3, 3,5 i 10 mg.m⁻³ uzyskiwano przez rozcieńczenie znanej objętości SO₂ w powietrzu. Na zasadzie wielokrotnych rozcieńczeń otrzymywano żądane stężenia.



Ryc. 1. A - Schemat instalacji do wyzwala-
 nia SO_2 . B - Schemat układu, w któ-
 rym materiał roślinny poddawano
 działaniu SO_2 przez 12 godzin.
 M - mieszadło magnetyczne, S - szal-
 ka z materiałem, W - mieszadło po-
 wietrza

W doświadczeniach, podczas których poddano działaniu SO_2 gametofory i sporogony przez 21 dni zastosowano nieco inny sposób uzyskiwania SO_2 i jego dozowania. Układ do dozowania (szczegóły przedstawiono na ryc. 2) składał się z butli szklanej o objętości 25 dm^3 , w której znajdowało się naczynie ze stężonym kwasem siarkowym. Butla ta połączona była szklanymi rurkami z komorą, w której znajdowały się rośliny. Przepływ powietrza wymuszany był przez użycie pompy. Szybkość przepływu była tak regulowana, aby powietrze w cią-



Ryc. 2. Schemat układu do traktowania mchów dwutlenkiem siarki w sposób ciągły
 s - szklane naczynie o pojemności 25 dm³, n - naczynie z kwasem siarkowym, k - komora, p - pompa o małej wydajności, r - rurka z zaworem przez którą wprowadzano roztwór Na_2SO_3

gu godziny uległo wymieszaniu. Przez oddzielną rurkę wprowadzano do kwasu roztwór siarczynu sodu. Stężenie tego roztworu było tak dobrane, aby po reakcji z kwasem można było uzyskać wymaganą objętościowo ilość dwutlenku siarki. Powietrze zawierające określoną ilość SO_2 przepływało przez komorę wypełnioną materiałem roślinnym w ciągu całego okresu trwania doświadczenia. Jednocześnie z opisanym wyżej doświadczeniem prowadzono hodowlę kontrolną, gdzie badany materiał znajdował się w analogicznych warunkach, lecz przepływające powietrze nie zawierało dwutlenku siarki.

W doświadczeniach, w których czas traktowania dwutlenkiem siarki wynosił 12 godzin, umieszczano badany materiał w szalkach Petriego, do których w przypadku gametoforów i sporogonów dolewano 10 cm^3 wody destylowanej. W eksperymentach ze spletkami w szalkach znajdowała się pożywka Mohra tej samej objętości. Powierzchnia szalek we wszystkich doświadczeniach była jednakowa i wynosiła 28 cm^2 . Szalki z materiałem zamknięto w ekcykatorze o pojemności 10 dm^3 . Na dnie ekcykatora znajdowało się mieszadło powietrza poruszane przez wirujący magnes (ryc. 1). Po szczelnym zamknięciu ekcykatora, przy pomocy pipety gazowej wprowadzono określoną ilość rozcieńczonego dwutlenku siarki. Traktowanie materiału roślinnego odbywało się w ciemności lub na świetle, w stałej temperaturze wynoszącej 25°C .

W trakcie eksperymentów w dwutlenkiem siarki prowadzono jednocześnie kontrolę jego stężenia w powietrzu przy użyciu metody kalorymetrycznej West, Gaeke (1956). Krzywą kalibracyjną sporządzono w oparciu o wodne roztwory pirosiarczynu sodowego ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) wg Stratmann i Buck (1964), przy pomocy spektrofotometru VSU-Zeiss. Oznaczono również rozpuszczalność SO_2 w wodzie, która pozostawała w kontakcie z powietrzem zawierającym dwutlenek siarki, stosując wyżej wspomnianą metodę.

Ze względu na to, iż jony siarczynowe ulegają utlenieniu do siarczanów, oznaczono tempo tego procesu przy zastosowaniu

analizy wagowej. Próbkę roztworu siarczynu sodowego o objętości 30 cm³ zadawano roztworem chlorku baru. Powstający osad siarczynu baru rozpuszczano w 1 N kwasie azotowym. nierozpuszczalny w tym kwasie osad siarczanu baru oddzielono na sączku, a jego ilość po wyprażeniu oznaczono wagowo. Pomiar pH używanych w trakcie doświadczeń roztworów wykonywano przy pomocy pH-metru OP-204/1 prod. węgierskiej.

Wpływ związków siarki na aparat fotosyntetyczny poszczególnych stadiów ontogenetycznego rozwoju *Funaria hygrometrica* określano na podstawie zmian w natężeniu przemiany gazowej i koncentracji chlorofilu. Pomiar przemiany gazowej wykonano przy zastosowaniu metody mikrorespirometrycznej (Zurzycki 1955, Starzecki 1961). Intensywność fotosyntezy mierzono w świetle, którego natężenie w danych warunkach było wyższe od punktu wysycenia tego procesu. Wartość punktu wysycenia dla spletek *Funaria hygrometrica* oznaczono w krzywej świetlnej fotosyntezy (ryc. 3), a dla gametoforów i sporogonów na podstawie danych eksperymentalnych podanych wcześniej (Krupa 1969). Źródłem światła była żarówka o mocy 1000 W. Różne natężenia promieniowania uzyskano przez zastosowanie neutralnych filtrów siatkowych.

Stężenie CO₂ w fazie gazowej w czasie pomiaru fotosyntezy i oddychania wynosiło 0,3% i uzyskano je dzięki obecności buforu Wartburga o stężeniu 0,2 M (Zurzycki 1970). Świeżą i suchą masę określono przy użyciu mikrowagi. Zagęszczone w sposób wcześniej opisany spletki *Funaria* nakładano cienką warstwą na szkiełko komory mikrorespirometru. Po zakończeniu pomiaru spletki zbierano do naczynka wagowego i oznaczano ich suchą masę.

Zawartość chlorofilu obliczano wg wzoru Maclachlana i Zallika (1963). Określoną ilość materiału roślinnego po roztrąceniu w mikrohomogenizatorze ekstrahowano 80% acetonem. Ekstynkcję określono przy długościach fali 645 i 663 nm przy pomocy spektrofotometru VSU-Zeisa.

Srednie wyniki zawarte w pracy oparto o co najmniej sześć powtórzeń dotyczących określenia koncentracji chlorofilu oraz na ośmiu pomiarach przemiany gazowej. Wyniki opracowano statystycznie przy zastosowaniu testu Studenta-Gosseta i analizy wariancji według klasyfikacji pojedynczych. W obu opracowaniach przyjęto wartość $p = 0,01$.

WYNIKI

Mchy należą do roślin, których aktywność fizjologiczna jest ściśle związana z obecnością wody w stanie płynnym. Podczas przeprowadzania doświadczeń nad wpływem dwutlenku siarki, badany materiał znajdował się w wodzie lub w warunkach bardzo wysokiej wilgotności powietrza, co powodowało, że na powierzchni gametoforów lub sporogonów znajdowała się cienka warstwa wody. W związku z tym, przy uwzględnieniu dobrej rozpuszczalności SO_2 w wodzie, koncentracja tego gazu przy bezpośrednim kontakcie z materiałem roślinnym mogła być wyższa niż w fazie gazowej. Doświadczalnie oznaczono w określonych warunkach zawartość SO_2 w wodzie destylowanej, która znajdowała się przez 12 godzin w kontakcie z powietrzem zawierającym dane stężenie dwutlenku siarki. Ponieważ pH wody destylowanej jest zbliżone do odczynu pożywki Mohra, a stężenie składników mineralnych w tej pożywce jest niskie, stąd też wyniki pomiarów uzyskane dla wody mogą być w wielkim przybliżeniu porównywalne. Jak wynika z danych zawartych w tab. 1, stężenie SO_2 w wodzie jest średnio 150 razy wyższe niż w pozostającym z nią w kontakcie powietrzu. Relacja ta utrzymuje się niezależnie od koncentracji gazu w powietrzu w badanym zakresie stężeń.

Użyta do doświadczeń pożywka Mohra ma odczyn słabo kwaśny, a jej pH wynosi 5,5 i nie ulega zasadniczym zmianom w czasie. Jeśli w pożywce tej znajdują się kiełkujące zarodniki, wówczas po 84 godzinach hodowli następuje neutralizacja kwaśne-

go odczynu, a pH wynosi wtedy około 7. Wartość ta nie ulega zmianom w ciągu następnych 24 godzin hodowli. Dodanie do takiej hodowli siarczynu sodu prowadzi do jej alkalizacji, a pH wynosi od 7,9 do 8,8 w zależności od ilości dodanego siarczynu (tab. 2). W ciągu dalszych 24 godzin hodowli zasadowość zmniejszała się bardzo wyraźnie wtedy, gdy dodawano do pożywki z materiałem roślinnym roztwór Na_2SO_3 o stężeniu 3 i 9 mM/dm^3 . Natomiast w przypadku stężenia tego związku wynoszącego 15 mM , a szczególnie 30 mM/dm^3 , środowisko pozostawało wyraźnie alkaliczne do czasu zakończenia doświadczenia. Podobne zmiany można stwierdzić po dodaniu siarczy-

Tabela 1

Zawartość dwutlenku siarki w wodzie przy różnej koncentracji tego gazu w powietrzu (temp. 25°C)

Stężenie SO_2 w:	Jednostka stężenia				
powietrzu	mg/m^3	0,3	3	5	10
	ppm	0,1	1,05	1,75	3,50
wodzie	mg/cm^3	0,05	0,44	0,73	1,40
	ppm	17,5	154	255	490

nu do czystej pożywki Mohra lub wody destylowanej.

Dodanie do pożywki zarówno czystej, jak i z kiełkującymi zarodnikami roztworu siarczanu sodu nie wywołuje zasadniczych zmian pH tych roztworów.

Jak wiadomo, siarczyn w środowisku wodnym ulega utlenieniu tworząc siarczan. Ponieważ toksyczność tych dwóch jonów dla materiału roślinnego jest różna, dlatego istotna jest

Tabela 2

Zmiany pH wywołane dodawaniem roztworów Na_2SO_3 i Na_2SO_4 do:
 A - wody redystylowanej, B - pożywki Mohra, C - pożywki
 Mohra ze splątkami po 84 h hodowli

SO_3^{2-} w mM/dm^3	A			B			C		
	0	12	24	0	12	24	0	12	24
0	4,3	4,4	4,4	5,5	5,5	5,5	7,4	7,3	7,4
3	8,5	7,2	7,0	7,3	6,0	5,5	7,9	7,3	7,4
9	8,8	7,6	7,1	7,8	6,1	5,8	8,5	7,8	7,6
15	9,0	7,6	7,2	8,0	6,1	6,0	8,5	7,9	7,8
30	9,1	7,9	7,0	8,3	7,9	7,5	8,8	8,1	8,1
SO_4^{2-} w mM/dm^3									
	0	4,3	4,4	4,4	5,5	5,5	5,5	7,4	7,3
3	4,3	4,4	4,4	5,5	5,6	5,6	7,4	7,3	7,3
9	4,4	4,6	4,6	5,6	5,6	5,6	7,4	7,4	7,4
15	4,5	4,6	4,6	5,6	5,5	5,6	7,5	7,4	7,5
30	4,6	4,8	4,8	5,7	5,6	5,6	7,7	7,5	7,3

znajomość formy siarki, jaka występuje w bezpośrednim sąsiedztwie komórki roślinnej. Przeprowadzone pomiary szybkości utleniania SO_3^{2-} wykazały, że proces ten w ciągu 24 godzin zachodzi z natężeniem zmiennym, w zależności od stężenia. Po tym czasie 100% siarczynu wprowadzonego w ilości $3 \text{ mM}/\text{dm}^3$ ulega utlenieniu. Podwyższenie stężenia tego związku do $30 \text{ mM}/\text{dm}^3$ powoduje, że tylko 14% SO_3^{2-} ulega utlenieniu (tab. 3).

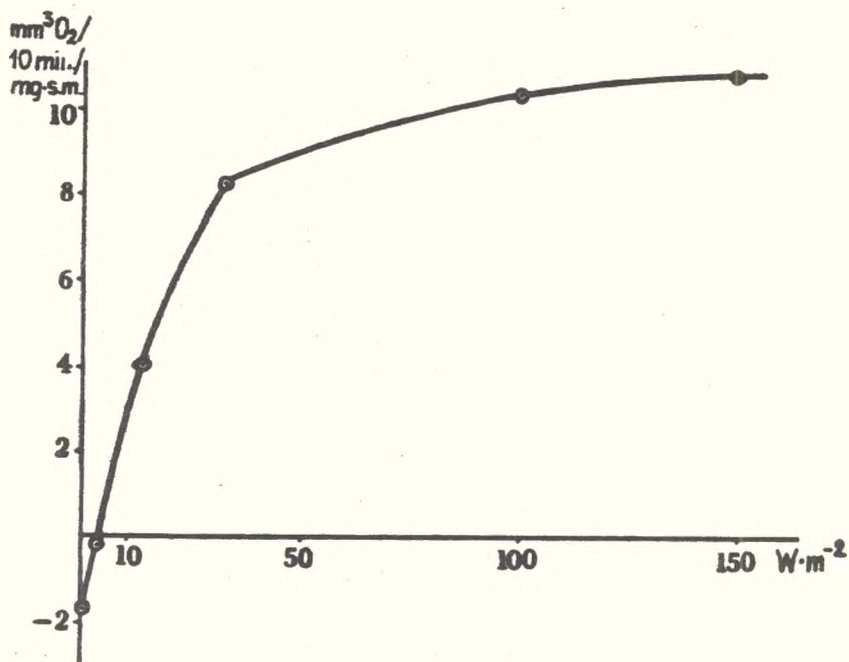
Tabela 3

Tempo utleniania SO_3^{2-} do SO_4^{2-} w wodnych roztworach Na_2SO_3
(objętość badanej próby - 30 cm^3)

SO_3^{2-} w mm^3/dcm^3	SO_3^{2-} w mg	SO_4^{2-} w mg	Ilość S w mg stwierdzona w postaci SO_4^{2-} po różnym czasie w godz.					Stosunek SO_4^{2-} do SO_3^{2-} w % po czasie w godz.				
			1/2	3	6	12	24	1/2	3	6	12	24
3	75	30	5,82	9,37	13,90	25,60	31,30	19	31	46	85	104
9	225	90	6,90	14,20	20,40	29,80	40,29	8	16	23	33	45
15	375	150	8,37	10,50	17,27	32,10	44,15	5	7	11	21	29
30	750	300	12,33	21,90	36,70	37,90	40,79	4	7	12	12	14

Ze względu na fakt, iż proces utleniania siarczynu do siarczanu w komórce jest przeprowadzany przy udziale enzymu, należy przypuszczać, że zachodzi z większą intensywnością.

Jak wynika z danych bibliograficznych, uszkadzający efekt spowodowany dwutlenkiem siarki u roślin wyższych zależy od obecności światła. Ponieważ brak danych dotyczących takich zależności u mechów, przeprowadzono pomiary natężenia przemiany gazowej gametoforów i sporogonów traktowanych dwutlenkiem siarki na świetle i w ciemności.



Ryc. 3. Wpływ natężenia światła białego na intensywność fotosyntezy splotków *Funaria hygrometrica*

Jak wynika z danych zawartych w tab. 4, depresyjne działanie SO_2 na fotosyntezę zaznacza się w obu przypadkach. Natężenie fotosyntezy pozornej liści rosnących uprzednio w siedlisku nieskażonym poddanych działaniu dwutlenku siarki w ciemności jest o 50% niższe niż hodowanych w warunkach

kontrolnych. Jeśli będziemy traktować liście wspomnianą substancją w fazie świetlnej, wówczas obniżenie badanego procesu będzie znacznie mniejsze, natomiast intensywność oddychania spadnie prawie o 70% w porównaniu z roślinami kontrolnymi. Podobne zależności można stwierdzić u gametoforów zebranych z siedliska pozostającego pod wpływem zanieczyszczeń przemysłowych, z tym że depresyjny efekt działania SO_2 na proces fotosyntezy jest mniejszy. Różnica wartości natężenia fotosyntezy gametoforów traktowanych dwutlenkiem siarki w ciemności w stosunku do wartości mierzonej, gdy ten gaz działał na świetle, jest tego samego rzędu (21% i 18%) i jest statystycznie istotna ($t = 11,88$ i $t = 16,75$).

Obniżenie natężenia fotosyntezy pozornej sporogonów wytworzonych w warunkach siedliska nieskażonego, wywołane 12-godzinnym działaniem dwutlenku siarki na świetle i w ciemności, jest prawie takie same. Nieco silniejszy efekt zaznacza się również wtedy, gdy gaz ten był dozowany w fazie ciemnej. Sporogony zebrane z siedliska znajdującego się w niedalekim sąsiedztwie kombinatu hutniczego są znacznie mniej wrażliwe na SO_2 . Natężenie fotosyntezy rzeczywistej jest tylko o 7% niższe, wtedy, gdy sporogony traktowano tym związkiem na świetle i 16% niższe, gdy pozostawały z nim w kontakcie w ciemności (tab. 4). Różnice statystycznie są nieistotne.

Jeżeli za podstawę porównań uszkadzającego wpływu dwutlenku siarki przyjmujemy zmiany w stężeniu chlorofilu, wówczas traktowanie tą substancją na świetle wywołuje wyraźniejszy efekt niż traktowanie w ciemności. Zależność ta jest jednak stwierdzana tylko w przypadku gametoforów wyrosłych w warunkach siedliska nieskażonego zanieczyszczeniami przemysłowymi. Zawartość chlorofilu w liściach roślin zebranych w pobliżu kombinatu im. Lenina poddanych działaniu SO_2 jest niższa o prawie 20% niż w liściach nie traktowanych. Nie stwierdzono jednak zasadniczych różnic między koncentracją chlorofilu a+b w liściach traktowanych na świetle i w ciem-

Tabela 4

Intensywność przemiany gazowej w $\text{mm}^3 \text{O}_2 \cdot 10 \text{min}^{-1} \cdot \text{mg}^{-1}$ s.m. gametoforów i sporogonów Funaria hygrometrica traktowanych przez 12 godzin dwutlenkiem siarki o stężeniu $3 \text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ w ciemności i na świetle

A - siedlisko nieskażone, B - siedlisko skażone zanieczyszczeniami przemysłowymi, F_p - fotosynteza pozorna, R - oddychanie

A

	F_p	R	% kontroli		F_p	R	% kontroli	
			F_p	R			F_p	R
kontrola	$3,32 \pm 0,26$	$0,72 \pm 0,19$			$3,17 \pm 0,21$	$0,50 \pm 0,11$		
światło	$2,68 \pm 0,21$	$0,23 \pm 0,17$	81	32	$2,81 \pm 0,17$	$0,28 \pm 0,10$	89	56
ciemność	$1,58 \pm 0,23$	$0,49 \pm 0,18$	47	68	$2,03 \pm 0,11$	$0,40 \pm 0,09$	64	80

B

Sporogony	kontrola	$1,85 \pm 0,17$	$0,32 \pm 0,13$		$1,29 \pm 0,19$	$0,35 \pm 0,14$		
ciemność	$0,88 \pm 0,10$	$0,28 \pm 0,10$	47	87	$1,10 \pm 0,17$	$0,29 \pm 0,10$	85	83

ności. Zmiany zawartości chlorofilu w sporogonach wywołane działaniem dwutlenku siarki w omawianych warunkach są prawie jednakowe zarówno u tych, które powstały w siedlisku zanieczyszczonym, jak i nie zanieczyszczonym emisjami przemysłowymi. Obniżenie stężenia chlorofilu jest znacznie mniejsze niż w przypadku liści i wynosi średnio 10% w porównaniu do sporogonów przetrzymywanych w atmosferze bez SO_2 (tab. 5).

Ponieważ depresyjne działanie dwutlenku siarki na badane procesy zaznacza się wyraźniej w ciemności, a szczególnie w przypadku przemiany gazowej, w dalszych doświadczeniach traktowanie tą substancją przeprowadzano bez dostępu światła.

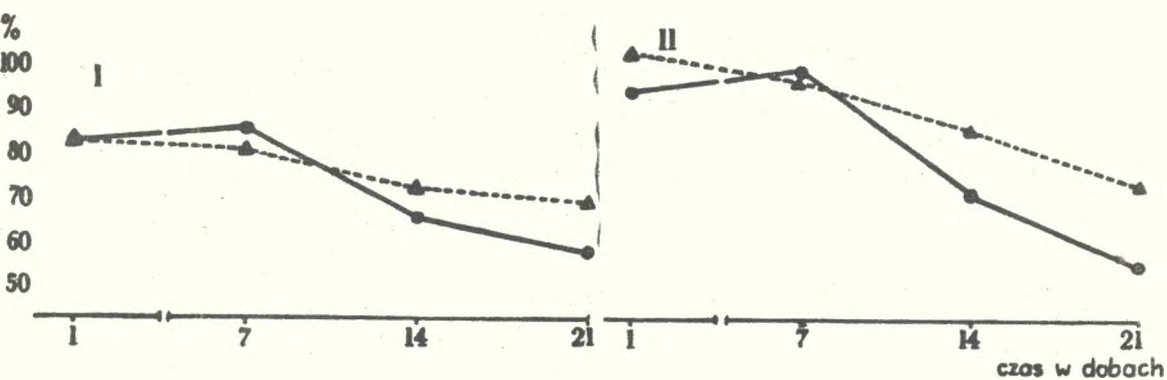
Jak już wspomniano, pomiar fotosyntezy przeprowadzono w świetle o natężeniu nieco większym niż wynosi punkt wysycenia tego procesu. Ponieważ brak jest danych dotyczących optymalnych warunków dla przebiegu fotosyntezy spletków, wykreślano krzywą świetlną na podstawie pomiarów natężenia przemiany gazowej protonem *Funaria hygrometrica*. Jak wynika z danych przedstawionych na ryc. 3, punkt wysycenia fotosyntezy w badanych warunkach zewnętrznych wynosi około 100 W/m^2 , zaś punkt kompensacyjny jest osiąganym w świetle o natężeniu $3,5 \text{ W/m}^2$. Liście gametoforów *Funaria hygrometrica* zebranych z siedliska pozbawionego zanieczyszczeń przemysłowych, które dla uproszczenia oznacza się jako A, wykazują fotosyntezę pozorną wynoszącą $3,87 \text{ mm}^3 \text{ O}_2/10 \text{ min/mg}$ suchej masy. Intensywność oddychania ciemniowego w przeliczeniu na tę samą jednostkę odniesienia wynosi $0,90 \text{ mm}^3 \text{ O}_2/10 \text{ min./mg s.m.}$ Natomiast gametofory, które rosły w siedlisku o znacznym nasileniu emisji zanieczyszczeń przemysłowych, którą oznacza się przez B, fotosyntetyzują z intensywnością nieco niższą, a natężenie tego procesu wynosi $3,44 \text{ mm}^3 \text{ O}_2/10 \text{ min/mg s.m.}$ Mchy zebrane z tego siedliska, po okresie koniecznej adaptacji wykazują jednak wyższą intensywność oddychania od poprzednio omawianych o prawie $0,54 \text{ mm}^3 \text{ O}_2/10 \text{ min/mg s.m.}$ Natężenie tych procesów nie ulegało zasadniczym zmianom w ciągu 21 dni, to znaczy w czasie trwania całego eksperymentu.

Tabela 5

Zawartość chlorofilu w $\mu\text{g/g}$ s.m. gametoforów i sporogonów *Funaria hygrometrica* traktowanych dwutlenkiem siarki na świetle i w ciemności

	a		b		a+b		% kontroli		a		a+b		% kontroli	
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
Gametofory	kontrola	9,58 \pm 1,17	2,51 \pm 0,61	12,09 \pm 1,10	3,8				4,93 \pm 0,19	1,83 \pm 0,14	6,76 \pm 0,20	2,7		
	światło	5,93 \pm 0,49	1,58 \pm 0,30	7,51 \pm 0,57	3,7	62	63	62	3,94 \pm 0,11	1,35 \pm 0,19	5,29 \pm 0,14	2,9	80	74
	ciemność	7,52 \pm 0,51	2,23 \pm 0,28	9,75 \pm 0,37	3,4	78	89	80	3,74 \pm 0,17	1,76 \pm 0,21	5,50 \pm 0,26	2,1	76	96
Sporogony	kontrola	4,38 \pm 0,34	1,49 \pm 0,34	5,87 \pm 0,27	2,9				3,00 \pm 0,19	1,35 \pm 0,27	4,35 \pm 0,30	2,2		
	światło	3,94 \pm 0,28	1,46 \pm 0,29	5,40 \pm 0,30	2,7	90	98	92	2,55 \pm 0,23	1,32 \pm 0,16	3,87 \pm 0,13	1,9	85	97
	ciemność	4,03 \pm 0,40	1,46 \pm 0,17	5,49 \pm 0,21	2,7	92	98	93	2,58 \pm 0,25	1,23 \pm 0,19	3,81 \pm 0,20	2,1	86	91

Objaśnienia A i B jak w tabeli 4.



Ryc. 4. I - Względne natężenie fotosyntezy liści, II - sporogonów *Funaria hygrometrica* poddanych działaniu SO_2 o stężeniu $0,3 \text{ mg/m}^3$ w sposób ciągły;
o - siedlisko nieskażone, Δ - siedlisko skażone zanieczyszczeniami przemysłowymi

Poddanie działaniu dwutlenku siarki o stężeniu $0,3 \text{ mg/m}^3$ gametoforów zebranych z siedliska A już po 24 godzinach prowadzi do obniżenia intensywności fotosyntezy i oddychania. Natężenie fotosyntezy liści jest o 14%, a oddychania o 33% niższe niż na początku doświadczenia. Przedłużenie czasu działania wymienionej substancji do 7 dni nie wywołuje jednak zasadniczych zmian w natężeniu przemiany gazowej. Spadek natężenia procesu fotosyntezy i oddychania zaznacza się dopiero po 14 dniach traktowania gametoforów dwutlenkiem siarki o stężeniu $0,3 \text{ mg/m}^3$. Ostatecznie po 21 dniach trwania doświadczenia natężenie fotosyntezy i oddychania jest prawie o 50% niższe aniżeli liści hodowanych w powietrzu pozbawionym dwutlenku siarki (tab. 6A). Podobnie liście zebrane z siedliska B poddane działaniu SO_2 wykazują początkowo spadek natężenia fotosyntezy w porównaniu do roślin kontrolnych o 22%. W ciągu następnego okresu trwania doświadczenia nie obserwuje się istotnych zmian w natężeniu fotosyntezy. Po 21 dniach hodowli w tych warunkach liście fotosyntetyzują z intensywnością wynoszącą $2,33 \text{ mm}^3 \text{ O}_2/10 \text{ min/mg s.m.}$ Jest

to wartość niższa o 32% w porównaniu do gametoforów hodowanych w atmosferze pozbawionej dwutlenku siarki. Podobne zależności dotyczą zmian w oddychaniu, a intensywność tego procesu po pierwszych 24 godzinach przetrzymywania gametoforów w atmosferze zawierającej SO_2 jest tylko o 10% niższa od roślin kontrolnych (tab. 6B).

Sporogony *Funaria hygrometrica* fotosyntetyzują z intensywnością prawie dwukrotnie niższą od liści, jeśli natężenie tego procesu przeliczyć na jednostkę suchej masy. Natężenie fotosyntezy pozornej puszek, niezależnie od warunków siedliskowych, w jakich wyrosły, jest prawie takie same (tab. 6). Po 24 godzinach traktowania dwutlenkiem siarki o stężeniu $0,3 \text{ mg/m}^3$ obniżenie fotosyntezy jest nieznaczne, a proces oddychania przebiega z nieco wyższą intensywnością niż w sporogonach hodowanych w warunkach kontrolnych. Dopiero po 14 dniach przetrzymywania w tych warunkach zaznacza się wyraźniejsze obniżenie przemiany gazowej. Ostatecznie sporogony zebrane z siedliska A wykazują fotosyntezę prawie o 50% niższą niż hodowane w atmosferze pozbawionej tego gazu. Natomiast intensywność oddychania tych sporogonów jest tylko o 38% niższa niż przetrzymywanych w warunkach kontrolnych (tab. 6A). Podobne zależności można stwierdzić w przypadku sporogonów rosnących w siedlisku B, z tym że obniżenie natężenia przemiany gazowej wywołane dwutlenkiem siarki jest mniejsze i wynosi około 30% (tab. 6B; rys. 4II). Do statystycznego opracowania przebiegu krzywych przedstawiających zmiany natężenia fotosyntezy pod wpływem SO_2 o stężeniu $0,3 \text{ mg/m}^3$ w czasie 21 dni (ryc. 4) zastosowano analizę wariancji. Metoda wykazała wysoce istotne zmiany mierzonego procesu (tab. 7).

Tabela 6

Natężenie przemiany gazowej w $\text{mm}^3 \text{O}_2 \cdot 10 \text{min}^{-1} \cdot \text{mg}^{-1}$ s.m. gametoforów i sporogonów
 Funaria hygrometrica poddanych działaniu SO_2 o stężeniu $0,3 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ w sposób ciągły

A

B

czas hodowli w dniach	F _p	R	% kontroli		F _p	R	% kontroli	
			F _p	R			F _p	R
Gametofory	0	3,87 ⁺ 0,11	0,90 ⁺ 0,15	86	3,44 ⁺ 0,10	1,44 ⁺ 0,11		
	1	3,33 ⁺ 0,13	0,60 ⁺ 0,17	86	2,70 ⁺ 0,17	1,30 ⁺ 0,19	78	90
	7	3,54 ⁺ 0,09	0,56 ⁺ 0,16	91	2,77 ⁺ 0,09	1,12 ⁺ 0,14	80	77
	14	2,47 ⁺ 0,14	0,61 ⁺ 0,10	63	2,52 ⁺ 0,12	0,94 ⁺ 0,15	73	65
	21	2,23 ⁺ 0,17	0,46 ⁺ 0,09	57	2,33 ⁺ 0,16	1,00 ⁺ 0,18	68	69
Sporogony	0	1,39 ⁺ 0,13	0,29 ⁺ 0,07		1,62 ⁺ 0,03	0,50 ⁺ 0,10		
	1	1,25 ⁺ 0,07	0,30 ⁺ 0,18	92	1,57 ⁺ 0,09	0,61 ⁺ 0,11	97	122
	7	1,29 ⁺ 0,09	0,34 ⁺ 0,11	95	1,61 ⁺ 0,11	0,45 ⁺ 0,14	99	90
	14	0,94 ⁺ 0,12	0,21 ⁺ 0,10	69	1,33 ⁺ 0,15	0,47 ⁺ 0,17	82	94
	21	0,70 ⁺ 0,14	0,18 ⁺ 0,04	52	1,15 ⁺ 0,08	0,39 ⁺ 0,13	71	78

Oznaczenia jak w tabeli 4.

Tabela 7

Analiza wariancji średnich wartości natężenia fotosyntezy rzeczywistej Funaria hygrometrica w warunkach 21-dniowej ekspozycji SO₂

A

Stadium rozwojowe	Zróżna zmienności	Sumy kwadratów	Stopnie swobody	Średnie kwadraty	F	Stadium rozwojowe	Zróżna zmienności	Sumy kwadratów	Stopnie swobody	Średnie kwadraty	F
Gametofory	SO ₂	22,0906	4	5,5226	98,9925	sporogony	SO ₂	11,9063	4	2,9766	105,0203
	błąd	1,9526	35	0,0558		0	błąd	0,9920	35	0,0283	
Gametofory	SO ₂	3,6912	4	0,9228	28,2325	sporogony	SO ₂	2,3860	4	0,5965	10,1151
	błąd	1,1440	35	0,0327		Δ	błąd	2,0640	35	0,0589	

B

DYSKUSJA

Mchy i porosty są powszechnie uważane za rośliny szczególnie wrażliwe na działanie dwutlenku siarki. Opinie te oparte są na wynikach badań fitosocjologicznych, stwierdzających zamieranie niektórych gatunków tych roślin na terenach o wysokim stężeniu zanieczyszczeń przemysłowych (Kiszka 1977). Większość badań nad oddziaływaniem zanieczyszczeń przemysłowych na mchy dotyczyła głównie ich wpływu na gametofory. Uwzględniając złożony cykl rozwojowy mchów można sądzić, że obecność tych roślin na danym obszarze będzie uzależniona od reakcji poszczególnych stadiów tego cyklu na zanieczyszczenia przemysłowe. Z drugiej zaś strony różny poziom organizacji poszczególnych etapów przemiany pokoleń mchów umożliwia poznanie nieco szerszych zależności w oddziaływaniu zanieczyszczeń na rośliny. Mchy należą do dość specyficznych roślin ze względu na ich ścisłe powiązanie z wodą (Krupa 1980, Rzepka 1983). Proces fotosyntezy u tych roślin zachodzi wtedy, gdy liście znajdują się w stanie pełnej turgorescencji. W wypadku słabego uwodnienia następuje w pierwszej kolejności przerwanie procesu fotosyntezy, który ulega reaktywowaniu po ponownym uwodnieniu (Krupa 1977). Stosunkowo nieduże rozmiary tych roślin, w szczególności badanego gatunku pozwalają przypuszczać, że kontaktują się bezpośrednio z roztworami glebowymi. Skład powierzchniowej warstwy gleby, a szczególnie obecność węglanów, może w pewnym sensie znosić kwaśny charakter roztworów spowodowany dwutlenkiem siarki. Na taką interpretację pozwalają również dane dotyczące zmian w stężeniu chlorofilu. Różni autorzy stwierdzali wielokrotnie (Puckett i wsp. 1979), że feofitynizacja chlorofilu ma miejsce wtedy gdy pH roztworu zewnętrznego jest niższe od 3, chociaż zmiany w stężeniu chlorofilu zachodzą, gdy odczyn środowiska jest mniej kwaśny (Soldatini i wsp. 1978). Ten mechanizm może częściowo wyjaśnić występowanie mchów na terenach, gdzie stężenie SO_2 jest wysokie. Z dru-

giej zaś strony fluktuacja w ilości wody dostępnej dla mchów powoduje, że stężenie związków siarki może ulegać dość zasadniczym wahaniom w roztworach, które pozostają w bezpośrednim kontakcie z zielonymi komórkami spletków lub liści. Właściwości ściany komórkowej, która z powodu swego składu wykazuje duże powinowactwo do wody oraz fakt, że dwutlenek siarki dobrze rozpuszcza się w wodzie, stwarza warunki ułatwionej dyfuzji do wnętrza komórki. Tym między innymi można tłumaczyć zróżnicowanie wrażliwości np. gametoforów i sporogonów. Zmniejszenie ilości wody w ścianach komórki, a czasem wręcz wysychanie, może być przeszkodą w migracji SO_2 do wnętrza komórki, a co za tym idzie powodować mniejszą wrażliwość na ten czynnik toksyczny. Stwierdzono bowiem, że u pewnych porostów spadek wrażliwości na SO_2 wiąże się ze zmniejszeniem zawartości wody w plechach (Syratt, Wanstall 1969). Inna budowa ściany komórkowej *Pleurococcus* (glonu, który wchodzi w skład porostu *Physcia millegrana*) niż *Chlorococcum*, wchodzącego w skład *Parmelia caperata*, jest uważana za przyczynę różnej wrażliwości tych dwu gatunków na SO_2 .

Toksyczność dwutlenku siarki zależy od czasu jego oddziaływania na roślinę. Jeżeli badany gatunek umieścimy w warunkach stałej obecności tego gazu w powietrzu, wówczas można wyróżnić dwie fazy depresyjnego oddziaływania na fotosyntezę. W pierwszej fazie następuje istotne ograniczenie intensywności tego procesu i dopiero po 7 dniach stwierdza się ponowny spadek intensywności fotosyntezy. Taki dwuetapowy przebieg zmian mając swoje ograniczenia interpretacyjne w tempie przemian SO_2 może być jednak związany z kumulowaniem związków siarki zarówno w środowisku zewnętrznym, jak i we wnętrzu komórki. Wykazano bowiem (Gilbert 1968), że rośliny znajdujące się w pobliżu źródeł emisji dwutlenku siarki mają znacznie wyższą zawartość siarki niż te, które rosną w pewnym oddaleniu. Przeniesienie roślin z miejsc oddalonych w pobliże źródeł emisji SO_2 powoduje wzrost symptomów toksyczności na długo przed osiągnięciem stężenia siarki jakie stwierdzono

u osobników rosnących w warunkach wyższej koncentracji zanieczyszczeń powietrza. Na słusność powyższych przypuszczeń wskazuje również przebieg zmian w natężeniu fotosyntezy epogonów. Odmienna ich budowa anatomiczna i pewne ograniczenia dyfuzji SO_2 do wnętrza puszki, które początkowo występują, limitują ilość tego gazu przedostającego się do aparatu fotosyntetycznego. Dwutlenek siarki w przypadku roślin wyższych zmniejsza oporność dyfuzyjną szparek (Majernik, Mansfield 1970, 1971, Biscoe i wsp. 1973, Smith 1980), a nawet powoduje uszkodzenie aparatów szparkowych (Black, Unsworth 1979a), i wnika do wnętrza liścia w większej ilości, przez co następuje wzrost jego stężenia w tkance asymilacyjnej.

Szkodliwy wpływ dwutlenku siarki zaznaczający się u roślin związany jest z wielokierunkowym oddziaływaniem tej substancji i jej przemianami chemicznymi zachodzącymi na zewnątrz rośliny, jak i we wnętrzu komórki. Powstający w wyniku utlenienia SO_2 siarczyn jest również szkodliwy dla badanych roślin (Krupa, Tlałka 1986). Zahamowanie fotosyntezy wywołane siarczynem jest nawet wyższe niż w przypadku gdy badany materiał potraktowano dwutlenkiem siarki. Zestawienie danych dotyczących wpływu związków siarki na fotosyntezę wskazują, że żadna z tych substancji nie jest obojętna dla przebiegu omawianego procesu. Przy analizie wpływu poszczególnych związków na badany proces należy uwzględnić złożone i wielokierunkowe oddziaływanie tych składowych zanieczyszczeń środowiska przyrodniczego. Miernikiem zmian w natężeniu fotosyntezy w przedstawionych wynikach badań była ilość wydzielonego tlenu. Jeżeli uwzględnimy różne mechanizmy wpływu związków siarki na fotosyntezę, wówczas porównanie tych wyników z danymi dotyczącymi asymilacji CO_2 jest w szczególności raczej trudne. Brak ścisłych korelacji między ilością wydzielonego tlenu a pobranego CO_2 wynika z fotooddychania, które występuje u mchów (Dilcks 1976), jak też prawdopodobnie z innych różnic zaznaczających się w przebiegu fotosyntezy u tych roślin. Zahamowanie tego procesu przy dłuższym

traktowaniu materiału może się wiązać z pojawieniem się jonów SO_4^{2-} . Siarczan jest jakby naturalnym dla rośliny związkim siarki i gdy występuje w niskich stężeniach, nie stwierdza się jego toksyczności (Hill 1974, Ferguson, Lee 1979, Krupa, Tlałka 1986). Jednakże wzrost stężenia jonów siarczanowych w komórce może powodować zakłócenia w procesach fizjologicznych podobnie jak siarczyn (Gilbert 1968, Ferguson i wsp. 1978, Krupa, Tlałka 1986).

Wpływ dwutlenku siarki i produktów jego utlenienia na komórkę roślinną jest więc wielopłaszczyznowy, a o skutkach fizjologicznych decyduje ich koncentracja i forma, której stężenie w protoplazmie ulega zwiększeniu ponad możliwość neutralizacji układów biologicznych. Jeżeli uwzględnimy, że funkcjonowanie mchów jest związane z obecnością wody w stanie płynnym, wówczas komórki tych roślin mogą pozostawać w bezpośrednim kontakcie z roztworami, w których stężenie związków siarki jest znacznie wyższe niż w naturalnym środowisku roślin naczyniowych. W związku z tym mchy, a przynajmniej Funaria nie należą do roślin szczególnie wrażliwych na gazowe zanieczyszczenia atmosfery. Jest więc prawdopodobne, że z tych powodów mchy należą do roślin, które jako pierwsze opanowują tereny zdegradowane w wyniku działalności przemysłowej i przez to mogą pełnić ważną rolę w procesie neutralizacji różnego rodzaju zanieczyszczeń. Powstające pod wpływem działalności życiowej mchów zmiany w siedlisku stwarzają możliwości sukcesji roślin wyższych, co w konsekwencji prowadzi do pełnej rekultywacji zdegradowanych terenów.

LITERATURA

1. Biscoe P.W., Unsworth M.H., Pinckney H.R., 1973, The effect of low concentrations of sulphur dioxide on stomatal behaviour in *Vicia faba*, *New Phytol.*, 72: 1299-1311.

2. Black C.R., Black V.J., 1979, The effects of low concentrations of sulphur dioxide on stomatal conductance and epidermal cell survival in field bean (*Vicia faba*), *J. Exp. Bot.*, 30: 291-298.
3. Czarnowski M., 1983, Fotosynteza drzew liściastych skażonych emisjami przemysłowymi, w: *Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych*, Mat. konf., red. J. Fabiszewski, Ossol. PAN Wrocław, 119-130.
4. Dilke T.K.J., 1976, Measurement of the carbon dioxide compensation point and the rate of loss of $^{14}\text{CO}_2$ in the light and dark in some bryophytes, *J. Exp. Bot.* 27: 98-104.
5. Ferguson P., Lee J.A., Bell J.N.B., 1978, Effects of sulphur pollutants on the growth of *Sphagnum* species, *Environm. Pollut.*, 19: 151.
6. Ferguson P., Lee J.A., 1979, The effects of bisulphite and sulphate upon photosynthesis in *Sphagnum*, *New Phytol.* 82: 703-709.
7. Friend J.P., 1973, The global sulphur cycle. In S.J. Rasool, *Chemistry of Lower Atmosphere*, New York 177-201.
8. Gezelius K., Hällgren J.E., 1980, Effects of SO_3^{-2} on the action of ribulose biphosphate carboxylase from seedlings of *Pinus silvestris*, *Physiol. Plant.* 49: 354-361.
9. Gilbert O.L., 1968, Bryophytes as indicators of air pollution in the Tyne Valley, *New Phyt.* 67: 15-30.
10. Grodzińska K., 1980, Acidification of forest environment (Niepołomice Forest) caused by SO_2 emission from steel mills, *Veg. Scien. and Envir. Prot.* 207-215.
11. Grodzińska K., 1981, Zakwaszenie korowiny drzew Puszczy Niepołomickiej, *Stud. Ośrod. Dok. Fizjogr. t. IX*: 303-311.
12. Hill D.J., 1971, Experimental study of the effect of sulfite on lichens with reference to atmospheric pollution. *New Phytol.* 70, 831-840.
13. Junge C.E., 1963, *Air Chemistry and Radioactivity*. Acad. Press. New York, 59-74.

14. Kellogg W.W., Cadle R.D., Allen E.R., Larus A.L. and Martell E.A., 1972, The sulphur cycle, *Science* 175: 587-596.
15. Kiszka J., 1977, Wpływ emisji miejskich i przemysłowych na florę porostów (Lichenes) Krakowa i Puszczy Niepołomickiej. *Prace Monograficzne WSP w Krakowie*, t. 19, Kraków.
16. Krupa J., 1969, Photosynthetic activity and productivity of the sporophyte of *Funaria hygrometrica* during ontogenesis. *Acta Soc. Bot. Pol.* 2, 207-215.
17. Krupa J., 1977, The interdependence between transpiration intensity and the anatomical structure of moss leaves. *Acta Soc. Bot. Pol.* 1, 57-68.
18. Krupa J., 1984, Strukturalno-funkcjonalne adaptacje mchów do lądowych warunków życia. *Wiad. Bot.*, 28: 53-66.
19. Krupa J., Tlałka E., 1986, The effect of SO_2 , SO_3^{2-} and SO_4^{2-} on photosynthetic intensity in gametophores growing under conditions of different concentrations of industrial pollution (in press.).
20. MacLachlan S., Zalik S., 1963, In: *Chemistry and Biochemistry of Plant Pigments*. Goodwin T.W. Acad. Press London, N.Y. 1965.
21. Majernik O., Mansfield T.A., 1970, Direct effect of SO_2 pollution on the degree of opening of stomata, *Nature*, 227: 377-378.
22. Majernik O., Mansfield T.A., 1971, Effects of SO_2 pollution on Stomatal movements in *Vicia faba*, *Phytopat.* 71: 123-218.
23. Miszalski Z., 1981, Niektóre zagadnienia ingerencji SO_2 w proces fotosyntezy, cz. I i II. *Wiad. Bot.* 25, 19-28, 111-122.
24. Mudd J.B., 1975, Sulphur dioxide. In: *Responses of plants to air pollution*, 9-22. Acad. Press, New York, London.
25. Puckett K.J., Nieboer E., Flora W.P., Richardson D.H.S., 1973, Sulphur dioxide: its effects on photosynthetic

- $^{14}\text{CO}_2$ fixation in Lichens and suggested mechanisms of phytotoxicity. *New Phytol.* 72, 141-148.
26. Puckett K.J., Richardson D.H.S., Flora W.P., Nieboer E., 1974, Photosynthetic ^{14}C fixation by lichen *Umbilicaria muhlenbergii* Tuck following short exposure to aqueous sulphur dioxide. *New Phytol.* 73, 1183-1192.
 27. Rzepka A., 1983, Relacje troficzne między gametofitem a sporofitem u mchów, *Wiad. Bot.* 4: 297-310.
 28. Smith W.H., 1981, Air pollution and Forests. Springer-Verlag N.Y. Heidelberg Berlin.
 29. Soldatini G.F., Ziegler I., Ziegler H., 1978, Sulphite: Preferential sulphur source and modifier of CO_2 fixation in *Chlorella vulgaris*, *Planta* 143: 225-231.
 30. Speeding D.J., Ziegler J., Hampp R., Ziegler H., 1980, Effects of pH on the uptake ^{35}S -sulphur from sulfate, sulfite and sulfide by *Chlorella vulgaris*. *Z. Pflanzenphysiologie* Bd. 97, 205.
 31. Stratmann H., Buck M., 1964, Vergleichsmessungen mit dem Silikagelverfahren und dem TCM-verfahren zur Bestimmung von Schwefeldioxyd in der Atmosphäre.
 32. Starzecki W., 1961, An improved microrespirometer and extension of its application over plants with big leaves, *Acta Soc. Bot. Pol.* 30: 327-343.
 33. Syrratt W.J., Wanstall P.J., 1969 - In: Mudd I.B., 1975.
 34. West P.W., Gaeke G.C., 1956, Fixation of sulphur dioxide as disulfitomercurate and subsequent estimation. *Anal. Chem.* 28-31.
 35. Ziegler I., 1972, The effect of SO_3^{2-} on the activity of ribulose-1, 5-diphosphate carboxylase in isolated spinach chloroplasts. *Planta* 103, 155-162.
 36. Ziegler I., 1975, The effect of SO_2 pollution on plant metabolism. *Residue Rev.* 56, 79-84.
 37. Ziegler I., Hampp R., 1977, Control of $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ and $^{35}\text{SO}_3^{2-}$ incorporation into spinach chloroplasts during photosynthetic CO_2 fixation, *Planta* 137, 303-311.

38. Zurzycki J., 1955, A micrometode for measuring photosynthesis, *Experientia* 11, 261-267.
39. Zurzycki J., 1970, Some improvements of the microrespirometric technique. *Acta Soc. Bot. Pol.* 39, 497-507.

Jan Krupa, Edward Tlačka

THE INFLUENCE OF SULPHUR DIOXIDE ON GAS EXCHANGE INTENSITY
OF MOSS - FUNARIA HYGROMETRICA

Summary

The *Funaria hygrometrica* - moss which grows in places of various degrees of industrial pollution was used for the determination of SO₂ on plants. The studies on the long-term influence of sulphur dioxide on gametophores and sporophytes were preceded by the measurements of SO₂ solubility and transmutations in water. The measurements were carried out in the conditions of the basic experiment on the influence of SO₂ on net photosynthetic rate and on changes in chlorophyll content. The toxicity of SO₂ depends on the duration of its effect on a plant. At the long-term exposure (21 days) of plants to SO₂ two stages can be distinguished. These stages differ in the degree of photosynthesis depression of gametophores and sporophytes. The first stage is marked already after 24 hours of treating the moss with sulphur dioxide at the concentration of 0,3 mg,m⁻³ and after 7 days of keeping the plants under study in these conditions, a clear decrease of gas exchange takes place for the second time. The study of SO₂ toxicity in light and in darkness points to a considerably stronger decrease of intensity of the processes under study while the moss was being treated in darkness. However, no radical differences were found in chlorophyll content in thus treated moss.

Differences in sensitivity to the factor under study occur in the moss which grows in the habitats differing as to the concentration of industrial pollution. Those differences, pointing to lower sensitivity of the moss growing in the conditions of a stronger concentration of industrial pollution, let us suppose that there are certain adaptations to unstable habitat conditions which make the vegetation of these plants possible in a habitat which is too toxic for other organisms.

Ян Крупа, Эдвард Тлялка

ВЛИЯНИЕ ДВУОКСИ СЕРЫ НА ГАЗОВЫЙ ОБМЕН МХА *FUNARIA HYGROMETRICA*

Резюме

Для опытов, проверяющих влияние двуокиси серы на растения, был использован мох *Funaria hygrometrica*, который встречается в местах с разной степенью промышленных загрязнений. Исследованиям продолжительного влияния двуокиси серы на гаметофоры, предшествовали изменения растворимости обменных двуокиси серы в воде. Вышеуказанные исследования проходили в условиях основного эксперимента, касающегося влияния двуокиси серы на фотосинтез и концентрацию красящих флорофиловых веществ. Токсичность двуокиси серы зависит от времени влияния на растение. При продолжительном /21 день/ влиянии на растение двуокиси серы следует вычислить два этапа, которые отличаются друг от друга степенью депрессии фотосинтеза гаметофоров и спорогонов. Первый этап виден уже через 24 часа после подвергания мхов действию двуокиси серы, в концентрации $0,3 \text{ мг м}^{-3}$, а через 7 дней после задерживания в таких условиях исследованных растений наступает повторное значительное снижение газового обмена.

Исследования токсичности двуокиси серы на свету и в темноте указывают на значительное понижение интенсивности исследованных процессов, когда мхи подвергали действию газа в темноте. Основных различий, однако, в концентрации хлорофилла в этих мхах нет. Различия чувствительности на исследуемый фактор появляются в мхах, которые растут в биотопах, отличающихся концентрацией промышленных загрязнений. Эти различия, которые свидетельствуют о меньшей чувствительности мхов, растущих в условиях более высокой концентрации промышленных загрязнений, позволяют думать, что существует адаптация к изменяющимся биотопным условиям, что позволяет этим растениям жить в такой токсической для других организмов среде.