

TADEUSZ SKOWROŃSKI, RENATA KALINOWSKA i BARBARA PAWLIK-SKOWROŃSKA
Instytut Ekologii PAN w Dziekanowie Leśnym
Zakład Ekotoksykologii i Ekologii Mikroorganizmów
Niecała 18/3, 20-080 Lublin
e-mail: skowron@golem.umcs.lublin.pl

GLONY ŚRODOWISK ZANIECZYSZCZONYCH METALAMI CIĘŻKIMI

WPROWADZENIE

Zapożyczony z gwary góralskiej i wprowadzony do polskiej terminologii botanicznej przez prof. J. Rostafińskiego (1850-1928) termin „glony” (STARMACH 1963) obejmuje ponad 20 tysięcy gatunków, należących do rozmaitych grup systematycznych roślin plechowych takich jak zielonice, okrzemki, eugleniny, złotowiciowce, brunatnice, krasnorosty, etc., które tworzą wspólne, złożone zbiorowiska. VAN DEN HOEK i współaut. (1995) określają glony (ang. algae) jako bardzo zróżnicowaną grupę fotosyntetyzujących roślin, które nie posiadają zróżnicowanych korzeni, łodyg, liści i tkanek naczyniowych. Do glonów zaliczają również takie prokariotyczne organizmy jak sinice czyli cyjanobakterie (Cyanobacteria, Cyanoprokaryota, Cyanophyta) oraz Prochlorophyta, wyraźnie podkreślając, że organizmy te należą jednocześnie do grupy taksonomicznej Eubacteria. Fykolodzy wyróżniają więc glony prokariotyczne i eukariotyczne, mikrobiolodzy natomiast za glony uważają jedynie te, które są organizmami eukariotycznymi, wyłączając sinice. Glony pełnią niezmiernie istotną rolę pro-

ducentów pierwotnych i funkcję tę spełniają zarówno prokariotyczne sinice, jak i eukariotyczne zielonice. Termin „glony” ma więc obecnie walor wyłącznie ekologiczny, a nie taksonomiczny.

Ponieważ w niniejszym artykule sinicom poświęcono niewiele uwagi, ze względów praktycznych (i licząc na wyrozumiałość mikrobiologów), termin „glony” został użyty w tym szerszym ekologicznym znaczeniu, tj. obejmującym również sinice. Większość gatunków glonów to organizmy wodne. Zasadlają one jednak również środowiska lądowe i znaczna ich ilość bytuje głównie w powierzchniowej warstwie gleb. Występują także w środowiskach ekstremalnych, tam gdzie woda pojawia się przejściowo, zarówno w silnie zasolonych glebach, jak i na śniegach, lodowcach, a także na gorących pustyniach i w gorących źródłach. Występują na skałach i korze drzew. Glony zasiedlają również środowiska zdegradowane, w tym zanieczyszczone metalami ciężkimi (KAWECKA i ELORANTA 1994),

ZABURZENIA RÓŻNORODNOŚCI GATUNKOWEJ GLONÓW W ZANIECZYSZCZONYCH METALAMI CIĘŻKIMI EKOSYSTEMACH WODNYCH

Metale ciężkie (takie np. jak kadm, ołów, miedź, cynk, chrom, etc.) zanieczyszczające środowisko, po wnikięciu do organizmu ujawniają swoje toksyczne działanie najpierw

na poziomie biochemicznym i fizjologicznym, wchodząc w interakcje z komórkowymi makrocząsteczkami i hamując aktywność enzymów (SKOWROŃSKI 1988, GENTER 1996). Zabur-

rzenie funkcji katalitycznej enzymów generalnie wiąże się z silnym powinowactwem metali (szczególnie kadmu, ołowiu, rtęci) do grup sulfhydrylowych (-SH) (VAN ASSCHE i CLIJSTERS 1990). Ponadto metale, które nie pełnią roli mikroelementów, np. Cd, mogą zastępować atomy metali pełniące rolę strukturalną w metaloenzymach lub metaloproteinowych kompleksach, a także w przypadku ich wyraźnego nadmiaru, wywoływać niedobór mikroelementów, w wyniku konkurencji o wspólny system transportu do komórek. Metale ciężkie mogą zaburzać równowagę jonową, procesy transportu komórkowego, powodować degradację barwników fotosyntetycznych oraz w niektórych przypadkach, występowanie stresu oksydacyjnego (RIJSTENBOL i współaut., 1994). Z tych względów, po pobraniu przez organizmy, mogą one w różny sposób hamować normalny przebieg szeregu komórkowych procesów metabolicznych, w tym procesów fotosyntezy i oddychania u glonów eukariotycznych i sinic (PAWLIK i współaut. 1993, POSKUTA i współaut. 1996). W dodatku obserwuje się szereg ultrastrukturalnych i morfologicznych zmian. Można zaobserwować, np. wielowarstwowe ściany komórkowe, zmiany w organellach komórkowych (NASSIRI i współaut. 1996), zmiany objętości komórek, liczby i objętości granul polifosforanowych, zaburzenia podziału komórek, w wyniku których tworzą się komórki o niepotykanych w normalnych warunkach rozmiarach (SKOWROŃSKI i RZECZYCKA 1980). Wszystko to prowadzi w efekcie do zahamowania wzrostu glonów i ich obumierania. Istnieje obszerna literatura opisująca toksyczny wpływ metali obserwowany w warunkach laboratoryjnych (SKOWROŃSKI 1988; GENTER 1996; PAWLIK-SKOWROŃSKA i SKOWROŃSKI 1996, 2001). Jednakże pomimo to, w warunkach naturalnych, w wodach powierzchniowych zanieczyszczonych metalami ciężkimi stwierdza się rozwój glonów, choć na ogół nie tak obfity i różnorodny jak w wodach nieskażonych. W wodach o odczynie alkalicznym, zawierających metale, często obficie występują sinice, np. nitkowate z rodzaju *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Plectonema* i *Schizothrix* (SAY i WHITTON 1980, WHITTON i współaut. 1981). Występowanie sinic stwierdzono w wodach zawierających cynk, nawet w bardzo wysokich stężeniach, tj. 10–100 mg Zn/l. Niskie pH (<5) również znacznie ogranicza rozwój sinic (BROCK 1973). W zanieczyszczonych metalami ciężkimi wodach o odczynie neutralnym i alkalicznym można

także stwierdzić występowanie niektórych okrzemek (Bacillariophyceae). Na przykład, w planktonie wód wolnoplłynącej rzeki zawierającej metale, stwierdzono kilka ich rodzajów, tj. *Eunotia*, *Pinnularia*, *Navicula* i *Synedra* (SAY i WHITTON 1980), a w górskim strumieniu (pH około 7) zanieczyszczonym przez Zn, Cu i Cd stwierdzono występowanie takich peryfitonowych gatunków jak: *Achnanthes minutissima*, *Achnanthes microcephala*, *Synedra filiformis* i *Nitzschia* sp. (DENISEGER i współaut. 1986). Okrzemki: *Achnanthes*, *Nitzschia*, *Synedra*, *Gomphonema*, *Navicula*, *Pinnularia*, *Eunotia* i *Cymbella* izolowane były również z japońskich rzek, których wody zawierały Cu i Zn. W innym przypadku, w rzece przepływającej przez rejon kopalni miedzi w Japonii, której wody zawierały 0,07–0,22 mg Cu/l i 0,13–0,55 mg Zn/l (pH około 8), stwierdzono występowanie *Achnanthes minutissima*, *Nitzschia palea* i *Surirella angustata* (TAKAMURA i współaut. 1990, YASUNO i FUKUSHIMA 1987). Zróżnicowanie w składzie gatunkowym okrzemek związane było z warunkami środowiskowymi, głównie z pH wody. Na przykład, w strumieniach i rzekach o wodach kwaśnych dominującym gatunkiem okrzemek był *Eunotia* sp., natomiast w wodach o odczynie alkalicznym występowały głównie *Achnanthes* sp., *Nitzschia* sp., *Navicula* sp. i *Gomphonema* sp. (CORING 1996). W wodach zanieczyszczonych metalami stosunkowo licznie mogą być reprezentowane zielenice (Chlorophyta). Na przykład, w jednej z rzek Walii zanieczyszczonej przez Zn, Cd, Cu i Pb obserwowano występowanie nitkowatych zielenic *Hormidium rivulare*, *Ulothrix* sp. i *Spirogyra* sp. (MCLEAN i JONES 1975), natomiast w innych rzekach zanieczyszczonych przez Zn stwierdzono występowanie: *Hormidium rivulare* (SAY i współaut. 1977), *Stigeoclonium tenue* (HARDING i WHITTON 1976), *Ulothrix moniliformis* i *Mougeotia* sp. (SAY i WHITTON 1980). Również w rzekach przepływających przez rejon kopalń rud miedzi i ołowiu w Kornwalii, gdzie metale wydobywano od starożytności, zaobserwowano 87 gatunków Chlorophyta (FOSTER 1982a, b). Zakwalifikowano je do następujących grup systematycznych: Ulotrichales (*Microspora stagnorum*, *M. pachyderma*, *M. willeana*, *M. tumidula*, *Ulothrix* spp., *Hormidium* spp., *Cylindrocapsa*, *Stichococcus* spp.), Chaetophorales (*Stigeoclonium tenue*); Zygnematales (*Mougeotia*, *Spirogyra*), Volvocales i Tetrasporales (*Chlamydomonas*, *Gle-*

ococcus, *Chlamydocapsa*, *Asterococcus*), Chlo-rococaceae (*Chlorella*, *Hypnomonas*, *Pleurococcus*, *Trochiscia*); Oocystaceae (*Oocystis*, *Pseudococcomyxa*) i Scenedesmaceae (*Ankistrodesmus*, *Selenastrum*, *Scenedesmus*). Jest charakterystyczne, że w wodach zawierających metale ciężkie i pierwiastki biogenne w wysokich stężeniach, obficie występuje nitkowata zielenica z rodzaju *Stigeoclonium*, przy całkowitej nieobecności *Cladophora* (WHITTON 1985). Obfity wzrost *Cladophora* stwierdzono jedynie w wodach o niskim stężeniu metali ciężkich (WHITTON i współaut. 1989). W rzekach Japonii, zanieczyszczonych przez Cu i Zn, stwierdzono występowanie zielenic należących do rodzajów *Chlorella*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Ulothrix*, *Klebsormidium*, *Stigeoclonium*, *Stichococcus* i *Cosmarium* (TAKAMURA i współaut. 1989). W rzece Miyata liczba gatunków glonów peryfitonowych była bardzo zredukowana przez miedź i cynk, ale wśród tych nielicznych glonów porastających dno rzeki występowały takie gatunki zielenic, jak: *Stigeoclonium aestivale* i *Oocystis lacustris* (TAKAMURA i współaut. 1990). Zielenice, takie jak: *Chlorella fusca* var. *vacuolata* i *Scenedesmus acutiformis* izolowano również w Kanadzie z jeziora zanieczyszczonego przez Cu i Ni (STOKES i współaut. 1973), natomiast obecność *Chlorella* sp., *Chlamydocapsa bacillus* i *Chlamydocapsa* cf. *petrify* stwierdzono w jeziorze zanieczyszczonym przez arsen (KNAUER i współaut. 1999).

Mikroflora środowisk zanieczyszczonych metalami ciężkimi różni się od tej, która zasiedla środowiska nieskażone. Z porównawczych badań fykologicznych wynika, że w środowiskach o dużym stopniu zanieczyszczenia metalami obserwuje się mniejszą różnorodność gatunkową glonów i na ogół, choć nie zawsze mniejszą ich biomasę. Zanieczyszczenie metalami może zmieniać strukturę zbiorowisk glonów. Inne gatunki stają się dominującymi. Charakterystyczne dla tych środowisk jest również to, że są one zasiedlane przez gatunki lub populacje (ekotypy) odporne na toksyczne metale ciężkie, gatunki wrażliwe natomiast są eliminowane ze środowiska. Metale ciężkie, pełniąc więc rolę czynnika dokonującego selekcji w kierunku organizmów najlepiej przystosowanych. Zjawiska, o których mowa, w ekosystemach wodnych mają miejsce, np. przy ujściach rzek lub w zanieczyszczonych metalami stru-

mieniach, rzekach i jeziorach znajdujących się w pobliżu kopalń i zakładów wzbogacania rud metali nieżelaznych (np. Cu, Pb, Zn) lub na terenach silnie zurbanizowanych. Na przykład w jeziorze, do którego w latach 1941–1949 doprowadzano ścieki kopalniane, po upływie blisko 30 lat od zaniechania tego procesu, w odległości 1 km od miejsca zrzutu tych ścieków identyfikowano tylko 63 taksony glonów bentosowych, podczas gdy w miejscu oddalonym o 2 km – prawie dwukrotnie więcej. Zauważono też, że gęstość biomasy glonów w epilimnionie strefy silnie zanieczyszczonej metalami była o 50% mniejsza od tej, którą obserwowano w miejscach od niej odległych. Pamiętać jednak należy, że obecność metali nie jest jedynym czynnikiem selekcyjnym, gdyż inne parametry środowiskowe, takie jak odczyn wody, zasobność w substancje odżywcze, oświetlenie, temperatura, etc., mogą także znacząco wpływać na skład gatunkowy zbiorowisk glonów.

W rzeczywistości przewidywania co do reakcji poszczególnych gatunków glonów na skażenie środowiska metalami i co do struktury zbiorowisk glonów w warunkach naturalnych są bardzo trudne. Reakcja naturalnych zbiorowisk glonów na zanieczyszczenie metalami, zwłaszcza przy małych stężeniach metali i długim czasie działania może być różna w różnych zbiornikach wodnych i zależna od już istniejącej struktury biocenozy oraz lokalnych warunków fizycznych i chemicznych. Reakcja ta będzie od wielkiej liczby rozmaitych środowiskowych interakcji. Należy uwzględnić fakt, iż w warunkach naturalnych może występować kilka czynników toksycznych jednocześnie (np. mieszanina różnych metali ciężkich). W takiej sytuacji efekty toksyczne mogą się sumować, wzajemnie znosić lub potęgować, w zależności od ilościowego i jakościowego składu chemicznego toksykantów. Na oddziaływanie metali nakładają się lokalne warunki środowiskowe, które mogą sprzyjać lub utrudniać rozwój określonych gatunków glonów, a ponadto wpływać na formy chemiczne metali (różniące się toksycznością) oraz na proces ich pobieranie przez komórki glonów, etc. Biologiczna dostępność metali i toksyczność, przy tym samym ich ogólnym stężeniu może być więc różna w różnych środowiskach, takich jak wody słodkie i słone (SKOWROŃSKI i współaut. 1992).

CO TO SĄ MIKRO- I MEZOSYSTEMY?

W celu dokładniejszego zbadania skomplikowanego zjawiska interakcji potencjalnie toksycznych metali z organizmami zasiedlającymi określone ekosystemy przeprowadza się niekiedy eksperymenty w mikrosystemach (ang. microcosm), w których do dużych naczyń eksperymentalnych wprowadza się zespoły organizmów. Jeszcze rzadziej wpływ metali na zbiorowiska glonów, ich strukturę i funkcjonowanie bada się w kosztownych mezosystemach – izolowanych wycinkach jeziora lub sztucznych strumieniach (ang. mesocosm), do których w sposób kontrolowany doprowadza się metale ciężkie. Układy te poddawane są naturalnej zmienności warunków środowiskowych (wiatrów, temperatury, nasłonecznienia). Mikrosystemy zastosowano np. w celu badania chronicznego oddziaływania cynku (uwzględniając stężenia spotykane w środowisku, tj. 0,12–0,42 μM) na zbiorowiska bakterii i glonów peryfitonu rzeki Göta Älv (Szwecja) (PAULSSON i współaut. 2000). Po 4-tygodniowej ekspozycji stwierdzono, że spadek wartości wskaźników charakteryzujących wielkość biomasy (w tym chlorofilu a) wystąpił już przy 1 μM Zn, natomiast zmiany w składzie gatunkowym obserwowano przy wyższych stężeniach, tj. powyżej 9,7 μM . Zmianę struktury zbiorowisk glonów stwierdzono również w eksperymencie z mezosystemem wydzielonym z jednej z rzek w USA już pod wpływem bardzo niskiej dawki Zn, tj. 0,05 mg/l, podczas gdy dawka 0,047 mg Zn/l była graniczną dawką dopuszczalną przez US EPA (Urząd Ochrony Środowiska USA) (GENTER i współaut. 1987). Zmiany w składzie gatunkowym peryfitonu zaobserwowano również w oligotroficznym strumieniu w górach Sierra Nevada, do którego w sposób ciągły przez rok dodawano miedź w stężeniu do 10 $\mu\text{g/l}$ (LELAND i CARTER 1984). W sztucznym strumieniu zbudowanym na jednej z rzek USA, do którego wprowadzano Zn w stężeniach 0,005 i 1 mg Zn/l, zaobserwowano zastępowanie pierwotnej mikroflory porastającej skały i kamienie przez organizmy odporne na metale przy większym ze stosowanych stężeń Zn (COLWELL i współaut. 1989).

Glin (Al), który zasadniczo nie jest, ze względu na mniejszą gęstość, zaliczany do metali ciężkich, jednak jest toksyczny i może wywierać istotny wpływ na ekosystemy wodne. Podwyższonemu poziomowi glinu towarzyszy często kwaśny odczyn wód. Trudno jest osza-

cować, w jakim stopniu każdy z tych czynników odpowiedzialny jest za zmiany w zbiorowiskach glonów. Eksperyment przeprowadzony w sztucznym strumieniu wykazał (GENTER 1995), że samo zakwaszenie (pH 4,8) powodowało spadek liczebności jednych taksonów (np. okrzemek *Rhopalodia* sp., *Synedra rumpens* oraz zielenic kokkoidalnych i nitkowatej zielenicy *Mougeotia* sp.) oraz wzrost liczebności innych gatunków – szczególnie okrzemek i sinic). Glin w stężeniu 500 $\mu\text{g/l}$ w stosunku do większości gatunków okazał się mało szkodliwy, a jego dodatek powodował nawet wzrost gęstości biomasy niektórych gatunków okrzemek, zielenic i sinic (np. okrzemki *Achnanthes minutissima*, zielenicy *Cosmarium melanosporum*, sinicy *Schizothrix calcicola*). Jednakże oba czynniki działające jednocześnie powodowały spadek liczebności komórek kilku taksonów zielenic i sinic oraz ogólnego stężenia chlorofilu a, poniżej poziomu występującego przy samym zakwaszeniu wód. Wydaje się więc, że glin w zakwaszonych wodach może stwarzać większe zagrożenie dla szeregu gatunków zielenic i sinic, i spowodować znaczne zmniejszenie biomasy peryfitonu, co z kolei może mieć negatywny wpływ na grupę konsumentów. Ciekawe obserwacje poczyniono podczas dużego kompleksowego limnologicznego eksperymentu trwającego blisko 2 lata, przeprowadzonego na jeziorze Baldagg (Szwajcaria) (GÄCHTER i MARES 1979). Stwierdzono między innymi, że niskie stężenia Hg, Cu, Cd, Zn i Pb w wodzie, początkowo powodowały spadek biomasy fitoplanktonu i jego ogólnej aktywności, fotosyntetycznej oraz wyraźny spadek liczby taksonów. Jednakże w czasie trwania doświadczenia, pod wpływem metali następowała przebudowa struktury gatunkowej fitoplanktonu, w którym zaczęły dominować gatunki mniej wrażliwe na metale. Po dłuższym czasie okazało się, że wskutek toksycznego oddziaływania metali na zooplankton, jego presja na fitoplankton znacznie się zmniejszyła. Z tych względów nastąpił wzrost biomasy fitoplanktonu, którego gęstość pod koniec doświadczenia była nawet większa niż w warunkach kontrolnych (bez metali). W tym długotrwałym eksperymencie wykazano, że uznawane za dopuszczalne dawki metali w wodzie, powodowały jednak w danych warunkach środowiskowych zmianę struktury fitoplanktonu, chociaż nie zmniejszyły produkcji

pierwotnej, co sugerowały testy krótkotrwałe. (GÄCHTER i MARES 1979).

Podobne zjawisko zaobserwowano w warunkach naturalnych w rzece przepływającej przez rejon kopalni miedzi w Japonii. Liczba

gatunków peryfitonowych glonów w tej rzece wynosiła jedynie 7–10, jednakże produkcja pierwotna była stosunkowo wysoka ze względu na niską presję konsumentów (TAKAMURA i współaut. 1990).

GLONY W ŚRODOWISKACH LĄDOWYCH ZANIECZYSZCZONYCH METALAMI

Głony eukariotyczne i sinice stanowią również istotną część glebowej mikroflory, chociaż są prawie niedostrzegalne dla przeciętnego obserwatora. Ich znaczenie polega głównie na tym, że przyczyniają się do poprawy struktury gleby, zmniejszają erozję gleb i powodują wzrost ich żyzności (STARKS i współaut. 1981, METTING 1981). W ubogich i zdegradowanych środowiskach są to często organizmy pionierskie. Mogą występować nawet tam, gdzie brak wody jest czynnikiem ograniczającym rozwój roślin wyższych. Wśród różnych grup taksonomicznych w glebie dominują sinice i zielenice. Istotnym czynnikiem wpływającym na strukturę gatunkową zbiorowisk glonów jest odczyn gleby (LUKESOWA i HOFFMANN 1995). Sinice dominują w glebach obojętnych i alkalicznych, natomiast na ogół nie występują w glebach kwaśnych ($\text{pH} < 4$), w których liczne glony eukariotyczne mogą rozwijać się obficie.

Pomimo ważnej ekologicznej roli eukariotycznych glonów i sinic w środowiskach lądowych, bada się je stosunkowo rzadko. Niezwykle skąpe są informacje na temat występowania tych mikroorganizmów, ich biologii i funkcji na zdegradowanych terenach w pobliżu hut i kopalń metali nieżelaznych, jakimi są zwałowiska odpadów przemysłowych, hałdy, osadniki poflotacyjne. Niekiedy miejsca te są określane jako „pustynie biologiczne”. Na podstawie nielicznych doniesień można stwierdzić, że podobnie jak w środowisku wodnym, również w skażonych glebach metale ciężkie są czynnikiem w istotny sposób ograniczającym różnorodność gatunkową eukariotycznych glonów i sinic. Na jałowych, zdegradowanych i zakwaszonych glebach skażonych miedzią i niklem, w pobliżu hut w Sudbury (Kanada) stwierdzono obecność zaledwie kilku gatunków zielenic, dwa gatunki okrzemek i zupełny brak sinic (MAXWELL 1991). Mikroorganizmy fototroficzne takich zdegradowanych środowisk w Polsce stały się w ostatnich latach obiektem zainteresowania Stacji Badawczej Instytutu Ekologii PAN w Lublinie (obecnie Zakładu Ekotoksykologii i Ekologii Mikroorga-

nizmów IE PAN). Badany jest skład gatunkowy tej mikroflory i jej właściwości adaptacyjne do środowisk skażonych metalami. Problem adaptacji jest ciekawy i ważny z tego względu, że podejmowane są próby rekultywacji zdegradowanych przez przemysł terenów z udziałem zbiorowisk mikroglonów (LUKESOWA 1996).

Obiektem badań jest mikroflora występująca w osadnikach rud cynkowo-ołowiowych w ZGH „Bolesław” w Bukownie i ZGH „Orzeł Biały” w Brzezinach Śląskich, w osadniku poflotacyjnym rud miedzi w KGHM w Lubinie, a także na hałdzie pocynkowej w Katowicach – Welnowcu i „pustyni biologicznej” w pobliżu HMN „Szopienice” w Katowicach (Ryc. 1–3). Stężenia metali ciężkich w wyżej wymienionych miejscach są bardzo wysokie, np. w osadniku poflotacyjnym w Bukownie całkowita zawartość cynku wynosiła 18400 ppm, a ołowiu 6566 ppm, osadniki w Lubinie zawierały blisko 1500 ppm miedzi. Miejsca, z których pobrano próbki gruntów zasiedlone były przez specyficzną roślinność lub zgoła jej pozbawione. Wyizolowano z nich szereg taksonów należących do różnych grup systematycznych, wymienionych w Tabeli 1. Okazuje się, że nawet na tzw. „pustyni biologicznej” w okolicach huty „Szopienice” występują zielenice i eugleniny, a także sinice (*Oscillatoria* sp., *Pseudoanabaena catenata*). We wszystkich badanych środowiskach stwierdzono najliczniejsze występowanie przedstawicieli Chlorophyta.

Fakt występowania glonów eukariotycznych i sinic w tak niesprzyjających wegetacji środowiskach, jakimi są hałdy i osadniki poflotacyjne zanieczyszczone w wysokim stopniu metalami ciężkimi, potwierdza tezę, że mogą one pełnić rolę organizmów pionierskich i przyczyniać się do poprawy właściwości gruntów, które zasiedlają. Jakkolwiek biologiczna dostępność metali w tych gruntach jest znacznie mniejsza niż ich stężenie ogólne, to jednak wydaje się, iż aby przeżyć w tak ekstremalnych warunkach, zaadaptowane do nich ekotypy i gatunki muszą posiadać specyficzne mechanizmy detoksykacji i tolerancji.



Ryc. 1. „Pustynia biologiczna” w okolicach Huty Metali Nieżelaznych, Katowice-Szopienice.



Ryc. 2. Hałda pocynkowa, Katowice-Wielowiec.



Ryc. 3. Osadnik poflotacyjny rud cynkowo-ołowiowych, Bukowno.

Ze wstępnych badań przeprowadzonych z udziałem kilku wyizolowanych przez nas jednokomórkowych zielenic wynika, że gatunki

występujące na terenach skażonych metalami ciężkimi, które oznaczono jako: *Dictyococcus* cf. *varians* (Ryc. 4), *Muriella* cf. *decolor*, *Sti-*



Ryc. 4. *Dictyococcus* cf. *variens* (Chlorophyta) wyizolowany z gruntu osadnika poflotacyjnego rud cynkowo – ołowiowych w Bukownie.

Tabela 1. Mikroflora terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi

Miejsce izolacji	Wyizolowane taksomy
HMN „Szopienice”, Katowice „Pustynia biologiczna”	Chlorophyta: <i>Muriella</i> sp., <i>Chlorella</i> sp., <i>Bracteococcus</i> sp., <i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Ulothrix</i> sp., <i>Stichococcus minor</i> , <i>Geminella</i> sp. Euglenophyta: <i>Euglena</i> sp. Cyanophyta (Cyanobacteria) <i>Oscillatoria</i> sp., <i>Pseudoanabaena catenata</i>
Hałda pocynkowa, Katowice-Wielowiec	Chlorophyta: <i>Bracteococcus</i> sp., <i>Klebsormidium</i> sp. Chrysophyta: <i>Vaucheria</i> sp. Bacillariophyta: <i>Navicula</i> sp. Cyanophyta (Cyanobacteria) <i>Pseudoanabaena catenata</i> , <i>Oscillatoria</i> sp.
ZGH „Orzeł Biały”, Brzeziny Śląskie Osadnik poflotacyjny rud cynko- wo-olowiowych w Nowym Dworze	Chlorophyta: <i>Dictyococcus</i> sp., <i>Muriella</i> cf. <i>decolor</i> *, <i>Chlamydomonas typica</i> * Bacillariophyta: <i>Navicula</i> , <i>Pinnularia</i> Cyanophyta (Cyanobacteria) <i>Oscillatoria</i> sp., <i>Pseudoanabaena catenata</i> , <i>Nostoc punctiforme</i>
KGHM „Polska Miedź”, Lubin Osadnik poflotacyjny rud miedzi w Gilowie	Chlorophyta: <i>Stichococcus bacillaris</i> v. <i>minor</i> * <i>Chlamydomonas boldii</i> * <i>Scenedesmus</i> spp.
ZGH „Bolesław” Bukowno – Osadnik poflotacyjny rud cynkowo-olowiowych – Wody kopalniane	Chlorophyta: <i>Chlorella vulgaris</i> *, <i>Dictyococcus</i> cf. <i>variens</i> *, Chlorophyta: <i>Stigeoclonium tenue</i> *, <i>Dictyococcus</i> cf. <i>variens</i> *, <i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Scenedesmus</i> sp.

*gatunki uzyskane jako czyste kultury laboratoryjne

chococcus bacillaris v. *minor*, wykazują większą odporność na ołów, cynk i miedź, niż gatunki glonów pochodzące z terenów niezanieczyszczonych metalami (KALINOWSKA i SKOWROŃSKI 2001). Wyizolowane szczepy wykazują również pewne różnice morfologiczne i ultrastrukturalne w porównaniu z opisanymi w kłuczach i przechowywanymi w kolekcjach kultur gatunkami *Dictyococcus varians* i *Muriella de-*

color. Świadczy to o tym, iż również w warunkach lądowych długotrwała ekspozycja na metale ciężkie może być istotnym czynnikiem selekcji gatunków lub ekotypów mikroorganizmów fototroficznych. Poznane dotąd mechanizmy detoksykacji metali i tolerancji glonów eukariotycznych i sinic na metale ciężkie omówiono w następnym artykule.

ALGAE IN HEAVY METAL – POLLUTED ENVIRONMENTS

S u m m a r y

Algae are very diverse photosynthetic plants that have neither roots nor leafy shoots and which also lack vascular tissues (VAN DEN HOEK *et al.*, 1995). Most of them are aquatic organisms and occur both in fresh and saline waters, but they also inhabit terrestrial environments. As pioneers, algae take part in primary production and in colonization of poor and degraded habitats. The primary impact of heavy metals on algae is at the biochemical and physiological levels. These biochemical and physiological effects may cause ecological effects. Usually, in heavy metal-polluted environments algal biomass as well as algal species diver-

sity decrease. In such places the sensitive organisms and species in algal communities may be replaced by tolerant ones as a consequence of chemical stress. The observed shift in species composition in a community affected by heavy metals is not a random process; chronic exposure to low concentrations of heavy metals may act as a selection factor. Preliminary studies on algal species diversity and heavy metal resistance of species inhabiting Zn, Pb or Cu polluted sites (near metallurgical and mining plants in Silesia) are described.

LITERATURA

- BROCK T. D., 1973. *Lower pH limit for the existence of blue-green algae: evolutionary and ecological implications*. Science 179, 480–483.
- COLWELL F. S., HORNOR S. G., CHERRY D. S., 1989. *Evidence of structural and functional adaptation in epilithon exposed to zinc*. Hydrobiol. 171, 79–90.
- CORING E., 1996. *Use of diatoms for monitoring acidification in small mountain rivers in Germany with special emphasis on „diatom assemblage type analysis” (data)*. [W:] *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. WHITTON B. A., ROTT E. (red.). Universität Innsbruck, Innsbruck, 7–16.
- DENISEGER J., AUSTIN A., LUCEY W. P., 1986. *Periphyton communities in a pristine mountain stream above and below heavy metal mining operations*. Freshwat. Biol. 16, 209–218.
- FOSTER P. L., 1982 a. *Species associations and metal contents of algae from rivers polluted by heavy metals*. Freshwat. Biol. 12, 17–39.
- FOSTER P. L., 1982 b. *Metal resistances of Chlorophyta from rivers polluted by heavy metals*. Freshwat. Biol. 12, 41–61.
- GÄCHTER R., MAREŠ A., 1979. *Effects of increased heavy metal loads on photoplankton communities*. MELIMEX an Experimental Heavy Metal Pollution Study 770, 229–246.
- GENTER R. B., 1995. *Benthic algal populations respond to aluminum, acid, and aluminum-acid mixtures in artificial streams*. Hydrobiol. 306, 7–19.
- GENTER R. B., 1996. *Ecotoxicology of inorganic chemical stress to algae*. [W:] *Algal Ecology–Freshwater Benthic Ecosystems*. STEVENSON R. J., BOTHWELL M. L., LOWE R. L. (red.). Academic Press, San Diego, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto, 403–468.
- GENTER R. B., CHERRY D. S., SMITH E. P., CAIRNS J. JR. 1987. *Algal-periphyton population and community changes from zinc stress in stream mesocosm*. Hydrobiol. 153, 261–275.
- HARDING J. P. C., WHITTON B. A., 1976. *Resistance to zinc of Stigeoclonium tenue in the field and the laboratory*. Br. Phycol. J. 11, 417–426.
- KALINOWSKA R., SKOWROŃSKI T., 2001. *Soil algae adapted to high heavy metals concentrations*. Biogeochemical Processes and Cycling of Elements in the Environment. Proc. of the 15th Intern. Symp. on Envir. Biogeochem., 437–438.
- KAWECKA B., ELORANTA P. V., 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- KNAUER K., BEHRA R., HEMON H., 1999. *Toxicity of inorganic and methylated arsenic to algal communities from lakes along an arsenic contamination gradient*. Aquat. Toxic. 46, 221–230.
- LELAND H. V., CARTER J. L., 1984. *Effects of copper on species composition of periphyton in a Sierra Nevada, California, stream*. Freshwat. Biol. 14, 281–296.
- LUKESOWA A., 1996. *Soil algae from acid rain impacted forest areas of the Krusne hory Mts. 1. Algal communities*. Vegetatio 125, 123–136.
- LUKESOWA A., HOFFMANN L., 1995. *Soil algae from acid rain impacted forest areas of the Krusne hory Mo-*

- untains. 2. Effect of pH on growth. Algolog. Stud. 78, 39–51.
- MAXWELL C. D., 1991. Floristic changes in soil algae and cyanobacteria in reclaimed metal-contaminated land at Sudbury, Canada. Water, Air, and Soil Poll. 60, 381–393.
- MCLEAN R. O., JONES A., 1975. Studies of tolerance to heavy metals in the flora of the rivers Ystwyth and Clarach, Wales. Freshwat. Biol. 5, 431–444.
- METTING B., 1981. The systematics and ecology of soil algae. Bot. Rev. 4, 195–312.
- NASSIRI Y., GKINSBURGERVOGEL T., MANSOT J. L., WERY J., 1996. Effects of heavy metals on *Tetraselmis suecica*: ultrastructural and energy-dispersive X-ray spectroscopic studies. Biol. Cell 86, 151–160.
- PAULSSON M., NYSTRÖM B., BLANCK H., 2000. Long-term toxicity of zinc to bacteria and algae in periphyton communities from the river Göta Älv, based on a microcosm study. Aquat. Toxic. 47, 243–257.
- PAWLIK B., SKOWROŃSKI T., RAMAZANOV Z., GARDESTROM P., SAMUELSSON G., 1993. pH-dependent cadmium transport inhibits photosynthesis in the cyanobacterium *Synechocystis aquatilis*. Env. Exp. Bot. 33, 331–337.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B., SKOWROŃSKI T., 1996. *Sinice i ich reakcje z metalami ciężkimi*. Wiad. Botan. 40, 170–300.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B., SKOWROŃSKI T., 2001. Freshwater algae. [W:] *Metals in the Environment. Analysis by Biodiversity*. PRASAD M.N.V. (red.). New York, 59–94.
- POSKUTA J.W., PARYS E., ROMANOWSKS E., 1996. Toxicity of lead to photosynthesis, accumulation of chlorophyll, respiration and growth of *Chlorella pyrenoidosa*. Protective role of dark respiration. Acta Physiol. Plant. 18, 165–171.
- RIJSTENBOL J. W., SANDEE A., VAN DRIE J., WIJNHOLDS J. A., 1994. Interaction of toxic trace metals and mechanism of detoxification in the planktonic diatoms *Ditylum brightwellii* and *Thalassiosira pseudonana*. FEMS Microb. Rev. 14, 387–396.
- SAY P. J., DIAZ B. M., WHITTON B. A., 1977. Influence of zinc on lotic plants. I. Tolerance of *Hormidium* species to zinc. Freshwat. Biol. 7, 357–376.
- SAY P. J., WHITTON B. A., 1980. Changes in flora down a stream showing a zinc gradient. Hydrobiol. 76, 255–262.
- SKOWROŃSKI T., 1988. Wpływ kadmu na glony jednokomórkowe. Post. Mikrob. XXVII, Zeszyt 1/2, 77–94.
- SKOWROŃSKI T., RZECZYCKA M., 1980. Effect of high zinc concentrations on the growth of *Stichococcus bacillaris* and *Chlorella vulgaris*. Acta Microb. Pol. 29, 389–282.
- SKOWROŃSKI T., SZUBIŃSKA S., JAKUBOWSKI M., PAWLIK B., 1992. Cadmium availability to the cyanobacterium *Synechocystis aquatilis* in solutions containing chloride. Env. Poll. 76, 163 –167.
- STARKS T. L., SHUBERT L. E., TRAINOR F. R., 1981. Ecology of soil algae: a review. Phycol. 20, 65–80.
- STARMACH K., 1963. Rośliny słodkowodne. Wstęp ogólny i zarys metod badania. [W:] *Flora Słodkowodna Polski*. Tom I, PWN, Warszawa.
- STOKES P. M., HUTCHINSON T. C., KRAUTER K., 1973. Heavy metal tolerance in algae isolated from polluted lakes near Sudbury, Ontario. Wat. Poll. Res. Can. 8, 178–201.
- TAKAMURA N., KASAI F., WATANABE M. M., 1989. Effects of Cu, Cd and Zn on photosynthesis of freshwater benthic algae. J. Appl. Phycol. 1, 39–52.
- TAKAMURA N., HATAKEYAMA S., SUGAYA Y., 1990. Seasonal changes in species composition and production of periphyton in a urban river running through an abandoned copper mining region. Jpn. J. Limnol. 51, 225–235.
- VAN ASSCHE F., CLIJSTERS H., 1990. Effects of metals on enzyme activity in plants. Plant Cell Env. 13, 195–206.
- VAN DEN HOEK C., MANN D.G., JAHNES H.M., 1995. *Algae. An Introduction to Phycology*. University Press, Cambridge.
- WHITTON B. A., 1985. Algae as monitors of heavy metals in freshwaters. [W:] *Algae as Ecological Indicators*. SHUBERT L. E. (red.). London: Academic Press, 257–280.
- WHITTON B. A., BURROWS I. G., KELLY M. G., 1989. Use of *Cladophora glomerata* to monitor heavy metals in rivers. J. Appl. Phycol. 1, 293–299.
- WHITTON B. A., GALE N. L., WIXSON B. G., 1981. Chemistry and plant ecology of zinc-rich wastes dominated by blue green algae. Hydrobiol. 83, 331–341.
- YASUNO M., FUKUSHIMA S., 1987. Attached algal flora in the rivers receiving effluent from copper mines in Japan. Acta Biol. Hunger. 38, 141–153.