

Glony glebowe terenów pogórnicznych skażonych metalami ciężkimi

Renata KALINOWSKA, Magdalena TRZCIŃSKA, Barbara PAWLIK-SKOWROŃSKA

KALINOWSKA R., TRZCIŃSKA M., PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2008. **Soil algae in post-mining areas contaminated with heavy metals.** *Wiadomości Botaniczne* 52(3/4): 63–79.

Soil algae are important pioneer colonizers in various terrestrial environments. However, this group of microorganisms was less studied than aquatic algae, especially in habitats extremely contaminated with heavy metals. Low taxa numbers, abundance and diversity were observed in algal communities inhabiting such environments if compared to unpolluted sites. Green algae (Chlorophyta) with the highest species richness dominated in heavy metal polluted soils. The second most frequent group were blue-green algae (Cyanobacteria), whereas only several taxa of Bacillariophyceae, Xanthophyceae, Euglenophyceae and Eustigmatophyceae occurred. Cyanobacteria have never been reported in acidic soils contaminated with heavy metals. Algal abundance in metal polluted sites (e.g. Zn/Pb mining dumps) was 10^2 – 10^5 times lower than in areas disturbed by coal mining activities. Such low abundance may be a consequence of strong impact of high heavy metal concentrations as well as shortage of nutrients. The algae isolated from the heavy metal polluted soils revealed resistance, co-resistance or tolerance to metals present in their habitats. Two groups of metal resistant green algae were found: (1) the Zn/Pb resistant, but sensitive to copper and (2) the Cu-resistant and co-resistant to Zn or Pb. Resistance of soil algae to excessive internal concentrations of trace metals may rely on biochemical mechanisms like metal complexation, lower metal uptake and/or increased antioxidant enzymatic activities. Algae are suggested as bioindicators of metal and chemical contaminations as well as important organisms effective in soil bioremediation.

KEY WORDS: biodiversity, extreme environment, heavy metals, resistance/tolerance, soil algae, toxicity

Renata Kalinowska, Magdalena Trzcińska, Barbara Pawlik-Skowrońska, Centrum Badań Ekologicznych, Polska Akademia Nauk, Stacja Badawcza, ul. Niecała 18/3, 20-080 Lublin, e-mail: renata_kalinowska@tlen.pl, magdalena_trzcińska@tlen.pl, pawlik@poczta.umcs.lublin.pl

WSTĘP

Glony glebowe, do których zalicza się zarówno organizmy eukariotyczne, jak i prokariotyczne sinice, stanowią istotną grupę mikroorganizmów glebowych, która dzięki morfologicznym i fizjologicznym adaptacjom może zasiedlać ekstremalne środowiska od Antarktyki po gorące pustynie (Metting 1981, Hoffmann 1989).

Historia ewolucji glonów glebowych sięga czasów prekambryjskich, kiedy to sinice (Cyanobacteria) jako pierwsze kolonizowały glebę, a następnie pojawiały się kolejno koralce i nitkowate glony eukariotyczne (Johansen, Shubert 2001). Chociaż glony glebowe są tak „wiekowe” i szeroko rozpowszechnione, ich badaniem zajęto się w znacznie mniejszym stopniu niż badaniem glonów słodkowodnych i morskich. Pierwsze

obserwacje mikroorganizmów tworzących zielone naloty na powierzchni gleby w postaci skorup, mat czy galaretek prowadzone były przez botaników w XIX wieku (Metting 1981). Natomiast pierwszy syntetyczny spis glonów glebowych nazywanych fitoedafonem zawierała praca Francégo (1921). Na istotną rolę zespołu glonów glebowych zwróciła po raz pierwszy uwagę Bristol-Roach (1927), która dostarczyła informacji o jego składzie gatunkowym i liczebności w glebach Wielkiej Brytanii. Gollerbach i Shtina (1969) prowadzili intensywne i różnorodne badania nad taksonomią, dynamiką rozwoju i fizjologią glonów glebowych na ugorach i w glebach uprawnych w Rosji. W Polsce, pierwsze prace dotyczące tej tematyki podjął Starmach (1962, 1966), który analizował skupienia glonów naziemnych na nadrzecznych ścieżkach, jak również badał ich sukcesję na terenach wypalonych, gdzie glony jako organizmy pionierskie, pojawiały się w pierwszej kolejności. Opisano także wiele gatunków sinic obecnych w glebach pobranych z różnych miejsc w Europie (Starmach, Siemińska 1979), badano jakościową i ilościową strukturę zbiorowisk glonów ziemnych występujących w glebach uprawnych (Skalna 1979, Żurek 1981, Siemiński 1996, 1998, 2000), jak również określono przynależność taksonomiczną glonów będących ważnym składnikiem mat biologicznych na Pustyni Błędowskiej (Cabała, Rahmonov 2004).

Dotychczasowy stan wiedzy na temat różnorodności, obfitości, biologicznych właściwości i rozprzestrzenienia glonów glebowych jest zróżnicowany w zależności od kontynentu i został przedstawiony w kilku artykułach przeglądowych (Gollerbach, Shtina 1969, Skalna, Żurek 1975, Metting 1981, Starks et al. 1981, Hoffmann 1989, Johansen, Shubert 2001).

EKOLOGICZNA ROLA GLONÓW GLEBOWYCH

W ostatnich latach glony stały się obiektem wielu intensywnych badań ekologicznych, fizjologicznych i biochemicznych z uwagi na ich znaczącą rolę w kolonizowaniu ubogich gleb, nowotworzących się podłoży powstałych

na skutek aktywności wulkanów, cofania się lodowców, pożarów oraz wydobywczej działalności człowieka (Johansen, Shubert 2001). Fotoautotroficzne glony glebowe wytwarzają materię organiczną; ich biomasa stanowi źródło humusu i azotu, a produkowane przez nie związki (np. aminokwasy, kwasy organiczne, polisacharydy i witaminy) wpływają na życie innych organizmów glebowych i roślin wyższych (Metting 1981, Gumiński 1990).

Większość glonów glebowych (edaficznych) to organizmy kosmopolityczne. Wśród nich najczęściej spotyka się zielenice, sinice, okrzemki, różnowiciowce, rzadziej identyfikowane są gatunki euglenin i krasnorostów (Metting 1981, Hoffmann 1989, Hahn, Neuhaus 1997, Siemiński 2000, Zancan et al. 2006). Istotnym czynnikiem wpływającym na skład gatunkowy zbiorowisk glonów jest odczyn gleby (Lukešová, Hoffmann 1995). Zielenice występują w środowiskach o szerokim spektrum pH, jednakże przeważają w kwaśnych glebach z powodu braku konkurentów (Hoffmann 1989). Sinice natomiast dominują zwykle w glebach obojętnych i lekko alkalicznych (Lukešová, Hoffmann 1995). Gatunki z rodzajów *Microcoleus*, *Scytonema*, *Nostoc*, zdolne do asymilacji azotu, mogą kolonizować specyficzne ekosystemy, takie jak pustynie (Johansen, Shubert 2001).

Glony glebowe odgrywają również istotną rolę w stabilizacji powierzchni glebowej przez wiązanie poszczególnych składników mineralnych gleby (Evans, Johansen 1999). Tworzona w ten sposób mata redukuje erozję gleby, poprawia jej strukturę, a także może stanowić jedyną warstwę utrzymującą wodę w glebie. Te właściwości mat mikrobiologicznych spowodowały, że najwięcej badań nad zbiorowiskami glonów edaficznych zaczęto prowadzić na terenach pustynnych i półpustynnych (Johansen 1993, Elster et al. 1999, Cabała, Rahmonov 2004), wydmych (Pluis, De Winder 1989), terenach po wielkich pożarach (Hawkes, Flechtner 2002, Myers, Davis 2003) oraz na glebach ubogich w składniki pokarmowe (Benlap, Harper 1995). Jednocześnie wzrasta zainteresowanie wykorzystaniem glonów do oceny jakości

gleby, badania toksyczności zawartych w niej substancji (np. metali ciężkich, pestycydów) czy też użycia autochtonicznych szczepów jako biosorbentów zanieczyszczeń (Hammel et al. 1998, Megharaj et al. 2000, Aruoja et al. 2004, Bernard et al. 2004). Na przykład, potencjalny efekt toksyczny antymonu (Sb) obecnego w glebie badano z wykorzystaniem glebowej zielenicy *Chlorococcum infusionum* (Hammel et al. 1998). Zwrócono również uwagę na możliwości zastosowania glonów edaficznych do rekultywacji terenów silnie zdegradowanych przez przemysłową i gospodarczą działalność człowieka (Lukešová, Hoffmann 1996). Obiektem badań prowadzonych w Stanach Zjednoczonych, Rosji, byłej Czechosłowacji oraz w Niemczech były np.: zbiorowiska glonów glebowych na terenach pokopalnianych węgla kamiennego i brunatnego, sukcesja tych mikroorganizmów oraz tworzenie biofilmu na hałdach pogórnicznych (Shubert, Starks 1979, Lukešová, Komárek 1987, Kabirov 1997, Lukešová 2001).

Niezwykle rzadkie, zarówno w Polsce, jak i na świecie, są jednak doniesienia na temat występowania glonów glebowych, ich biologii i funkcji na terenach zdegradowanych i obciążonych metalami ciężkimi, jakimi są zwałowiska odpadów przemysłowych, hałdy czy osadniki poflotacyjne znajdujące się w pobliżu hut i kopalń metali nieżelaznych (Maxwell 1991, Shubert et al. 2001, Skowroński et al. 2002, Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008, Trzcńska, Pawlik-Skowrońska 2008). Tereny takie badane były dotychczas głównie pod kątem zawartości i biodostępności metali ciężkich w gruntach (Mbila, Thompson 2004) oraz ich wpływu na bakterie, grzyby (Turnau 1998, Naidu et al. 2001) i rośliny wyższe (Wierzbicka, Pieliowska 2004). Skład gatunkowy i obfitość glonów w takich siedliskach były tematem zaledwie kilku prac badawczych na świecie (Starks, Shubert 1982, Maxwell 1991, Evdokimova et al. 1997, Shubert et al. 2001, Nagy et al. 2005). W Polsce, badania nad glonami występującymi w ekstremalnych, obciążonych metalami ciężkimi środowiskach prowadzone są od kilku lat w Stacji Badawczej Centrum Badań Ekologicznych PAN w Lublinie.

Przedmiotem badań jest mikroflora glonowa z osadników poflotacyjnych rud cynkowo-olowiowych na Górnym Śląsku i rud miedzi na Dolnym Śląsku oraz hałd galmanowych w Bolesławiu (Skowroński et al. 2002, Kalinowska 2004, Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008, Trzcńska, Pawlik-Skowrońska 2008).

METALE CIĘŻKIE W ŚRODOWISKU GLEBOWYM

Bardzo wysokie stężenia metali ciężkich w gruntach są czynnikiem długotrwale zanieczyszczającym środowisko i nie podlegającym biodegradacji. Wskazują na to zdegradowane gleby z okolic kopalń odkrywkowych, jak np. ponad 120-letnia „stara” hałda galmanowa w Bolesławiu, której powierzchniowe warstwy gruntu zawierają znaczące stężenia cynku (5,20%), ołowiu (0,31%) i kadmu (0,02%) (Grodzińska, Szarek-Lukaszewska 2002, Trzcńska, Pawlik-Skowrońska 2008). Miejsca skażone metalami ciężkimi są niekiedy zupełnie pozbawione roślinności i określane jako „pustynie biologiczne”, np. osadniki zawierające odpady po flotacji rud metali nieżelaznych.

Termin „metale ciężkie” dotyczy pierwiastków, których ciężar właściwy jest większy niż 5 g/cm³. Jednakże jest on stosowany w szerszym kontekście i odnosi się do metali i metaloidów, które w istotny sposób zanieczyszczają środowisko i są toksyczne w stosunku do organizmów żywych. Brane są więc pod uwagę również właściwości chemiczne tych pierwiastków, a nie tylko ich ciężar właściwy (Nieboer, Richardson 1980, Walker et al. 2002). Metale takie jak: kobalt, miedź, żelazo, mangan, nikiel, molibden i cynk są mikroelementami niezbędnymi dla metabolizmu wszystkich organizmów żywych, podczas gdy kadm, rtęć, ołów, srebro, arsen nie pełnią żadnej istotnej funkcji biologicznej. Jednakże wzrost stężenia w środowisku każdego z wymienionych pierwiastków może powodować zaburzenia prawidłowego funkcjonowania organizmów; metale stają się toksyczne (Price, Morel 1994). Z tej przyczyny zawartość metali ciężkich w glebach budzi od wielu lat

duże zainteresowanie zarówno ekologów, biologów, producentów rolnych, jak i osób zajmujących się ochroną środowiska.

Naturalny poziom metali w glebach zależy między innymi od zasobności skały macierzystej, składu granulometrycznego, procesów wietrzenia czy procesów glebotwórczych. Jest on określany jako tło geochemiczne, którego znajomość jest konieczna w ocenie stopnia zanieczyszczenia wierzchnich poziomów gleb (Czarnowska 1996, Kabata-Pendias, Pendias 1999). Źródłem zanieczyszczenia są zarówno procesy naturalne (wietrzenie skał, procesy glebotwórcze, pożary lasów, erupcje wulkanów), jak i antropogeniczne (zanieczyszczenia gazowe z przemysłu elektroenergetycznego, eksploatacja złóż, hałdy przemysłowe, osadniki poftlotacyjne, zwałowiska odpadów, oczyszczalnie ścieków, komunikacja). Eksploatacja górnicza rud metali prowadzi do zaburzeń pomiędzy uruchomieniem i wprowadzeniem pierwiastków do środowiska biologicznego a ich ponownym odkładaniem w utworach geologicznych. Dlatego też pierwiastki, których

wydobycie przekracza ich odkładanie stanowią duże zagrożenie dla środowiska. Ponadto metale/metaloidy takie jak: Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, Hg, Sn, Tl, o bardzo dużym współczynniku kumulacji (10–600) mogą prowadzić do zachwiania równowagi chemicznej w biosferze, gdy zostaną wprowadzone w większej ilości do środowiska przyrodniczego (Bowen 1979, Kabata-Pendias, Pendias 1999).

Wierzchnie warstwy gruntów z terenów zdegradowanych, na których prowadzone były badania fykologiczne są w różnym stopniu obciążone metalami ciężkimi (Tab. 1). Ich całkowita zawartość w glebach w bezpośrednim sąsiedztwie miejsc wydobywania rud przewyższa od kilkudziesięciu do nawet kilku tysięcy razy ich naturalny poziom. Na przykład, całkowita zawartość cynku w powierzchniowej warstwie hałdy cynkowo-ołowiowej w Bolesławiu wynosiła blisko 61600 ppm, ołowiu w Zn/Pb-osadniku poftlotacyjnym w Bukowni 6566 ppm, zaś miedzi w osadniku miedziowym „Gilów” koło Lubina 1420 ppm (Kalinowska,

Tabela 1. Porównanie zawartości Zn, Pb, Cd i Cu w powierzchniowych warstwach gleb zdegradowanych i niezanieczyszczonych (tło).

Table 1. Comparison of Zn, Pb, Cd and Cu contents in upper layer of degraded and unpolluted soils (background).

Miejsce [Lit.] Site [Ref.]	Frakcja metali Fraction of metals	Zawartość metali ciężkich ($\mu\text{g g}^{-1}$) Heavy metal contents ($\mu\text{g g}^{-1}$)			
		Zn	Pb	Cd	Cu
niezanieczyszczone gleby – tło [4]	całkowita biodostępna	30–125 0,6–2,2	25–40 0,0001–0,01	0,2–1,05 0,0002–0,006	1–140 0,003–0,135
grunty hałd Zn/Pb, Polska [6], [10]	całkowita biodostępna	20284–61599 2,3–35	2620–3885 <0,5	104–232 0,2–1,4	– –
Zn/Pb-osadniki poftlotacyjne, Polska [7]	całkowita biodostępna	17200–18400 60–74	3017–6566 1–4	93 2–3,2	17,3–34,7 0,05–0,15
Cu-osadnik poftlotacyjny, Polska [7]	całkowita biodostępna	53 0,1	350 0,06	0,31 0,005	1420 1,3
kwaśne gleby, Cu, Ni, Kanada [3]	całkowita –	– –	– –	– –	156–1327 –
odpady pokopalniane węgla kamiennego, USA [1], [2]	– biodostępna	– 0,4–19,0	– 0,5–7,5	– 0,1–0,59	– 1,3–21,6
odpady pokopalniane, Ag, Au, Meksyk [9]	całkowita biodostępna	1135 400	22,2 2,7	1,05 0,18	38,8 2,3
kwaśne gleby, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [5], [8]	całkowita biodostępna	1933 19,9–65,5	1303 202–411,3	5,2 0,19–1,33	1683 157–223

Lit.: [1] – Shubert, Starks 1980, [2] – Starks, Shubert 1982, [3] – Maxwell 1991, [4] – Kabata-Pendias, Pendias 1999, [5] – Shubert et al. 2001, [6] – Grodzińska, Szarek-Lukaszewska 2002, [7] – Skowroński et al. 2002, [8] – Pope et al. 2005, [9] – Garcia-Meza et al. 2006, [10] – Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008.

Pawlik-Skowrońska 2008, Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008). Ilość metalu dostępnego dla organizmów (frakcja biodostępna) zależy od czynników środowiskowych i z reguły jest zdecydowanie niższa od całkowitej zawartości. Na terenach zdegradowanych metalami ciężkimi wielokrotnie jednak przewyższa ich stężenia w naturalnych roztworach glebowych (Tab. 1), przez co może stanowić bezpośrednie zagrożenie dla roślin (Gupta, Aten 1993). Z tego powodu, dla gleb użytkowanych rolniczo określono dopuszczalne stężenia całkowite metali ciężkich, które wynoszą średnio 300 ppm Zn, 100 ppm Pb, 3 ppm Cd, 100 ppm Cu, 2 ppm Hg (Kabata-Pendias, Pendias 1999). O rozmieszczeniu i formach pierwiastka w glebie decydują zarówno jego właściwości chemiczne, jak i właściwości fizykochemiczne gleby (m.in. jej skład mechaniczny, zawartość materii organicznej, odczyn, potencjał oksydo-redukcyjny) oraz mikroorganizmy zasiedlające to środowisko (Badura 1984, McBride et al. 1997, Kabata-Pendias, Pendias 1999). Szczególnie wysoką mobilność metali w glebach stwierdza się w warunkach silnego zakwaszenia środowiska, np. spowodowanego emisją SO_2 , co obserwowano w okolicach huty Złatna w Rumunii, gdzie pH gleb wynosiło od 2,8 do 4,5 (Shubert et al. 2001).

TOKSYCZNOŚĆ METALI CIĘŻKICH DLA GLONÓW

Stres spowodowany działaniem metali ciężkich ujawnia się na wielu poziomach organizacji biologicznej. Wpływa negatywnie na struktury subkomórkowe, komórkowe, cały organizm, populację i zbiorowisko. Zmiany mogą dotyczyć także całego ekosystemu, np. poprzez obniżenie produkcji pierwotnej (Nalewajko et al. 1989). Toksyczne efekty działania metali ciężkich, obserwowane u wielu gatunków glonów zostały opisane w kilku pracach przeglądowych (Vymazal 1987, Skowroński 1988, Pawlik-Skowrońska, Skowroński 1996, 2001).

Metale ciężkie konkurując z innymi pierwiastkami o system transportu jonów do komórki, mogą powodować niedobór niezbędnych

składników pokarmowych (Sunda, Huntsman 1998). Po wnikięciu do komórki, zaburzają zachodzące w niej podstawowe procesy biochemiczne i fizjologiczne. Wchodzą w interakcje z komórkowymi makrocząsteczkami, hamują aktywność wielu enzymów, np. syntetazy glutaminowej (Devriese et al. 2001), powodują destrukcję błon plazmatycznych, przez co zaburzają równowagę jonową i procesy transportu komórkowego (Demidchik et al. 2001). Metale takie jak: miedź, chrom, żelazo mogą powodować w komórkach glonów stres oksydacyjny przejawiający się m.in. peroksydacją błon lipidowych, wzrostem aktywności niektórych z antyoksydantów enzymatycznych, czy obniżeniem zawartości zredukowanego glutationu – jednego z głównych nieenzymatycznych antyoksydantów (Rijstenbil et al. 1994, Pinto et al. 2003, Gorbi et al. 2006, Tukaj, Pokora 2006).

Pod wpływem toksycznego działania jonów kadmu, cynku, ołowiu, miedzi, rtęci, arsenu u wielu gatunków zielenic, sinic i euglenin obserwowano zahamowanie wzrostu oraz zaburzenia podziału komórek (Pawlik-Skowrońska, Skowroński 2001, Pawlik-Skowrońska et al. 2004, Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008). Ponadto metale te wpływały negatywnie na szereg procesów metabolicznych, takich jak fotosynteza czy oddychanie (Pawlik et al. 1993, Pawlik, Skowroński 1994). Metale ciężkie powodowały również zmiany na poziomie ultrastruktur komórkowych, np. następował wzrost ilości ciał polifosforanowych biorących udział w unieczynnianiu jonów kadmu i cynku (Rachlin et al. 1982), a pod wpływem mieszaniny metali (Al, Fe, Cu, Zn, Ni, Mn) uszkodzeniu ulegały błony chloroplastów oraz struktura błony i ściany komórkowej glonów (Wong et al. 1994). Ołów i jego organometaliczne związki powodowały deformację organelli wewnątrzkomórkowych, np. rozszerzenie retikulum endoplazmatycznego, obkurczanie chloroplastu, tworzenie się komórek z kilkoma jądrami, czy zmiany w strukturze ściany komórkowej (Wong et al. 1997). Metale ciężkie mogą być również odpowiedzialne za zmiany w cyklu komórkowym glonów. Na przykład, nadmiar cynku

hamował uwalnianie, osiadanie i kiełkowanie zoospor u peryfitonowej zielenicy (Pawlik-Skowrońska 2003a), natomiast arsen i miedź wpływały negatywnie na rozwój gametofitu u morskiej brunatnicy (Garman et al. 1994).

Toksyczne efekty działania metali ciężkich na glony zasiedlające środowisko glebowe zostały opisane, jak dotąd, zaledwie w kilku pracach (Gaisina, Khaibullina 2007, Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008). U glonu *Xanthonema excile* (Klebs) Silva (Xanthophyceae) miedź, mangan i nikiel powodowały skrócenie nici wegetatywnych, deformację komórek, granulację cytoplazmy. Wyznaczone stężenia graniczne nie powodujące jeszcze zmian morfologicznych w komórkach badanego glonu wynosiły odpowiednio 0,1 μM Cu, 1 μM Ni, 100 μM Mn (Gaisina, Khaibullina 2007). Dla odpornych na metale zielenic (*Stichococcus minor*, *Dictyococcus* cf. *varians*) wyizolowanych z osadników zawierających odpady po flotacji rud cynku, ołowiu i miedzi z Górnego i Dolnego Śląska stężenia metali, powodujące 50% zahamowanie wzrostu hodowli (96 godz. EC_{50} : 17,8 μM Cu, 48 μM Pb, 251 μM Zn) były kilkakrotnie wyższe niż stężenia wywołujące podobne efekty toksyczne u wrażliwych zielenic izolowanych z terenów niezanieczyszczonych (Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008). Podobne zróżnicowanie obserwowano u szczepów *Eustigmatos* sp. (*Eustigmatophyceae*) wyizolowanych z hałd galmanowych oraz pochodzących z kolekcji kultur (Trzcińska et al. 2008). Spośród badanych metali (Zn, Pb, Cu) miedź była najbardziej toksycznym pierwiastkiem dla glebowych zielenic; Pb powodował również widoczne deformacje u wrażliwych na ten metal komórek *Stichococcus minor* (Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008).

STRUKTURA ZBIOROWISK GLONÓW GLEBOWYCH NA TERENACH ZANIECZYSZCZONYCH METALAMI CIĘŻKIMI

Z uwagi na działanie fitotoksyczne, metale ciężkie mogą być jednym z bardziej istotnych

czynników selekcyjnych w środowisku wodnym i glebowym (Pawlik-Skowrońska, Skowroński 2001, Shubert et al. 2001, Skowroński et al. 2002). Na terenach skażonych metalami obserwuje się przebudowę struktury zbiorowisk roślinnych, między innymi na skutek zmniejszania się bogactwa gatunkowego będącego skutkiem eliminacji ze środowiska gatunków wrażliwych i dominacji niewielu metaloodpornych gatunków/ekotypów (Maxwell 1991, Badura 1994, Lehmann et al. 1999, Pawlik-Skowrońska, Skowroński 2001, Pawlik-Skowrońska 2003a). Długotrwała ekspozycja na metale ciężkie obecne w środowisku może więc prowadzić do powstania indukowanej zanieczyszczeniami odporności zbiorowisk mikroorganizmów, w tym glonów (Blanck, Wängberg 1991).

Przeprowadzone dotychczas badania wskazują, że tereny zdegradowane, a szczególnie obciążone metalami ciężkimi charakteryzują się niższą liczbą gatunków glonów glebowych niż tereny niezanieczyszczone (Maxwell 1991, Shubert et al. 2001, Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008). W zakwaszonych glebach o wysokim stężeniu Cu, Pb, Cd, Ni, Zn, Fe (z okolic huty rud minerałów w Rumunii) oznaczono łącznie 22 taksony glonów glebowych (19 zielenic, 3 okrzemki), a w poszczególnych próbkach tych gruntów liczba zielenic i okrzemek nie przekraczała 12 taksonów (Shubert et al. 2001). Jeszcze niższą liczbę zielenic (4) i okrzemek (1) zidentyfikowano w skażonych miedzią i niklem, kwaśnych glebach w pobliżu huty w Kanadzie (Maxwell 1991). W nieczynnych już od ponad 20 lat i rekultywowanych osadnikach zawierających odpady po flotacji rud cynkowo-ołowiowych w Bukowni i Bytomiu oraz w osadniku miedziowym z okolic Lubina stwierdzono łącznie 15 taksonów glonów – 10 zielenic, 2 okrzemki oraz 3 sinice (Skowroński et al. 2002). Natomiast na czterech różnowiekowych (5–120 lat) hałdach cynkowo-ołowiowych w Bolesławiu stwierdzono łącznie 23 taksony glonów glebowych (Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008). Najwięcej taksonów (18) wyizolowano z gruntów starej, ponad 120-letniej hałdy galmanowej o naturalnej sukcesji. Na

młodszych, powstałych w ciągu ostatnich 30 lat, rekultywowanych hałdach liczba glonów glebowych była niższa (12–15 taksonów). Nieobciążone metalami ciężkimi, nierekultywowane hałdy węgla kamiennego, charakteryzowały się również niską liczbą gatunków (16–22 taksony) (Shubert, Starks 1979). Zdecydowanie więcej glonów glebowych (80 taksonów) stwierdzono na poddanych rekultywacji hałdach węgla brunatnego (Lukešová 2001). W niezanieczyszczonych metalami glebach leśnych opisano zaś 46 taksonów, na łąkach 99, a na terenach polarnych czy glebach tundry od 46 do 160 (Dorogostaiskaya, Sdobnikova 1973, Tikhomirov 1974, King, Ward 1977, Lukešová 1993, Elster et al. 1999). Można więc przypuszczać, że obok niedoboru substancji biogennych, metale ciężkie w skażonych nimi glebach są istotnym czynnikiem ograniczającym bogactwo gatunkowe zbiorowisk glonów.

Wykaz gatunków glonów glebowych występujących na terenach silnie skażonych metalami ciężkimi przedstawiają Tabele 2 i 3. Zidentyfikowane gatunki są w większości przypadków kosmopolityczne, często aerofityczne, spotykane również na wilgotnej glebie, korze drzew, skałach, murach, kamieniach, w planktonie wód słodkich i słonawych oraz w mule jezior (Ettl, Gärtner 1995). Wśród nich występują także gatunki z rodzajów bardziej charakterystycznych dla ekosystemów glebowych, np. *Eustigmatos* (Johansen, Shubert 2001, Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008).

Na terenach silnie skażonych metalami ciężkimi (m.in. Zn, Pb, Cd) dominują głównie zielenice (Chlorophyta), a w następnej kolejności sinice (Cyanobacteria) i okrzemki (Bacillariophyceae) (Tab. 2 i 3). Znacznie rzadziej notowane są gatunki glonów należące do klas Eustigmatophyceae czy Euglenophyceae (Tab. 3). Na przykład, w glebach czterech, różnowiekowych (5, 12, 30, 120 lat) hałd cynkowo-ołowiowych o pH 7,3–7,5 w Bolesławiu, zielenice stanowiły łącznie 42–55%, sinice 28–36%, natomiast różnowiciowce, okrzemki, złotowiciowce 13–21% ogółu wszystkich zidentyfikowanych taksonów (Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008). Również

w glebach skażonych mieszaniną metali ciężkich i fluorem w pobliżu huty aluminium (Rosja) dominowały dwa gatunki zielenic: *Chlamydomonas elliptica* i *Bracteacoccus minor* obok innych, nielicznych glonów z klas Bacillariophyceae i Xanthophyceae (Evdokimova et al. 1997). Wśród zielenic na terenach zanieczyszczonych metalami ciężkimi najczęściej notowane były gatunki jednokomórkowe należące do rodzajów: *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Oocystis* i/lub nitkowate, takie jak: *Klebsormidium*, *Stichococcus*, *Ulothrix*. Na przykład, *Chlorella vulgaris* wyizolowana z osadnika zawierającego odpady po flotacji rud cynkowo-ołowiowych charakteryzowała się odpornością na wysokie stężenia Zn, Pb i Cu (Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008). Również glony z rodzaju *Klebsormidium* występujące na hałdach pokopalnianych węgla brunatnego, w kwaśnych kopalnianych drenach czy na terenach silnie zurbanizowanych wykazywały tolerancję na różnego typu warunki stresowe (Lukešová 2001, Verb, Vis 2001, Rindi 2007). Wśród sinic zasiedlających tereny zanieczyszczone metalami najczęściej stwierdzano nitkowate gatunki z rodzajów *Oscillatoria*, *Nostoc* czy *Phormidium* – powszechne w glebach Europy (Starmach, Siemińska 1979), jak również *Microcoleus vaginatus* – sinicę pospolicie występującą na wilgotnej glebie i będącą gatunkiem charakterystycznym dla miejsc zanieczyszczonych (Starmach 1966). Sinic nie stwierdzano natomiast w glebach silnie zakwaszonych, zawierających znaczne stężenia metali ciężkich (Maxwell 1991, Shubert et al. 2001). Okrzemki z rodzajów *Hantzschia* powszechnie spotykane w środowiskach glebowych (Kawecka, Eloranta 1994) były również często obserwowane w glebach zdegradowanych przez metale ciężkie, podobnie jak okrzemki z rodzaju *Pinnularia* (Tab. 3). Powyższe taksony glonów można scharakteryzować jako szczególnie odporne na różne wpływy antropogeniczne, w tym na metale ciężkie zawarte w środowisku nie tylko glebowym, ale także wodnym (Skowroński et al. 2002, Novakovskaya, Patova 2007, Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008).

Tabela 2. Zielenice (Chlorophyta) występujące w glebach zanieczyszczonych metalami ciężkimi.
Table 2. Green algae (Chlorophyta) occurring in heavy metal polluted soils.

Takson Taxon	Występowanie [Lit.] Occurrence [Ref.]
<i>Apatococcus lobatus</i> (Chodat) J. B. Petersen	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]
<i>Bracteacoccus</i> sp. <i>B. minor</i> (Chodat) Petrová	gleby skażone fluorem i metalami ciężkimi, Rosja [2]; hałdy, osadniki poflotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]
<i>Chlamydomonas</i> sp. <i>C. acidophila</i> Negoro <i>C. typica</i> Deason & Ettl <i>C. boldii</i> Ettl <i>C. elliptica</i> Korschikoff	gleby kwaśne, Cu, Ni, Kanada [1]; gleby skażone fluorem i metalami ciężkimi, Rosja [2]; gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; hałdy, osadniki poflotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]; odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Chlorella</i> spp. <i>C. vulgaris</i> Beijerinck	gleby kwaśne, Cu, Ni, Kanada [1]; gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; hałdy, osadniki poflotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]; odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Chlorococcum</i> sp. <i>Chlorococcum infusionum</i> (Schränk) Meneghini	gleby kwaśne, Cu, Ni, Kanada [1]; gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Chlorosarcinopsis</i> sp.	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Desmococcus</i> sp. <i>D. olivaceus</i> (Pers. ex Ach.) Laundon	gleby kwaśne, Cu, Ni, Kanada [1]; gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]
<i>Dictyococcus</i> sp. <i>D. cf. varians</i> Gerneck em. Starr	hałdy, osadniki poflotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Euastrum cuneatum</i> Jenner	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]
<i>Geminella</i> sp.	hałdy, osadniki poflotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]
<i>Gloeocystis</i> sp.	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]
<i>Klebsormidium</i> sp. <i>K. dissectum</i> (Gay) nov. comb. <i>K. flaccidum</i> (Kützinger) Silva, Mattox & Blackwell <i>K. klebsii</i> (G. M. Smith) Silva, Mattox & Blackwell	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; hałdy, osadniki poflotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Microspora</i> sp.	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]
<i>Muriella</i> sp. <i>M. cf. decolor</i> Vischer	hałdy, osadniki poflotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]
<i>Nephrocytium</i> sp.	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]
<i>Oocystis</i> sp. <i>O. eremosphaeria</i> G. M. Smith	gleby kwaśne, Cu, Ni, Kanada [1]; gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Palmella mucosa</i> Kützinger	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> Kützinger G. M. Smith	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]
<i>Pseudococcomyxa simplex</i> (Mainx) Fott	hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Quadrigula chodatii</i> (Tanner-Fullman) G. M. Smith	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]
<i>Scenedesmus</i> spp.	hałdy, osadniki poflotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]
<i>Schizomeris leibleinii</i> Kützinger	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]
<i>Sphaerobotrys</i> sp.	hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Stichococcus</i> sp. <i>S. subtilis</i> (Kützinger) Klercker <i>S. bacillaris</i> Nägeli <i>S. minor</i> Nägeli	gleby kwaśne, Cu, Ni, Kanada [1]; gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; hałdy, osadniki poflotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Tetracystis intermedia</i> Brown & Bold	hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Ulothrix</i> sp.	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; hałdy, osadniki poflotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]

Lit. [Ref.]: [1] – Maxwell 1991, [2] – Evdokimova et al. 1997, [3] – Shubert et al. 2001, [4] – Skowroński et al. 2002, [5] – Nagy et al. 2005, [6] – Garcia-Meza 2008, [7] – Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008; klasyfikacja taksonomiczna wg lit. [taxonomical classification according to ref.].

Tabela 3. Inne grupy taksonomiczne glonów glebowych zasiedlających tereny zanieczyszczone metalami ciężkimi.
Table 3. Other taxonomical groups of soil algae inhabiting heavy metal polluted areas.

Takson <i>Taxon</i>	Występowanie [Lit.] <i>Occurrence [Ref.]</i>
BACILLARIOPHYCEAE	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow	odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Hantzschia</i> sp. <i>H. amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	zakwaszone, skażone Cu i Ni gleby w pobliżu hut w Sudbury, Kanada [1]; gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; tereny zanieczyszczone arsenem, USA [5]
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) Mann	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; tereny zanieczyszczone arsenem, USA [5]
<i>Navicula</i> sp.	hałdy, osadniki poftlotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]
<i>Pinnularia</i> sp. <i>P. borealis</i> Ehrenberg	gleby kwaśne, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Rumunia [3]; hałdy, osadniki poftlotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]
XANTHOPHYCEAE	
<i>Vaucheria</i> sp.	hałdy, osadniki poftlotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]
<i>Heterococcus</i> sp.	hałdy Zn/Pb, Polska [7]
EUSTIGMATOPHYCEAE	
<i>Eustigmatos</i> sp.	hałdy Zn/Pb, Polska [7]
EUGLENOPHYCEAE	
<i>Euglena</i> sp.	gleby kwaśne, Cu, Ni, Kanada [1]; hałdy, osadniki poftlotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]
CYANOBACTERIA	
<i>Anabaena</i> sp.	odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Aphanothece</i> sp.	odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Aphanocapsa</i> sp.	odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Cyanobium</i> sp. <i>Cyanothece</i> sp.	odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Lyngbya</i> spp.	hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Microcoleus</i> sp. <i>M. vaginatus</i> (Vaucher) Gomont <i>M. steenstrupii</i> Boye-Petersen	tereny zanieczyszczone arsenem, USA [5]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Nostoc</i> sp. <i>N. edaphicum</i> Kondratieva <i>N. punctiforme</i> (Kützing) Hariot	hałdy, osadniki poftlotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Oscillatoria</i> spp.	hałdy, osadniki poftlotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Phormidium</i> sp.	tereny zanieczyszczone arsenem, USA [5]; odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]; hałdy Zn/Pb, Polska [7]
<i>Planktolyngbya</i> sp.	odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Pseudanabaena</i> sp. <i>P. catenata</i> Lauterborn	hałdy, osadniki poftlotacyjne Zn, Pb, Cu, Polska [4]; odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]
<i>Synechococcus</i> sp.	odpady pokopalniane Ag, Au, Meksyk [6]

Lit. [Ref.]: [1] – Maxwell 1991, [2] – Evdokimova et al. 1997, [3] – Shubert et al. 2001, [4] – Skowroński et al. 2002, [5] – Nagy et al. 2005, [6] – Garcia-Meza 2008, [7] – Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008; klasyfikacja taksonomiczna wg lit. [taxonomical classification according to ref.].

Grunty terenów zdegradowanych oprócz ekstremalnie wysokich stężeń metali ciężkich są często ubogie w składniki pokarmowe (m.in. azot, fosfor) niezbędne do prawidłowego rozwoju organizmów roślinnych oraz bywają zasolone i/lub zakwaszone. Ogólna liczebność glonów występujących na tego typu glebach była niska i przykładowo wynosiła $0,5-1 \times 10^3$ osobników na 1g suchej masy gleby w powierzchniowej warstwie hałd Zn/Pb w Bolesławiu (Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008). W gruntach hałd pokopalnianych węgla brunatnego, nieobciążonych metalami ciężkimi, liczebność glonów była nawet 10^2-10^5 -krotnie wyższa (Lukešová 2001). Silnie zanieczyszczone cynkiem, ołowiem i kadmem grunty hałd pokopalnianych w Bolesławiu charakteryzowały się niskimi wartościami wskaźnika różnorodności flory glonowej. Indeks Margalefa (Margalef 1958) zawierał się w przedziale 1,59–2,25 i był najwyższy dla najstarszej hałdy, na której stwierdzono najwięcej taksonów glonów (Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008). Dla porównania indeks Margalefa określony dla fitoplanktonu czystych wód wynosił 6, jednakże obniżył się do 2,75 na skutek zanieczyszczenia ściekami przemysłowymi (Bianchi et al. 2003).

Obserwowana w skażonych metalami ciężkimi glebach niższa liczebność glonów i ich mniejsze bogactwo gatunkowe wpływały na niższą zawartość chlorofilu *a*, będącego wskaźnikiem całkowitej biomasy tych mikroorganizmów. Stężenie chlorofilu *a* w gruntach hałd zawierających odpady Zn/Pb wynosiło od 0,41 do 2,3 μg na 1g suchej masy gleby (Trzcińska, Pawlik-Skowrońska 2008). Podobnie niską zawartość chlorofilu *a* ($1,7-4,0 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ s. m. gleby) stwierdzano w glebach w sąsiedztwie huty miedzi (Shubert et al. 2001) oraz w kwaśnych glebach skażonych cynkiem i niklem ($2-13 \mu\text{g}$ na 1g s. m. gleby) (Maxwell 1991). W zanieczyszczonych arsenem odpadach pokopalnianych, których powierzchniowe warstwy zawierały powyżej 2100 μg As w 1g w ogóle nie stwierdzano obecności tego barwnika (Nagy et al. 2005). Dla porównania, na hałdach węglowych nieobciążonych metalami ciężkimi, koncentracja

chlorofilu *a* była zdecydowanie wyższa i wynosiła nawet 500 μg na 1g suchej masy gleby (Shubert, Starks 1979). Na toksyczne działanie metali na glony glebowe wskazuje również fakt, że w miarę zwiększania odległości od miejsca zanieczyszczonego i spadku stężenia metali w gruntach obserwowano wzrost zawartości chlorofilu *a* oraz większe bogactwo gatunkowe (Shubert et al. 2001).

ODPORNOŚĆ GLONÓW GLEBOWYCH NA WYSOKIE STĘŻENIA METALI CIĘŻKICH

Szereg doniesień (Pawlik-Skowrońska, Skowroński 1996, Nagy et al. 2005) wskazuje, że glony eukariotyczne, głównie zieleńce i okrzemki są bardziej odporne na metale ciężkie niż prokariotyczne sinice. Glony glebowe wyizolowane z terenów zanieczyszczonych wykazywały większą odporność na metale w nich występujące w porównaniu z gatunkami kontrolnymi, izolowanymi z miejsc niezanieczyszczonych, czy uzyskanymi z kolekcji kultur (Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008, Trzcińska et al. 2008). Zielenice (*Dictyococcus* cf. *varians*, *Muriella decolor*) wyizolowane z osadników zawierających odpady po flotacji rud Zn/Pb były odporne na cynk i ołów, ale wrażliwe na miedź. Natomiast zieleńce (*Stichococcus minor*, *Chlamydomonas boldii*) z osadników miedziowych były odporne na miedź i jednocześnie wykazywały odporność na wysokie stężenia cynku lub ołowiu (Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008).

Poznane dotąd mechanizmy biochemiczne i fizjologiczne leżące u podstaw zjawiska odporności glonów i sinic na metale ciężkie zostały omówione w pracach przeglądowych Pawlik-Skowrońska, Skowroński (2001) i Pawlik-Skowrońska (2002a). Odporność na dostępne w nadmiarze pierwiastki może polegać na ich unikaniu (tj. na usuwaniu pierwiastka z organizmu lub niedopuszczaniu do jego pobrania) oraz na tolerancji, tzn. na zdolności do przetrwania, wzrostu i rozmnażania organizmu, pomimo znacznej ilości metalu w komórkach

(Levitt 1980). Wśród istotnych mechanizmów detoksykacyjnych funkcjonujących u organizmów roślinnych na uwagę zasługuje wiązanie metali przez wewnątrzkomórkowe ligandy peptydowe i białkowe. W komórkach eukariotycznych glonów zasiedlających wody morskie i słodkie oraz symbiontów porostów, pierwszą linię obrony przed nadmiarem metali ciężkich i metaloidów, takich jak Cd, Zn, Pb, As, stanowią przede wszystkim peptydowe związki tiolowe: glutation i syntetyzowane z niego fitochelatyny (Gekeler et al. 1988, Morelli, Scarano 2001, Pawlik-Skowrońska 2001, Pawlik-Skowrońska 2002b, Pawlik-Skowrońska et al. 2004, Bačkor et al. 2006). Związki te tworzą stabilne kompleksy z niektórymi metalami ciężkimi (Zenk 1996). Prace nad rolą tych peptydów w odporności glonów glebowych zainicjowane zostały w Stacji Badawczej CBE PAN w Lublinie (Kalinowska 2004, Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2007).

Dotychczasowe badania wskazują, że u glonów glebowych współistnieją różne strategie prowadzące do odporności na poszczególne metale. Odporność ta może wynikać z immobilizacji metalu (np. ołowiu) w zewnętrznych strukturach komórkowych (obserwowana u gatunków posiadających grubą ścianę komórkową czy warstwy śluzu), jak również ze zmniejszonego wewnątrzkomórkowego pobierania, np. miedzi u odpornej na ten metal zieleńicy *Stichococcus minor* (Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2008). W przypadku niektórych toksycznych metali ich wnikanie do wnętrza komórek glonów jest procesem zależnym od energii metabolicznej (Skowroński 1984, Pawlik, Skowroński 1994) i zachodzi w wyniku konkurencji o system transportu z mikroelementami, takimi jak Ca, Mg, Zn (Pawlik-Skowrońska, Skowroński 1996). Obserwowano, że w odporności glebowych zieleńic na wysokie stężenia mikroelementów (np. Zn i Cu) istotną rolę odgrywał złożony system produkcji niebiałkowych związków tiolowych, takich jak: cysteina, glutamylcysteina, glutation, fitochelatyny i pochodne fitochelatyn (Kalinowska 2004, Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2007). Brak jest jednoznacznych dowodów, że wyłącznie

zwiększona produkcja fitochelatyn jest odpowiedzialna za tolerancję wysokich stężeń metali, takich jak Cu, Pb, Zn w komórkach roślinnych. Jednakże obserwowano, że zahamowanie syntezy fitochelatyn prowadziło do zwiększonej wrażliwości na kadm u rośliny wyższej *Arabidopsis thaliana* (Howden et al. 1995). Uzyskano też dowody na to, że bogate w reszty cysteinowe pochodne fitochelatyn są odpowiedzialne za tolerancję wysokich stężeń cynku u zieleńicy *Stigeoclonium tenue* żyjącej w zanieczyszczonych nim wodach pokopalnianych (Pawlik-Skowrońska 2003b). Fitochelatyny oprócz kompleksowania metali ciężkich, mogą brać udział w przenoszeniu metali ciężkich z cytoplazmy do wakuoli i wiązaniu w postaci kompleksów fitochelatynowo-siarczkowych (Zenk 1996). Prawdopodobne jest też wykorzystywanie fitochelatyn, podobnie jak u glonów słodkowodnych i morskich, do usuwania nadmiaru metali, takich jak Cd, Pb, Zn z komórek (Lee et al. 1996, Pawlik-Skowrońska 2000, Pawlik-Skowrońska et al. 2007). Wewnątrzkomórkowa efektywna detoksykacja cynku u Zn/Cu-odpornej zieleńicy *Stichococcus minor* z osadników poftłocacyjnych wiązała się z utrzymaniem wysokiego poziomu zredukowanego glutationu w komórkach przy jednoczesnej intensywnej produkcji fitochelatyn. U innej Cu-odpornej zieleńicy *Chlamydomonas boldii* stwierdzono natomiast zwiększoną syntezę prekursorów glutationu (γ -Glu-Cys) (Kalinowska 2004, Kalinowska, Pawlik-Skowrońska 2007). Istotną rolę w ochronie komórek przed toksycznym działaniem metali ciężkich może spełniać również system innych, nieenzymatycznych (kwas askorbinowy, karotenoidy) i/lub enzymatycznych przeciwutleniaczy (dysmutaza ponadtlenkowa, katalaza, peroksydaza askorbinianowa, reduktaza glutationowa). Ich aktywność w komórkach odpornych na metale może znacznie różnić się od aktywności w komórkach wrażliwych (Mallick, Mohn 2000). Innym mechanizmem detoksykacji, sprzyjającym tolerancji metali ciężkich w komórkach glonów eukariotycznych, może być kompartmentacja metali w wakuolach stwierdzona np. u odpornej na cynk słodkowodnej zieleńicy *Stigeoclonium*

tenue (Pawlik-Skowrońska 2003a) oraz u odpornej na metale *Chlamydomonas acidophila* (Nishikawa et al. 2003). Oprócz opisanych wyżej mechanizmów u mikroorganizmów, jak również u glonów, obserwuje się zdolność do chemicznej transformacji niektórych metali ciężkich w wyniku procesów utleniania, redukcji, alkilacji i dealkilacji (Wood, Wang 1983, Cooney 1988, Maeda et al. 1992, Pawlik-Skowrońska et al. 1998).

Zarówno cechy morfologiczne ograniczające pobieranie metali ciężkich, jak i wewnątrzkomórkowa efektywna ich detoksykacja mogą mieć istotny wpływ na zwiększoną odporność glonów glebowych z terenów skażonych metalami ciężkimi. Badania dotyczące pełniejszego poznania mechanizmów odporności glonów glebowych na metale ciężkie są kontynuowane w Stacji Badawczej CBE PAN.

PRZYSZŁOŚĆ BADAŃ NAD GLONAMI GLEBOWYMI

Najnowsze badania struktury zbiorowisk glonów glebowych wykorzystujące współczesne techniki biologii molekularnej przyczyniają się do lepszego poznania filogenezy tych mikroorganizmów (Berard et al. 2005). Pokrewieństwo filogenetyczne edaficznych glonów nie było, jak dotąd, dobrze opisane, a do badań porównawczych dostępnych jest zaledwie kilka sekwencji 18S rDNA (GenBank). Jednakże badania molekularne prowadzone na zielenicach izolowanych z mat mikrobiologicznych wyraźnie wskazują na istnienie wspólnych przodków dla glonów glebowych i wodnych (Lewis, Flechtner 2002). Wiele mikroorganizmów glebowych to potencjalne bioindykatory jakości gleby. Spośród nich jedynie mikroglony posiadają podobną do roślin wyższych budowę komórki i aktywność fotosyntetyczną. Mogłyby więc stanowić innowacyjny bioindykator służący do ekotoksykologicznej oceny wpływu różnego typu zabiegów agrotechnicznych (np. stosowanie herbicydów) czy zanieczyszczenia metalami ciężkimi.

Badania na glonach glebowych prowadzone są głównie w oparciu o techniki izolacji

i hodowli poszczególnych gatunków. Jednakże ten sposób oceny bioróżnorodności i liczebności mikroorganizmów jest bardzo czasochłonny, wiąże się z trudnościami doboru odpowiednich podłoży i warunków hodowli dla poszczególnych gatunków glonów, często różniących się wymaganiami. W ostatniej dekadzie wiele badań wykazało, że bezpośrednie techniki molekularne wykrywające polimorfizm sekwencji rybosomalnego DNA są skuteczne przy analizie składu gatunkowego naturalnych zbiorowisk glebowych bakterii, grzybów i nicieni (Kozdrój et al. 2001). Zastosowanie metod molekularnych do badań taksonomicznych i badań bioróżnorodności eukariotycznych glonów i prokariotycznych sinic jest stosunkowo nowe (Boyer et al. 2002, Lewis, Flechtner 2002). Na przykład, stosując metodę analizy 18S rDNA można było stwierdzić, że szczepy glonów glebowych (Eustigmatophyceae) wyizolowane z dwóch hałd galmanowych różniących się stężeniem metali ciężkich należą do tego samego gatunku, jednakże wykazują zróżnicowanie w odporności na Zn i Pb (Trzcińska et al. 2008). Podjęto już pierwszą i obiecującą próbę zastosowania bezpośrednich, precyzyjnych, molekularnych technik opartych na ekstrakcji DNA z gleby (tzw. ang. *DNA-fingerprint*) w celu opisu struktury zespołu mikroflory glonowej (Berard et al. 2005). Tego typu badania, w połączeniu z tradycyjnymi technikami izolacji, hodowli i identyfikacji, oferują nowe perspektywy w badaniach nad ekologią glonów glebowych oraz przyczynić się mogą do pełniejszego poznania bogactwa gatunkowego zbiorowisk glonów na terenach poddanych silnej antropopresji.

PODSUMOWANIE

W ostatnich latach w badaniach fykologicznych obserwuje się wzrost zainteresowania glonami środowisk ekstremalnych, m.in. terenów polarnych, pustynnych, silnie zakwaszonych, alkalicznych czy zasolonych. Nadal jednak w bardzo niewielkim stopniu, na co wskazuje niniejsza praca, poznane są zbiorowiska glonów glebowych występujących na przekształconych

przemysłowo obszarach pogórnicznych, silnie skażonych metalami ciężkimi. Wiedza na temat różnorodności gatunkowej flory glonowej tych terenów, wrażliwości lub odporności/tolerancji poszczególnych gatunków na występujące w gruntach zanieczyszczenia jest bardzo cenna. W przyszłości może bowiem znaleźć praktyczne zastosowanie w procesach bioremediacji *in situ* nieużytków powstałych na skutek działalności antropogenicznej.

LITERATURA

- ARUOJA V., KURVET I., DUBOURGUIER H. C., KAHRU A. 2004. Toxicity testing of heavy-metal-polluted soils with algae *Selenastrum capricornutum*: a soil suspension assay. *Environ. Toxicol.* **19**(4): 396–402.
- BAĆKOR M., PAWLIK-SKOWROŃSKA B., TOMKO J., BUDOWA J., SANITA DI TOPPI L. 2006. Response to copper stress in aposymbiotically grown lichen mycobiont *Cladonia cristatella* Tuck.: uptake, viability, ergosterol and production of non-protein thiols. *Mycol. Res.* **110**: 994–999.
- BADURA L. 1984. Rozważania nad stopniem zanieczyszczenia środowiska emisjami przemysłowymi i wynikającymi z tego implikacjami ekologicznymi. *Post. Mikrobiol.* **23**(2): 31–62.
- BADURA L. 1994. Wpływ metali ciężkich na organizmy żywe. Materiały z III Ogólnopolskiej Sesji Naukowej – Środowisko a Zdrowie, Częstochowa, s. 31–49.
- BENLAP J., HARPER K. T. 1995. Influence of cryptobiotic soil crusts on elemental content of tissue of two desert seed plants. *Arid Soil Res. Rehab.* **9**: 107–115.
- BERARD A., RIMET F., CAPOWIEZ Y., LÉBOULANGER C. 2004. Procedures for determining the pesticide sensitivity of indigenous soil algae: A possible bioindicator of soil contamination? *Arch. Environ. Contam. and Toxicol.* **46**(1): 24–31.
- BERARD A., DORIGO U., HUMBERT J. F., MARTIN-LAURENT F. 2005. Microalgae community structure analysis based on 18S rDNA amplification from DNA extracted directly from soil as a potential soil bioindicators. *Agron. Sustain. Dev.* **25**: 285–291.
- BIANCHI F., ACRI F., AUBRY F. B., BERTON A., BOLDRIN A., CAMATTI E., CASSIN D., COMASCHI A. 2003. Can plankton communities be considered as bio-indicators of water quality in the Lagoon of Venice? *Mar. Pollut. Bull.* **46**(8): 964–971.
- BLANCK H., WÄNGBERG S.-Å. 1991. Pattern of cotolerance in marine periphyton communities established under arsenate stress. *Aquat. Toxicol.* **21**: 1–14.
- BOSSUYT B. T. A., JANSSEN C. R. 2004. Long-term acclimation of *Pseudokirchneriella subcapitata* (Korshikov) Hindak to different copper concentrations: changes in tolerance and physiology. *Aquat. Toxicol.* **68**: 61–74.
- BOWEN H. J. M. 1979. Environmental chemistry of the elements. Academic Press, London.
- BOYER S. L., JOHANSEN J. R., FLECHTNER V. R., HOWARD G. L. 2002. Phylogeny and genetic variance in terrestrial microcoleus (Cyanophyceae) species based on sequence analysis of the 16S rDNA gene and associated 16S-23S ITS region. *J. Phycol.* **38**: 1222–1235.
- BRISTOL-ROACH B. M. 1927. On the algae of some normal English soils. *J. Agr. Sci.* **17**: 563–588.
- CABAŁA J., RAHMONOV O. 2004. Cyanophyta and algae as an important component of biological crust from the Pustynia Błędowska Desert (Poland). *Polish Bot. J.* **49**(1): 93–100.
- COONEY J. J. 1988. Microbial transformation of tin and tin compounds. *J. Ind. Microbiol.* **3**: 195–204.
- CZARNOWSKA K. 1996. Ogólna zawartość metali ciężkich w skałach macierzystych jako tło geochemiczne gleb. *Rocz. Glebozn.* **47**: 43–50.
- DEMIDCHIK V., SOKOLIK A., YURIN V. 2001. Characteristics of non-specific permeability and H⁺-ATPase inhibition induced in the plasma membrane of *Nitella flexilis* by excessive Cu²⁺. *Planta* **212**(4): 583–590.
- DEVRIESE M., TSAKALOU DI V., GARBAYO I., LEON R., VILCHEZ C., VIGARA J. 2001. Effect of heavy metals on nitrate assimilation in the eukaryotic microalga *Chlamydomonas reinhardtii*. *Plant Physiol. Biochem.* **39**: 443–448.
- DOROGOSTAISKAYA E. V., SDOBNIKOVA N. V. 1973. Pochvennyye vodorosli tundr zapadnogo Taimyra. W: Biogeotsenozy Taimyskoj Tundry i ikh Produktivnost. **2**. Nauka, Leningrad, s. 128–138.
- ELSTER J., LUKEŠOVÁ A., SVOBODA J., KOPECKÝ J., KANDA H. 1999. Diversity and abundance of soil algae in the polar desert, Sverdrup Pass, central Ellesmere Island. *Polar Record* **35**(194): 231–254.
- ETTL H., GÄRTNER G. 1995. Syllabus der Boden-, Luft- und Flechtenalgen. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- EVANS R. D., JOHANSEN J. R. 1999. Microbiotic crusts and ecosystem processes. *Crit. Rev. Plant Sci.* **18**: 183–225.
- EVDOKIMOVA G. A., MOZGOVA N. P., SHTINA E. A. 1997. Soil pollution by fluorine and evaluation of the soil microflora status in the area of influence of an aluminum plant. *Euroasian Soil Sci.* **30**(7): 796–803.
- FRANCÉ R. H. 1921. Das Edaphon. Franck'sche Verlags-Buchhandlung, Stuttgart.
- GAISINA L. A., KHAIBULLINA L. S. 2007. Influence of heavy

- metals on the morphology of the soil algae *Xantho-nema exile* (Klebs) Silva. *Euroasian Soil Sci.* **40**(3): 313–317.
- GARCIA-MEZA J. V. 2008. Autotrophic biofilm development on superficial samples of the gold-silver mine tailings, Valenciana (Mexico): pioneers in tailings remediation? *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **80**: 53–57.
- GARCIA-MEZA J. V., CARRILLO-CHAVEZ A., MORTON-BERMEA O. 2006. Sequential extractions on mine tailings samples after and before bioassays: implications on the speciation of metals during microbial re-colonization. *Environ. Geol.* **49**(3): 437–448.
- GARMAN G. D., PILLAI M. C., CHERR G. N. 1994. Inhibition of cellular events during algal gametophyte development: effects of select metals and an aqueous petroleum waste. *Aquat. Toxicol.* **28**: 127–144.
- GEKELER W., GRILL E., WINNACKER E. L., ZENK M. H. 1988. Algae sequester heavy metals via synthesis of phyto-chelatin complexes. *Arch. Microbiol.* **150**: 197–202.
- GOLLERBACH M. M., SHTINA E. A. 1969. Soil algae. The Academy of Sciences of the U.S.S.R., Moscow.
- GORBI G., TORRICELLI E., PAWLIK-SKOWROŃSKA B., SANITA DI TOPPI L., ZANNI C., CORRADI M. G. 2006. Differential responses to Cr(VI)-induced oxidative stress between cr-tolerant and wild-type strains of *Scenedesmus acutus* (Chlorophyceae). *Aquat. Toxicol.* **79**(2): 132–139.
- GRODZIŃSKA K., SZAREK-LUKASZEWSKA G. 2002. Hałdy cynkowo-ołowiowe w okolicach Olkusza – przeszłość, teraźniejszość i przyszłość. *Kosmos* **51**(2): 127–138.
- GUMIŃSKI S. 1990. Fizjologia glonów i sinic. Wyd. Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław.
- GUPTA S. K., ATEN C. 1993. Comparison and evaluation of extraction media and their suitability in a simple method to predict the biological relevance of heavy metal concentrations in contaminated soils. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* **51**: 25–46.
- HAHN A., NEUHAUS W. 1997. Soil diatoms in some agricultural land of Potsdam, Germany. *Nova Hedwigia* **65**(1–4): 285–298.
- HAMMEL W., STEUBING L., DEBUS R. 1998. Assessment of ecotoxic potential of soil contaminants by using a soil-algae test. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **40**(1–2): 173–176.
- HAWKES C. V., FLECHTNER V. R. 2002. Biological soil crusts in a xeric Florida shrubland: composition, abundance, and spatial heterogeneity of crusts with different disturbance histories. *Microb. Ecol.* **43**: 1–12.
- HOFFMANN L. 1989. Algae of terrestrial habitats. *Bot. Rev.* **55**: 77–105.
- HOWDEN R., GOLDBROUGH P. B., ANDERSEN C. R., COBBET C. S. 1995. Cadmium-sensitive, cad1 mutants of *Ara-bidopsis thaliana* are phytochelatin deficient. *Plant Physiol.* **107**: 1059–1066.
- JOHANSEN J. R. 1993. Cryptogamic crusts of semiarid and arid lands of North America. *J. Phycol.* **29**: 140–147.
- JOHANSEN J. R., SHUBERT L. E. 2001. Algae in soil. *Nova Hedwigia, Beih.* **123**: 297–306.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- KABIROV R. R. 1997. Soil algae involved in the formation of plant cover on the dumping grounds of the Kan-Achinsk coal field. *Russ. J. Ecol.* **28**: 188–190.
- KALINOWSKA R. 2004. Mechanizmy odporności na metale ciężkie występujące u zielenic (Chlorophyta) zasiedlających osadniki po flotacji rud cynku, ołowiu i miedzi. Praca doktorska, Centrum Badań Ekologicznych PAN, Lublin.
- KALINOWSKA R., PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2007. Cu-resistance mechanisms in the soil alga *Stichococcus minor* (Chlorophyta) isolated from Cu-loaded ground. XXVI International Phycological Conference ‘Algae in ecological quality of water assessment’, Lublin – Nałęczów, s. 67.
- KALINOWSKA R., PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2008. Metal resistance of soil algae (Chlorophyta) occurring in post-flotation Zn/Pb- and Cu-tailing ponds. *Pol. J. Ecol.* **56** (3): 415–430.
- KAWECKA B., ELORANTA P. 1994. Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk śródlądowych. Wydaw. Naukowe PWN, Warszawa.
- KING J. M., WARD C. H. 1977. Distribution of edaphic algae as related to land usage. *Phycol.* **16**: 23–30.
- KOZDRÓJ J., VAN ELSAS J. D. 2001. Structural diversity of microorganisms in chemically perturbed soil assessed by molecular and cytochemical approaches. *J. Microbiol. Methods* **43**: 197–212.
- LEE J. G., AHNER B. A., MOREL F. M. M. 1996. Export of cadmium and phytochelatin by the marine diatom *Thalassiosira weissflogii*. *Environ. Sci. Technol.* **30**: 1814–1821.
- LEHMANN V., TUBINNG G. M., ADMIRAAL W. 1999. Induced metal tolerance in microbenthic communities from three lowland rivers with different metal loads. *Arch. Env. Contam. Toxic.* **36**: 384–391.
- LEVITT J. 1980. Responses of plants to environmental stresses, 1. Academic Press, New York.
- LEWIS L. A., FLECHTNER V. R. 2002. Green algae (Chlorophyta) of desert microbiotic crusts: diversity of North American taxa. *Taxon* **51**(3): 443–451.
- LUKEŠOVÁ A. 1993. Soil algae in four secondary successional stages on abandoned fields. *Algol. Stud.* **71**: 81–102.

- LUKEŠOVÁ A. 2001. Soil algae in brown coal and lignite post-mining areas in Central Europe (Czech Republic and Germany). *Restor. Ecol.* **9**(4): 341–350.
- LUKEŠOVÁ A., HOFFMANN L. 1995. Soil algae from acid rain impacted forest areas of the Krušné hory Mountains. 2. Effect of pH on growth. *Algol. Stud.* **78**: 39–51.
- LUKEŠOVÁ A., HOFFMANN L. 1996. Soil algae from acid rain impacted forest areas of the Krušné hory Mts. 1. Algal communities. *Vegetatio* **125**: 123–136.
- LUKEŠOVÁ A., KOMÁREK J. 1987. Succession of soil algae on dumps from strip coal mining in the Most region (Czechoslovakia). *Fol. Geobot. Phytotax.* **22**: 355–362.
- MAEDA S., KUSADOME K., ARIMA H., OHKI A., NAKA K. 1992. Biomethylation of arsenic and its excretion by the alga *Chlorella vulgaris*. *Appl. Organomet. Chem.* **6**: 407–413.
- MALLICK N., MOHN F. H. 2000. Reactive oxygen species: response of algal cells. *J. Plant Physiol.* **157**: 183–193.
- MARGALEF R. 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.* **3**: 36–71.
- MAXWELL C. D. 1991. Floristic changes in soil algae and cyanobacteria in reclaimed metal-contaminated land at Sudbury, Canada. *Water Air Soil Pollut.* **60**: 381–393.
- MBILA M. O., THOMPSON M. L. 2004. Plant-available zinc and lead in mine spoils and soils at the mines of Spain, Iowa. *J. Environ. Qual.* **33**: 553–558.
- MCBRIDE M. B., RICHARDS B. K., STEENHUIS T., RUSSO J. J., SAUVE S. 1997. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. *Soil Sci.* **162**(7): 487–500.
- MEGHARAJ M., KANTACHOTE D., SINGLETON I., NAIDU R. 2000. Effects of long-term contamination of DDT on soil microflora with special reference to soil algae and transformation of DDT. *Environ. Pollut.* **109**(1): 35–42.
- METTING B. 1981. The systematics and ecology of soil algae. *Bot. Rev.* **47**: 195–312.
- MORELLI E., SCARANO G. 2001. Synthesis and stability of phytochelatins induced by cadmium and lead in the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Mar. Environ. Res.* **52**: 383–395.
- MYERS P. E., DAVIS J. S. 2003. Recolonization of soils by algae in a northcentral Florida pine forest after controlled fired and soil sterilization. *Nova Hedwigia* **76**(1–2): 207–219.
- NAGY M. L., JOHANSEN J. R., CLAIR L. L., WEBB B. L. 2005. Recovery patterns of microbiotic soil crusts 70 years after arsenic contamination. *J. Arid Environ.* **63**: 304–323.
- NAIDU R., KRISHNAMURTI G. S. R., WENZEL W., MEGHARAJ M., BOLAN N. S. 2001. Heavy metal interaction in soils and implications for soil microbial biodiversity. W: M. N. V. PRASAD (red.), Metals in the environment: analysis by biodiversity. Marcel Dekker, New York, s. 401–431.
- NALEWAJKO C., EWING C., MUDROCH A. 1989. Effects of contaminated sediments and standard elutriates on primary production in Lake Ontario. *Water Air Soil Pollut.* **45**: 275–286.
- NIEBOER E., RICHARDSON D. H. S. 1980. The replacement of the nondescript term 'heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environ. Pollut.* **1**: 3–26.
- NISHIKAWA K., YAMAKOSHI Y., UEMURA I., TOMINAGA N. 2003. Ultrastructural changes in *Chlamydomonas acidophila* (Chlorophyta) induced by heavy metals and polyphosphate metabolism. *FEMS Microbiol. Ecol.* **44**: 253–259.
- NOVAKOVSKAYA I., PATOVA E. 2007. Change in soil communities in spruce phytocenoses under the influence of aerotechnogenic pollution. *Euroasian Soil Sci.* **40**(5): 576–582.
- PAWLIK B., SKOWROŃSKI T. 1994. Transport and toxicity of cadmium: its regulation in the cyanobacterium *Synechocystis aquatilis*. *Environ. Exp. Bot.* **34**: 225–233.
- PAWLIK B., SKOWROŃSKI T., RAMAZANOW Z., GARDESTRÖM P., SAMUELSSON G. 1993. pH-dependent cadmium transport inhibits photosynthesis in the cyanobacterium *Synechocystis aquatilis*. *Environ. Exp. Botany* **33**(2): 331–337.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2000. Relationships between acid-soluble thiol peptides and accumulated Pb in the green alga *Stichococcus bacillaris*. *Aquat. Toxicol.* **50**: 221–230.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2002a. Tajemnice odporności glonów i sinic na toksyczne metale ciężkie. *Kosmos* **51**(2): 175–184.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2002b. Correlations between toxic Pb effects and production of Pb-induced thiol peptides in the microalga *Stichococcus bacillaris*. *Environ. Pollut.* **119**: 119–127.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2003a. Resistance, accumulation and allocation of zinc in two ecotypes of the green alga *Stigeoclonium tenue* Kütz. coming from habitats of different heavy metal concentrations. *Aquat. Toxic.* **75**: 189–198.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2003b. When adapted to high zinc concentrations the periphytic green alga *Stigeoclonium tenue* produces high amounts of novel phytochelatin-related peptides. *Aquat. Toxicol.* **62**: 155–163.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B., SKOWROŃSKI T. 1996. Sinice i ich interakcje z metalami ciężkimi. *Wiad. Bot.* **40**(3/4): 17–30.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B., SKOWROŃSKI T. 2001. Freshwater algae. W: M. N. V. PRASAD (red.), Metals in the

- environment analysis by biodiversity. Marcel Dekker, New York, s. 59–94.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B., KACZOROWSKA R., SKOWROŃSKI T. 1998. The impact of some organotin on the unicellular cyanobacterium *Synechocystis aquatilis*. *Oceanol. Stud.* **1**: 79–90.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B., PIRSZEL J., BROWN M. T. 2007. Concentrations of phytochelatin and glutathione found in natural assemblages of seaweeds depend on species and metal concentrations of the habitat. *Aquat. Toxicol.* **83**: 190–199.
- PAWLIK-SKOWROŃSKA B., PIRSZEL J., KALINOWSKA R., SKOWROŃSKI T. 2004. Arsenic bioavailability, toxicity and direct role of GSH and phytochelatin in As detoxification in the green alga *Stichococcus bacillaris*. *Aquat. Toxicol.* **70**: 201–212.
- PINTO E., SIGAUD-KUTNER T. C. S., LEITAO M. A. S., OKAMOTO O. K., MORSE D., COLEPICOLA P. 2003. Heavy metal-induced oxidative stress in algae. *J. Phycol.* **39**(6): 1008–1018.
- PLUIS J. L. A., DE WINDER B. 1989. Spatial patterns in algae colonization of dune blowouts. *Catena* **16**: 499–506.
- POPE J. M., FARAGO M. E., THORNTON I., CORDOS E. 2005. Metal enrichment in Zlatna, a Romanian copper smelting town. *Water Air Soil Pollut.* **162**: 1–18.
- PRICE N. M., MOREL F. M. M. 1994. Trace metal nutrition and toxicity in phytoplankton. W: L. C. RAI, J. P. GAUR, C. J. SOEDER (red.), *Algae and water pollution. Advances in Limnology*, 42. E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, s. 79–97.
- RACHLIN J. W., JENSEN T. E., BAXTER M., JANI V. 1982. Utilization of morphometric analysis in evaluating response of *Plectonema boryanum* (Cyanophyceae) to exposure to eight heavy metals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **11**: 323–328.
- RIJSTENBIL J. W., DERKSEN J. W. M., GERRINGA L. J. A., POORTVLIET T. C. W., SANDEE A., VAN DER BERG M., VAN DRIE J., WIJNHOLDS J. A. 1994. Oxidative stress induced by copper: defense and damage in the marine planktonic diatom *Ditylum brightwellii*, grown in continuous culture with high and low zinc levels. *Mar. Biol.* **119**: 583–590.
- RINDI F. 2007. Diversity, distribution and ecology of green algae and cyanobacteria in urban habitats. W: J. SECKBACH (red.), *Algae and cyanobacteria in extreme environments. Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology*, 11. Springer Netherlands, s. 621–638.
- SHUBERT L. E., STARKS T. L. 1979. Algal succession on orphaned coal mine spoils. W: M. K. WALI (red.), *Ecology and coal resource development*. Pergamon Press, New York, s. 661–669.
- SHUBERT L. E., STARKS T. L. 1980. Soil-algal relationships from surface mined soils. *Br. Phycol. J.* **15**: 417–428.
- SHUBERT L. E., RUSU A.-M., BARTOK K., MONCRIEFF C. B. 2001. Distribution and abundance of edaphic algae adapted to highly acidic, metal rich soils. *Nova Hedwigia, Beih.* **123**: 411–425.
- SIEMINIAK D. 1996. Evaluation of algal biomass in the soil of a barren land. *Ekol. Polska* **44**(3–4): 225–243.
- SIEMINIAK D. 1998. Biomass of soil algae under rye in different crop rotation systems. *Polish J. Soil Sci.* **31**(2): 79–85.
- SIEMINIAK D. 2000. Glony glebowe – organizmy sprzyjające dobremu gospodarowaniu. *Działalność Naukowa PAN* **10**: 125–128.
- SKALNA E. 1979. Glony ziemne występujące w uprawach niektórych warzyw w Prusach koło Krakowa. *Fragm. Flor. Geobot.* **25**(4): 607–648.
- SKALNA E., ŻUREK L. 1975. Glony żyjące w glebie. *Kosmos* **24**(1): 59–64.
- SKOWROŃSKI T. 1984. Energy-dependent transport of cadmium by *Stichococcus bacillaris*. *Chemosphere* **13**: 1379–1384.
- SKOWROŃSKI T. 1988. Wpływ kadmu na glony jednokomórkowe. *Post. Mikrobiol.* **27**(1/2): 77–94.
- SKOWROŃSKI T., KALINOWSKA R., PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2002. Glony środowisk zanieczyszczonych metalami ciężkimi. *Kosmos* **51**(2): 165–173.
- STARKS T. L., SHUBERT L. E. 1982. Colonization and succession of algae and soil-algal interactions associated with disturbed areas. *J. Phycol.* **18**: 99–107.
- STARKS T. L., SHUBERT L. E., TRAINOR F. R. 1981. Ecology of soil algae: a review. *Phycologia* **20**(1): 65–80.
- STARMACH K. 1962. Glony żyjące na ścieżkach w nadrzecznych wierzbiniach. *Fragm. Flor. Geobot.* **8**(1): 81–88.
- STARMACH K. 1966. Glony na wypalonym ognisku. *Fragm. Flor. Geobot.* **12**(4): 519–521.
- STARMACH K., SIEMIŃSKA J. 1979. Blue-green algae from soil samples collected at various places in Europe. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* **56**, *Algol. Stud.* **22**: 1–23.
- SUNDA W. G., HUNTSMAN S. A. 1998. Interactions among Cu^{2+} , Zn^{2+} , and Mn^{2+} in controlling cellular Mn, Zn, and growth rate in the coastal alga *Chlamydomonas*. *Limnol. Oceanogr.* **43**: 1055–1064.
- TIKHOMIROV B. A. 1974. Peculiarities of the biosphere in the extreme north. *Priroda* **11**: 30–40.
- TRZCIŃSKA M., PAWLIK-SKOWROŃSKA B. 2008. Soil algal communities inhabiting zinc and lead mine spoils. *J. Appl. Phycol.* **20**: 341–348.
- TRZCIŃSKA M., PAWLIK-SKOWROŃSKA B., WATANABE S. 2008. Molecular phylogenetic analysis of coccoid algae isolated from soils of calamine spoils and their Zn/Pb-resistance. XXVII Międzynarodowa Konferencja Fykologiczna „Renaturyzacja ekosystemów wodnych

- a zbiorowiska glonów”, Łódź – Spała, 12–15 czerwca, Łódź University Press, s. 96.
- TUKAJ Z., POKORA W. 2006. Individual and combined effect of anthracene, cadmium and chloridazone on growth and activity of SOD izoforms in three *Scenedesmus* species. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **65**: 323–331.
- TURNAU K. 1998. Heavy metal content and localization in mycorrhizal *Euphorbia cyparissias* from zinc wastes in southern Poland. *Acta Soc. Bot. Pol.* **67**(1): 105–113.
- VERB R. G., VIS M. L. 2001. Macroalgal communities from an acid mine drainage impacted watershed. *Aquatic Bot.* **71**: 93–107.
- VYMAZAL J. 1987. Toxicity and accumulation of cadmium with respect to algae and cyanobacteria: a review. *Tox. Assess.* **2**: 387–415.
- WALKER C. H., HOPKIN S. P., SIBLY R. M., PEAKALL D. B. 2002. Podstawy ekotoksykologii. Wydaw. Naukowe PWN, Warszawa.
- WIERZBICKA M., PIELICHOWSKA M. 2004. Adaptation of *Biscutella laevigata* L., a metal hyperaccumulator, to growth on a zinc-lead waste heap in southern Poland. I: Differences between waste-heap and mountain populations. *Chemosphere* **54**: 1663–1674.
- WONG S. L., NAKAMOTO L., WAINWRIGHT J. F. 1994. Identification of toxic metals in affected algal cells in assays of wastewaters. *J. Appl. Phycol.* **6**: 405–414.
- WONG S. L., NAKAMOTO L., WAINWRIGHT J. F. 1997. Detection of toxic organometallic complexes in wastewaters using algal assays. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **32**: 358–366.
- WOOD J. M., WANG H. K. 1983. Microbial resistance to heavy metals. *Env. Sci. Technol.* **17**: 583–590.
- ZANCAN S., TREVISAN R., PAOLETTI M. G. 2006. Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. *Agric. Ecosyst. Environ.* **112**: 1–12.
- ZENK M. H. 1996. Heavy metal detoxification in higher plants: a review. *Gene* **179**: 21–30.
- ŻUREK L. 1981. The influence of the herbicides Lenacil and Pyrazon on the soil algae. *Ekol. Polska* **29**(3): 327–342.