

Wykorzystanie mikroorganizmów i roślin do pozyskiwania metali

Agnieszka Galuszka*



The use of microorganisms and plants in metal extracting. Prz. Geol., 53: 858–862.

S u m m a r y. Technologies using living organisms for extracting metals from mine wastes, ore concentrates and poor quality ores have been developed since the early 1980s. Of these technologies, the most popular is biomining that uses the natural ability of microorganisms to leach metals. Microorganisms oxidize sulfur and iron in sulfide ores, thus contributing to the conversion of insoluble metal sulfides to soluble sulfates, which enables to recover pure metals from extracts. By degrading the mineral (rock) matrix, microorganisms make extraction of precious metals with traditional techniques easier and more effective. Phytomining is based on the tendency of some plant species to bioaccumulate excessive amounts of metals from their hostrock. The plants, called hyperaccumulators are grown on highly mineralized soils or post-mine lands and their yield (bio-ore) is used as a pure metal source.

Compared to the biomining, this technology is not so popular primarily because of the longevity of this process and its unprofitability. This report describes bio- and phytomining technologies, the most important species and their ecological demands, as well as biochemical processes that are associated with bio- and phytomining. The advantages and disadvantages of these technologies, and their potential for future applications are summarized in the last chapter.

Key words: Biomining, phytomining, bioleaching, biooxidation, stirred tanks, dumps, microorganisms, hyperaccumulators

Biotechnologia znalazła zastosowanie w wielu dziedzinach działalności ludzkiej, zwłaszcza w medycynie, produkcji żywności i rolnictwie. W Polsce mało znane jest wykorzystanie biotechnologii w górnictwie, choć w wielu krajach zdobyło ono dużą popularność. „Biogórnictwo” (z ang. *biomining*) i „fitogórnictwo” (z ang. *phytomining*) można wspólnie określić jako biologiczne metody pozyskiwania metali. „Biogórnictwo” to wykorzystanie mikroorganizmów do ługowania metali z rud siarczkowych i ich koncentratów (wg Rawlingsa i in., 2003), natomiast „fitogórnictwo” to wykorzystanie roślin do pozyskiwania metali z hałd pogórnich, szlamów poflotacyjnych oraz gleb i osadów zanieczyszczonych metalami ciężkimi (Anderson i in., 1999).

W ostatnich latach wzrosło zainteresowanie mikrobiologicznymi metodami pozyskiwania metali. Jednocześnie rozwijają się nowe metody usprawnienia procesu biogórnictwa z zastosowaniem gatunków mikroorganizmów, których dotychczas nie wykorzystywano do tego celu, jak również poszukiwania optimum ekologicznego dla ich rozwoju, by proces ługowania metali ze złóż, czy hałd zachodził najefektywniej. W biologicznych metodach górnictwa wykorzystuje się niektóre rośliny (hiperakumulatory — z ang. *hyperaccumulators*) posiadające znaczne zdolności akumulacyjne w stosunku do metali (m.in. Dunn i in., 1992). Jest to wprawdzie metoda bardziej długotrwała i mniej efektywna od metod mikrobiologicznych, jednak jej stosowanie jest uzasadnione ze względu na możliwość połączenia z fitoremediacją (oczyszczaniem gleb zdegradowanych chemicznie za pomocą hiperakumulatorów).

W niniejszym artykule przedstawiono w zarysie podstawowe zagadnienia związane z biologicznymi metodami pozyskiwania metali. Ze względu na fakt, że technologia biogórnictwa jest obecnie dość powszechnie stosowana w wielu krajach, omówiono ją nieco szerzej niż fitogórnictwo. Wiele szczegółowych informacji dotyczących wyko-

rzystania mikroorganizmów i roślin w pozyskiwaniu metali znajdzie czytelnik w cytowanych w tekście publikacjach specjalistycznych.

„Bakteryjni górnicy” i ich wymagania ekologiczne

Bakterie wykorzystywane w biogórnictwie to mezofile i umiarkowane termofile (w zależności od ich preferencji ekologicznych w stosunku do temperatury). Do pierwszej grupy organizmów, dla których optymalna temperatura nie przekracza 40°C, należą gatunki bakterii najczęściej stosowanych do ługowania metali z rud: *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans* oraz *Leptospirillum ferriphilum*. Są one obligatoryjnymi chemolitotrofami, które uzyskują energię potrzebną do życia z reakcji utleniania Fe²⁺ do Fe³⁺ (*A. ferrooxidans*, *L. ferrooxidans*, *L. ferriphilum*) lub S²⁻ do S⁶⁺ (*A. thiooxidans* — vide reakcje chemiczne w rozdziale *Biologiczne podstawy biogórnictwa*). Pod względem wymagań życiowych w odniesieniu do odczynu panującego w otoczeniu, bakterie te są obligatoryjnymi acidofilami (nie mogą występować przy pH powyżej 2). Optymalne pH dla wymienionych gatunków wynosi 1,4–1,6 (Rawlings i in., 2003). Bakterie te rozwijają się najlepiej przy dostępie tlenu z powietrza, choć znane są też gatunki, np. *A. ferrooxidans*, dla których funkcję akceptora elektronów może pełnić nie tlen a Fe³⁺. Wśród innych cech, które decydują o przydatności tych mikroorganizmów w biogórnictwie należy wymienić ich niewielkie wymagania pokarmowe oraz znaczną tolerancję na wysokie stężenia jonów metali.

Do grupy umiarkowanych termofilów (mających optimum temperaturowe w zakresie 45–55°C) należą: *Acidithiobacillus caldus*, *Sulfobacillus thermosulfidooxidans*, *Acidimicrobium ferrooxidans*. Pierwszy z wymienionych gatunków uczestniczy w utlenianiu siarki (S²⁻) z siarczków, natomiast dwa pozostałe — żelaza (Fe²⁺). Ponieważ reakcje utleniania siarczków są egzotermiczne** mikroor-

*Zakład Geochemii i Ochrony Środowiska, Akademia Świętokrzyska w Kielcach, ul. Chęcińska 5, 25-020 Kielce; aggie@pu.kielce.pl

**Jako przykład można przytoczyć reakcję utleniania pirytu, która wytwarza ok. 1500 kJ ciepła z 1 mola tego siarczku (120 g). Temperatura powietrza w hałdach odpadów skał płonnych i rud miedzi może dochodzić do 50–65°C (Cathles & Apps, 1975)

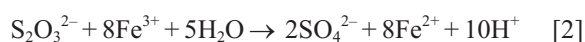
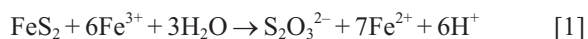
ganizmy z grupy termofilów (70–90°C), np. *Sulfolobus acidocaldarius*, *Acidianus brierleyi*, *Metallosphaera sedula* (Brierley, 1999), odgrywają w nich znaczącą rolę, pozwalając na zachowanie ciągłości procesu. W przypadku ługowania miedzi z chalkopiryty (CuFeS₂), szczególnie istotny jest udział bakterii z tej grupy, ponieważ z udziałem mezofilów nie zachodzi ono w pełni (stopniowo zanika po osiągnięciu temperatury powyżej 40°C), powodując pasywację metalu (Olson i in., 2003). Nadzieję na zwiększenie efektywności bioługowania dają mikroorganizmy z grupy *Archea* (archebakterie) z ekologicznej grupy ekstremalnych termofilów, odkryte w bogatych w siarczki źródłach hydrotermalnych.

Biochemiczne podstawy biogórnictwa

Jak wspomniano, bakterie wykorzystywane w biogórnictwie należą do chemotrofów, czyli organizmów samożywnych, które wytwarzają cukry w procesie chemosyntezy. Jest to proces analogiczny do fotosyntezy, w którym nie energia słoneczna, ale energia pochodząca z reakcji chemicznych przyczynia się do rozbicia cząsteczki wody. W zależności od rodzaju substancji jako źródła energii, bakterie dzieli się na: chemolitotrofy (czerpiące energię z utleniania związków nieorganicznych) oraz chemoorganotrofy (wykorzystujące jako źródło energii proste związki organiczne). Najwięcej energii w procesie chemosyntezy uzyskują bakterie utleniające siarkowodór (789 kJ/mol atomów S), najmniej utleniające Fe²⁺ do Fe³⁺ (11 kJ/mol atomów Fe). Do mikroorganizmów chemolitotroficznych zalicza się bakterie siarkowe, wodorowe, żelaziste, nityfikacyjne, do chemoorganotrofów natomiast — bakterie metylotrofy (utleniające metan, metanol, mrówczan). Chemosynteza, w porównaniu z fotosyntezą, ma niewielki udział w produkcji biomasy na Ziemi. Do rzadkości należą również ekosystemy, w których jest ona podstawą produkcji pierwotnej (np. ekosystemy oceanicznych źródeł hydrotermalnych; Miłaszewski & Gałuszka, 1999). W technologii biogórnictwa wytworzona przez bakterie biomasa nie odgrywa tak ważnej roli, jak produkty tego procesu, z których odzyskuje się metale.

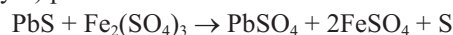
Do podstawowych metod stosowanych w biogórnictwie należą bioługowanie i biooksydacja (ryc. 1). Pierwsza z nich polega na utlenianiu siarczków metali (Zn, Cu, Ni, Co) do siarczanów (VI) przy udziale Fe³⁺ i H⁺ (Nordstrom & Alpers, 1999). Druga metoda dotyczy odzyskiwania złota z arsenopiryty, piryty i koncentratów siarczkowych poprzez rozkład matrycy mineralnej (skalnej) i ułatwienie ekstrakcji złota z rudy za pomocą cyjanków (Pinches, 1975).

Opisano dwa mechanizmy bioługowania metali z siarczków (Schippers & Sand, 1999): (1) tiosiarczanowy i (2) poliosiarczkowy. W pierwszym z nich na siarczki nierozpuszczalne w kwasach (piryt FeS₂, molibdenit MoS₂, tungstenit WS₂) działa Fe³⁺ i powstaje jon S₂O₃²⁻ (reakcja 1) jako produkt przejściowy, a w końcowym etapie jon SO₄²⁻ (reakcja 2).



W mechanizmie poliosiarczkowym, z siarczkami rozpuszczalnymi w kwasach, np. sfalerytem ZnS, chalkopirytem Cu₂S, galeną PbS, reagują jony Fe³⁺ i H⁺, przy czym produktem przejściowym jest siarka, a końcowym SO₄²⁻.

Bakteryjne utlenianie galeny prowadzi do powstania bardzo słabo rozpuszczalnego siarczanu (VI) ołowiu (II) (0,045g dm⁻³ w temperaturze 25°C; Forward & Peters, 1985, cyt. Deveci i in., 2004), który pozostaje na miejscu, a współwystępujący z nim ZnSO₄ (powstały z utlenienia sfaleryty) przechodzi do roztworu:

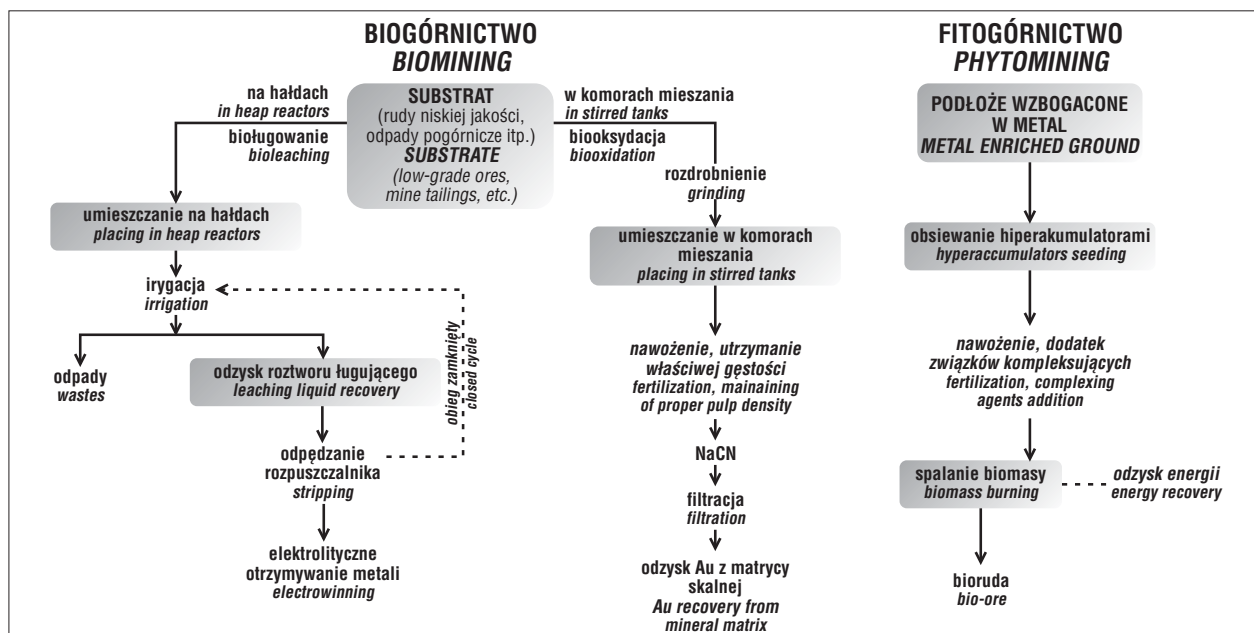


Znając właściwości geochemiczne ługowanych metali można łatwo przewidzieć skład chemiczny końcowego roztworu.

Technologie biogórnictwa

W biogórnictwie stosuje się dwa rodzaje technologii: na hałdach i w komorach mieszania. W pierwszej z nich aglomerat rudny jest umieszczany na nieprzepuszczalnym podłożu i irygowany roztworem ługującym. Niekiedy dodaje się nawozów, aby zapewnić bakteriom optymalne warunki rozwoju. Rzadko stosuje się czynne napowietrzanie, które zwiększa koszty procesu; najczęściej powietrze jest dostarczane wraz z roztworem ługującym. Bakterie wytwarzają Fe³⁺ i H₂SO₄, prowadząc do rozpuszczania minerałów i uwalniania z nich metali. Otrzymane w ten sposób roztwory są zbierane i transportowane do stacji odzysku, gdzie metale są z nich usuwane, a uzyskane rafinaty ponownie wykorzystane do irygacji hałd. Technologia ta jest często stosowana ze względu na niskie koszty, mimo że wiążą się z nią pewne niedogodności. Przede wszystkim trudno jest prowadzić napowietrzanie hałdy, ze względu na niejednorodne warunki (pH, temperatura, dostępność biogenów) w niej panujące, jak również konieczność utrzymania niskiego pH substratu (1,8–2,2) w całej jego objętości. Proces ten jest więc długotrwały i zwykle trwa kilka miesięcy. Z tych też względów nie jest on uważany za wystarczająco efektywny.

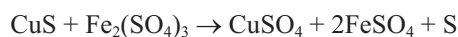
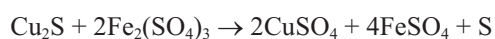
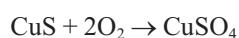
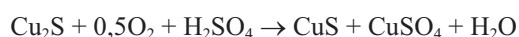
Drugi rodzaj technologii (komory mieszania) wymaga rozdrobnienia substratu, a następnie wymieszania z nawozami zawierającymi azot i fosfor. Po wykonaniu tych operacji, substrat przepuszcza się przez wiele czynnie napowietrzanych komór, w których kontroluje się pH i temperaturę. Rozkład substratu z użyciem tej metody zachodzi najszybciej (kilka dni) i jest ona uważana za najlepszą z dotąd stosowanych. Jedynym problemem jest utrzymanie właściwej gęstości substratu. Aby proces ten zachodził efektywnie, dopuszcza się tylko 20% części stałych w zawiesinie (Rawlings i in., 2003). Badania prowadzone nad odzyskaniem złota z koncentratów siarczkowych z Olympias (Grecja) wykazały, że optymalna dla procesu gęstość substratu powinna wynosić 5–30%. Wzrost zawartości cząstek stałych w zawiesinie prowadzi do spadku uzysku złota z 87 do 62%, z kolei zmniejszenie rozmiarów ziaren koncentratu z 63 do 32 μm powoduje skrócenie czasu biooksydacji z 8 do 6 dni dla substratu o gęstości 5% (Komnitsas & Pooley, 1990, 1991). Badania Lindströma i Gunneriussona (1990) wykazały zahamowanie wzrostu liczby archebakterii z rodzaju *Sulfolobus* w substracie arsenopiryty o gęstości 1,5%. Technologia biogórnictwa w komorach mieszania jest dość kosztowna i



Ryc. 1. Schemat technologii bio- i fitogórnictwa
Fig. 1. The scheme of bio- and phytomining

dłatego znalazła zastosowanie głównie do rud wysokiej jakości.

Na pierwszym miejscu w światowym rankingu metali wydobywanych technologią biogórnictwa znajduje się miedź. Takie jej minerały jak chalkozyn (Cu_2S), czy kowelin (CuS) są rozdrabniane, poddawane działaniu kwasu siarkowego (VI) i mieszane w bębnach rotacyjnych. Otrzymany aglomerat umieszcza się na drenowanych hałdach o wysokości 6–6,5 m, które od góry są zraszane roztworem zawierającym Fe^{3+} , a od spodu napowietrzane pod ciśnieniem. Dodatek biogenów w postaci siarczanu (VI) amonu lub fosforanu (V) potasu stymuluje wzrost bakterii. Ługowaniu Cu towarzyszą następujące reakcje (Rawlings, 1998):



Powstały roztwór zawierający ok. 1,5–6,0 g/l miedzi jest transportowany do stacji odzysku, gdzie uzyskuje się metal na drodze elektrolizy, sedymentacji lub z zastosowaniem rozpuszczalników. Największym światowym producentem miedzi metodą bioługowania jest Chile, gdzie w 1998 r. uzyskano w ten sposób 641 300 t tego metalu (Rawlings i in., 2003).

Najbardziej interesująca z ekonomicznego punktu widzenia jest wydajność metod biogórnictwa, o której można wnioskować na podstawie stopnia odzysku metalu z substratu. Bioługowanie pozwala, w zależności od zastosowanej technologii, na odzyskanie do 97% Cu, 99% Zn, 40% Ag (Olson i in., 2003); dla Mo odzysk osiąga 93%

(Nasernejad i in., 1999), a dla Co — 90% (Brierley & Brierley, 2001). W przypadku biooksydacji, z samego koncentratu otrzymuje się 95% złota, podczas gdy bez udziału bakterii tylko 30–50% (Rawlings, 1998). Jeszcze większe różnice w odzysku złota z koncentratów siarczkowych i węglanowo-siarczkowych uzyskali Hutchins i współpracownicy (1988). Prowadzenie biooksydacji przy użyciu termofili *Acidianus brierleyi* (w temperaturze ok. 60°C) zwiększyło odzysk złota z 5 do 91%.

Wydobycie metali z udziałem mikroorganizmów jest bardziej przyjazne dla środowiska przyrodniczego niż z wykorzystaniem procesów fizykochemicznych powszechnie stosowanych we współczesnej metalurgii. Po pierwsze, bakterie nie zużywają energii wymaganej do spiekania lub wytapiania rud, po drugie, nie prowadzą do powstania emisji zanieczyszczeń oraz po trzecie, chronią wody naturalne przed przedostawaniem się do nich metali w postaci kwaśnych odcieków. Najważniejszą korzyścią jest jednak oszczędność surowców mineralnych, ponieważ metody biogórnictwa można stosować do rud metali gorszej jakości, które były dotąd gromadzone jako odpady mineralne.

Rośliny a wydobywanie metali — fitogórnictwo

Podobną do mikroorganizmów rolę w wydobywaniu metali mogą pełnić rośliny wyższe zaliczane do grupy hiperakumulatorów. Za hiperakumulatory uznaje się gatunki o wyjątkowych zdolnościach bioakumulacyjnych w stosunku do określonych pierwiastków. Rośliny te wykazują w suchej masie następujące koncentracje: 1 mg kg^{-1} (ppm) Au, 100 mg kg^{-1} Cd, 1000 mg kg^{-1} Ni lub 10 000 mg kg^{-1} Mn i Zn (Anderson i in., 1999). Początkowo grupą tych roślin zainteresowano się w aspekcie ich wykorzystania w procesie oczyszczania gleb zdegradowanych chemicznie (fitoremediacji — Buczkowski i in., 2002; Migaszewski & Gałuszka, 1998). Po raz pierwszy zwrócono uwagę na możliwość użycia hiperakumulatorów w fito-

Tab. 1. Bioakumulacja metali w wybranych gatunkach roślin wraz z przeciętną zawartością metali w suchej masie roślin zielnych (za Anderson i in., 1999)Table 1. Bioaccumulation of metals in selected plant species versus average metal contents in dry mass of herbaceous plants (after Anderson *et al.*, 1999)

Metal <i>Metal</i>	Gatunek hiperakumulatora <i>Hyperaccumulator species</i>	Zawartość metalu w suchej masie roślin <i>Metal content in plant dry mass</i>	Przeciętna zawartość metalu w suchej masie roślin zielnych <i>Average metal content in dry mass of herbaceous plants</i>
Cd	<i>Thlaspi caerulescens</i>	3000 $\mu\text{g g}^{-1}$ Cd	1 $\mu\text{g g}^{-1}$
Pb	<i>Thlaspi rotundifolium</i>	8200 $\mu\text{g g}^{-1}$ Pb	5 $\mu\text{g g}^{-1}$
Zn	<i>Thlaspi calaminare</i>	10000 $\mu\text{g g}^{-1}$ Zn	100 $\mu\text{g g}^{-1}$
Ni	<i>Alyssum bertolonii</i>	13400 $\mu\text{g g}^{-1}$ Ni	2 $\mu\text{g g}^{-1}$
Tl	<i>Iberis intermedia</i>	3070 $\mu\text{g g}^{-1}$ Tl	1 $\mu\text{g g}^{-1}$
Au	<i>Brassica juncea</i>	10 $\mu\text{g g}^{-1}$ Au*	0,001 $\mu\text{g g}^{-1}$
U	<i>Atriplex confertifolia</i>	100 $\mu\text{g g}^{-1}$ U	0,5 $\mu\text{g g}^{-1}$

*Hiperakumulacja wspomagana dodatkiem rodanku amonu jako czynnika chelatującego; *Induced hyperaccumulation using ammonium thiocyanate*

górnictwie w 1983 r. (Anderson i in., 1999), a twórcy tej koncepcji (R.L. Chaney, J.S. Angle, A.J.M. Baker i J.M. Li) w USA w 1989 r. uzyskali patent: „Metoda biogórnictwa niklu, kobaltu i innych metali z gleby”. Obecnie fitoremediację i fitogórnictwo często łączy się, aby uzyskać efekty ekonomicznie opłacalne i przyczynić się do ochrony zdegradowanych chemicznie gleb, czy też zminimalizować negatywny wpływ hałd na środowisko przyrodnicze (np. Robinson i in., 1997a, b).

Fitogórnictwo polega na obsadzeniu hiperakumulatorem gleb wysoko zmineralizowanych lub terenów pogórnicznych (ryc. 1). Plon uzyskiwany w ten sposób jest po zakończeniu sezonu wegetacyjnego zbierany, spalany, a pierwiastki odzyskiwane ze wzbogaconej w nie suchej masy roślin. W technologii tej, otrzymana biomasa jest nazywana „biorudą” (z ang. *bio-ore*). Fitogórnictwo może być prowadzone w warunkach naturalnych lub też być wspomagane poprzez dodatek nawozów i związków kompleksujących (np. EDTA).

W Polsce występują rośliny z rodzajów, które są uważane za hiperakumulatory (Anderson i in., 1999). Oczywiście ich potencjalne wykorzystanie w fitogórnictwie należałoby poprzedzić szczegółowymi analizami chemicznymi, które potwierdziłyby zdolność poszczególnych gatunków do akumulacji określonych metali. W aspekcie tym należałoby zbadać, jako potencjalne hiperakumulatory, krajowe gatunki z rodzajów: *Thlaspi* (Cd, Zn, Pb), *Alyssum* (Ni), *Iberis* (Tl), *Atriplex* (U). Anderson i współautorzy podali wielkość bioakumulacji metali dla gatunków z powyższych rodzajów roślin (tab. 1).

Fitogórnictwo ma wiele zalet. Przede wszystkim pozwala ono na wykorzystanie metali zgromadzonych na hałdach pogórnicznych, które ze względów ekonomicznych nie nadają się do eksploatacji, a dodatkowo mogą stanowić zagrożenie dla środowiska przyrodniczego. Brak większego zainteresowania tą technologią wynika w dużej mierze z niskich cen metali na rynkach światowych. Metody fitogórnictwa były dotychczas wykorzystywane głównie w badaniach laboratoryjnych (Nedelkoska & Doran, 2000;

Robinson i in., 1997a, b) lub jako uzupełnienie fitoremediacji. Własnym pomysłem autorki na wykorzystanie tej technologii jest użycie biorudy jako substancji nawożonej w bioługowaniu. Zapewniłoby to dopływ substancji biogennych dla bakterii, a z drugiej strony zwiększyłoby pulę metalu w substracie. Takie działanie wymaga jednak szczegółowych badań, na ile stosowanie biorudy zmodyfikowałoby efektywność procesu bioługowania, zwłaszcza w świetle tego, że większość nawozów stosowanych w biogórnictwie to związki nieorganiczne — siarczan (VI) amonu i fosforan (V) potasu.

Przyszłość biologicznych metod pozyskiwania metali

Biogórnictwo wydaje się zdobywać coraz większą popularność na świecie. Pojawiają się też coraz częściej doniesienia na temat wykorzystania tej technologii w różnych krajach, szczególnie przy odzyskiwaniu złota. Jako przykład ługowania tego metalu mogą służyć: Fairview Mine w Republice Południowej Afryki — 35 ton koncentratu/dzień, Sao Bento w Brazylii — 150 ton/dzień i Harbour Lights w Australii — 40 ton/dzień (Hansford & Bailey, 1992). W Polsce również opracowano metodę bioługowania miedzi z koncentratów poflotacyjnych z kopalni w Lubinie i Polkowicach (Sadowski i in., 2003). W przypadku fitogórnictwa dodatkową korzyścią jest detoksykacja obszarów zdegradowanych. Niestety, obecnie ceny większości metali na świecie nie są na tyle wysokie, aby bio- i fitogórnictwo uznać za powszechnie opłacalne, jednak w przyszłości, przy zwiększonym zapotrzebowaniu na metale i wzroście ich cen może stać się ono ważną technologią.

Przyszłość biogórnictwa wiąże się z poszukiwaniem takich mikroorganizmów, których optima ekologiczne pokrywałyby się z warunkami panującymi w trakcie bioługowania. Stwarza to duże pole do popisu dla bardziej szczegółowych badań z zakresu biotechnologii, jak również ekosystemów gorących źródeł (Migaszewski & Gałuszka, 1999, 2003). Można także zacząć wykorzysty-

wać bakterie beztlenowe do wydobywania tlenków metali (Ehrlich, 2001). Poważnym problemem w biogórnictwie jest toksyczność niektórych pierwiastków w minerałach (np. Ag, As) dla bioługujących bakterii. W kontekście tego ważne są badania nad szczepami naturalnie lub sztucznie uodpornionymi na działanie tych pierwiastków (Hallberg i in., 1996). Ważne jest też poszerzenie spektrum metali, dla których można stosować metody biogórnictwa (Ni, platynowce), jak również wprowadzanie nowych oraz modyfikacja istniejących technologii.

Niezależnie od kierunku rozwoju dalszych badań nad zastosowaniem organizmów żywych do wydobywania metali, technologie bio- i fitogórnictwa zwracają uwagę na kompleksowe wykorzystanie złóż surowców mineralnych. Są one również przyjazne środowisku przyrodniczemu i dlatego też można je określić jako technologie zgodne z ideą zrównoważonego rozwoju.

Literatura

- ANDERSON C.W.N., BROOKS R.R., CHIARUCCI A., LACOSTE C.J., LEBLANC M., ROBINSON B.H., SIMCOCK R. & STEWARD R.B. 1999 — Phytomining for thallium, nickel and gold. *J. Geochem. Explor.*, 67: 407–415.
- BRIERLEY J.A. 1999 — Biooxidation Pretreatment of Refractory Sulfidic and Sulfidic-Carbonaceous Gold Ores and Concentrates. [W:] L.H. Filipek & G.S. Plumlee (eds.). *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part B. Case Studies and Research Topics*. Soc. of Econ. Geologists. Rev. in Econ. Geology, 6B: 539–547.
- BRIERLEY J.A. & BRIERLEY C.L. 2001 — Present and future commercial applications of biohydrometallurgy. *Hydrometallurgy*, 59: 233–239.
- BUZKOWSKI R., KONDZIELSKI I. & SZYMAŃSKI T. 2002 — Metody remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Wyd. UMK. Toruń.
- CATHLES L.M. & APPS J.A. 1975 — A model of the dump leaching process that incorporates oxygen balance, heat balance, and air convection. *Metallurgical Transactions B*, 6B: 617–624.
- DEVECI H., AKCIL A. & ALPI. 2004 — Bioleaching of complex zinc sulfides using mesophilic and thermophilic bacteria: a comparative importance of pH and iron. *Hydrometallurgy*, 73: 293–303.
- DUNN C.E., ERDMAN J.A., HALL G. & SMITH S.C. 1992 — Biogeochemical Exploration Simplified. Notes for a short course on methods of biogeochemical and geobotanical prospecting — with emphasis on arid terrains: 1–187 (niepubl.).
- EHRlich H.L. 2001 — Past, present and future of biohydrometallurgy. *Hydrometallurgy*, 59: 127–134.
- HALLBERG K.B., SEHLIN H.M. & LINDSTRÖM E.B. 1996 — Toxicity of arsenic during high temperature bioleaching of gold-bearing arsenical pyrite. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 45: 212–216.
- HANSFORD G.S. & BAILEY A.D. 1992 — The logistic equation for modeling bacterial oxidation kinetics. *Minerals Engineering*, 5: 1355–1364.
- HUTCHINS S.R., BRIERLEY J.A. & BRIERLEY C.L. 1988 — Microbial pretreatment of refractory sulfide and carbonaceous ores improves the economics of gold recovery. *Mining Engineering*, 40(4): 249–254.
- KOMNITSAS C. & POOLEY F.D. 1990 — Bacterial oxidation of an arsenical gold sulphide concentrate from Olympias, Greece. *Minerals Engineering*, 3(3/4): 295–306.
- KOMNITSAS C. & POOLEY F.D. 1991 — Optimization of the bacterial oxidation of an arsenical gold sulphide concentrate from Olympias, Greece. *Minerals Engineering*, 4(12): 1297–1303.
- LINDSTRÖM E.B. & GUNNERIUSSON L. 1990 — Thermophilic bioleaching of arsenopyrite using *Sulfolobus* and a semicontinuous laboratory procedure. *J. Industr. Microbiol.*, 5: 375–382.
- MIGASZEWSKI Z. M. & GAŁUSZKA A. 1998 — Zastosowanie roślin w prospekcji geologicznej oraz w pracach rekultywacyjnych. *Prz. Geol.*, 46 (7): 594–599.
- MIGASZEWSKI Z.M. & GAŁUSZKA A. 1999 — Smokery – tajemnice głębin oceanów. *Prz. Geol.*, 47 (2): 175–180.
- MIGASZEWSKI Z.M. & GAŁUSZKA A. 2003 — Zarys geochemii środowiska. Wyd. Akad. Świąt. w Kielcach.
- NASERNEJAD B., KAGHAZCHI T., EDRISI M. & SOHRABI M. 1999 — Bioleaching of molybdenum from low-grade copper ore. *Process Biochemistry*, 35: 437–440.
- NEDELKOSKA T.V. & DORAN P.M. 2000 — Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining. *Minerals Engineering*, 13(5): 549–561.
- NORDSTRÖM D.K. & ALPERS C.N. 1999 — Geochemistry of Acid Mine Waters. [W:] G.S. Plumlee & J.J. Logsdon (eds.) — *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A. Processes, Techniques, and Health Issues*. Soc. of Econ. Geologists. Rev. in Econ. Geology, 6A: 133–160.
- OLSON G.J., BRIERLEY J.A. & BRIERLEY C.L. 2003 — Bioleaching review part B: Progress in bioleaching: application of microbial processes by the minerals industries. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 63: 249–257.
- PINCHES A. 1975 — Bacterial leaching of an arsenic-bearing sulphide concentrate. [W:] A.R. Burkin (ed.) — *Leaching and Reduction in Hydrometallurgy*. The Institute of Mining and Metallurgy. London: 28–35.
- RAWLINGS D.E. 1998 — Industrial practice and the biology of leaching of metals from ores. The 1997 Pan Labs Lecture. *J. Industrial Microbiol. & Biotechnol.*, 20: 268–274.
- RAWLINGS D.E., DEW D. & DU PLESIS C. 2003 — Biomineralization of metal-containing ores and concentrates. *Trends in Biotechnology*, 21: 38–44.
- ROBINSON B.H., BROOKS R.R., HOWES A.W., KIRKMAN J.H. & GREGG P.E.H. 1997a — The potential of the high-biomass *Berkhaya coddii* for phytoremediation and phytomining. *J. Geochem. Explor.*, 60: 115–126.
- ROBINSON B.H., CHIARUCCI A., BROOKS R.R., PETIT D., KIRKMAN J.H., GREGG P.E.H. & DE DOMINICIS V. 1997b — The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum bertolonii* as a potential agent for phytoremediation and phytomining of nickel. *J. Geochem. Explor.*, 59: 75–86.
- SADOWSKI Z., JAZDZYK E. & KARAS H. 2003 — Bioleaching of copper ore flotation concentrates. *Mineral Engineering*, 16: 51–53.
- SCHIPPERS A. & SAND W. 1999 — Bacterial leaching of metal sulfides proceeds by two indirect mechanisms via thiosulfate or via polysulfides and sulfur. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65: 319–321.

Przegląd Geologiczny jest do nabycia:

- w Warszawie:
Państwowy Instytut Geologiczny, ul. Rakowiecka 4, punkt sprzedaży, budynek A, pok. 1 w godz. 9–15;
Kiosk na Wydziale Geologii UW, ul. Żwirki i Wigury 93;
- w Krakowie: Kiosk Skryptów, AGH łącznik A1–C1;
- w Poznaniu: Biblioteka Instytutu Geologii UAM, ul. Maków Polnych 16;
- w Sosnowcu: Wydział Nauk o Ziemi UŚląski, ul. Będzińska 60.