



Zastosowanie procesów biologicznych do eliminacji manganu z wód podziemnych

Krystyna Olańczuk-Neyman

Jerzy Prejzner

Wydział Hydrotechniki
Politechnika Gdańska

1. Wstęp

Obieg manganu w środowisku wód podziemnych jest głównie następstwem różnorodnych procesów mikrobiologicznych. Ich charakter zależy od warunków redokswych, a zatem możliwe są dwa przeciwstawne procesy: utlenianie i redukcja manganu. W obecności rozpuszczonego tlenu i przy odczynie zbliżonym do obojętnego, zachodzą procesy biologicznego utleniania jonów manganu. W tych bowiem warunkach abiotyczne utlenianie manganu zachodzi bardzo wolno i nie ma większego znaczenia. Redukcja nierozpuszczalnych w wodzie tlenków manganu jest bezpośrednio lub pośrednio wynikiem aktywności mikroorganizmów i/lub procesów chemicznych.

W pracy naświetlono warunki występowania i udział mikroorganizmów w przemianach związków manganu w środowisku wód podziemnych. Szczególną uwagę zwrócono na mikrobiologiczne utlenianie jonów manganu prowadzące do jego eliminacji z wód.

2. Procesy utleniania i redukcji manganu w wodach podziemnych

Biologiczne utlenianie rozpuszczonych w wodzie związków manganu może zachodzić na drodze enzymatycznej, z udziałem układu przenoszenia elektronu, względnie chemicznej, przy udziale określonych produktów metabolizmu bakterii.

Biologiczne utlenianie zachodzi przy stosunkowo wysokiej wartości potencjału redoksowego, ok. + 600 mV, przy pH 6,5 - 7,0 ($rH_2 > 22$), natomiast przy wartościach potencjału poniżej +500 mV mangan występuje w roztworze (1,2).

Innego zdania są Ghiorse (3,4) oraz Frischherz i współ. (5), którzy stwierdzają, że bakterie utleniające mangan należą do mikroaerofili, a zatem ich optymalny rozwój zachodzi w warunkach ograniczonej zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie. Również Seppänen (6) zalicza je do organizmów gradientowych (tzn. rozwijających się w środowisku przejściowym).

Ważnym parametrem, decydującym o aktywności bakterii, jest temperatura wody. Bakterie manganowe są przystosowane do niskich temperatur charakterystycznych dla wód podziemnych (9 - 12° C), ale ze spadkiem temperatury maleje efektywność procesu odmanganiania.

Zdolność do utleniania jonów Mn(II) i wytrącania tlenków manganu Mn(IV) na zewnątrz komórek jest powszechną cechą licznych bakterii heterotroficznych i grzybów (3). Nie jest wyjaśniona rola tych procesów w ekologii wymienionych organizmów, gdyż nie wykorzystują one (w sposób bezpośredni) energii pochodzącej z utleniania jonów Mn(II), tak jak to odbywa się u typowych chemoautotrofów. Bakterie utleniające mangan, podobnie jak liczne gatunki bakterii wiążących żelazo, cechuje charakterystyczna właściwość produkowania zewnątrzkomórkowych substancji polimerycznych, w których gromadzą tlenki metali (7,8,9,10,11). Należy sądzić, że zgromadzone w polimerach, nierozpuszczalne tlenki tworzą rodzaj bariery ochronnej wokół produkujących je komórek bakteryjnych. Chronią one komórki przed niekorzystnym (toksycznym) wpływem różnorodnych związków znajdujących się w środowisku, jak np. rozpuszczone w wodzie związki manganu lub nadtlenek wodoru uwalniany przez niektóre organizmy.

Mechanizmy pozakomórkowego utleniania manganu, wykorzystywane przez bakterie heterotroficzne, były badane w szeregu pracach (7,9,10). Dowiedziano w nich, że bakteryjne utlenianie jonów manganu zachodzi w pochewkach, względnie w polimerach otaczających komórki. Ghiorse (11) dowiódł, że szczep *Leptothrix discophora* SS-1, który utracił właściwość tworzenia pochewek, nadal utleniał Mn(II), przy czym proces ten zachodził pozakomórkowo, w strukturach polimerów. Bezpośredni wpływ w procesie utleniania manganu, miała wytwarzana przez bakterie, substancja białkowa o masie cząsteczkowej ok. 100 000 i o właściwościach enzymu — oksydazy Mn(II). Aktywność jej hamowały typowe czynniki denaturujące białko, jak np. podwyższona temperatura, a także inhibitory metaboliczne, np. azydek sodu, HgCl₂ i in.

Podobnego typu, zewnątrzkomórkowe substancje białkowe, aktywne w pro-

cesie utleniania manganu, wydzielają również inne szczepy bakterii z rodzaju *Leptothrix*, (12), a także szczepy z rodzaju *Pedomicrobium*, (13,14). Niezbędne jest zatem dalsze prowadzenie prac nad określeniem ewentualnych podobieństw wśród bakterii zdolnych do utleniania manganu.

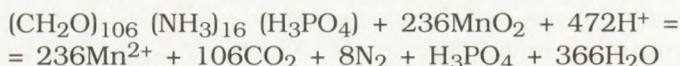
Inny mechanizm bakteryjnego utleniania manganu występuje u tlenowych bakterii przetrwalnikujących (3,15,16,17). Opublikowane wyniki badań dotyczą szczepu *Bacillus sp.* wyizolowanego z wód morskich (3,7,16,17). Wiązanie i utlenianie manganu(II) do manganu(IV) zachodzi na powierzchni przetrwalników bakterii. Proces ten prawdopodobnie również jest katalizowany przez białko pokrywające przetrwalnik. Komórki wegetatywne tego szczepu redukują tlenki manganu(IV) co dowodzi, że omawiany organizm, podobnie jak i inne, na różnych etapach rozwoju może katalizować zarówno proces utleniania jak i redukcji manganu (18).

Redukcja tlenków manganu najczęściej zachodzi na drodze biologicznej, a niekiedy także chemicznej (19). Zachodzi ona przy wartościach potencjału Eh +300 mV i poniżej, przy pH pomiędzy 6 a 7 (20). Biologiczny proces jest katalizowany przez bakteryjne enzymy i jest ściśle powiązany z utlenianiem substancji organicznych (21,22,23). Abiotyczna redukcja tlenków manganu może zachodzić przy udziale bakteryjnych metabolitów, jak np. siarczki (9) lub niektóre związki organiczne (11).

Mikrobiologiczna redukcja nierozpuszczalnych w wodzie tlenków manganu i tlenków żelaza przebiega w środowisku beztlenowym, lub w obecności niewielkich stężeń tlenu (24 - 32). W tych warunkach, zarówno tlenki żelaza jak i manganu (produkty procesów biologicznych), uczestniczą w utlenianiu licznych, naturalnie występujących związków organicznych (21 - 23,33,34). Utlenieniu substancji organicznych towarzyszy biologiczna redukcja tlenków metali (Fe, Mn), które stanowią alternatywne akceptory elektronów (35,36). Mikroorganizmy, które korzystają z tego typu stałych związków, jako akceptorów elektronu, cechuje zdolność rozpuszczania substratu lub przytwierdzenia się i przenoszenia elektronu na substrat, względnie wprowadzania stałego substratu do wnętrza komórki.

Dysymilacyjna redukcja nierozpuszczalnych tlenków żelaza oraz tlenków manganu jest częstą przyczyną znacznego niekiedy wzrostu stężenia tych pierwiastków w wodach podziemnych (38,39). Bezpośredni wpływ na zainicjowanie tego procesu ma zanieczyszczenie wód substancjami organicznymi. Rozkład zanieczyszczeń przy udziale mikroorganizmów tlenowych powoduje utworzenie warunków beztlenowych. Proces ten ma miejsce również w głębokich systemach wodonośnych, gdzie utlenianymi substancjami organicznymi są m.in. naturalnie występujące węglowodory (37,40).

Froelich i współ. (41) na podstawie wyników badań laboratoryjnych zaproponowali równanie opisujące reakcje zachodzące przy beztlenowym biochemicznym utlenianiu substancji organicznej kosztem MnO_2 (MnIV)



Przedstawiony zapis wyników nie może być uogólniany, gdyż w warunkach naturalnych organizmy dysponują bardziej złożoną mieszaniną różnorodnych substratów organicznych.

Należy wspomnieć, że niezależnie od redukcji dysymilacyjnej Fe(III) i Mn(IV) możliwa jest także redukcja asymilacyjna. W pierwszym przypadku powstają znaczne ilości rozpuszczalnych związków Fe(II) i Mn(II), które gromadzą się w środowisku otaczającym komórki, w drugim zaś, produkowane jony Fe(II) i Mn(II) są wbudowywane w cząsteczki enzymów, kofaktorów, magnetosomów itp. (30).

Omówione zjawiska często inicjują dalsze, niekorzystne zmiany. Procesom redukcji tlenków żelaza oraz tlenków manganu w wodach może towarzyszyć także uwalnianie różnorodnych toksycznych pierwiastków, uprzednio zadsorbowanych na tlenkach metali (42). Desorpcja toksycznych związków stanowi potencjalne zagrożenie dla jakości ekosystemów wodnych, a w szczególności dla jakości wód na ujęciach.

3. Występowanie bakterii manganowych w wodach podziemnych

Bakterie manganowe należą do typowej mikroflory wód podziemnych utworów czwartorzędowych, które często charakteryzują się podwyższoną zawartością jonów żelaza i jonów manganu (43,45). Wśród nich znajdują się różne rodzaje bakterii zarówno Gram ujemnych jak i bakterii Gram dodatnich. Są m.in. niektóre gatunki bakterii z rodzaju *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Moraxella*, *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Leptothrix* i *Caulobacter* (43), *Siderocapsa*, *Nanumanniella* (44). Spośród nich niektóre gatunki w warunkach beztlenowych, mogą także redukować tlenki manganu(IV) do jonów Mn(II) (43).

W literaturze przedmiotu nielicznie są prezentowane dane określające liczbę bakterii manganowych, w szczególności w powiązaniu z warunkami fizyczno-chemicznymi wód podziemnych. Należy również dodać, że porównywanie wyników badań bakteriologicznych przedstawianych przez różnych autorów, uniemożliwia brak ujednoczonych, znormalizowanych metod ilościowych obejmujących m.in. grupę bakterii manganowych. W badaniach bakteriologicznych dotyczących przekształceń biologicznych związków manganu autorzy zazwyczaj koncentrują się na określaniu liczby bakterii utleniających mangan, a niekiedy tylko oznaczają również liczbę bakterii redukujących mangan. Do badań ilościowych stosowane są głównie metody hodowlane, przy czym dodatkowo do oznaczania liczby bakterii utleniających mangan, również metody mikroskopowe. Peitchev i Semov (45) donoszą, że liczba bakterii utleniających mangan w surowych wodach podziemnych, pochodzących z tarasu rzeki Maritza, średnio wynosiła 5 jednostek tworzących kolonie w 1 ml, w wodach po filtracji rosła średnio do 120, a w wodach po płukaniu filtrów wynosiła 8×10^4 jednostek tworzących kolonie/ml.

Zgodnie z Gounot i współ. (43) liczba bakterii utleniających mangan (na

pożywcze PTYG) w wodach trzech studni o zawartości manganu 0,24, 0,03 i 0,07 mg/l wynosiła odpowiednio $3,4 \times 10^4$, $33,3 \times 10^4$ i $1,8 \times 10^5$ jednostek tworzących kolonie/ml i stanowiła od 40 do 76% ogólnej liczby bakterii. Autorka zbadała, że na ujęciu wód podziemnych „Letniki” liczba bakterii utleniających mangan w wodzie surowej o zawartości manganu od 1,25 do 1,65 mg/l zawierała się od $5,8 \times 10^4$ do $2,5 \times 10^5$ bakterii/ml, a po eliminacji żelaza na filtrach pospiesznych, w wodzie o zawartości manganu od 1,1 do 1,45 mg/l zmieniła się w szerokich granicach od $6,4 \times 10^2$ do $1,2 \times 10^5$ bakterii/ml (FM) (46).

4. Wpływ czynników fizyczno-chemicznych na biologiczne procesy utleniania i redukcji manganu

Biologiczne usuwanie manganu z wód jest uwarunkowane aktywnością mikroorganizmów utleniających rozpuszczone w wodzie jony tego pierwiastka. Utlenione produkty, którymi są głównie nierozpuszczalne tlenki manganu(IV), zatrzymywane są wokół komórek mikroorganizmów nadając im charakterystyczne brunatnoczarne zabarwienie. Proces utleniania manganu może zachodzić *in situ* lub na złożach filtracyjnych, przy udziale mikroorganizmów naturalnie występujących w warstwie wodonośnej.

Bakterie manganowe, w odróżnieniu od bakterii wiążących żelazo, jak np. *Gallionella*, lub *Leptothrix*, które należą do organizmów osiadłych, cechuje zdolność do swobodnego unoszenia się w wodzie (pomiędzy ziarnami utworów warstwy wodonośnej).

W środowisku wód podziemnych aktywny rozwój bakterii manganowych połączony z utlenianiem manganu, zależy od szeregu czynników fizyczno-chemicznych. Do najważniejszych należy zaliczyć: typ i stężenie substancji biogennych, odczyn i potencjał oksydacyjno-redukcyjny roztworu wodnego oraz brak inhibitorów procesu.

Wody podziemne są środowiskiem stosunkowo ubogim w substancje pokarmowe dla mikroorganizmów. Ważnym zatem parametrem decydującym o rozwoju bakterii utleniających mangan, jest prędkość przepływu wody. Odpowiednia prędkość w wodonoścu zapewnia organizmom, zawieszonym pomiędzy ziarnami warstwy wodonośnej, właściwe zaopatrzenie w substancje pokarmowe w sposób ciągły, dostarczane im przez wodę w ruchu.

Bakterie utleniające mangan, w odróżnieniu od bakterii wiążących żelazo, charakteryzują się zdecydowanie większym zapotrzebowaniem na węgiel organiczny. Jako organizmy zaliczane do eutroficznych w wodach podziemnych występują mniej licznie, niż bakterie utleniające żelazo zaliczane do oligotrofów (6). Należy w tym miejscu dodać, że nie wszystkie, naturalnie występujące w wodach podziemnych substancje organiczne, są łatwo przyswajalne przez bakterie. Niektóre z nich, jak np. substancje humusowe, często naturalnie występujące w surowej wodzie podziemnej, są nie tylko trudno przyswajalne

przez mikroorganizmy, ale łączą się ze związkami manganu utrudniając ich biologiczną eliminację (1). Zgodnie z Grøn i współ. (47) tylko do 11% naturalnie występujących w wodach podziemnych substancji organicznych należy do przyswajalnych przez mikroorganizmy.

Biologiczne utlenianie manganu w wodach uwarunkowane jest nie tylko obecnością w nich odpowiednich substancji biogennych, ale także zachowaniem ich właściwych stosunków ilościowych (45). Optymalne stosunki ilościowe podstawowych biogenów C:N:P powinny wynosić około 125:11:1, tzn. winny być zbliżone do proporcji jakie występują w składzie substancji organicznej (1).

Jedną z przyczyn składających się na ograniczenie biologicznej eliminacji manganu z wód podziemnych w warstwie wodonośnej *in situ* jest brak odpowiednich, dla rozwoju bakterii, substancji pokarmowych. Również brak tlenu (lub jego zbyt niskie stężenie), lub inaczej niski potencjał oksydacyjno-redukcyjny hamuje proces biologicznego utleniania manganu.

W biologicznych metodach eliminacji żelaza i manganu z wód podziemnych, opartych na wykorzystaniu naturalnej biocenozy tego środowiska, w celu zwiększenia aktywności mikroorganizmów, modyfikuje się środowisko przez natlenienie warstwy wodonośnej, a tym samym zwiększenie potencjału redoksoowego.

Ponadto, o efektywności biologicznego procesu odmanganiania wód decyduje ich skład chemiczny. Zarówno zbyt niskie, jak i podwyższone stężenia jonów fosforanowych w wodach podziemnych hamują biologiczne utlenianie manganu (12). Również często obecne w wodach podziemnych podwyższone stężenia jonów żelaza powyżej 0,3 mg/l przeszkadzają w biologicznym utlenianiu manganu, gdyż są preferencyjnie utleniane przez mikroorganizmy (48,49). Dowiedziono również, że jony amonowe w zakresie stężeń od 3 do 5 mg/l całkowicie hamują biologiczne utlenianie manganu przez czystą kulturę *Pseudomonas manganoxidans* (50).

5. Usuwanie manganu na filtrach biologicznych

Eliminacja manganu z wód podziemnych na złożach biologicznych opiera się na utlenianiu jonów tego pierwiastka, przy udziale naturalnie występującej mikroflory (49,51,52). Podczas filtracji wody podziemnej przez złożę, występujące w niej mikroorganizmy gromadzą się pomiędzy ziarnami wypełnienia. Utleniają one jony Mn(II) do tlenków manganu, które wytrącają się wokół komórek bakterii i są usuwane z wody w trakcie filtracji. Przy wpracowywaniu złóż przeznaczonych do biologicznego odmanganiania wód, podstawową sprawą jest utrzymanie odpowiednich stężeń biogenów w uzdatnianej wodzie, w powiązaniu z prędkością jej przepływu przez złożę. W tym przypadku, najważniejszym składnikiem wód, decydującym o efektywności eliminacji manganu przez mikroorganizmy, jest typ i stężenie substancji organicznej. Niedobór węgla organicznego w surowej wodzie kierowanej na odmanganiające złoża biologiczne można uzupełniać związkami łatwo przyswajalnymi przez mikroorganizmy, np. glukozą (1).

Szybkość dojrzewania złoża, czyli wykształcania aktywnej biocenozy (pomiędzy ziarnami wypełnienia), zależy od jakości surowej wody, a m.in. od zawartości w niej substancji organicznych oraz liczby bakterii zdolnych do utleniania manganu. Surowa woda podziemna podawana na filtry zwykle zawiera niewielką liczbę tego typu bakterii (6). Po pewnym okresie filtracji wody przez złożo, stopniowo gromadzą się na nim substancje organiczne, zwiększa się liczba bakterii zawarta w jednostce objętości wypełnienia oraz następują wśród nich zmiany jakościowe, decydujące o procesie dojrzewania błony biologicznej. W przypadkach, gdy surowa woda zawiera odpowiednio wysoką liczbę bakterii utleniających mangan, czas wpracowywania filtra biologicznego jest krótki. Przy niskiej ich liczbie, okres ten wydłuża się nawet do 6 miesięcy. Skrócić go można przez zastosowanie szczepki pochodzącej z dobrze pracującego złoża odmanganiającego.

Przy usuwaniu manganu na filtrach biologicznych zasadniczym parametrem jest właściwie dobrana prędkość przepływu wody. Zbyt duża jej prędkość może powodować wymywanie biocenozy, a zatem obniżenie biomasy organizmów utleniających mangan, a w konsekwencji zmniejszenie efektywności procesu biologicznego odmanganiania. Zgodnie bowiem z Seppänenem (6) jony żelaza oraz jony manganu mogą być wytrącane wokół nitek i stylików martwych bakterii. W związku z tym, na filtrach biologicznych do eliminacji żelaza i manganu ważna jest odpowiednio wysoka biomasa bakterii wytrącających te jony z wody.

Zagadnieniem odmanganiania wód zajęli się Frischherz i współ., (5), którzy przeprowadzili badania laboratoryjne nad usuwaniem manganu na filtrach zalanych wypełnionych antracytem (0,8 – 1,2 mm) i piaskiem kwarcowym (0,4 – 0,7 mm). Prędkość przepływu wody surowej na filtrach wynosiła 10 m/h. Po 3 godzinach filtracji wody liczba bakterii zatrzymana na powierzchni ziaren wypełnienia zawierała się w granicach od 6×10^3 do 39×10^3 jednostek tworzących kolonie w 1 ml materiału filtracyjnego. W złożu wpracowanym, liczba bakterii była ok. 1000 razy wyższa. Jednocześnie, w miarę dojrzewania złoża zwiększał się udział bakterii utleniających mangan, w ogólnej liczbie bakterii saprofitycznych, z wartości w granicach od 1 do 3% w surowej wodzie, do 35% w mikroflorze złoża wpracowanego.

Peitchev i Semov (45) określili zmiany liczby bakterii utleniających mangan na różnych poziomach złoża biologicznego. Zawartość bakterii przypadająca na 1 g piasku pobranego z głębokości 15 cm wynosiła 170×10^4 jednostek tworzących kolonie i wzrastała do 240×10^4 jednostek tworzących kolonie na głębokości 50 cm.

Na stacjach uzdatniania wód, w celu skrócenia czasu wpracowywania złóż, zalecane jest wprowadzanie podłoża z dodatkiem witaminy B₁₂. W ten sposób możliwe było skrócenie okresu wpracowywania złoża z 2 miesięcy do 15 dni. W celu uzyskania właściwej efektywności procesu, prędkość przepływu wody na biologicznych złożach odmanganiających powinna się zawierać w granicach od 10 do 24 m/h (52). Kolejność przemian biochemicznych katalizowanych przez mikroorganizmy na złożach uwarunkowana jest termodynamiką

procesów. W pierwszej kolejności utleniają się jony żelaza(II), następnie jony amonowe, a w końcu, po ich utlenieniu, jony manganu(II).

W związku z tym, przy biologicznym uzdatnianiu wód, zawierających jony żelaza(II) i manganu(II), najczęściej konieczna jest podwójna filtracja. Mikrobiologiczna eliminacja manganu z wód podziemnych, efektywnie zachodzi dopiero po usunięciu z nich jonów żelaza i jonów amonowych.

W takim przypadku proces uzdatniania powinien składać się z kilku etapów (52):

- aeracji (pierwszej),
- usuwania żelaza na filtrach,
- aeracji (drugiej), w połączeniu z korektą pH,
- usuwania manganu na filtrach.

W procesie odmanganiania wody na filtrach biologicznych, aby nie dopuścić do znacznego obniżenia odczynu wody (przez dwutlenek węgla powstający w wyniku biologicznego utleniania substancji organicznych) zalecane jest buforowanie roztworu wodnego środowiska (np. przez zwiększenie stężenia kwaśnych węglanów). Wzrost stężenia jonów wodorowęglanowych uzyskuje się przez wprowadzenie naturalnych wapieni lub dolomitu jako nadkładu materiału filtracyjnego.

Podsumowując należy podkreślić, że wybór sposobu eliminacji żelaza i manganu z wód podziemnych wymaga szczegółowego rozważenia każdego indywidualnego przypadku.

Metody biologiczne mają przewagę nad fizyczno-chemicznymi, gdyż należą do zdecydowanie tańszych i nie towarzyszy im wprowadzanie substancji obcych dla środowiska (53). Ich ograniczone zastosowanie w praktyce uzdatniania wód, wynika z trudności jakie napotyka się przy uruchomieniu procesu biologicznego. Składa się na nie zarówno indywidualny, na każdym z ujęć, skład chemiczny i bakteriologiczny uzdatnianych wód (skład naturalnej biocenozy), jak i konieczny dobór odpowiednich fizycznych parametrów procesu uzdatniania.

Literatura

1. Hatva T., Seppänen H., Vuorinen A., Carlson L., (1985), *Aqua Fennica* 15, 2, 211 - 225.
2. Hatva T., (1987), Treatment of groundwater with slow sand filtration. International Symposium on Groundwater Microbiology. Problems and Biological Treatment. Kuopio, Finland 4 - 6 August.
3. Ghiorse W.C., (1984), *Ann. Rev. Microbiol.*, 38, 515 - 550
4. Ghiorse W.C., (1984), *Bacterial transformations of manganese in wetland environments*, in: Current perspectives in Microbial Ecology, Eds. Klug M.J., Reddy C.A., ASM, Washington, 615 - 622.
5. Frischherz H., Zibuschka F., Jung H., Zerobin W., (1985), *Wat. Supply*, 3, Berlin B, 125 - 136.
6. Seppänen H., (1988), *Wat. Sci. Tech.*, 20, 3, 185 - 187.

7. Adams L.F., Ghiorse W.C., (1985), *Appl. Environ. Microbiol.*, 49, 556 – 562.
8. Adams L.F., Ghiorse W.C., (1986), *Arch. Microbiol.*, 145, 126 – 135.
9. Adams L.F., Ghiorse W.C., (1987), *J. Bacteriol.*, 169, 1279 – 1285.
10. Boogerd F.C., de Vrind P.M., (1987), *J. Bacteriol.*, 169, 489 – 494.
11. Ghiorse W.C., (1989), *Manganese and iron as physiological electron donors and acceptors in aerobic-anaerobic transition zones*, in: *Microbial mats*, Eds. Cohen Y., Rosenberg E., Washington, 163 – 169.
12. van Veen W.L., Mulder E.G., Deinema M.H., (1978), *Microbiol. Rev.*, 42, 329 – 356.
13. Ghiorse W.C., Hirsch P., (1979), *Arch. Microbiol.*, 123, 213 – 226.
14. Ghiorse W.C., Hirsch P., (1982), *Appl. Environ. Microbiol.*, 43, 1464 – 1472.
15. de Vrind J.M., de Vrind - de Jong E.W., de Voogt J.W.H., Westbroek P., Boogerd F.C., Rosson R.A., (1986), *Appl. Environ. Microbiol.*, 52, 1096 – 1100.
16. Hastings D., Emerson S., (1986), *Geochim. Cosmochim. Acta*, 59, 1819 – 1824.
17. Rosson R., Nealson K.H., (1982), *J. Bacteriol.*, 151, 1027 – 1034.
18. Ghiorse W.C., Ehrlich H.L., (1976), *Appl. Microbiol.*, 31, 977 – 985.
19. Ghiorse W.C., (1985), *Microbial reduction of manganese and iron*, in: *Environmental microbiology of anaerobes*, Ed. Zehnder A.J.B., J. Wiley, New York.
20. Rott U., (1985), *Wat. Supply*, 3, Berlin A, 143 – 150.
21. Jauregui M.A., Reisenauer H.H., (1982), *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 46, 314 – 317.
22. Stone A.T., Morgan J.J., (1984), *Environ. Sci. Technol.*, 18, 617 – 624.
23. Stone A.T., (1987), *Geochim. Cosmochim. Acta*, 51, 919 – 925.
24. Burdige D.J., Nealson K.H., (1985), *Appl. Environ. Microbiol.*, 50, 491 – 497.
25. Burdige D.J., Nealson K.H., (1986), *Geomicrobiol. J.*, 4, 361 – 387.
26. Jones J.G., Gardener S., Simon B.M., (1983), *J. Gen. Microbiol.*, 129, 131 – 139.
27. Jones J.G., S.Gardener S., Simon B.M., (1984), *J. Gen. Microbiol.*, 130, 45 – 51.
28. Lovley D.R., Phillips E.P.J., (1986), *Appl. Environ. Microbiol.*, 51, 683 – 689.
29. Lovley D.R., Philips E.P.L., (1988), *Appl. Environ. Microbiol.*, 54, 1472 – 1480.
30. Lovley D.R., (1991), *Microbiological Reviews*, 55, 2, 259 – 287.
31. Di-Ruggiero J., Gounot A.M., (1990), *Microbiol. Ecol.*, 20, 53 – 63.
32. Sørensen J., (1982), *Appl. Environ. Microbiol.*, 43, 319 – 324.
33. Myers C.R., Nealson K.H., (1988), *Science*, 240, 1319 – 1321.
34. Nealson K.H., Myers Ch. R., (1992), *Appl. Environ. Microbiol.*, 58, 2, 439 – 443.
35. Bromfield S.M., David D.J., (1976), *Soil Biol. Biochem.*, 37 – 43.
36. Ehrlich H.L., (1981), *Geomicrobiology*, Marcel Dekker, Inc. New York.
37. Ehrlich H.L., (1987), *Geomicrobiol. J.*, 5, 375 – 431.
38. Jaudon P., Massiani J.G., Rey J., Vacelet E., (1989), *Sci. Tot. Environ.*, 84, 169 – 183.
39. Vuorinen A., Carlson L., Tuovinen O.H., (1986), *Ground water biogeochemistry of iron and manganese in relation to well water quality*, Ed. Cullimore D.R., 157 – 168. International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. American Water Resources Association, Bethesda, Md.
40. Cozzarelli, I.M., Baedeker M.J., Hopple J.A., Franks B.J., (1988), *Abstr. Geol. Soc. Am.*, abstr. 629.
41. Froelich P.N., et al., (1979), *Geochim. Cosmochim. Acta*, 43, 1075 – 1090.
42. Bourg A.C., Darmendrail D., Decour J., (1989), *Geoderma*, 44, 229 – 244.
43. Gounot A.M., Di-Ruggiero J., Haroux C., (1988), *Bacterial manganese transformations in groundwaters*, in: *Current perspectives in environmental biogeochemistry*, Eds. Giovannozzi-Sermanni G., Nannipieri P., Roma, 371-382.
44. Hanert. H.H., (1981), *The genus Siderocapsa (and other iron and manganese oxidizing Eubacteria)*, in: *The Procaryotes. A Handbook on habitats, isolation and identification of bacteria*, Eds. Starr M.P., Stolp H., Truper H.G., Balows A., Schlegel H.G., Springer Verlag, New York.
45. Peitchev T., Semov V., (1988), *Wat. Sci. Tech.*, 20, 3, 173 – 178.
46. Prejzner J., Olańczuk-Neyman K., (1986), *Optymalizacja procesów uzdatniania*

- wody Centralnego Wodociągu Żuławskiego. RPBR 28 „Doskonalenie Technologii i Organizacji Produkcji Rolniczej na Żuławach”, Gdańsk (maszynopis).
47. Grøn Ch., Tørsløv J., Albrechtsen H.J., Jensen H.M., (1992), *The Science of Total Environment*, 117/118, 241 – 251.
 48. Burns N.M., Nriagau J.O., (1976), *J. Fish. Res. Board Can.*, 33, 463 – 470.
 49. Frischherz H., Jung H., Zerobin W., (1982), *Oesterreichische Wasserwirtschaft* 34, 9/10, 204 – 211.
 50. Schweisfurth R., Jung W., Gundlach H., (1980), *Manganese-oxidizing microorganisms and their importance for the genesis of manganese ore deposits. Geology and Geochemistry of manganese*, vol. III, Publishing House of the Hungarian Academy of Sciences.
 51. Czekalla C., Mevius W., Hanert H., (1985), *Wat. Supply*, 3, Berlin B, 111 – 123.
 52. Mouchet P., Magnin J., Mazounie P., Puill A., Fressonnet B., (1985), *Wat. Supply*, 3, Berlin B, 137 – 149.
 53. Boudou J.P., Kaiser P., Philipot J.M., (1985), *Wat. Supply*, 3, Berlin B, 151 – 155.

Application of biological processes in manganese elimination from ground water

Summary

The role of microorganisms in manganese oxidation and reduction processes taking part in ground water environment is presented. Manganese oxidation catalysed by bacteria takes place in presence of dissolved oxygen, at relatively high Eh conditions about 600 mV and pH 6,5-7 and this process proceeds more rapidly than any non-biological reaction. Chemical oxidation of manganese could be achieved only by raising the pH to 8,5 or over. Manganese(IV) is reduced already at the Eh value +300 mV and pH values between 6 and 7. The reduction process can be catalysed by bacterial enzymatic systems and coupled with oxidation of organic matter or indirectly by bacterial metabolites.

Occurrence of manganese oxidizing bacteria in ground waters as well as effect of environmental factors on manganese removal by slow sand filtration is described.

Key words:

ground water, biological processes, manganese removal.

Adres dla korespondencji:

Krystyna Olańczuk-Neyman, Wydział Hydrotechniki, Politechnika Gdańska, ul. G.Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk.

Praca finansowana z funduszy przeznaczonych na realizację projektu badawczego nr 4 S401 108 05.