

Kinetyka biologicznego utleniania żelaza przy użyciu immobilizowanych bakterii

Jacek Nawrocki¹

Przemysław Wiśniewski¹

Włodzimierz Grajek²

Maciej Astriab²

Zakład Technologii Uzdatniania Wody¹

Uniwersytet im. Adama Mickiewicza

Poznań

Katedra Biotechnologii i Mikrobiologii Żywności²

Akademia Rolnicza

Poznań

1. Wprowadzenie

Koagulacja koloidów i drobnych zawiesin oraz przyspieszanie ich opadania jest jednym z głównych celów procesu uzdatniania wody i od jej skuteczności w znacznej mierze zależy jej jakość.

Najczęściej stosowanym koagulantem jest obecnie siarczan glinowy. Z uwagi na jego wysoką cenę oraz pojawiające się doniesienia o szkodliwości glinu dla organizmu człowieka (1) występuje wyraźna tendencja do zastąpienia koagulantu glinowego innym, tanim i łatwo dostępnym reagentem. Takim związkiem chemicznym może być siarczan żelazowy. Trójwartościowy jon żelaza wykazuje podobne właściwości koagulujące, co jon glinu.

Produktem wyjściowym do otrzymywania siarczanu żelazowego jest siarczan żelazawy. Związek ten jest dostępny na rynku m.in. jako produkt uboczny zakładów przemysłu metalurgicznego, stosujących chemiczną obróbkę elementów stalowych oraz jako produkt uboczny przy produkcji bieli tytanowej. Główną zaletą koagulantu żelazowego jest jego kilkakrotnie niższa cena w stosunku do koagulantu glinowego, przy podobnych właściwościach koagulujących (2).

Metody utleniania siarczanu żelazowego do żelazowego można ogólnie podzielić na chemiczne i biologiczne. Utlenianie metodą chemiczną odbywa się zwykle przy wykorzystaniu jako utleniacza chloru, ozonu i tlenu. Procesy tego typu są stosowane w skali technicznej w wielu krajach, w tym także w Polsce

przez Spółkę Kemipol. Wadą metod chemicznych jest ich energochłonność i niekorzystny wpływ na środowisko przyrodnicze.

Alternatywną metodą otrzymywania koagulanta żelazowego jest metoda mikrobiologiczna, w której utlenianie jonów Fe(II) katalizują tzw. bakterie żelazowe. Wieloletnie badania wykazały, że najbardziej efektywnym organizmem w utlenianiu jonów żelazowych do żelazowych jest gatunek *Bacillus ferrooxidans*. Bakterie te są także zdolne do utleniania jonów Mn(II) (3). Występują one w wodzie w postaci pałeczek o rozmiarach 0,5-1 μm , rosnących pojedynczo lub parami, rzadziej w krótkich łańcuchach (15). Organizm ten jest gramujemnym chemoautotrofem i bezwzględny tlenowcem o optymalnym wzroście w temp. 25-30°C i pH 2,5-2,8, ale rozwija się nawet w pH poniżej 1,3.

Mechanizm biologicznego utleniania żelaza określono na podstawie badań ultrastruktur komórkowych przy użyciu mikroskopu elektronowego (4,5,6,7). Polega on na wiązaniu kationów Fe(II) przez mające ujemny ładunek substancje polimeryczne produkowane przez mikroorganizmy. W reakcjach tych biorą udział specyficzne enzymy.

W literaturze można spotkać szereg doniesień na temat biotechnologicznego wykorzystania tych bakterii w procesie utleniania siarczanu żelazowego oraz przy wymywaniu jonów żelaza z rud. Najczęściej opisywanymi rozwiązaniami w biologicznym utlenianiu FeSO₄ jest stosowanie bioreaktorów z nieruchomym złożem (8,9) oraz bioreaktorów rotacyjnych (10).

W prezentowanej pracy przedstawiono wyniki badań nad biologicznym utlenianiem Fe(II) do Fe(III) przy użyciu mieszanej kultury bakterii immobilizowanych na węglu aktywnym, stosując reaktor kolumnowy ze złożem nieruchomym.

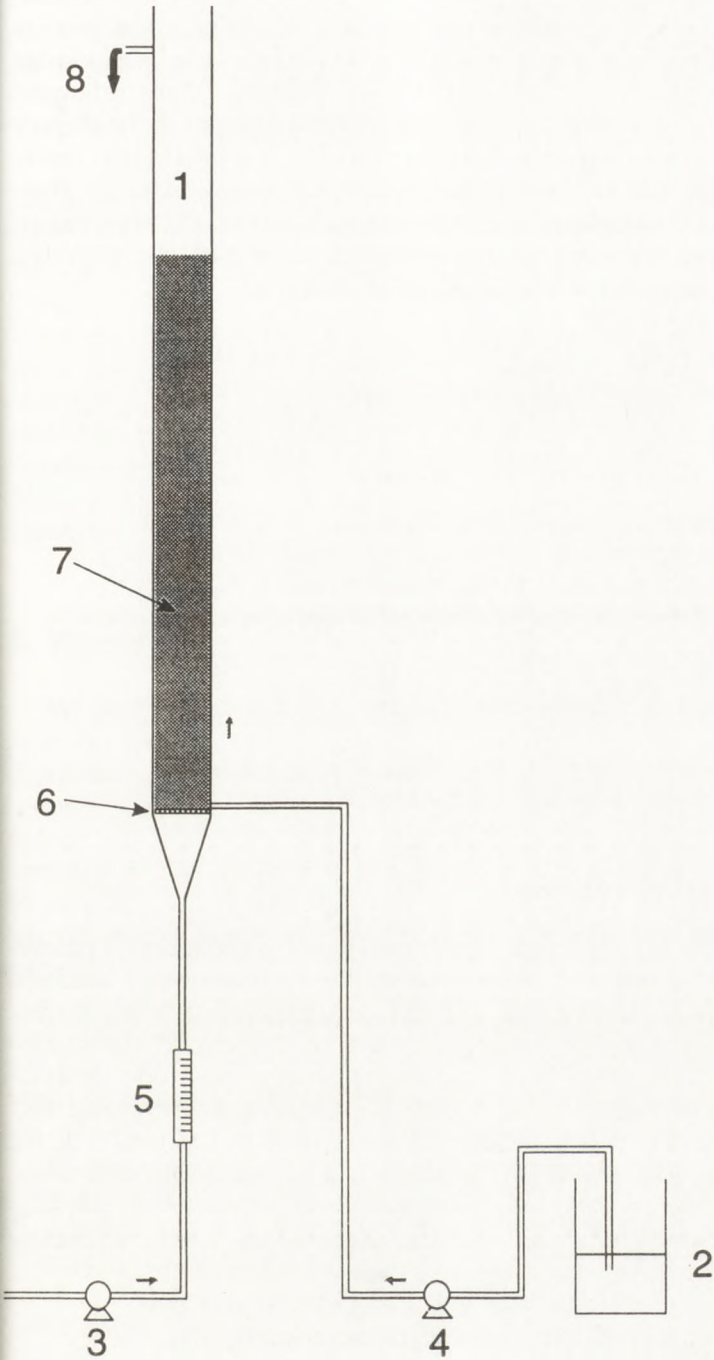
2. Metodyka

2.1. Inoculum

W pracy stosowano kulturę mieszaną kwasolubnych bakterii utleniających żelazo wyizolowanych z wód ściekowych z hałdy odpadowego siarczanu żelazowego. Bakterie hodowano w kolbkach Erlenmeyera o poj. 250 ml zawierających 50 ml pożywki 9K przy pH 1,8 w temp. 25°C. Kolbki wytrząsano na wytrząsarce przy 150 obr/min. Repasaże na świeżą pożywkę dokonywano co 3 dni, stosując 10% inoculum z poprzedniego pasażu.

2.2. Bioreaktor z immobilizowanymi bakteriami

Proces biologicznego utleniania żelaza prowadzono w trzech reaktorach laboratoryjnych o średnicy 1,6 cm i wysokości 50 cm. Schemat ideowy aparatury przedstawiono na rys. 1. Do każdego bioreaktora od dołu było dopro-



Rys. 1. Schemat układu technologicznego:

- 1) reaktor; 2) zbiornik z roztworem roboczym; 3) areator; 4) pompa perystaltyczna; 5) rotametr; 6) spiek ceramiczny; 7) złożo węgla aktywnego; 8) wypływ.

wadzone powietrze przez stanowiący dno reaktora spiek ceramiczny. Przepływ powietrza był mierzony za pomocą rotametu. Powyżej spieku wprowadzano za pomocą pompy perystaltycznej, współprądowo z powietrzem, roztwór siarczanu żelazawego. Reaktor wypełniony był granulowanym węglem aktywnym typu AG-2u o parametrach podanych w tab. 1. Objętość złoża węglowego wynosiła 50 cm³ i stanowiła 60% objętości roboczej reaktora. Złoże zalewano pożywką 9K rozcieńczoną dziesięciokrotnie wodą destylowaną, a następnie wprowadzano 10% inoculum bakterii. Przez pierwsze 3 doby bakterie hodowano stosując metodę okresową, bez wymiany pożywki, napowietrzając złoże z szybkością 1 l/l x h. Temperatura hodowli wynosiła 30°C. Po tym czasie rozpoczynano ciągle dozowanie siarczanu żelazawego. Wszystkie eksperymenty były prowadzone bez zachowania warunków sterylnych.

TABELA 1
WŁAŚCIWOŚCI WĘGLA AKTYWNEGO AG-2u

Cecha		Wielkość
masa nasypowa	(g/dm ³)	480
nasiąkliwość wodna	(%)	0,8
zawartość popiołu	(%)	13,51
wytrzymałość mechaniczna	(%)	99,2
ścieralność	(%)	0,2
aktywność chemiczna wobec benzenu	(min.)	45,3
aktywność chemiczna wobec chlorku etylu	(min.)	35,2
uziarnienie	(mm)	1,0-2,0

2.3. Utlenianie siarczanu żelazawego

Siarczan żelazawy stosowany w badaniach pochodził z Zakładów Przemysłu Chemicznego „Police” i uzyskał pozytywną opinię Państwowego Zakładu Higieny pozwalającą na jego stosowanie w procesie uzdatniania wody pitnej.

Siarczan żelazawy rozpuszczano w pożywce 9K rozcieńczonej dziesięciokrotnie w ilości 11 g/l. Do sporządzania roztworu stosowano wodę destylowaną. Szybkość dozowania roztworu siarczanu, wyrażona jako szybkość rozcieńczania (D), była zmienna i mieściła się w granicach od 0,10/h do 0,90/h. Zużyta pożywka, zawierająca jony Fe(III) wypływała z bioreaktora przelewem.

Produktywność bioreaktora była wyrażona jako ilość jonów Fe(III) uzyskana w ciągu godziny z 1 litra objętości roboczej bioreaktora i była wyrażana jako g/l x h.

W prezentowanych badaniach zmiennymi doświadczalnymi były:

— pH hodowli: 1,3; 1,5 i 1,8, regulowane za pomocą H₂SO₄,

— szybkość rozcieńczania: 0,10/h, 0,16/h, 0,28/h, 0,40/h i 0,90/h.

Badania prowadzono w systemie hodowli ciągłej, zmieniając parametry procesu (D, skład pożywki, temperaturę, itp.) w poszczególnych, zwykle kilkunastodniowych cyklach bez czyszczenia złoża i wymiany mikroorganizmów.

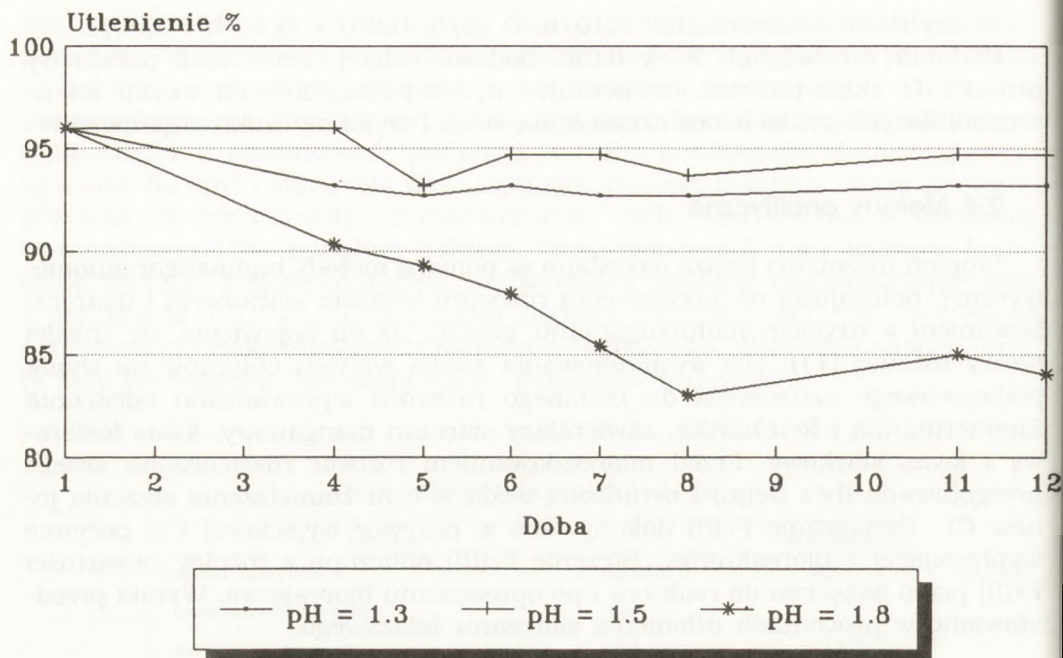
2.4. Metody analityczne

Stożenie utlenienia żelaza określano za pomocą metody nadmanganianometrycznej, polegającej na zakwaszeniu roztworu kwasem siarkowym i miareczkowaniem z użyciem nadmanganianu potasu, aż do pojawienia się trwałej barwy różowej (11). Dla wyeliminowania źródła wpływu chlorków na wynik podstawowego oznaczenia do badanego roztworu wprowadzano odczynnik Zimmermanna i Reinhardta, zawierający siarczan manganowy, kwas fosforowy i kwas siarkowy. Przed miareczkowaniem roztwór rozcieńczano świeżo przegotowaną (bez tlenu) i ostudzoną wodą w celu zmniejszenia stężenia jonów Cl^- . Oznaczanie Fe(II) dokonywano w pożywce wyjściowej i w pożywce wypływającej z bioreaktorów. Stężenie Fe(III) obliczano z różnicy zawartości Fe(II) przed wejściem do reaktora i po opuszczeniu bioreaktora. Wyniki przedstawiono w procentach utlenienia siarczanu żelazawego.

3. Wyniki i ich omówienie

W pierwszym cyklu doświadczalnym hodowle prowadzono przez 12 dni przy $D = 0,10/\text{h}$, stosując trzy poziomy pH roztworu zasilającego, w każdym bioreaktorze inny. Wyniki tych badań przedstawiono na rys. 2. Punkt wyjściowy tego cyklu stanowiła pożywka po trzech dobach hodowli okresowej, której celem była immobilizacja komórek na nośniku. Pierwszego pomiaru stężenia jonów Fe(II) i Fe(III) dokonano po upływie 24 h hodowli. Stwierdzono, że stopień utlenienia Fe(II) w roztworach o pH 1,3 i 1,5 był zbliżony i wynosił ok. 93-95%. W pierwszych czterech dobach procesu uzyskiwano nieznacznie wyższe utlenienie siarczanu żelazawego dochodzące nawet do 96% (przy pH 1,5), po czym układ się stabilizował i począwszy od szóstej doby uzyskiwano stan chemostatu. W reaktorze, w którym pH roztworu zasilającego wynosiło 1,8 stopień utlenienia żelaza w pierwszych ośmiu dobach prowadzenia procesu systematycznie zmniejszał się i dopiero wówczas osiągnął stałą wartość ok. 83-85%.

W żadnym z reaktorów nie zaobserwowano zjawiska kolmatacji złoża, tj. zacopowania się złoża przez wytrącający się osad bakteryjno-chemiczny. W źródłach literaturowych podaje się, że w trakcie biologicznego utleniania siarczanu żelazawego przy użyciu bakterii *Thiobacillus ferrooxidans* powstaje osad o strukturze cząsteczkowej typu $\text{XFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$, w którym atom X może stanowić kation Na^+ , K^+ lub NH_4^+ (12). Ilość tego osadu zależy od pH reakcji, stężenia kationów oraz koncentracji roztworu zasilającego bioreaktor.



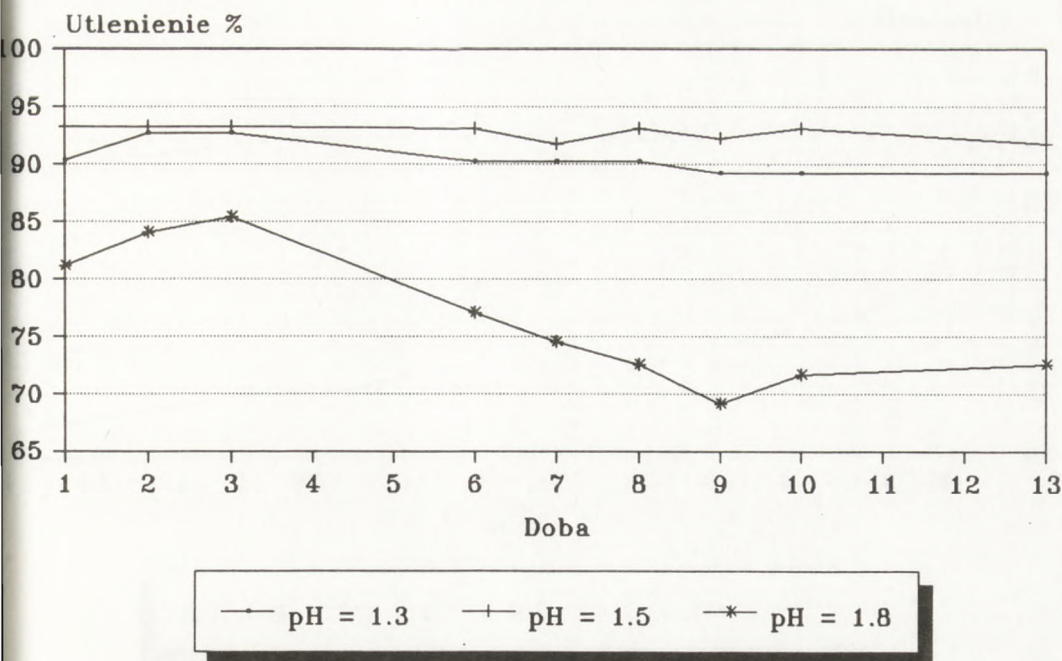
Rys. 2. Kinetyka utleniania Fe(II) przy $D=0,1/h$; $T=30^{\circ}C$; $C=11$ g/l.

D — prędkość rozcieńczania,

C — stężenia siarczany żelazawego.

Na podstawie uzyskanych wyników obliczono, że produktywność reaktorów (P) zależała od pH roztworu zasilającego i wynosiła: $0,19$ g/l x h dla pH 1,3; $0,20$ g/l x h dla pH 1,5 oraz $0,18$ g/l x h dla pH najwyższego.

Drugi cykl doświadczalny stanowił kontynuację cyklu pierwszego prowadzonego przy $D=0,10/h$, z tym że szybkość rozcieńczania D zwiększono do $0,16/h$. Warunki takie utrzymywano przez kolejnych 13 dni hodowli. Rezultaty tych badań przedstawiono na rys. 3. Podobnie jak w pierwszym etapie eksperymentu, najwyższy stopień utlenienia Fe(II) osiągnięto w tych reaktorach, które były zasilane roztworem siarczany żelazawego o pH 1,5 i 1,3. Wskaźnik utlenienia w tych roztworach wynosił odpowiednio 92-93% i 89-90%. Proces przebiegał stabilnie i nie obserwowano gwałtownych zmian w szybkości reakcji utleniania żelaza. Znacznie gorsze rezultaty uzyskano przy prowadzeniu procesu przy pH 1,8. Po chwilowym wzroście stopnia utlenienia Fe(II) z 82 do 85% w pierwszych trzech dobach, w kolejnych nastąpił widoczny spadek szybkości reakcji i stan chemostatu osiągnięto dopiero po upływie 10 dni, przy wydajności Fe(III) na poziomie 72-73%. Po piątej dobie prowadzenia procesu zauważono zmatowienie powierzchni nośnika, co mogło świadczyć o początku zjawiska kolmatacji złoża. Licząc od początku prowadzenia eksperymentu była to siedemnasta doba hodowli. W ósmej dobie II cyklu kolmatacja złoża była już wyraźnie widoczna.



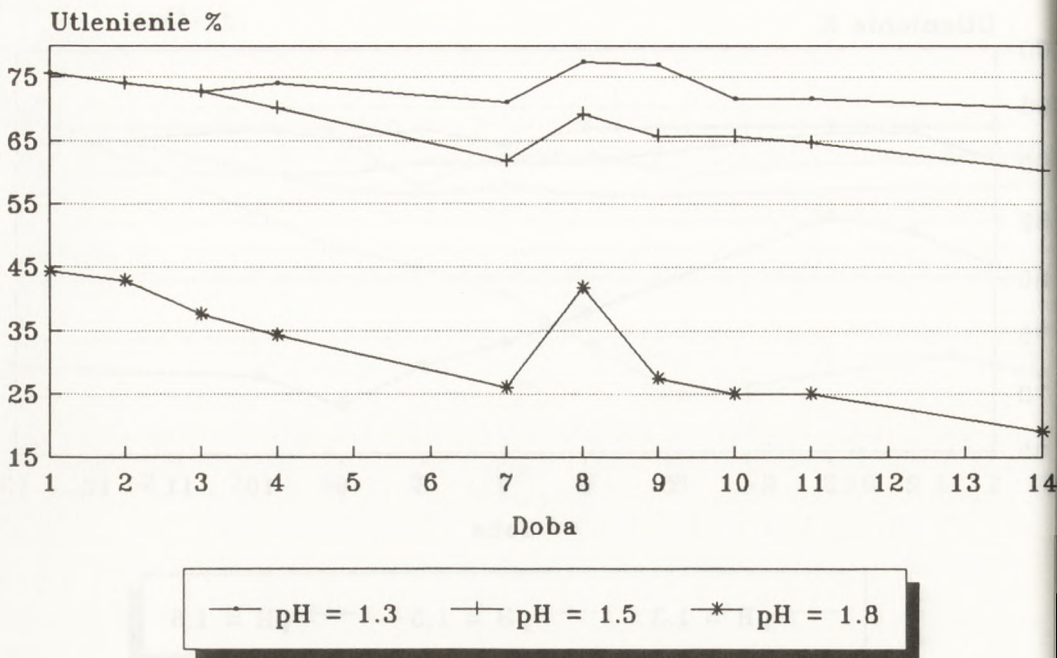
Rys. 3. Kinetyka utleniania Fe(II) przy $D=0,16/h$; $T=30^{\circ}C$; $C=11$ g/l.

D — prędkość rozcieńczania,

C — stężenia siarczanu żelazawego.

Produktywność poszczególnych reaktorów, odniesiona do rosnących wartości pH, stosowanych roztworów zasilających, wynosiła odpowiednio $0,30$ g/l \times h, $0,30$ g/l \times h i $0,25$ g/l \times h, a zatem przy pH 1,8 była najniższa.

Kinetykę procesu utleniania żelaza po zwiększeniu szybkości rozcieńczania do $0,28/h$ przedstawiono na rys. 4. Etap ten trwał przez kolejne 14 dni. Stwierdzono, że zwiększenie szybkości zasilania reaktora świeżym roztworem siarczanu żelazawego spowodowała zmniejszenie się stopnia utlenienia Fe(II), niezależnie od pH roztworu zasilającego. Najwyższą wydajność reakcji utleniania, wynoszącą ok. 70%, uzyskano przy pH 1,3. Po raz pierwszy od początku przebiegu eksperymentu reakcja utleniania w roztworze o pH 1,5 była wolniejsza niż w roztworze o pH 1,3. Najniższy stopień utlenienia, wynoszący poniżej 20%, stwierdzono w roztworze o pH 1,8 i był on kilkakrotnie niższy niż przy szybkości rozcieńczania $D=0,16/h$. Widoczne było także wyraźne zakolmatowanie złoża, co musiało doprowadzić do wzrostu ciśnienia powietrza wskutek zmniejszenia przekroju dostępnego dla jego przepływu. W siódmej dobie tego cyklu zaobserwowano zjawisko samooczyszczania się złoża. Polegało ono na częściowym, lecz wyraźnym usunięciu osadzonych na węglu osadów żelazowych pod wpływem przepływającego strumienia powietrza. Spowodowało to krótkotrwały wzrost poziomu utlenienia siarczanu żelazawego, wi-



Rys. 4. Kinetyka utleniania Fe(II) przy $D=0,28/h$; $T=30^{\circ}C$; $C=11\text{ g/l}$.

D — prędkość rozcieńczania,

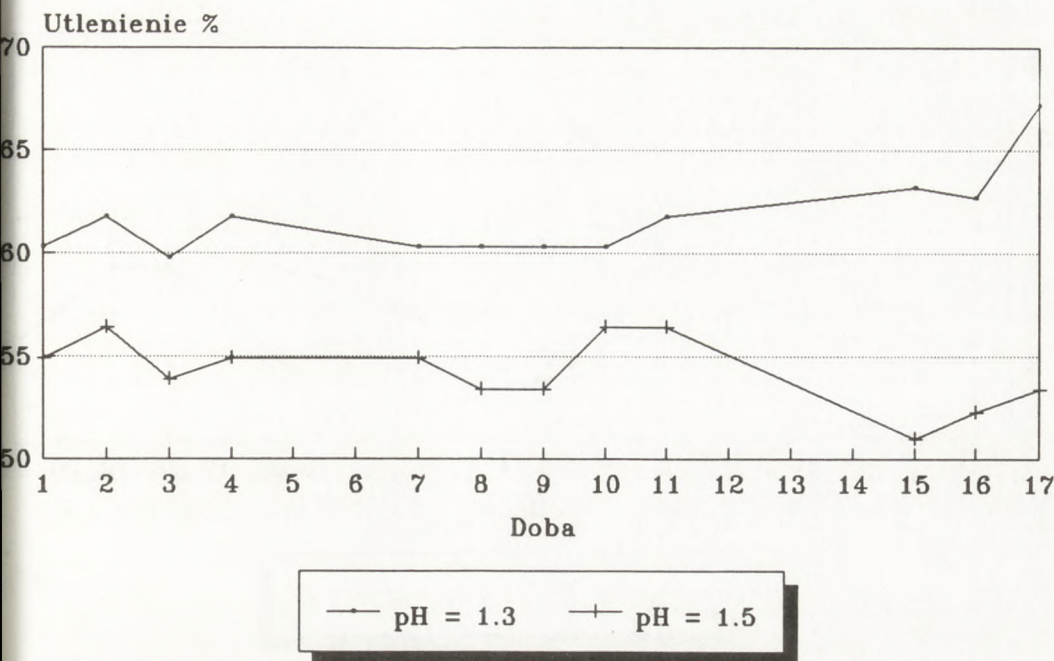
C — stężenia siarczynu żelazowego.

doczny na rys. 4 jako wyraźny pik między siódmą a dziewiątą dobą tego cyklu.

W cyklu tym produktywność poszczególnych bioreaktorów, odpowiednio do wartości pH roztworów zasilających, wynosiła $P_{1,3}=0,42\text{ g/l} \times \text{h}$, $P_{1,5}=0,38\text{ g/l} \times \text{h}$ oraz $P_{1,8}=0,18\text{ g/l} \times \text{h}$.

Biorąc pod uwagę bardzo niski poziom utleniania Fe(II) i niską produktywność reaktora zasilanego roztworem o pH 1,8, podjęto decyzję o zaniechaniu kontynuowania tego eksperymentu. Łączny czas pracy tego reaktora wyniósł 39 dni. Dalsze prace kontynuowano tylko z bioreaktorami zasilanymi roztworem siarczynu żelazowego o pH 1,3 i 1,5.

Kinetyka utleniania żelaza po dalszym zwiększeniu szybkości rozcieńczania do $0,40/h$ przedstawiono na rys. 5. Począwszy od czwartej doby tego cyklu, a zatem w czterdziestej trzeciej dobie pracy złoża zaobserwowano szybko postępującą kolmatację złoża w reaktorze zasilanym roztworem o pH 1,3. Utlenianie żelaza przebiegało z wydajnością ok. 60%, choć wyraźne były wahania w wartości tego parametru. W dziesiątej dobie zaobserwowano proces samooczyszczania się złoża, co spowodowało wzrost poziomu utleniania. W drugim reaktorze, zasilanym roztworem o pH 1,5, stopień utleniania Fe(II) był nieco niższy i wynosił ok. 55%. W ósmej dobie zanotowano samooczyszczanie się złoża, co zaowocowało krótkotrwałym wzrostem szybkości reakcji utleniania



Rys. 5. Kinetyka utleniania Fe(II) przy $D=0,40/h$; $T=30\text{ }^{\circ}\text{C}$; $C=11\text{ g/l}$.

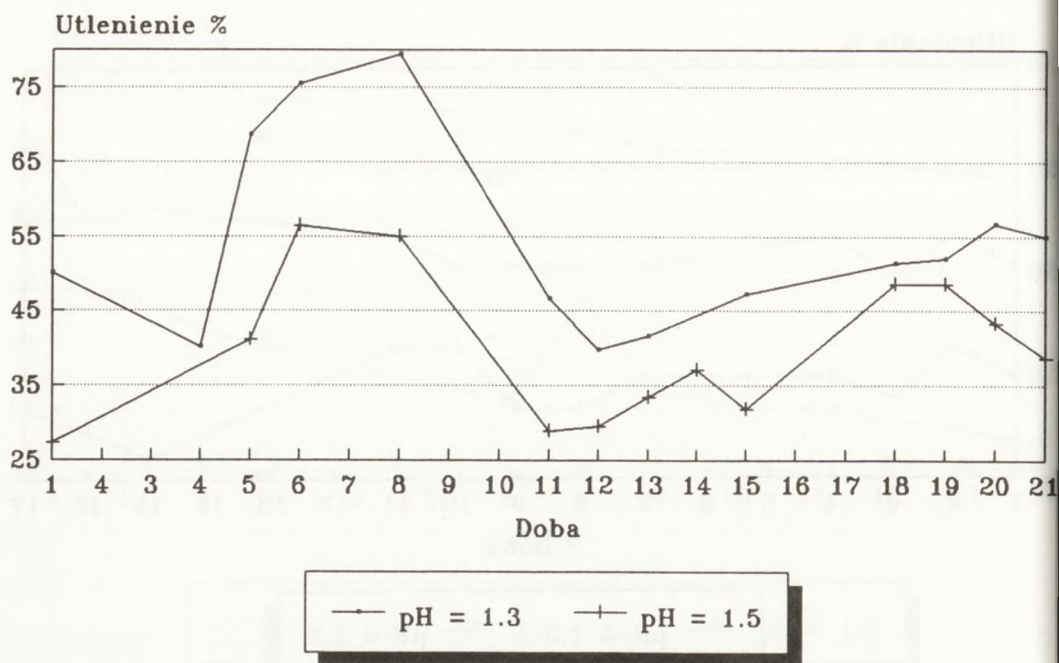
D — prędkość rozcieńczania,

C — stężenia siarczanu żelazawego.

żelaza. Produktywność reaktorów, w porównaniu z poprzednim cyklem, nieco wzrosła i ukształtowała się na poziomie $P_{1,3}=0,50\text{ g/l} \times \text{h}$ i $P_{1,5}=0,44\text{ g/l} \times \text{h}$.

W kolejnym cyklu eksperymentu, którego przebieg przedstawiono na rys. 6, prędkość rozcieńczania zwiększono do $0,90/h$, a zatem aż o 125% w stosunku do cyklu poprzedniego. Wyraźne było silne zakolmatowanie złoża węglowego oraz okresowe samooczyszczanie się złoża pod wpływem wzrostu ciśnienia przepływającego powietrza, co widoczne jest w piątej, dwunastej i piętnastej dobie tego cyklu. Powodowało to wyraźne wahania w stopniu utlenienia Fe(II). Jednakże można przyjąć, że przy pH 1,3 wydajność utleniania wynosiła ok. 50-55%, a przy pH 1,5 ok. 30-40%. Produktywność bioreaktorów wzrosła do $P_{1,3} = 0,96\text{ g/l} \times \text{h}$ oraz $P_{1,5} = 0,71\text{ g/l} \times \text{h}$. Z uwagi na wysoką kolmatację złoża cykl przerwano po 21 dobach. Całkowity czas pracy obu reaktorów wyniósł 77 dób. Należy zwrócić uwagę, że postępująca kolmatacja złoża mogła mieć negatywny wpływ na wydajność procesu utleniania w kolejnych cyklach doświadczalnych i w przypadku stosowania czystego złoża dla każdego cyklu, uzyskane wyniki mogły być lepsze. Fakt ten jest również podkreślany przez innych autorów (9).

W literaturze można spotkać doniesienia dotyczące wyników badań prowadzonych w podobnych układach doświadczalnych (8,9,13,14). Należy stwierdzić, że szybkość reakcji utleniania otrzymywana przez poszczególnych



Rys. 6. Kinetyka utleniania Fe(II) przy $D=0,90/h$; $T=30^{\circ}C$; $C=11\text{ g/l}$.

D — prędkość rozcieńczania,
C — stężenia siarczanu żelazawego.

autorów jest bardzo zróżnicowana i zależy od stosowanego mikroorganizmu i warunków prowadzenia procesu.

Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że metoda biologiczna może być z powodzeniem stosowana do produkcji koagulantu żelazowego. Zdając sobie sprawę z niskiego stężenia roztworów $FeSO_4$ i niezbyt dużych szybkości rozcieńczania stosowanych w tych badaniach, uzyskane wyniki należy uznać za zachęcające. Należy podkreślić, że metoda biologiczna jest ekologicznie czysta i nie oddziałuje negatywnie na środowisko przyrodnicze. Stosowanie immobilizowanego złoża pracującego w sposób ciągły w stacjach uzdatniania wody, jak się wydaje, jest konkurencyjną alternatywą do koagulantów uzyskanych na drodze chemicznej.

4. Wnioski

Wyniki z przeprowadzonych badań pozwalają na wyciągnięcie kilku ogólnych wniosków:

- Efektywność procesu biologicznego utleniania Fe(II) do Fe(III) w dużym stopniu zależy od pH roztworu siarczanu żelazawego, zasilającego bioreaktor. W warunkach przeprowadzonych doświadczeń optymalna wartość

pH wynosiła 1,3.

- Drugim parametrem decydującym o szybkości utleniania żelaza jest szybkość rozcieńczania pożywki w bioreaktorze. Stwierdzono, że stosując pojedynczy bioreaktor stopień utleniania żelaza przy szybkościach rozcieńczania poniżej 0,2/h jest wysoki i sięga 90%.
- Obserwowano, że w miarę zwiększania szybkości rozcieńczania pożywki zmniejsza się wydajność reakcji przy jednoczesnym wzroście produktywności bioreaktorów, niezależnie od ich konfiguracji.
- Przy długotrwałym prowadzeniu procesu w immobilizowanym złożu pojawia się osad, co prowadzi do jego zapychania się. Szybkość tworzenia się osadów zależy od pH pożywki i wzrasta przy wyższych wartościach pH. Wskutek wzrostu ciśnienia powietrza wprowadzanego do bioreaktora dochodzi do podrzucenia granul złoża i samoczynnego usuwania osadu.
- Stwierdzono, że pożywka 9K, stosowana do hodowli bakterii utleniających żelazo, może być zastąpiona wodą wodociągową bez zmniejszenia wydajności procesu utleniania żelaza.

Literatura

1. WHO Consultation on Removal of Organic and Inorganic Micropollutants from Drinking-Water Sources, (1987), Siofok.
2. Misztak B., Konopka E., (1993), *Doświadczenia ze stosowaniem koagulantu żelazowego PIX w Wodociągu Północnym. Nowoczesne metody koagulacji i strącania chemicznego w procesach oczyszczania wody i ścieków — aktualne wyniki stosowania ich w Polsce i za granicą*, Uniwersytet Gdański.
3. Nealson K. H., Myers A. R., (1992), *Appl. Environm. Microbiol.*, 58, 439-443.
4. Czekala C., Mevius W., Hanert H., (1985), *Water Supply*, Berlin „B”, 3, 111-123.
5. Ghiorse W. C., Hirsch P., (1976), *Arch. Microbiol.*, 123, 213-226.
6. Ghiorse W. C., Chapnick S. D., (1983), *Environm. Biogeochem. Ecol. Bull.*, 35, 576.
7. Ghiorse W. C., (1984), *Ann. Rev. Microbiol.*, 38, 515-550.
8. Armentia H., Webb C., (1992), *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 36, 697-700.
9. Grishin S. I., Tuovinen O. H., (1988), *Appl. Environm. Microbiol.*, 54, 3092-3100.
10. Nakamura K., Noike T., Matsumoto J., (1986), *Water Res.*, 20, 73-77.
11. Lipiec T., Szmaj Z., (1972), *Chemia analityczna z elementami analizy instrumentalnej*, PZWL, Warszawa.
12. Grishin S. I., Bigham J. M., Tuovinen O. H., (1988), *Appl. Environm. Microbiol.*, 54, 3101-3106.
13. Ahonen L., Tuovinen O. H., (1989), *Appl. Environm. Microbiol.*, 55, 312-316.
14. Kang S., Sproull R. D., (1991), *Appl. Biochem. Biotechnol.*, 28/29, 907-916.
15. Nawlakhe W. G., Nanoti M. V., Bulusu K. R., (1988), *Indian J. Environm. Hlth.*, 30, 142-154.

Kinetics of biological iron oxidation in immobilized packed-bed reactors

Summary

A packed-bed bioreactors with activated carbon particles as a carrier for iron-oxidizing bacteria was used for ferrous sulfate oxidation. The bioreactors were operated continuously for about 2 weeks. The experimental variables were: dilution rate, pH, medium composition and Fe(II) ions concentration.

It was found that the efficiency of iron oxidation depended on the dilution rate and the medium pH. As dilution rate increased, the oxidation rate was decreased but at the same time reactor productivity was improved. The highest kinetic performance achieved in single stage fermentation related to the Fe(II) oxidation was over 90% when D was below 0,2/h. The pH optimum was 1,3. At higher pH values a ferric iron precipitation was accelerated.

It was showed that replacement of the 9K medium with tap water has not had a negative effect on iron oxidation process.

Key words:

Thiobacillus ferrooxidans, iron oxidation, bioreactor, immobilization.

Adres dla korespondencji:

Jacek Nawrocki, Zakład Technologii Uzdatniania Wody, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Drzymały 24, 60-613 Poznań.