

Izabela Krupińska, Maria Świdierska-Bróz

Wpływ substancji organicznych na usuwanie związków żelaza z wody w procesach utleniania i sedymentacji

Substancje organiczne współdecydują o formie występowania związków żelaza w wodach podziemnych. W zależności od rodzaju i zawartości substancji organicznych, a także pH, potencjału redukcyjno-utleniającego i składu jonowego wody, kationy Fe(II) i Fe(III) oraz ich hydroksykompleksy mogą wraz z ligandami organicznymi tworzyć koloidalne oraz w różnym stopniu rozpuszczalne w wodzie połączenia żelazoorganiczne. Za główne ligandy organiczne uznawane są kwasy humusowe, brakuje natomiast jednoznacznej teorii wyjaśniającej powstawanie tych połączeń [1,5,9,17]. Zdaniem różnych autorów [7,17] forma połączeń żelazoorganicznych i ich stabilność w wodzie zależą od wartości stosunku zawartości metalu do ligandu organicznego w związkach kompleksowych. Wraz ze wzrostem zawartości żelaza zmniejsza się stabilność oraz stopień dyspersji połączeń żelazoorganicznych, a tym samym zwiększa się możliwość ich usuwania w konwencjonalnych procesach oczyszczania wód podziemnych. W przeciwnym wypadku – w wyniku napowietrzania wody – nie wytrącają się łatwo sedymentujące aglomeraty wodorotlenku żelaza(III), lecz powstają koloidalne oraz rozpuszczone w wodzie barwne połączenia żelaza ze związkami organicznymi, do usunięcia których nie wystarcza zastosowanie sedymentacji i filtracji [8,12,18–20]. W związku z tym podejmowane są różne próby intensyfikacji usuwania żelaza występującego w wodzie w połączeniach z ligandami organicznymi. Jedną z nich jest stosowanie – zamiast lub oprócz napowietrzania – utleniaczy, takich jak ozon, chlor i jego związki, nadmanganian potasu i nadtlenek wodoru. Skutkiem utleniania chemicznego jest zmniejszenie intensywności barwy wody, któremu nie zawsze towarzyszy uwolnienie jonów żelaza z kompleksów ze związkami organicznymi oraz całkowite utlenienie ligandów organicznych [2,3]. Spowodowane jest to transformacją grup chromoforowych absorbujących światło widzialne do form, które nie absorbują światła, a ogólnie – rozpadem struktur wielkocząsteczkowych do produktów o mniejszym ciężarze cząsteczkowym. Z uwagi na niebezpieczeństwo powstawania w wodzie chlorowanych związków organicznych, do utleniania chemicznego nie powinny być stosowane chlor i jego związki. Celowość stosowania ozonu jest również dyskusyjna, głównie ze względu na powstawanie tlenopochodnych ubocznych produktów utleniania, takich jak aldehydy, ketony i kwasy karboksylowe [10,17]. Nadtlenek wodoru zastosowany do oczyszczania wody zawierającej jony Fe(II) i substancje organiczne może zapewnić równoczesne

utlenienie tych składników wody zgodnie z mechanizmem reakcji Fentona. Jednak warunkiem dużej skuteczności wolnorodnikowego utleniania związków organicznych jest zapewnienie odpowiednich stężeń nadtlenu wodoru i jonów Fe(II), czasu utleniania, a przede wszystkim dużego stężenia jonów H^+ ($pH=2+4$) w oczyszczanej wodzie [16]. Spełnienie tych warunków w praktyce oczyszczania wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi jest kłopotliwe. Do utlenienia jonów Fe(II) występujących w połączeniach z substancjami organicznymi korzystne jest stosowanie nadmanganianu potasu, ponieważ proces utleniania wspomagany jest dodatkowo przez właściwości adsorpcyjne i katalityczne wytrącającego się dwutlenku manganu (MnO_2) [4,6,11,13,14,19]. Zaletą nadmanganianu potasu jako utleniacza jest również to, iż dotąd nie wykazano, że powoduje on powstawanie ubocznych produktów utleniania wpływających niekorzystnie na zdrowie człowieka.

Celem badań było określenie wpływu substancji organicznych w wodzie na skuteczność utleniania jonów żelaza(II) tlenem rozpuszczonym, bądź nadtlentkiem wodoru, oraz usuwania produktów utleniania w procesie sedymentacji.

Przedmiot i metodyka badań

Przedmiotem badań była woda podziemna z utworów czwartorzędowych, charakteryzująca się zawartością żelaza ogólnego (Fe_{og}) do $7,11 \text{ gFe}/\text{m}^3$ i manganu do $0,39 \text{ gMn}/\text{m}^3$, podwyższoną intensywnością barwy (B) do $32 \text{ gPt}/\text{m}^3$ i mętnością (M) do $38,8 \text{ NTU}$, a także zwiększoną zawartością substancji organicznych (utlenialność $3,36+4,80 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, OWO $3,73+5,30 \text{ gC}/\text{m}^3$). W wodzie obecne były związki Fe(II) i Fe(III). Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie zmieniała się w zakresie $0,50+1,56 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, a pH w granicach od $6,94$ do $7,25$. W celu utlenienia jonów Fe(II) wodę poddano 15-min. napowietrzaniu lub dawkowano nadtlenek wodoru. Zastosowano dawkę nadtlenu wodoru równą $3 \text{ gH}_2\text{O}_2/\text{m}^3$, stechiometryczną z uwagi na utlenienie Fe(II) do Fe(III), przy czym czas utleniania wynosił 5 min. Po napowietrzaniu, bądź utlenianiu chemicznym, zastosowano sedymentację w czasie $1+8 \text{ godz.}$, a w niektórych seriach badawczych również 25-min. flokulację przed sedymentacją.

W interpretacji wyników badań do oceny stanu zanieczyszczenia organicznego próbek wody oraz jego wpływu na przebieg i skuteczność badanych procesów zastosowano współczynniki współwystępowania substancji organicznych i żelaza ogólnego $A=[Utl.]/[Fe_{og}]$ (gO_2/gFe) oraz $D=[OWO]/[Fe_{og}]$ (gC/gFe). Intensywność barwy, odpowiadająca zawartości żelaza ogólnego $1 \text{ gFe}/\text{m}^3$, oraz udział Fe(II) w Fe_{og} (%) określono odpowiednio symbolami $E=[B]/[Fe_{og}]$ i $C=[Fe(II)]/[Fe_{og}]$.

Jako kryterium wystarczającego usunięcia związków żelaza z wody przyjęto jego zawartość w wodzie po oczyszczeniu nie większą niż $0,2 \text{ gFe/m}^3$.

Omówienie wyników badań

W czasie badań woda surowa charakteryzowała się zmienną zawartością związków żelaza ogólnego oraz substancji organicznych. Świadczyły o tym wartości współczynników A i D, które zmieniały się w zakresach $A=0,581\pm 1,175 \text{ gO}_2/\text{gFe}$ i $D=0,622\pm 1,613 \text{ gC/gFe}$. Analiza wyników badań wykazała, że przy zbliżonych wartościach pH i Eh wraz ze wzrostem wartości tych współczynników zwiększał się udział jonów Fe(II) w Fe_{og} , a odwrotnie kształtowały się intensywność barwy i mętność próbek wody (tab. 1). Stwierdzone prawidłowości świadczą o hamowaniu utleniania jonów Fe(II) do Fe(III) przez substancje organiczne obecne w badanej wodzie.

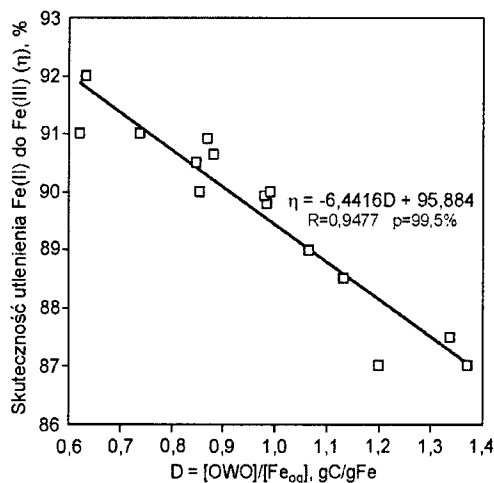
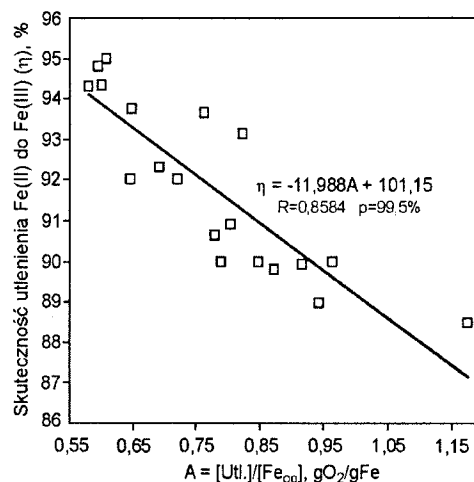
Tabela 1. Parametry korelacji liniowych pomiędzy wybranymi wskaźnikami jakości próbek wody surowej

Korelacja liniowa	Współczynnik korelacji	Liczba stopni swobody prawdopodobieństwo
$M=-15,312D+37,698$	$R=0,6428$	$n=35; p=99,95\%$
$B=-18,231D+37,182$	$R=0,6663$	$n=35; p=99,95\%$
$C=10,687D+38,942$	$R=0,5250$	$n=35; p=97,50\%$

Skuteczność utleniania jonów Fe(II)

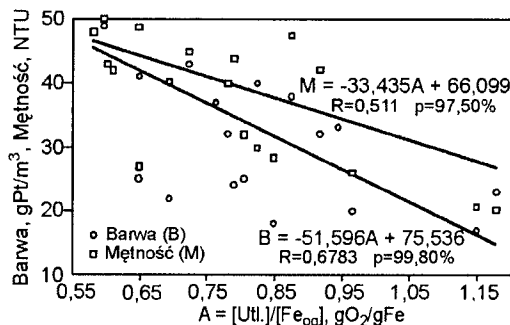
Skuteczność utleniania jonów Fe(II) w wyniku 15-min napowietrzania zmieniała się w zakresie od 87% do 95%, o czym – poza stężeniem tlenu rozpuszczonego – współdecydowały pH i temperatura wody oraz jej zanieczyszczenie organiczne. Analiza wyników badań nie wykazała jednak istotnych korelacji między skutecznością utleniania żelaza(II) a temperaturą, pH i stopniem nasycenia próbek wody tlenem rozpuszczonym. Stwierdzono natomiast, że skuteczność utleniania Fe(II) była odwrotnie proporcjonalna do wartości współczynników A lub D (rys. 1). Intensywność barwy i mętność wody napowietrzanej zmniejszały się również wraz z rosnącą wartością współczynnika A (rys. 2).

Ustalone prawidłowości (rys. 1 i 2) jednoznacznie świadczą o hamowaniu utleniania tlenem rozpuszczonym jonów Fe(II) do Fe(III) przez związki organiczne występujące w wodzie. Stosując nadtlenek wodoru do utleniania jonów Fe(II) nie stwierdzono jednoznacznego wpływu wartości współczynnika D, zmieniającego się w zakresie $1,170\pm 1,613 \text{ gC/gFe}$, na skuteczność utleniania Fe(II). Analiza wyników badań wykazała jednak, że wraz ze zwiększającą się zawartością OWO ($3,73\pm 4,36 \text{ gC/m}^3$) zmniejszała się ilość Fe(II) utlenionego do Fe(III) – z $1,23 \text{ gFe/m}^3$ do $0,99 \text{ gFe/m}^3$. Porównanie skuteczności utlenienia żelaza(II) w próbkach wody charakteryzujących się zbliżonymi wartościami współczynnika D ($\text{O}_2 - D=1,337 \text{ gC/gFe}$ i $\text{H}_2\text{O}_2 - D=1,356 \text{ gC/gFe}$) wykazało nieco większą skuteczność 15-min. napowietrzania ($\eta=88,5\%$) niż utleniania nadtlakiem wodoru ($\eta=85,0\%$). Istotna była natomiast różnica w szybkości utleniania żelaza(II) oraz towarzyszących temu zjawisku zmianach intensywności barwy i mętności wody. Utlenianie Fe(II) tlenem rozpuszczonym skutkowało wyraźnym wzrostem intensywności barwy wody, a utlenianie nadtlakiem wodoru spowodowało zmniejszenie wartości tego wskaźnika oraz mniej istotne zwiększenie mętności wody niż stwierdzone w wyniku jej napowietrzania.

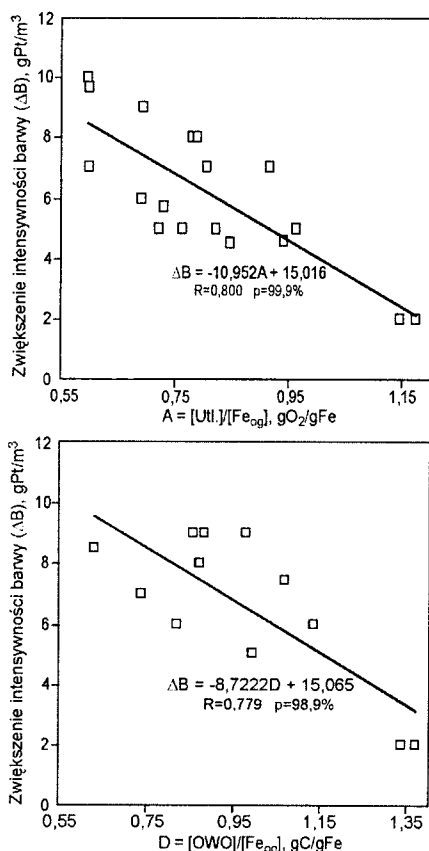


Rys. 1. Wpływ wartości współczynników A i D na skuteczność utlenienia Fe(II) do Fe(III) w wyniku napowietrzania

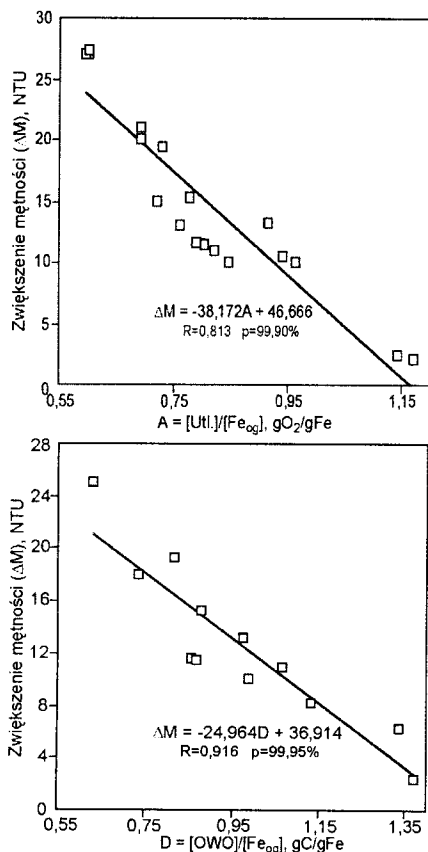
Przy wartościach współczynnika D z zakresu $1,134\pm 1,371 \text{ gC/gFe}$ w przypadku napowietrzanych próbek wody średnie zwiększenie intensywności barwy oraz mętności, spowodowane utlenieniem 1 g jonów Fe(II) do Fe(III), wyniosło odpowiednio $3,75 \text{ gPt/gFe}$ i $4,5 \text{ NTU/gFe}$. Średnie wartości zmian tych wskaźników w próbkach wody po utlenianiu nadtlakiem wodoru były natomiast równe -5 gPt/gFe i $2,0 \text{ NTU/gFe}$. Bez względu na sposób utleniania jonów żelaza(II) nie stwierdzono zmian zawartości związków organicznych w wodzie. Ponadto po napowietrzaniu intensywność barwy i mętność próbek wody zwiększały się jeszcze w czasie flokulacji i sedymentacji, co wskazywało na dalsze utlenianie Fe(II) do Fe(III), bądź powstawanie drobno zdyspergowanych barwnych aglomeratów Fe(OH)₃-substancje organiczne. Zwiększenie mętności oraz



Rys. 2. Wpływ wartości współczynnika A na intensywność barwy i mętność wody w wyniku napowietrzania



Rys. 3. Wpływ wartości współczynników A i D na zwiększenie intensywności barwy próbek wody napowietrzonych w czasie flokulacji i sedymentacji



Rys. 4. Wpływ wartości współczynników A i D na zwiększenie mętności (M) próbek wody napowietrzonych w czasie flokulacji i sedymentacji

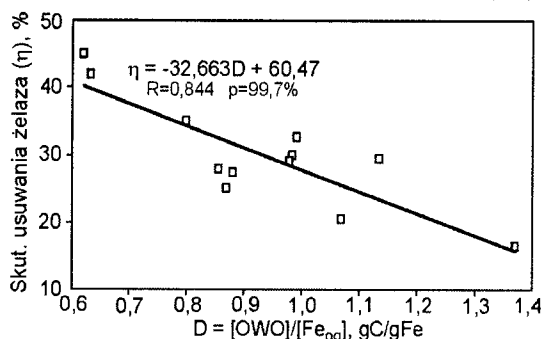
intensywności barwy wody napowietrzanej w czasie 25-min. flokulacji i 2-godz. sedymentacji było odwrotnie proporcjonalne do wartości współczynników A i D (rys. 3 i 4). Stosując nadtlenek wodoru nie stwierdzono zwiększenia intensywności barwy, a zwiększenie mętności było kilkakrotnie mniejsze.

Skuteczność utleniania jonów Fe(II) i sedymentacji

Mimo dużej skuteczności utleniania jonów Fe(II) do Fe(III), tj. ok. 95% (tlenem rozpuszczonym) i ok. 87% (nadtlenkiem wodoru), 2-godz. sedymentacja nie zapewniła wystarczającego usunięcia związków żelaza z wody. Produkty utleniania były drobno zdyspergowane, a w wodzie po 2 godz. sedymentacji pozostały przede wszystkim połączenia żelaza(III) (tab. 2).

Próbki wody po napowietrzaniu i sedymentacji charakteryzowały się ponadto większą intensywnością barwy i mętnością niż woda surowa. Jak wynika z danych przedstawionych w tabeli 2, zastosowane procesy praktycznie nie zmieniły zawartości zanieczyszczeń organicznych w wodzie, co wskazuje, że sedymentowały tylko nieorganiczne związki żelaza(III). W wodzie pozostały natomiast niepodatne na sedymentację zdyspergowane w dużym stopniu cząstki Fe(OH)₃ oraz najprawdopodobniej koloidalne połączenia żelazoorganiczne powstające w wyniku adsorpcji substancji organicznych na powierzchni cząsteczek wodorotlenku żelaza(III) [3,8,14]. Potwierdziła to skuteczność filtracji przez sączki o różnej porowatości próbek wody po 15-min. napowietrzaniu, 25-min. flokulacji i 2-godz. sedymentacji (tab. 3).

Analiza wyników badań wykazała, że wpływ wartości współczynnika D na stopień usuwania żelaza ogólnego był jednoznaczny tylko w przypadku zastosowania napowietrzania. Wraz ze wzrostem wartości ilorazu $[OWO]/[Fe_{og}]$ zmniejszała się skuteczność usuwania związków żelaza z wody (rys. 5).



Rys. 5. Wpływ wartości współczynnika D na skuteczność sedymentacji (2 godz.) w usuwaniu związków żelaza z wody napowietrzanej

W przypadku utleniania jonów Fe(II) nadtlenkiem wodoru stopień usuwania żelaza ogólnego był mniejszy i nie korelował z wartością współczynnika współwystępowania związków organicznych i żelaza w oczyszczanej wodzie. Porównanie ilości żelaza ogólnego usuniętego z próbek wody charakteryzujących się zbliżonymi wartościami współczynnika D i zawartości związków żelaza potwierdziło mniejszą skuteczność usuwania żelaza ogólnego z wody do której dawkowano H₂O₂ (rys. 6).

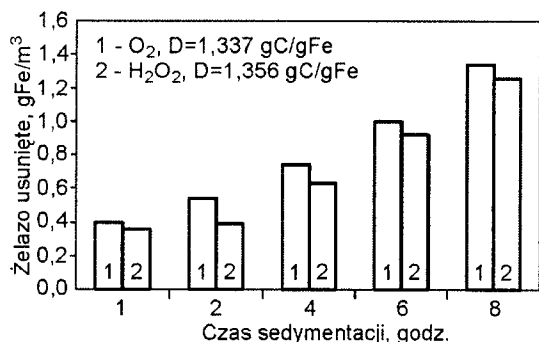
Jedną z przyczyn stwierdzonej prawidłowości mogła być niewystarczająca dawka nadtlenu wodoru używanego w konkurencyjnej do utleniania jonów Fe(II) transformacji barwnych związków organicznych do form o mniejszym ciężarze cząsteczkowym, co skutkowało wspomnianym wcześniej zmniejszeniem intensywności barwy wody. Ponadto próbki

Tabela 2. Wskaźniki jakości wody surowej oraz po utlenieniu Fe(II) i 2-godz. sedimentacji

Wskaźnik, jednostka	Woda surowa przed utlenieniem Fe(II)		Woda po utlenieniu Fe(II)	
	tlenem z powietrza	nadtlenkiem wodoru	tlenem z powietrza	nadtlenkiem wodoru
pH	6,94±7,14	7,03±7,25	7,94±8,31	7,07±7,39
Barwa, gPt/m ³	12,0±32,0	10,0±20,0	19,0±87,0	6,0±16,0
Mętność, NTU	2,8±38,8	9,8±17,6	17,8±45,8	8,0±16,0
Żelazo ogólne, gFe/m ³	2,93±7,11	2,48±3,61	2,45±5,90	2,00±3,10
Żelazo(II), gFe/m ³	1,45±5,57	1,20±1,36	0,01±0,30	0,11±0,19
Żelazo(III), gFe/m ³	1,11±4,20	1,08±2,41	2,25±5,64	1,81±2,98
Mangan, gMn/m ³	0,24±0,38	0,24±0,39	0,24±0,34	0,22±0,37
Utlenialność, gO ₂ /m ³	3,36±4,80	–	3,25±4,70	–
OWO, gC/m ³	4,00±5,300	3,730±4,360	3,910±5,230	3,670±4,310
A=[Utl.]/[Fe _{ogł.}], gO ₂ /gFe	0,581±1,175	–	0,736±1,338	–
D=[OWO]/[Fe _{ogł.}], gC/gFe	0,622±1,371	1,170±1,613	0,626±0,955	0,577±0,742

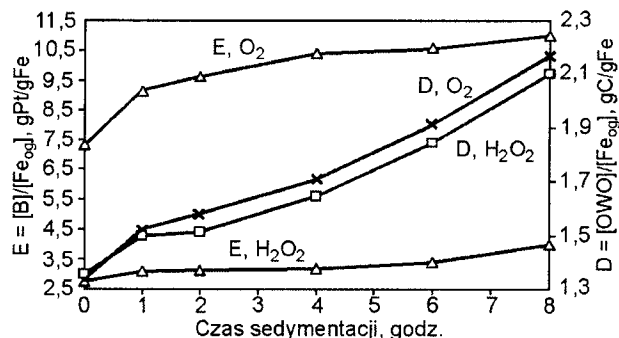
Tabela 3. Wpływ filtracji przez sączki o różnej porowatości na wartość wybranych wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody

Wskaźnik, jednostka	Woda surowa	Woda po napowietrzaniu, 25-min. flokulacji, 2-godz. sedimentacji i filtracji przez sączkę			
		bez sączenia	sączek miękkiej	sączek twardej	sączek 0,45 μm
Barwa, gPt/m ³	27	37	37	15	5
Mętność, NTU	19,10	29,50	9,52	3,73	0,07
Żelazo ogólne, gFe/m ³	5,83	4,88	1,64	0,60	0,12
Żelazo(III), gFe/m ³	2,38	4,61	1,50	0,50	0,06
Żelazo(II), gFe/m ³	3,45	0,27	0,14	0,10	0,06
Mangan, gMn/m ³	0,34	0,34	0,34	0,32	0,32
Utlenialność, gO ₂ /m ³	4,29	4,26	–	–	3,05



Rys. 6. Wpływ sposobu utlenienia Fe(II) oraz czasu sedimentacji na ilość żelaza ogólnego usuniętego z wody

wody oczyszczone z zastosowaniem nadtlenku wodoru charakteryzowały się ponaddwukrotnie mniejszą zawartością tlenu rozpuszczonego i wartością pH (o ok. 1 jednostkę) niż po napowietrzaniu. Innym powodem mogła być większa gęstość produktów wolnego utleniania jonów Fe(II) tlenem rozpuszczonym niż powstających w czasie utleniania silniejszym utleniaczem (H₂O₂). Taką różnicę w gęstości produktów utleniania jonów Fe(II) tlenem rozpuszczonym oraz chlorem i dwutlenkiem chloru stwierdzono w pracy [15]. Jak wynika z rysunku 6, zwiększenie czasu sedimentacji do 8 godz. zwiększyło skuteczność usuwania żelaza ogólnego, jednak nie zapewniło wystarczającej eliminacji związków żelaza, a głównie Fe(III), których zawartość po 8-godz. sedimentacji wynosiła odpowiednio 1,80 gFe/m³ i 1,65 gFe/m³ (po napowietrzaniu) i 2,00 gFe/m³ i 1,84 gFe/m³ (po utlenieniu H₂O₂). Wraz ze wzrostem skuteczności usuwania związków żelaza ogólnego, w próbkach wody po sedimentacji zwiększyły się intensywność barwy oraz zawartość OWO odpowiadające 1 gFe (rys. 7).



Rys. 7. Wpływ sposobu utlenienia jonów Fe(II) oraz czasu sedimentacji na wartości współczynników D i E w próbkach wody oczyszczonej

Zależności przedstawione na rysunku 7 oraz minimalne zmniejszenie zawartości OWO, praktycznie mieszczące się w granicach błędów analizy wskazują, że w wodzie po sedimentacji pozostawały barwne koloidalne i rozpuszczone połączenia żelazoorganiczne.

Wnioski

♦ Wraz ze wzrostem wartości ilorazów stężeń substancji organicznych do żelaza ogólnego w wodzie surowej zwiększał się udział jonów Fe(II) w zawartości żelaza ogólnego, a zmniejszały się intensywność barwy i mętność wody.

♦ Wraz ze zwiększającymi się wartościami współczynników współwystępowania związków organicznych i żelaza w wodzie zmniejszała się skuteczność utleniania jonów Fe(II) do Fe(III) tlenem rozpuszczonym oraz zwiększał się czas utleniania. Prawidłowości takiej nie stwierdzono stosując do

utleniania nadtlenu wodoru, który w przeciwieństwie do tlenu rozpuszczonego zmniejszał intensywność barwy wody oraz powodował mniejszy wzrost jej mętności.

◆ Bez względu na sposób utleniania jonów Fe(II), produkty utleniania były drobno zdyspergowane i charakteryzowały się słabymi właściwościami sedymentacyjnymi.

◆ Utlenianie jonów Fe(II), 25-min. flokulacja i sedymentacja nie zapewniły wystarczającego usunięcia związków żelaza z wody. W procesie sedymentacji z wody usuwane były tylko nieorganiczne formy żelaza, a pozostawały w niej koloidalne i rozpuszczone frakcje żelaza (głównie Fe(III)) stabilizowane przez substancje organiczne.

LITERATURA

1. C.G. ARNOLD, A. CIANI, S.R. MULLER, A. AMIRBAHMAN, R.P. SCHWARZENBACH: Association of triorganotin compounds with dissolved humic acids. *Environ. Sci. Technol.*, 1998, 32, pp. 2976–2983.
2. V. CAMEL, A. BERMOND: The use of ozone and associated oxidation processes in drinking water treatment. *Water Research*, 1998, 11, p. 3208.
3. P.C. CHIANG *et al.*: NOM characteristic and treatabilities of ozonation process. *Chemosphere*, 2002, 46, p. 929.
4. R. CIUPA, L. DZIENIS: Zastosowanie $KMnO_4$ i ClO_2 do usuwania organicznych form żelaza i manganu z wód podziemnych. *Ochrona Środowiska*, 1996, vol. 18, nr 1, ss. 25–26.
5. V.M. DE WIT, W.H. VAN RIEMSDIJK, L.K. KOOPAL: Proton binding to humic substance. Electrostatic effect. *Environ. Sci. Technol.*, 1993, 27, pp. 2005–2010.
6. K. FICEK, P. VELLA: Potassium permanganate the oxidation solution to many water treatment problems. *Conf. proc. "Water Supply and Water Quality"*, PZITS, Poznań–Kraków 2000, pp. 673–684.
7. T.O. GONCZAROW, I.W. KOŁOSOW, W. KAPLIN: O formach nachorzdjenija metalow w poijerchnowstnyh wodach. *Gidrometeoizdat*, 1982, 77, ss. 73–89.
8. A. GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA: Biologiczne przemiany żelaza i manganu w środowisku oraz urządzeniach wodociągowych i ciepłowniczych. PZITS, Warszawa 2000.
9. J. HRUBEC: *The Handbook of Environmental Chemistry 5.B. Quality and Treatment of Drinking Water*. Springer Verlag, 1995.
10. I. KALKOWSKA, B. GIEMZA, J. NAWROCKI: Powstawanie aldehydów w procesie ozonowania wody. *Ochrona Środowiska*, 1995, vol. 17, nr 4, ss. 37–39.
11. W.R. KNOCKE *et al.*: Kinetics of manganese and iron oxidation by potassium permanganate and chlorine dioxide. *Journal AWWA*, 1991, 6, pp. 80–87.
12. A.L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: *Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
13. T. KOWALSKI: Proces utleniania w technologii oczyszczania wody. *Ochrona Środowiska*, 1993, vol. 15, nr 3, ss. 33–36.
14. T. KOWALSKI: Oczyszczanie wód infiltracyjnych i podziemnych metodą wstępnego utleniania $KMnO_4$ i filtracji. *Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”*, PZITS, Poznań 1996, t. III, ss. 257–266.
15. D. LYTLE *et al.*: Effect of oxidants on the properties of Fe(III) particles and suspensions formed from the oxidation of Fe(II). *Journal AWWA*, 2004, 8, pp. 112–123.
16. L. NOWICKI, M. GODAŁA: Zaawansowane techniki utleniania w ochronie środowiska. Rozdział 4, PAN Oddział w Łodzi, Łódź 2002.
17. A.K. PANDEY, S.D. PANDEY, V. MISRA: Stability constants of metal-humic acid complexes and its role in environmental detoxification. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2000, 47, pp. 195–200.
18. M. PERCHUĆ: Współudział żelaza i kwasów humusowych w kształtowaniu sposobu uzdatniania barwnych wód podziemnych. *Oficyna Wyd. Politechniki Warszawskiej*, Warszawa 2004.
19. W. SAWINIĄK: Badania nad zastosowaniem wodorotlenku żelazowego do usuwania dużych ilości żelaza i manganu z wód podziemnych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej*, Gliwice 1990.
20. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, I. KRUPIŃSKA: Skuteczność procesu koagulacji w usuwaniu związków żelaza z wód podziemnych. *Ochrona Środowiska*, 2002, vol. 24, nr 3, ss. 9–13.

Krupińska, I., Świdorska-Bróź, M. Effect of the Presence of Organic Substances on the Extent of Iron Compound Removal from Water via Oxidation and Sedimentation Processes. *Ochrona Środowiska* 2008, Vol. 30, No. 1, pp. 3–7.

Abstract: The experiments involved groundwater samples with an increased quantity of organic substances contributing notably to the course and efficiency of iron compound removal. The study produced the following findings. The increase in the quantity of organic water pollutants was concomitant with a decrease in the efficiency of Fe(II) to Fe(III) oxidation in the presence of hydrogen peroxide and dissolved oxygen. The oxidation of Fe(II) ions involving hydrogen peroxide proceeded at a faster rate, though with a lower efficiency, than the one

involving oxygen dissolved in water. What is more, hydrogen peroxide reduced color intensity and accounted for a lower rise in the turbidity of the water than did the aeration process. Regardless of whether H_2O_2 or O_2 was used as the oxidizing agent, the settleability of the oxidation products was so poor that even an eight-hour sedimentation appeared to be insufficiently long to provide an efficient removal of iron compounds, specifically Fe(III). In the course of sedimentation, inorganic iron complexes alone were removed whereas colloidal and dissolved fractions of iron stabilized by organic substances persisted in the water.

Keywords: Groundwater, iron removal, aeration, oxidation, hydrogen peroxide, iron-organic complexes.