

Maria Świdorska-Bróz, Izabela Krupińska

## Skuteczność procesu koagulacji w usuwaniu związków żelaza z wód podziemnych

Proces koagulacji, stosowany przede wszystkim do oczyszczania wód powierzchniowych, może być również niezbędny w usuwaniu związków żelaza z wód podziemnych zawierających podwyższone stężenia związków organicznych, zwykle substancji humusowych. Oczyszczanie takich wód w układach tradycyjnie stosowanych do oczyszczania wód podziemnych nie zapewnia wystarczającego stopnia usunięcia związków żelaza oraz obniżenia intensywności barwy, mętności, a także zmniejszenia poziomu zanieczyszczenia organicznego wody [1,2]. W procesie napowietrzania wody nie wytrącają się dobrze sedymentujące aglomeraty wodorotlenku żelaza (III), ponieważ obecne w wodzie zanieczyszczenia organiczne tworzą ze związkami żelaza barwne połączenia o charakterze koloidalnym oraz rozpuszczalne w wodzie [3]. Usunięcie tych zanieczyszczeń wymaga zastosowania koagulacji solami glinu lub żelaza, bądź wapnem. Destabilizację koloidów i częściowe usuwanie rozpuszczonych związków organicznych powodują dodatkowo naładowane produkty hydrolizy koagulantów glinowych lub żelazowych oraz adsorpcja na wytrąconych wodorotlenkach metali tych koagulantów [1]. Zastosowanie koagulantów wstępnie zhydrolizowanych, np. chlorków poliglinu zawierających większe ilości polimerów poliglinowych o dużym dodatnim ładunku elektrycznym, zwiększa destabilizację ujemnych koloidów obecnych w wodzie [4]. Podczas koagulacji wapnem o stopniu usuwania związków żelaza, a także zanieczyszczeń organicznych oraz ich połączeń z żelazem, decydują procesy ich adsorpcji i współstrącania wraz z węglanem wapnia i wodorotlenkiem magnezu, a także ich neutralizacja przez kationy wapnia [5].

W niniejszym artykule przedstawiono wyniki badań potwierdzające konieczność stosowania procesu koagulacji oraz jej przebieg i skuteczność w oczyszczaniu wody podziemnej.

### Cel i zakres badań

Celem badań było określenie skuteczności usuwania związków żelaza z wody podziemnej. Zakresy wartości wybranych wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody surowej w okresie badań, tj. od czerwca 2001 r. do grudnia 2001 r., podano w tabeli 1.

Zakres badań obejmował określenie efektywności następujących układów technologicznych:

- napowietrzanie, flokulacja, sedymentacja,
- napowietrzanie, flokulacja, sedymentacja, filtracja przez sączek (miękki, twardy oraz o średnicy porów 0,45  $\mu\text{m}$ ) lub wpracowane piaskowe złożo filtracyjne,
- koagulacja, sedymentacja,
- napowietrzanie, koagulacja, sedymentacja,
- napowietrzanie, koagulacja, sedymentacja, filtracja (sączek miękki).

Tabela 1. Charakterystyka fizyczno-chemiczna wody podziemnej

Parametr, jednostka	Wartość		
	min.	śr.	maks.
Temperatura, °C	8,9	11,8	17,0
pH, –	6,88	–	7,19
Przewodność właściwa, S/cm	555	577	587
Zasadowość ogólna, val/m <sup>3</sup>	3,50	3,61	3,65
Tlen rozpuszczony, gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	1,07	1,36	1,68
Barwa, gPt/m <sup>3</sup>	27	32	38
Mętność, g/m <sup>3</sup>	3,2	7,9	23,2
Żelazo ogólne, gFe/m <sup>3</sup>	5,47	6,77	8,32
Żelazo (II), gFe/m <sup>3</sup>	3,09	3,94	4,72
Żelazo (III), gFe/m <sup>3</sup>	2,38	2,83	3,60
Mangan, gMn/m <sup>3</sup>	0,27	0,35	0,40
Utleniałość, gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	3,56	4,67	5,42
Chlorki, gCl/m <sup>3</sup>	15,4	17,1	19,5
Siarczany, gSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /m <sup>3</sup>	67	87	93

### Metodyka badań

Wodę surową napowietrzono sprężonym powietrzem uzyskując stężenie tlenu rozpuszczonego ok. 10 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>, tj. ok. 99,9% nasycenia tlenem. Czas flokulacji wyniósł 15+60 min (przy prędkości obrotowej mieszadeł 30 obr/min), a sedymentacji 2+166 h. W niektórych seriach badawczych po 2 h sedymentacji zastosowano dodatkowo filtrację wody przez sączek (miękki, twardy lub o średnicy porów 0,45  $\mu\text{m}$ ) lub przez piaskowe wpracowane złożo filtracyjne pokryte tlenkami żelaza i manganu o wysokości 1 m ( $d_{10}=0,85$  mm,  $d_{60}=1,3$  mm) z prędkością 5+9 m/h.

Jako koagulanty zastosowano siarczan glinu (SAL), chlorek poliglinu (PAX XL-60), siarczan żelaza (PIX 112) oraz wapno. Sole glinu i żelaza (III) dawkowano w postaci mianowanych wodnych roztworów, a ich dawki wynosiły 1+6 gAl(Fe)/m<sup>3</sup>. W wypadku koagulacji wapnem zastosowano wodę wapienną o stężeniu 1120 gCaO/m<sup>3</sup> w ilościach zapewniających alkalizację wody do pH w zakresie 8,5+10,5.

Prof. dr hab. inż. M. Świdorska-Bróz: Politechnika Wroclawska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50–370 Wrocław

Mgr inż. I. Krupińska: Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, ul. Z. Szafrana 15, 65–516 Zielona Góra

Koagulację przeprowadzono w próbkach wody podziemnej o objętości 1 dm<sup>3</sup> (przed lub po jej napowietrzeniu), stosując 1 min szybkiego mieszania z intensywnością 250 obr/min i 25 min wolnego mieszania z intensywnością 30 obr/min. Po koagulacji próbki poddano 2 h sedymentacji, a jedynie po koagulacji wapnem dodatkowo filtracji przez miękki sączek. W interpretacji wyników badań efekty koagulacji i 2-godzinnej sedymentacji traktowano łącznie jako skuteczność procesu koagulacji.

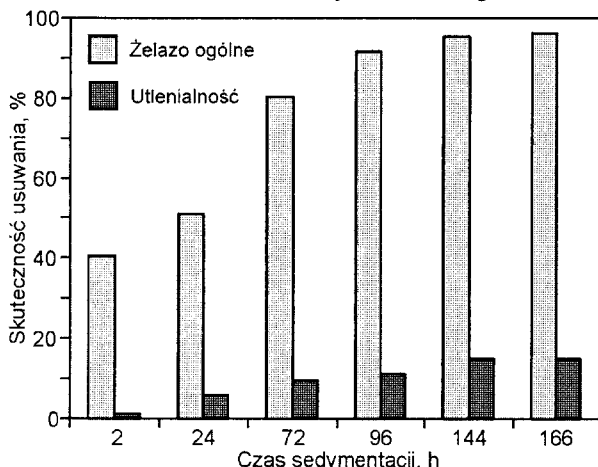
Skład fizyczno-chemiczny wody surowej oraz uzdatnionej określono zgodnie z obowiązującymi normami.

## Wniki badań

W interpretacji wyników badań, jako wymaganą skuteczność oczyszczania wody, przyjęto zapewnienie obniżenia badanych wskaźników do wartości dopuszczalnych w wodzie do picia i na potrzeby gospodarcze [6].

## Napowietrzanie, flokulacja i sedymentacja

Intensywne napowietrzanie wody sprężonym powietrzem spowodowało ok. 99,9% nasycenia wody tlenem, wzrost pH o ok. 1, wysoki stopień utlenienia Fe(II) (90%) oraz wzrost mętności i intensywności barwy próbek wody. Powstałe cząstki Fe(OH)<sub>3</sub> w bardzo małym stopniu uległy aglomeracji, co w efekcie spowodowało ich małą podatność na sedymentację. Skuteczność oczyszczania wody w badanym układzie (flokulacja 25 min, sedymentacja 2 h) była mała, gdyż uzyskano średni stopień usunięcia żelaza ogólnego wynoszący zaledwie 40,6%, bardzo nieznaczne zmniejszenie utlenialności (śr. o 1,4%, tj. wartości mieszczące się w granicach błędu analitycznego) oraz wzrost mętności (śr. o 33%) i intensywności barwy (śr. o 74%). Obecność znacznych stężeń żelaza w wodzie oczyszczonej (do 3,5 gFe/m<sup>3</sup>) i równocześnie duża barwa (śr. 54 gPt/m<sup>3</sup>) oraz brak usuwania zanieczyszczeń organicznych sugerują, iż część obecnych w wodzie zanieczyszczeń organicznych tworzyła z żelazem silnie zdyspergowane połączenia. Wydłużenie czasu sedymentacji poprawiło efekty oczyszczania wody, lecz nawet 7-dobowa sedymentacja nie zapewniła wystarczającego stopnia usunięcia żelaza ogólnego (pozostałe stężenie 0,29 gFe/m<sup>3</sup>) i obniżenia mętności (poz. 2,4 g/m<sup>3</sup>) oraz spowodowała tylko niewielkie zmniejszenie utlenialności (o ok. 14,9%) (rys. 1). Usunięciu 1 mg żelaza ogólnego odpowiadało obniżenie utlenialności wody o około 0,1 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>.



Rys. 1. Wpływ czasu sedymentacji na stopień usunięcia związków żelaza i zmniejszenia utlenialności wody

Wydłużenie czasu flokulacji z 15 min do 60 min, przy zachowaniu 2 h sedymentacji, zwiększyło skuteczność usuwania związków żelaza (o 20,5%) i obniżania mętności (o 43,6%) oraz w niewielkim stopniu utlenialności (o ok. 16%), natomiast praktycznie nie zmieniło intensywności barwy wody. Wartości tych wskaźników w wodzie oczyszczonej były wyższe od dopuszczalnych (poza utlenialnością) i wynosiły odpowiednio 4,3 gFe/m<sup>3</sup>, 25,4 g/m<sup>3</sup>, 3,9 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> i 43 gPt/m<sup>3</sup>.

## Napowietrzanie, flokulacja, sedymentacja i filtracja

W tej serii badań próbki wody napowietrzonej po flokulacji (25 min) i sedymentacji (2 h) przefiltrowano przez bibuły filtracyjne o różnej średnicy porów lub przez wpracowane piaskowe złoża filtracyjne.

Stopień usunięcia zanieczyszczeń, czego należało się spodziewać, zwiększał się wraz ze zmniejszaniem średnicy porów bibuły filtracyjnej. Zadawalający stopień usunięcia związków żelaza (do 0,12 gFe/m<sup>3</sup>), a także obniżenia mętności (do 0,7 g/m<sup>3</sup>) i intensywności barwy wody (do 5 gPt/m<sup>3</sup>) zapewniła jedynie filtracja przez sączek o średnicy porów 0,45 μm. Wyniki badań wykazały również, iż dominującą ilość zanieczyszczeń organicznych w wodzie (ok. 71%) stanowiły frakcje rozpuszczone, a związki żelaza, głównie Fe(III), w wodzie napowietrzonej występowały w formie koloidów oraz cząstek bardzo trudno sedymentujących.

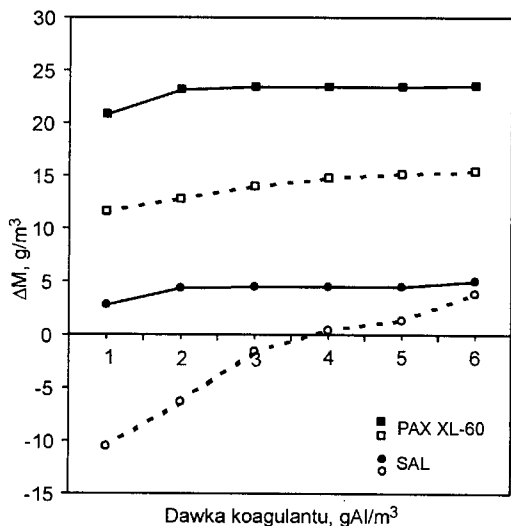
Skuteczność filtracji wody przez wpracowane złoża piaskowe była odwrotnie proporcjonalna do prędkości filtracji. Zastosowanie nawet najmniejszej prędkości filtracji (5 m/h) nie zapewniło wystarczającego stopnia usunięcia związków żelaza (poz. 1,6 gFe/m<sup>3</sup>) i obniżenia intensywności barwy (poz. 36 gPt/m<sup>3</sup>) oraz mętności (poz. 12 g/m<sup>3</sup>). W wyniku filtracji wody z prędkościami 5 m/h i 6 m/h uzyskano całkowite usunięcie związków manganu z wody.

Porównanie ilości zanieczyszczeń usuniętych w wyniku filtracji wody przez wpracowane złoża piaskowe z prędkością 5 m/h lub przez sączek miękki wykazało, iż efekty usuwania związków żelaza były porównywalne, natomiast w wypadku związków organicznych uzyskano lepsze efekty ich usuwania w procesie filtracji przez wpracowane złoża piaskowe. Filtracja przez sączek o średnicy porów 0,45 μm zapewniła wzrost stopnia usuwania związków żelaza o 1,42 gFe/m<sup>3</sup> i związków organicznych o 0,2 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>, w stosunku do efektów filtracji z prędkością 5 m/h. Analiza otrzymanych wyników badań wykazała, że uzyskanie większego stopnia oczyszczania wody wymagało włączenia do układu oczyszczania procesu koagulacji.

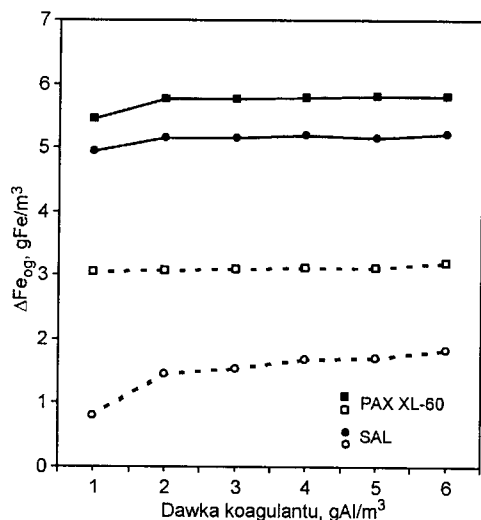
## Koagulacja solami glinu

Efekty koagulacji domieszek wody solami glinu (SAL, PAX XL-60) przedstawiono na rysunkach 2+6. Bez względu na rodzaj oczyszczanej wody (przed lub po napowietrzeniu), ilość usuniętych zanieczyszczeń rosła wraz ze wzrostem dawki koagulantu (rys. 2 i 3). Zastosowanie dawek koagulantów wynoszących 1 gAl/m<sup>3</sup> oraz 1+3 gAl/m<sup>3</sup> do oczyszczania wody nienapowietrzonej spowodowało wzrost mętności i intensywności barwy próbek wody (rys. 2).

Porównanie efektów uzyskanych podczas oczyszczania wody surowej i napowietrzonej wykazało jednoznacznie, iż niezbędne było poprzedzenie koagulacji napowietrzeniem wody, zwiększającym zdecydowanie stopień usuwania związków żelaza oraz zmniejszenia intensywności barwy i mętności (rys. 2 i 3). Odwrotną prawidłowość stwierdzono w wypadku utlenialności wody (rys. 3).



Rys. 2. Porównanie skuteczności koagulantów glinowych w obniżaniu mętności i intensywności barwy wody (jasne znaczniki – woda surowa, ciemne znaczniki – woda napowietrzona)



Rys. 3. Porównanie skuteczności koagulantów glinowych w usuwaniu związków żelaza i obniżaniu utlenialności wody (jasne znaczniki – woda surowa, ciemne znaczniki – woda napowietrzona)

Zależność tę potwierdziły zawartości substancji organicznych w osadach pokoagulacyjnych, zwiększające się wraz z dawką koagulantu. Substancje organiczne w osadach wydzielonych z wody surowej i napowietrzanej stanowiły odpowiednio 14,3±31,4% i 8,1±19,0% suchej masy osadów pokoagulacyjnych. Można przypuszczać, iż spowodowane to było z jednej strony zmniejszeniem stężenia jonów wodorowych w wodzie napowietrzanej, a tym samym większym stopniem dysocjacji zanieczyszczeń organicznych, a z drugiej strony mniejszą ilością dodatnio naładowanych produktów hydrolizy (hydroksykompleksy glinu, np.  $AlOH_2^+$ ,  $Al(OH)_2^+$ ), decydujących o destabilizacji ujemnych koloidów organicznych.

W badanym zakresie dawek siarczan glinu nie zapewnił wymaganego stopnia usunięcia związków żelaza i zmniejszenia mętności, nawet z wody napowietrzanej. Pozostałe stężenie związków żelaza ogólnego i mętność po koagulacji największą dawką (6 gAl/m<sup>3</sup>) wynosiły odpowiednio 0,27 gFe/m<sup>3</sup> i 2,7 g/m<sup>3</sup>. Wymagane obniżenie intensywności barwy zapewniły dawki koagulantu 5,0 gAl/m<sup>3</sup> i 1,0 gAl/m<sup>3</sup>, odpowiednio w próbkach wody przed i po napowietrzaniu.

Analiza wyników badań przedstawionych na rysunkach 2 i 3 potwierdziła prawidłowości uzyskane podczas koagulacji

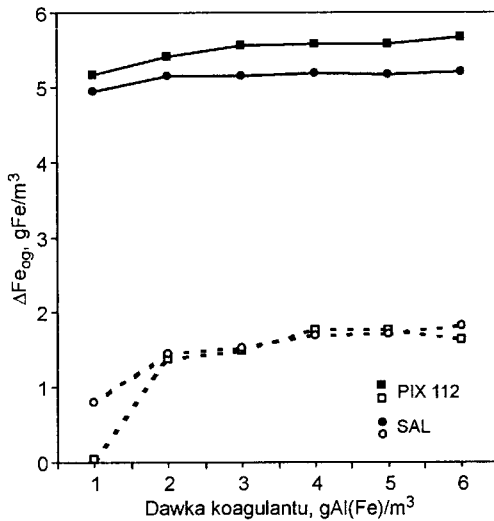
siarczanem glinu. Porównanie efektywności badanych koagulantów glinowych wykazało większą skuteczność koagulantu wstępnie zhydrolizowanego (PAX XL-60), szczególnie w oczyszczaniu wody nienapowietrzanej. Wystarczający stopień równoczesnego zmniejszenia stężenia żelaza ogólnego (do 0,19 gFe/m<sup>3</sup>), barwy (do 4 gPt/m<sup>3</sup>) i mętności (do 1,0 g/m<sup>3</sup>) wody napowietrzanej uzyskano stosując dawkę 6 gAl/m<sup>3</sup>.

W wypadku wody nienapowietrzanej nie uzyskano wymaganego zmniejszenia stężenia związków żelaza ogólnego (poz. 2,84 gFe/m<sup>3</sup>). Napowietrzanie wody zmniejszyło również skuteczność koagulantu PAX XL-60 w obniżaniu utlenialności wody. Świadczą o tym zależności przedstawione na rysunku 3 oraz zawartości substancji organicznych w osadach pokoagulacyjnych, które wynosiły 16,3±33,8% (woda nie napowietrzona) i 14,9±21,1% (woda napowietrzona) suchej masy tych osadów. Zaletą chlorku poliglinu było również mniejsze zakwaszenie wody oraz mniejsze zużycie zasadowości ogólnej, co jest istotne w aspekcie usuwania związków żelaza i manganu oraz stabilności chemicznej wody. W stosowanym zakresie dawek koagulantów glinowych średnie jednostkowe zużycie zasadowości ogólnej wynosiło 0,12 val/gAl (SAL) i 0,07 val/gAl (PAX XL-60), a zmniejszenie pH było równe 0,31±0,48 (SAL) oraz 0,28±0,38 (PAX XL-60).

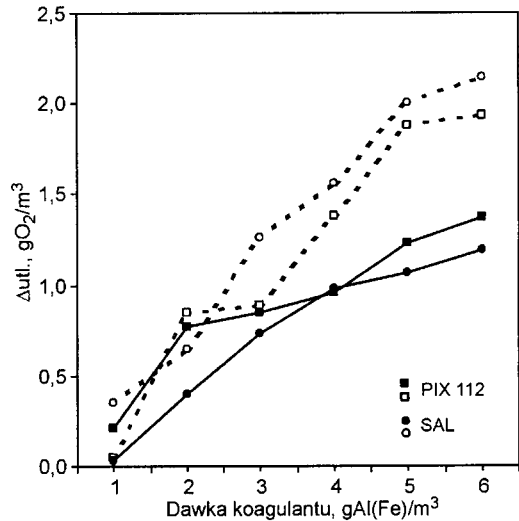
Porównanie efektywności tych samych dawek koagulantów glinowych wykazało jednoznacznie, iż dodatnie i spolimeryzowane produkty wstępnej hydrolizy glinu obecne w chlorku poliglinu skuteczniej destabilizowały koloidy obecne w wodzie i stworzyły lepsze warunki do flokulacji niż produkty powstające w oczyszczanej wodzie.

### Koagulacja siarczanem żelaza

Efekty koagulacji siarczanem żelaza (PIX 112), uzyskane podczas oczyszczania wody surowej i napowietrzanej, przedstawiono na rysunkach 4 i 5. Tak jak w wypadku koagulantów glinowych, lepsze efekty oczyszczania wody (poza zmniejszeniem utlenialności – rys. 4) uzyskano poprzedzając proces koagulacji napowietrzaniem. Siarczan żelaza (III) w badanym zakresie dawek nie zapewnił jednak wystarczającego stopnia usunięcia, nawet z wody napowietrzanej, związków żelaza (poz.  $0,6 \text{ gFe/m}^3$ ) oraz obniżenia mętności (poz.  $2,0 \text{ g/m}^3$ ). Porównanie ilości zanieczyszczeń usuniętych w procesie koagulacji badanymi koagulantami (SAL, PAX XL-60 i PIX 112) i 2 h sedymentacji wykazało, iż bez względu na rodzaj oczyszczanej wody (surowa lub napowietrzona) najskuteczniejszy był chlorek poliglinu, który ponadto w najmniejszym stopniu intensyfikował agresywność kwasowęglową oczyszczanej wody.



Rys. 4. Porównanie skuteczności siarczanu glinu i siarczanu żelaza (III) w usuwaniu związków żelaza i obniżeniu utlenialności wody (jasne znaczniki – woda surowa, ciemne znaczniki – woda napowietrzona)



Rys. 5. Porównanie skuteczności siarczanu glinu i siarczanu żelaza (III) w obniżeniu mętności i intensywności barwy wody (jasne znaczniki – woda surowa, ciemne znaczniki – woda napowietrzona)

Skuteczność siarczanu żelaza (III) była większa niż koagulantu glinowego (SAL) w obniżaniu mętności i intensywności barwy wody nienapowietrzanej (rys. 5), natomiast w wypadku wody napowietrzanej siarczan glinu był bardziej przydatny w zmniejszaniu intensywności barwy (rys. 5).

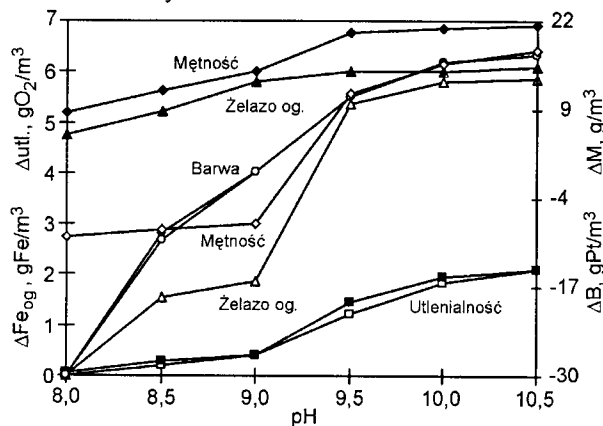
Wyniki badań wykazały, że testowane koagulanty były nieskuteczne w usuwaniu związków manganu, gdyż ich stężenie w próbkach wody po koagulacji było zbliżone do stężenia w wodzie surowej.

Porównanie wartości wszystkich badanych wskaźników zanieczyszczenia wody po napowietrzaniu, 25-minutowej flokulacji i bardzo długim czasie sedymentacji (7 d) oraz po napowietrzaniu, koagulacji i 2-godzinnej sedymentacji, wskazuje na celowość stosowania procesu koagulacji.

### Koagulacja wapnem

Efekty badań przedstawione na rysunku 6 wskazują, iż skuteczność oczyszczania wody zwiększała się wraz ze wzrostem stężenia jonów  $\text{OH}^-$ . Maksymalne obniżenie stężenia żelaza ogólnego (o  $5,9 \text{ gFe/m}^3$ ), utlenialności (o  $2,1 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ ), intensywności barwy (o  $17 \text{ gPt/m}^3$ ) oraz mętności (o  $17,8 \text{ g/m}^3$ ) uzyskano przy  $\text{pH}=10,5$ , przy którym – oprócz  $\text{CaCO}_3$  – rozpozczynało się wytrącanie  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ , charakteryzującego

się dobrymi właściwościami sorpcyjnymi. Tak więc o stopniu oczyszczania wody współdecydowały procesy sorpcji zanieczyszczeń i ich współstrącanie wraz z wytrącającymi się wody  $\text{CaCO}_3$  i  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ . Zastosowanie filtracji próbek wody przez miękki sącdek poprawiło efekty usuwania żelaza ogólnego, szczególnie w zakresie pH do 9,5, a także obniżania mętności, nie wpływając praktycznie na zmianę utlenialności wody. Stwierdzony wpływ filtracji oraz zmiany ilości usuniętych zanieczyszczeń w funkcji pH (rys. 6) świadczyły o pozytywnej roli wytrącającego się  $\text{CaCO}_3$ , jako sorbentu i czynnika współstrącającego zanieczyszczenia usuwane z wody.



Rys. 6. Wpływ pH na efekty usuwania zanieczyszczeń z wody napowietrzonej w procesach koagulacji wapnem i 2-god. sedymentacji oraz filtracji (jasne znaczki – bez filtracji, ciemne znaczki – dodatkowo z filtracją)

W badanym zakresie pH wody od 8,5 do 10,5 nawet w wyniku zastosowania filtracji, nie uzyskano wymaganego stopnia usunięcia związków żelaza (poz. 0,72 gFe/m<sup>3</sup>) i obniżenia mętności (poz. 3,5 g/m<sup>3</sup>). Wystarczające obniżenie intensywności barwy (poz. 14 gPt/m<sup>3</sup>) zapewniła koagulacja wapnem przy pH=10,0 oraz 2 h sedymentacja. Całkowite usunięcie związków manganu z wody uzyskano w wyniku koagulacji wapnem, dawkowanym w ilości zapewniającej pH≥10,0, 2 h sedymentacji i filtracji przez miękki sącdek (po filtracji pH=9,3).

## Wnioski

◆ Zastosowanie tradycyjnego układu oczyszczania wody podziemnej (napowietrzanie, flokulacja, sedymentacja i filtracja) nie zapewniło wymaganego stopnia usunięcia związków żelaza, a także obniżenia intensywności barwy, mętności i utlenialności wody. Mimo iż substancje organiczne obecne

w oczyszczanej wodzie nie zmniejszały istotnie skuteczności utlenienia Fe(II) do Fe(III), to produktami utleniania były głównie barwne, bardzo trudno aglomerujące i sedymentujące połączenia Fe(III), do usunięcia których niezbędna była koagulacja.

◆ Skuteczność procesu koagulacji w usuwaniu związków żelaza oraz obniżaniu intensywności barwy, mętności i utlenialności wody zależała od rodzaju koagulantu i zwiększała się wraz z dawką koagulantów. Poprzedzenie koagulacji napowietrzaniem, niezależnie od rodzaju i dawki koagulantu, zdecydowanie poprawiło efekty usuwania związków żelaza oraz obniżania intensywności barwy i mętności, zmniejszając równocześnie stopień usuwania zanieczyszczeń organicznych.

◆ Bez względu na rodzaj oczyszczanej wody (surowa lub napowietrzona), najskuteczniejszym ze stosowanych koagulantów, szczególnie w zakresie małych dawek, był chlorek poliglinu.

◆ Wystarczający stopień usunięcia związków żelaza oraz obniżenia intensywności barwy i mętności uzyskano stosując napowietrzanie wody, koagulację chlorkiem poliglinu (6 gAl/m<sup>3</sup>) i 2 h sedymentację. Do skutecznego usunięcia związków manganu (0,05 gMn/m<sup>3</sup>) niezbędna była filtracja przez wpracowane złożo piaskowe z prędkością 5-6 m/h, bądź koagulacja wapnem przy pH≥10,0.

## LITERATURA

1. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Usuwanie organicznych połączeń żelaza z wód podziemnych. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 1991, nr 1, ss. 18–21.
2. A. L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Oczyszczanie wody. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa–Wrocław 1997.
3. W. SAWINIAK: Badania nad zastosowaniem wodorotlenku żelazowego do usuwania dużych ilości żelaza i manganu z wód podziemnych. Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Gliwice 1990.
4. M. RAK, M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Porównanie skuteczności siarczynu glinu i koagulantu PAC w oczyszczaniu wód. Ochrona Środowiska, 1999, nr 4(75), ss. 25–28.
5. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Usuwanie substancji humusowych z wody w środowisku alkalicznym. Ochrona Środowiska, 1998, nr 2(35), ss. 3–5.
6. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z 4 września 2000 r. w sprawie warunków, jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze, woda w kąpieliskach oraz zasad sprawowania kontroli jakości wody przez organy Inspekcji Sanitarnej. Dz. U. nr 82, poz. 937.

## Efficiency of Coagulation in Iron Compound Removal from Groundwater

On analyzing the efficiencies of conventional groundwater treatment processes, as well as the efficiency of coagulation when used to remove iron compounds, the following became obvious: the products of Fe(II) oxidation to Fe(III) which formed in the course of the aeration process were not able to build settleable agglomerates, thus inhibiting their effective removal by sedimentation and filtration. The occurrence of high Fe(III) concentrations which was paralleled by the presence of organic pollutants (COD) suggested that some portions of these organics formed complexes with iron, and that the complexes were

dispersed to a great extent. It seemed therefore advisable to include the coagulation process into the treatment train for the groundwater (after intensive aeration) in order to enhance iron removal. The efficiency of coagulation depended on the type of the coagulant used and increased with the increasing dose. Of the coagulants tested (alum, ferric sulphate, polyaluminium chloride PAX-XL 60 and lime), polyaluminium chloride yielded the highest removal efficiencies for iron compounds, coloured matter, turbidity and COD.