

Maria Świdorska-Bróz, Małgorzata Wolska

Skuteczność koagulacji kontaktowej w usuwaniu substancji biogenych z wody

Jednym z głównych warunków, jakie należy spełnić, aby zapobiec wtórnemu rozwojowi mikroorganizmów (głównie bakterii) w sieci i urządzeniach wodociągowych, jest zapewnienie stabilności biologicznej wody wprowadzanej do systemu dystrybucji. W tym celu z oczyszczanej wody muszą być usunięte w jak największym stopniu nieorganiczne związki azotu i fosforu oraz biodegradowalne rozpuszczone substancje organiczne (oznaczane jako BRWO), a głównie ich frakcje przyswajalne przez mikroorganizmy (PWO) [1]. Mimo że niebiodegradowalne rozpuszczone substancje organiczne (NBRWO) mają niewielki wpływ na rozwój mikroorganizmów w wodzie [2, 3], to należy je traktować jako potencjalne (po wcześniejszej hydrolizie enzymatycznej) źródło węgla i energii dla drobnoustrojów heterotroficznych. Ponadto obecność NBRWO, a także nierozpuszczonych związków organicznych (NWO) powoduje określone zużycie środków dezynfekcyjnych w wodzie, zmniejszając tym samym skuteczność zapobiegania i kontroli wtórnego rozwoju mikroorganizmów w systemie dystrybucji [4, 5]. Z tych względów z wody wprowadzanej do sieci wodociągowej powinny być usunięte w maksymalnym stopniu wszystkie frakcje substancji organicznych (mierzonych jako OWO). Ta sama zasada powinna dotyczyć azotu nieorganicznego, ponieważ nie zostały jeszcze jednoznacznie określone formy azotu przyswajane przez mikroorganizmy. W zależności od rodzaju mikroorganizmów oraz warunków, w jakich się rozwijają, substratami pokarmowymi mogą być jony azotanowy, azotynowy lub amonowy [6, 7]. Bez dyskusyjna jest również konieczność skutecznego usuwania jonów PO_4^{3-} , które w przypadku wód zawierających pozostałe substancje biogenne traktowane są jako czynnik decydujący o potencjale wtórnego wzrostu drobnoustrojów w sieci wodociągowej [7–9]. Zapewnienie stabilności biologicznej wody jest bardzo trudne i zależy między innymi od rodzaju i parametrów technologicznych procesów stosowanych do oczyszczania wody [10]. W literaturze przedmiotu niewiele uwagi poświęca się roli procesu koagulacji w usuwaniu nieorganicznych i organicznych substancji biogenych z oczyszczanej wody. Właściwie przebiegająca koagulacja solami glinu i/lub żelaza i sedymentacja zawieszin pokoagulacyjnych powinny przede wszystkim usunąć jony fosforanowe wytrącane z wody w formie trudno rozpuszczalnych fosforanów glinu i/lub żelaza, a także zmniejszyć zawartość organicznych substratów pokarmowych, lecz niestety głównie niepolarnych

związków hydrofobowych absorbujących światło nadfioletowe [11,12]. Zapewnia to zmniejszenie zapotrzebowania wody na środki dezynfekcyjne, a w konsekwencji ograniczenie wydajności transformacji wielkocząsteczkowych związków organicznych do form przyswajalnych przez mikroorganizmy [13–15]. Ponadto dawkowane do wody koagulanty, w zależności od ich dawki, są toksyczne w stosunku do mikroorganizmów obecnych w oczyszczanej wodzie [8].

Celem omawianych badań było określenie przydatności koagulacji kontaktowej siarczanem żelaza(III) do usuwania z wody ogólnego węgla organicznego i jego frakcji, jonów fosforanowych (PO_4^{3-}) oraz azotu nieorganicznego (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+), a tym samym ocena wpływu badanego procesu na zmianę stabilności biologicznej wody.

Przedmiot i metodyka badań

Przedmiotem badań przeprowadzonych w skali technicznej była woda zmieszana (napowietrzona woda podziemna i woda powierzchniowa po procesie mikrocedzenia), oczyszczana metodą koagulacji kontaktowej w akceleratorze w następującym układzie technologicznym:

- koagulacja kontaktowa,
- utlenianie chemiczne ($\text{Cl}_2 + \text{ClO}_2$),
- dwustopniowa filtracja pospieszna (przez złożę piaskowe z prędkością $1,8 \div 3,5$ m/h, a następnie dolomitowe z prędkością $3,3 \div 5,1$ m/h),
- dezynfekcja (ClO_2),
- alkalizacja (Na_2CO_3).

W 11-miesięcznym czasie badań udział wody powierzchniowej po mikrocedzeniu w sumarycznej ilości oczyszczanej wody wynosił $37,8 \div 63,2\%$, co współdecydowało o różnym stopniu jej zanieczyszczenia [16]. Koagulację przeprowadzono siarczanem żelaza(III), którego dawki mieściły się w zakresie $13,5 \div 20,3$ gFe/m³. Prędkość przepływu wody w strefie klarowania akceleratora była mała, a z uwagi na jego zmienną wydajność ($160 \div 335$ m³/h) zmieniała się w przedziale od 0,097 mm/s do 0,193 mm/s. Próbkę wody do badań pobrano przed i po procesie koagulacji kontaktowej. Zakres badań analitycznych oraz wykorzystane metody i normy oznaczania wskaźników jakości wody zestawiono w tabeli 1.

Bazując na oznaczonych zawartościach OWO, RWO i BRWO w wodzie, obliczono następnie zawartości NWO i NBRWO, natomiast azot nieorganiczny stanowił sumę zawartości (gN/m³) azotu amonowego oraz azotynów i azotanów.

Tabela 1. Wykorzystane metody i normy oznaczania wskaźników jakości wody
Table 1. Methods and standards used for the determination of water quality parameters

Wskaźnik, jednostka	Metoda	Norma
pH	potencjometryczna	ISO 5969
Temperatura, °C	potencjometryczna	PN 77/C-04584
Zasadowość ogólna, val/m ³	miareczkowa	PN-EN ISO 9963-1:2001/Ap1:2004
Agresywny dwutlenek węgla, gCO ₂ /m ³	miareczkowa (Geiera z marmurem)	PN-74/C04547
Absorbancja w nadfiolecie	spektrofotometryczna	PN-C-04572:1984
Ogólny węgiel organiczny, gC/m ³	termiczna	PN- ISO 7827:2001
Rozpuszczony węgiel organiczny, gC/m ³	termiczna	PN-ISO 7827:2001
Biodegradowalny rozpuszczony węgiel organiczny, mgC/m ³	zmodyfikowana van der Kooija	Standard Methods
Azot amonowy, gN/m ³	spektrofotometryczna	ISO 7150/1
Azotyny, gN/m ³	spektrofotometryczna	EN 26777
Azotany, gN/m ³	spektrofotometryczna	ISO 8466-1
Fosforany, gPO ₄ ³⁻ /m ³	spektrofotometryczna	ISO 6878
Żelazo ogólne, gFe/m ³	spektrofotometryczna	PN-ISO 6332:2001

Omówienie wyników badań

Ze względu na brak jednoznacznie ustalonych kryteriów jakości wody stabilnej biologicznie, do oceny tej właściwości wody, na podstawie informacji literaturowych [2, 6, 7, 17, 18], jako wartości graniczne (woda po dezynfekcji) przyjęto: BRWO – 200 mgC/m³, azot nieorganiczny – 200 mgN/m³ i fosforany – 31 mgPO₄³⁻/m³ (10 mgP/m³). Zawartość substancji pokarmowych w ujmowanej wodzie zmieniała się w dużym zakresie, podobnie jak wartości większości pozostałych wskaźników jakości wody (tab. 2).

Tabela 2. Jakość wody przed i po koagulacji kontaktowej
Table 2. Water quality before and after contact coagulation

Wskaźnik, jednostka	Woda	
	przed koagulacją	po koagulacji
pH	7,0÷7,9	6,5÷7,1
Temperatura, °C	7,3÷16,4	7,3÷19,1
Zasadowość ogólna, val/m ³	3,01÷3,36	1,97÷2,60
Agr. dwutl. węgla, gCO ₂ /m ³	0,00÷5,28	11,20÷33,22
Absorbancja w UV ^{1m} _{254nm}	14,80÷27,6	5,46÷12,3
OWO, gC/m ³	4,50÷9,85	2,02÷6,31
RWO, gC/m ³	3,27÷9,54	1,34÷5,98
BRWO, mgC/m ³	182÷1227	109÷862
Azot amonowy, gNH ₄ ⁺ /m ³	0,09÷1,18	0,01÷1,05
Azotyny, gNO ₂ ⁻ /m ³	0,00÷0,05	0,00÷0,02
Azotany, gNO ₃ ⁻ /m ³	0,90÷16,80	0,85÷16,70
Azot nieorganiczny, gN/m ³	0,33÷4,06	0,23÷3,92
Fosforany, gPO ₄ ³⁻ /m ³	0,05÷0,31	0,00÷0,15
Żelazo ogólne, gFe/m ³	0,00÷1,72	0,00÷1,09

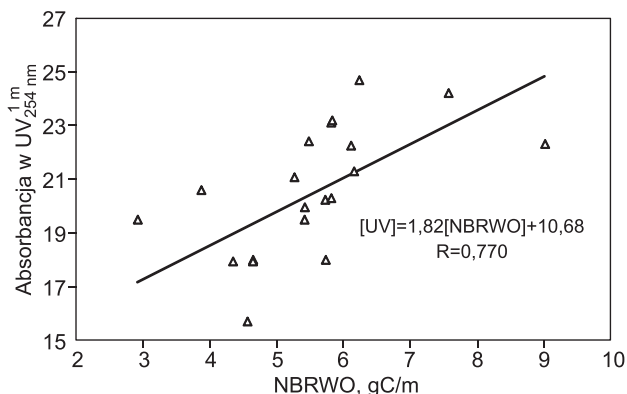
We wszystkich próbkach wody zawartość nieorganicznych substancji pokarmowych przekraczała ilości uznawane za dopuszczalne w wodzie biologicznie stabilnej, a tym samym były warunki do rozwoju w niej mikroorganizmów. Z uwagi na bardzo małą ilość azotynów (do 0,016 gN/m³), o zawartości azotu nieorganicznego współdecydowały azot amonowy i azotany, stanowiące odpowiednio 5,5÷78,0% i 21,4÷94,1% sumarycznej ilości nieorganicznych połączeń azotu. Zawartość BRWO tylko w jednej z 21 próbek wody była mniejsza od wartości granicznej i mogła ograniczać

rozwój mikroorganizmów heterotroficznych. Ogólnie, woda charakteryzowała się dużą ilością zanieczyszczeń organicznych, wśród których dominowały związki rozpuszczone i ich formy niebiodegradowalne, o czym świadczył udział poszczególnych frakcji w ogólnym węglu organicznym (tab. 3).

Tabela 3. Udział frakcji substancji organicznych w zawartości ogólnego węgla organicznego w wodzie surowej (%)
Table 3. Proportion of the fraction of organic substances in the total organic carbon of raw water (%)

NWO/OWO	RWO/OWO	BRWO/OWO	NBRWO/OWO
1,5÷27,3	72,7÷98,5	3,0÷22,2	64,8÷94,5

Różne były również wartości absorbancji w nadfiolecie, które pozostawały w korelacji liniowej z zawartością NBRWO (rys. 1.).

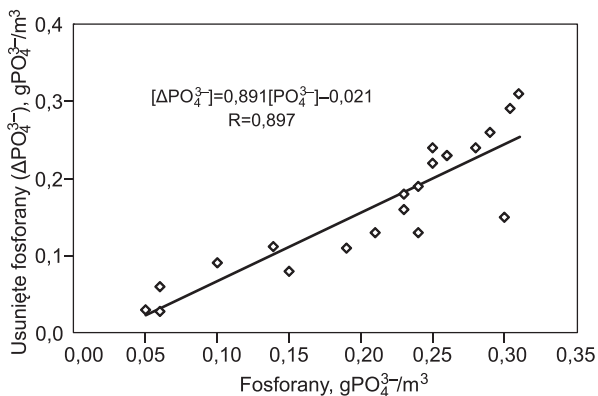


Rys. 1. Korelacja między absorbancją w nadfiolecie a zawartością NBRWO w wodzie surowej
Fig. 1. Correlation between UV absorbance and NBDIOC in raw water

Skuteczność koagulacji siarczanem żelaza(III) i sedymentacji zawiesin pokoagulacyjnych była różna w odniesieniu do poszczególnych wskaźników jakości wody (tab. 2). Koagulacja kontaktowa zapewniła bardzo duży stopień usunięcia przede wszystkim jonów fosforanowych, a także zmniejszyła poziom zanieczyszczenia organicznego wody. Zgodnie z oczekiwaniami, omawiany proces zintensyfikował agresywność korozyjną wody, powodując zmniejszenie jej pH o 0,3÷1,0 i zasadowości ogólnej o 0,46÷1,27 val/m³, a w efekcie przyrost zawartości

agresywnego dwutlenku węgla w wodzie od $11,00 \text{ gCO}_2/\text{m}^3$ do $31,24 \text{ gCO}_2/\text{m}^3$. Wymagane chemiczne związanie agresywnego dwutlenku węgla zapewniły filtracja pospieszna przez złoża z dolomitu aktywowanego (Hydrocleanit) i końcowa alkalizacja wody węglanem sodu.

Analiza wyników badań wykazała, że skuteczność strącania i sedymentacji fosforanu żelaza(III) była duża i zwiększała się wraz z rosnącą zawartością fosforanów w oczyszczanej wodzie (rys. 2).



Rys. 2. Korelacja między ilością usuniętych jonów PO_4^{3-} a ich zawartością w wodzie

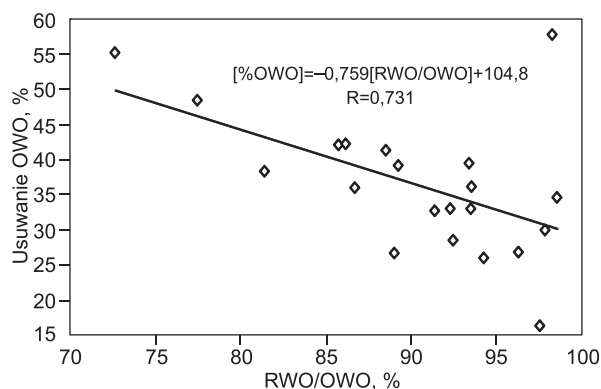
Fig. 2. Correlation between the quantity of PO_4^{3-} ions removed and their concentration in water

Wpływ dawki koagulantu oraz wartości pozostałych parametrów technologicznych procesu na stopień usuwania jonów PO_4^{3-} ($46,7 \pm 100\%$) nie był jednoznaczny. W 12 z 21 zbitych próbek wody zawartość fosforanów została usunięta do wartości mniejszej od granicznej w wodzie stabilnej biologicznie. Średnia skuteczność koagulacji kontaktowej w usuwaniu jonów PO_4^{3-} wynosiła $76,9\%$, a całego układu technologicznego oczyszczania wody była równa $91,6\%$. Porównanie tych wartości świadczy o bardzo dużej skuteczności omawianego procesu w usuwaniu tego nieorganicznego biogenu z wody, który jest czynnikiem decydującym o wzroście mikroorganizmów heterotroficznych w wodzie zawierającej BRWO. Przydatność koagulacji, w aspekcie stabilności biologicznej wody, zwiększa fakt, iż usunięcie BRWO z wody do wartości $<200 \text{ mgC}/\text{m}^3$ jest najczęściej bardzo trudne.

W 7 z 21 próbek wody nie stwierdzono wpływu koagulacji kontaktowej na zmniejszenie zawartości azotanów więcej niż o $0,1 \text{ gNO}_3^-/\text{m}^3$ ($0,0226 \text{ gN}/\text{m}^3$), a średni stopień ich usuwania z wody wynosił $11,9\%$. Jeszcze mniejsze zmiany stwierdzono w przypadku azotanów – w $71,4\%$ próbek omawiany proces nie zmienił ich ilości w wodzie, a w pozostałych próbkach spowodował śladowe zmniejszenie ich zawartości maksymalnie o $0,04 \text{ gNO}_2^-/\text{m}^3$ ($0,012 \text{ gN}/\text{m}^3$). Nieznacznie lepszą skuteczność usuwania uzyskano w przypadku azotu amonowego, którego zawartość zmniejszyła się o $0,02 \pm 0,51 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$ (do $0,4 \text{ gN}/\text{m}^3$). Jednak i w tym przypadku największy ($71,4\%$) był udział próbek, w których ilość usuniętych jonów NH_4^+ była mała i nie przekroczyła $0,14 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$ ($0,108 \text{ gN}/\text{m}^3$). Prawdopodobnym mechanizmem zmniejszenia zawartości azotu amonowego było usunięcie jonów NH_4^+ zaadsorbowanych na cząstkach stałych obecnych w oczyszczanej wodzie.

Ostatecznie ilość usuniętego azotu nieorganicznego zmieniła się w szerokim zakresie $0,03 \pm 0,97 \text{ gN}/\text{m}^3$, ale w żadnej z badanych próbek wody jego zawartość nie została zmniejszona do wartości $\leq 0,2 \text{ gN}/\text{m}^3$. Kolejne procesy oczyszczania wody zapewniły spełnienie powyższego warunku tylko w przypadku jednej próbki wody.

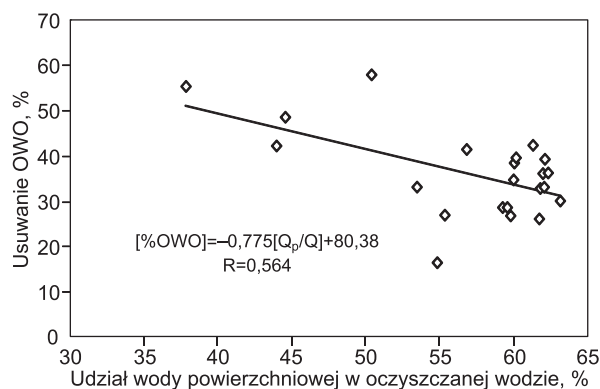
Stopień usuwania związków organicznych, mierzonych jako OWO, zmieniał się w zakresie od $16,3\%$ do $57,7\%$ i zależał od udziału RWO w OWO w oczyszczanej wodzie. Wraz ze zwiększającą się ilością rozpuszczonych związków organicznych w zawartości ogólnego węgla organicznego w wodzie zmniejszała się skuteczność koagulacji kontaktowej w usuwaniu OWO (rys. 3).



Rys. 3. Korelacja między skutecznością usuwania OWO a udziałem RWO w OWO

Fig. 3. Correlation between the efficiency of TOC removal and the proportion of DOC in TOC

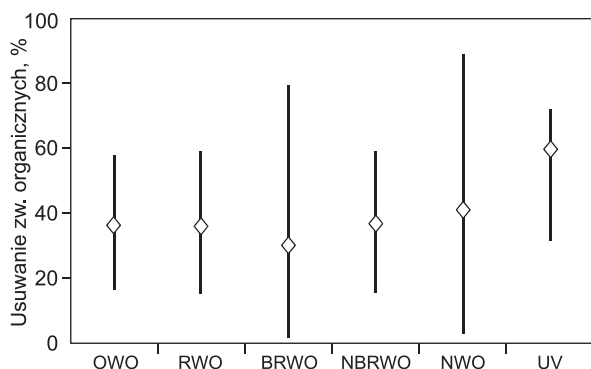
Niekorzystny wpływ na zmniejszenie ilości OWO miał także rosnący udział wody powierzchniowej po mikrooczeniu w sumarycznej ilości oczyszczanej wody (rys. 4). Przyczyną tego były większe wartości stosunku RWO/OWO w próbkach wody powierzchniowej niż podziemnej. Udział RWO w OWO większy niż 90% stwierdzono w 81% próbek wody powierzchniowej oraz tylko w 25% próbek wody podziemnej.



Rys. 4. Korelacja między skutecznością usuwania OWO a udziałem wody powierzchniowej w całkowitej ilości oczyszczanej wody

Fig. 4. Correlation between the efficiency of TOC removal and the proportion of surface water in the total amount of the water being treated

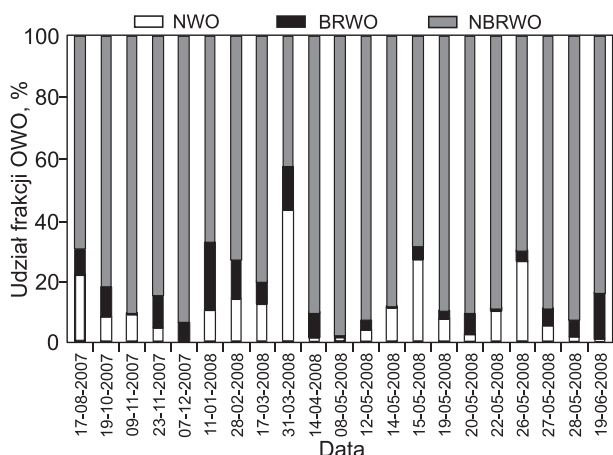
Porównanie zakresu i średniej skuteczności usuwania ogólnego węgla organicznego i jego frakcji (rys. 5.) wskazuje, że różnica w usuwaniu ogólnego i rozpuszczonego węgla organicznego była minimalna. Spowodowane to było bardzo dużym udziałem RWO w OWO w oczyszczanej wodzie (w 90% próbek wody większym niż 85%). Mimo to omawiany proces zapewnił usunięcie OWO do wartości dopuszczalnej w wodzie przeznaczanej do spożycia przez ludzi ($5 \text{ gC}/\text{m}^3$) [19,20] w $76,1\%$ badanych próbek. Skuteczność ta była jednak niezadowalająca w aspekcie stabilności biologicznej wody, ponieważ biodegradowalne rozpuszczone związki organiczne w przeważającej liczbie próbek usuwane były w niewystarczającym i jednocześnie



Rys. 5. Zakres i średnia skuteczność usuwania substancji organicznych z wody

Fig. 5. Range and average efficiency of organic substance removal from water

w najmniejszym stopniu (30,1%) spośród omawianych frakcji OWO. W rezultacie zwiększył się także udział BRWO w zawartości RWO pozostałego w wodzie. Większy był natomiast średni stopień usuwania NBRWO (36,8%), którego zawartość w oczyszczanej wodzie korelowała z wartościami absorbancji w nadfiolecie (rys. 1), będącej miarą zawartości rozpuszczonych substancji organicznych o charakterze aromatycznym i preferencyjnie usuwanych w procesie koagulacji (rys. 5.). Ilości poszczególnych frakcji w usuniętym OWO (rys. 6.) odzwierciedlały ich udział w ogólnym poziomie zanieczyszczenia organicznego próbek wody surowej (tab. 3.).



Rys. 6. Udział frakcji substancji organicznych w usuniętym OWO

Fig. 6. Proportion of the fraction of organic substances in the TOC removed

Pomimo małej skuteczności omawianego procesu w usuwaniu BRWO z wody, jego zawartość w 5 próbkach wody po koagulacji kontaktowej nie przekroczyła wartości granicznej (200 mgC/m^3), podczas gdy warunek ten spełniło tylko 6 próbek wody wprowadzanej do sieci wodociągowej.

Podsumowanie

Koagulacja zanieczyszczeń wody siarczanem żelaza(III) w akcelatorze zapewniła zmniejszenie ilości nieorganicznych i organicznych substancji pokarmowych, które było różne w odniesieniu do poszczególnych substancji biogenych. Wytrącenie i sedymentacja trudno rozpuszczalnych fosforanów żelaza(III) w większości próbek (57,1%) wody spowodowały zmniejszenie ilości jonów PO_4^{3-} do wartości uznawanej za graniczną w wodzie stabilnej biologicznie.

Niewystarczająca była natomiast skuteczność usuwania azotu nieorganicznego we wszystkich próbkach wody, a ze zdecydowanej ich większości (80,9%) także biodegradowalnych rozpuszczonych substancji organicznych, które w najmniejszym stopniu (spośród frakcji ogólnego węgla organicznego) zostały usunięte z wody. Stopień usuwania ogólnego węgla organicznego z wody malał wraz ze zwiększającym się w nim udziałem rozpuszczonego węgla organicznego. Proces koagulacji kontaktowej w analizowanym przypadku nie zapewnił usunięcia substancji biogenych do wartości zapewniających stabilność biologiczną wody oczyszczonej.

Badania zostały sfinansowane ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego przeznaczonych na naukę w latach 2007–2010.

LITERATURA

1. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Skutki braku stabilności biologicznej wody wodociągowej. *Ochrona Środowiska* 2003, vol. 25, nr 4, ss. 7–12.
2. C.J. VOLK, M.W. LeCHEVALLIER: Impacts of the reduction of nutrient levels on bacterial water quality in distribution systems. *Applied and Environmental Microbiology* 1999, No. 11, pp. 5957–4966.
3. C.J. VOLK, M.W. LeCHEVALLIER: Effects of conventional treatment on AOC and BDOC levels. *Water Research* 2002, Vol. 36, No. 6, pp. 112–123.
4. J.C. POWELL, N.B. HALLAM, J.R. WEST, C.F. FORSTER, J. SIMMS: Factors which control bulk chlorine decay rates. *Water Research* 2000, Vol. 34, No. 1, pp. 117–126.
5. L.A. ROSSMAN: The effect of advanced treatment on chlorine decay in metallic pipes. *Water Research* 2006, Vol. 40, No. 13, pp. 2493–2502.
6. K. OLANCZUK-NEYMAN: Mikroorganizmy w kształtowaniu jakości i uzdatnianiu wód podziemnych. Monogr. Kom. Inż. Środ. PAN, Wyd. Polit. Gdańskiej, Gdańsk 2001.
7. I.T. MIETTINEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Phosphorus and bacterial growth in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology* 1997/8, Vol. 63, pp. 3242–3245.
8. M.J. LETHOLA, I.T. MIETTINEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during water treatment processes. *Water Research* 2002, Vol. 36, No. 15, pp. 3681–3690.
9. C. CHU, C. LU, C. LEE: Effects of inorganic nutrients on the regrowth of heterotrophic bacteria in drinking water distribution systems. *Journal of Environmental Management* 2005, Vol. 74, No. 3, pp. 255–263.
10. U. RACZYK-STANISŁAWIAK, E. CIEMNIECKA, J. ŚWIETLIK, J. NAWROCKI: Usuwanie prekursorów biodegradowalnych substancji organicznych w procesie biofiltracji. *Ochrona Środowiska* 2007, vol. 29, nr 3, ss. 59–64.
11. J. WĄSOWSKI, B. ZALESKA: Badania nad usuwaniem substancji organicznych z wody infiltracyjnej w Wodociągu Praskim w Warszawie. *Ochrona Środowiska* 2007, vol. 29, nr 4, ss. 41–48.
12. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. RAK, M. MOŁCZAN, A. BIŁYK: Wpływ zasadowości koagulantów glinowych i pH wody na usuwanie zanieczyszczeń organicznych. *Ochrona Środowiska* 2008, vol. 30, nr 4, ss. 29–33.
13. J. SOHN, G. AMY, Y. YOON: Process-train profiles of NOM through a drinking water treatment plant. *Journal AWWA* 2007, Vol. 99, No. 6, pp. 145–153.
14. J. ŚWIETLIK, U. RACZYK-STANISŁAWIAK, J. NAWROCKI: The influence of disinfection on aquatic biodegradable organic carbon formation. *Water Research* 2009, Vol. 43, No. 2, pp. 463–473.

15. A.L. KOWAL: Przyczyny i zapobieganie zmianom jakości wody w systemach wodociągowych. *Ochrona Środowiska* 2003, vol. 25, nr 4, ss. 3–6.
16. W. GROCHOWIECKA, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Skuteczność mikrocedzenia w usuwaniu fitoplanktonu oraz wybranych zanieczyszczeń chemicznych z wody powierzchniowej. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 2, ss. 25–30.
17. L.J.HEM, H.EFRAISMEN: Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 4, pp. 1106–1110.
18. J.P.CHANDY, M.L.ANGLES: Determination of nutrients limiting biofilm formation and the subsequent impact on disinfectant decay. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 11, pp. 2677–2682.
19. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz. U. nr 61, poz. 417.
20. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z 20 kwietnia 2010 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz. U. nr 72, poz. 466.

Swiderska-Broz, M., Wolska, M. Efficiency of Contact Coagulation in Removing Biogenic Substances from Water. *Ochrona Srodowiska* 2010, Vol. 32, No. 2, pp. 3–7.

Abstract: An essential prerequisite for preventing the regrowth of microorganisms (specifically bacteria) in the water-pipe network is the biological stability of the water supplied to the distribution system. To achieve this goal, it is necessary to aim at the highest possible removal of inorganic nitrogen compounds, inorganic phosphorus compounds and biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) – particularly their fractions assimilable for microorganisms (AOC) – from the water being treated. In this work, contact coagulation was investigated for efficiency in removing biogenic substances from a mixture of

groundwater (after aeration) and surface water (after microfiltration). The study produced the following results. Contact coagulation with iron(III) sulfate provided noticeable removal of phosphates, and much lower removal of inorganic nitrogen compounds. At the same time, the lowest removal efficiency was obtained for the biodegradable fraction of organic compounds, and the highest extent of removal for insoluble organic carbon. It has been demonstrated that in the case under analysis the contact coagulation process failed to provide a reduction in biogenic substances to such a value that would guarantee a biological stability of the treated water.

Keywords: Biological stability of water, contact coagulation, organic matter, organic nutrients, inorganic nutrients.