

Maria Świdarska-Bróz, Małgorzata Wolska

Ocena zmian stabilności biologicznej w układzie technologicznym oczyszczania wody infiltracyjnej

Jakość wody wprowadzanej do systemu dystrybucji oraz zachodzące w nim zjawiska mogące powodować jej wtórne zanieczyszczenie współdecydują o właściwościach fizyczno-chemicznych i mikrobiologicznych wody dostarczanej odbiorcom. Jedną z głównych przyczyn wtórnego zanieczyszczenia jest brak stabilności biologicznej wody zasilającej system wodociągowy, spowodowany obecnością organicznych i nieorganicznych substancji pokarmowych warunkujących wtórny rozwój drobnoustrojów w sieci wodociągowej. Mikroorganizmy mogą być unieszone wraz z wodą oraz tworzyć obrosty biologiczne na wewnętrznych powierzchniach elementów systemu dystrybucji wody i z tego powodu mogą być przyczyną skażenia mikrobiologicznego oraz niepożądanych zmian składu fizyczno-chemicznego wody [1–3].

Brakuje jednoznacznie określonych wymagań stawianych wodzie stabilnej biologicznie. W przypadku wody poddawanej dezynfekcji, jako dopuszczalne zawartości biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego (BRWO) i jego frakcji przyswajalnej (PWO), a także azotu nieorganicznego i jonów fosforanowych przyjmuje się odpowiednio $0,2 \text{ gC/m}^3$, $0,05 \text{ gC/m}^3$, $0,2 \text{ gN/m}^3$ i $0,01 \text{ gP/m}^3$ ($0,0306 \text{ gPO}_4^{3-}/\text{m}^3$) [4–6]. Usunięcie z wody substancji biogennych do tych ilości, pomimo stosowania wysoko-sprawnych procesów oczyszczania, jest bardzo trudne do uzyskania w praktyce i nie eliminuje całkowicie problemu wtórnego rozwoju mikroorganizmów w systemie dystrybucji wody [7–11]. Wynika to z faktu, iż do rozwoju drobnoustrojów w środowisku wodnym wystarczają bardzo małe ilości substancji pokarmowych [12, 13]. Dodatkowym źródłem substancji biogennych mogą być ponadto tworzywa sztuczne stosowane jako materiały instalacyjne, osady zdeponowane w systemie wodociągowym, produkty przemian metabolicznych mikroorganizmów i enzymatycznej degradacji białek obumarłych drobnoustrojów, a także enzymatycznej transformacji organicznych połączeń fosforu do przyswajalnych przez mikroorganizmy jonów fosforanowych [4, 5, 14–17]. W konsekwencji, poza koniecznym i możliwie maksymalnym zmniejszeniem zawartości organicznych i nieorganicznych substancji pokarmowych w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej, niezbędne jest zapewnienie w całym systemie dystrybucji wody obecności środka dezynfekcyjnego, którego rodzaj i wymagana zawartość zależą od wielu czynników [1–3, 14, 15, 18].

Ponieważ potencjalnie niebezpieczne dla ludzi są mikroorganizmy heterotroficzne, dlatego jako wskaźniki decydujące o stabilności biologicznej wody traktuje się zawartości BRWO i PWO w wodzie. W związku z tym w literaturze przedmiotu znacznie więcej uwagi poświęca się usuwaniu z wody organicznych substancji pokarmowych, niż eliminacji równie ważnych nieorganicznych substancji biogennych – głównie jonów fosforanowych, których obecność w wodzie zawierającej biodostępne związki organiczne decyduje o rozwoju drobnoustrojów heterotroficznych [6, 11, 15, 19].

Celem badań omówionych w artykule była ocena skuteczności usuwania zarówno organicznych, jak i nieorganicznych substancji pokarmowych z wody infiltracyjnej.

Przedmiot i zakres badań

Przedmiotem badań przeprowadzonych w skali technicznej w czasie 23 miesięcy była woda infiltracyjna (po infiltracji sztucznej) oczyszczana w układzie technologicznym złożonym z napowietrzania otwartego, filtracji pospiesznej przez złożo piaskowe o wysokości 1,5 m, ozonowania, filtracji pospiesznej przez złożo uformowane z granulowanego węgla aktywnego (Norit ROW 0,8 Supra) o wysokości 2,0 m zasiedlonego mikroorganizmami, alkalizacji (NaOH) oraz dezynfekcji (chlorem wolnym i dwutlenkiem chloru). Woda po napowietrzaniu otwartym gromadzona jest w dwóch zbiornikach, których pojemność umożliwia jedynie bardzo krótki czas sedymentacji (4,6÷7,0 min). Ozonowanie i filtracja wody przez biologicznie aktywne złoża adsorpcyjne realizowane są w dwóch równoległych ciągach urządzeń eksploatowanych z zachowaniem takich samych wartości parametrów technologicznych i hydraulicznych. Złoża filtracyjne (piaskowe i węglowe) są płukane wodą nidezynfekowaną i powietrzem. Z uwagi na zmienną jakość i ilość oczyszczanej wody ($2487\div 3725 \text{ m}^3/\text{h}$), w czasie badań zmieniały się wartości parametrów eksploatacyjnych urządzeń oraz stosowane dawki reagentów chemicznych (tab. 1).

We wszystkich 22 próbkach ujmowanej wody oraz pobranych po kolejnych procesach jej oczyszczania oznaczono zawartość nieorganicznych form azotu (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), jonów fosforanowych (PO_4^{3-}) oraz rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) i jego frakcji biodegradowalnej (BRWO), a także wartości wskaźników jakości wody współdecydujących o przebiegu i skuteczności procesów oczyszczania. W próbkach nr 8–16 dodatkowo oznaczono zawartość frakcji przyswajalnej węgla (PWO).

Tabela 1. Parametry eksploatacyjne urządzeń oraz dawki reagentów chemicznych
Table 1. Parameters of unit processes and doses of chemical reagents

Urządzenie	Obciążenie hydrauliczne powierzchni m ³ /m ² h	Czas przetrzymania min	Dawka reagenta g/m ³
Wieża napowietrzająca	51,8÷77,6	–	–
Zbiornik wody napowietrzanej	–	4,6÷7,0	–
Filtry ze złożem piaskowym	2,18÷3,26	27,6÷41,3	–
Komora ozonowania	–	14,2÷21,3	0,58÷1,00
Filtry ze złożem węglowym	2,90÷4,35	27,6÷41,4	–
Komora reakcji NaOH Cl ₂ ClO ₂	–	10,0÷19,0	10,56÷31,61 0,61÷1,44 0,00÷0,41

Zawartość węgla organicznego (BRWO i PWO) oznaczono według Standard Methods, a pozostałe badania analityczne wykonano zgodnie z Polskimi Normami. Zawartość niebiodegradowalnych rozpuszczonych substancji organicznych (NBRWO) obliczono jako różnicę między wartością RWO i BRWO. Ze względu na brak możliwości poboru próbek wody po napowietrzaniu oraz po alkalizacji, w interpretacji wyników badań zmiany jakości wody zachodzące podczas napowietrzania oraz w zbiorniku wody napowietrzanej, a także w wyniku alkalizacji wody i jej kontaktu ze środkami dezynfekcyjnymi potraktowano łącznie, jako rezultaty odpowiednio napowietrzania i dezynfekcji. W związku ze stwierdzeniem praktycznie takiej samej skuteczności procesów ozonowania i filtracji przez biologicznie aktywne złoża adsorpcyjne realizowanych w dwóch równoległych ciągach układu technologicznego, omówiono wyniki uzyskane w przypadku jednego z nich. Jako kryterium skutecznej eliminacji substancji pokarmowych z wody przyjęto zmniejszenie ich ilości do wartości uznawanych jako graniczne w wodzie biologicznie stabilnej poddawanej dezynfekcji.

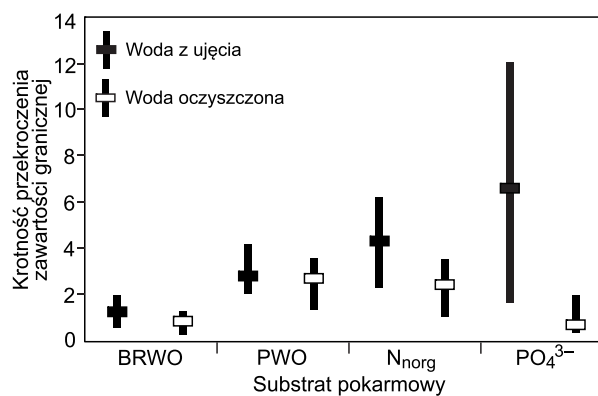
Omówienie wyników badań

Ujmowana woda infiltracyjna charakteryzowała się zmienną jakością oraz zawierała nieorganiczne i organiczne substancje pokarmowe w ilościach podanych w tabeli 2. O braku stabilności biologicznej wszystkich 22 próbek ujmowanej wody decydowała zawartość azotu nieorganicznego i jonów fosforanowych, w 68,2% próbek zawartość BRWO, a w próbkach nr 8–16 również PWO stanowiąca 39,33÷57,71% BRWO (rys. 1). O ilości rozpuszczonych substancji organicznych decydowały frakcje niebiodegradowalne ($[NBRWO]/[RWO]=84,97\div 96,55\%$), a o zawartości azotu nieorganicznego ($NH_4^++NO_2^-+NO_3^-$) jony azotanowe i amonowe, których udział w azocie nieorganicznym wynosił odpowiednio 51,92÷89,62% i 10,38÷48,08%. Obecność śladowej ilości (0,01 gN/m³) jonów azotowych stwierdzono jedynie w pięciu próbkach. Ujmowana woda charakteryzowała się zmienną temperaturą, wartością pH oraz zawartością tlenu rozpuszczonego i związków żelaza ogólnego (tab. 2).

Tabela 2. Charakterystyka jakości wody
Table 2. Water quality parameters

Wskaźnik, jednostka	Woda z ujęcia	Woda oczyszczona
RWO, gC/m ³	1,210÷4,830	0,650÷3,300
BRWO, gC/m ³	0,105÷0,389	0,053÷0,243
PWO, gC/m ³	0,100÷0,210	0,065÷0,178
NBRWO, gC/m ³	1,022÷4,470	0,510÷3,060
Fosforany, gPO ₄ ³⁻ /m ³	0,050÷0,370	0,010÷0,060
Azot nieorganiczny, gN/m ³	0,450÷1,240	0,210÷0,700
NH ₄ ⁺ , gN/m ³	0,110÷0,300	0,010÷0,110
NO ₃ ⁻ , gN/m ³	0,260÷0,950	0,160÷0,680
NO ₂ ⁻ , gN/m ³	0,000÷0,010	0,000
pH	6,6÷7,2	7,2÷7,9
Temperatura, °C	7,9÷15,8	8,1÷16,3
Tlen rozpuszczony, gO ₂ /m ³	2,52÷7,13	4,20÷17,79
Chlor wolny, gCl ₂ /m ³	–	0,06÷0,61
Dwutlenek chloru, gClO ₂ /m ³	–	0,00÷0,18
Żelazo ogólne, gFe/m ³	0,70÷7,45	0,00÷0,02

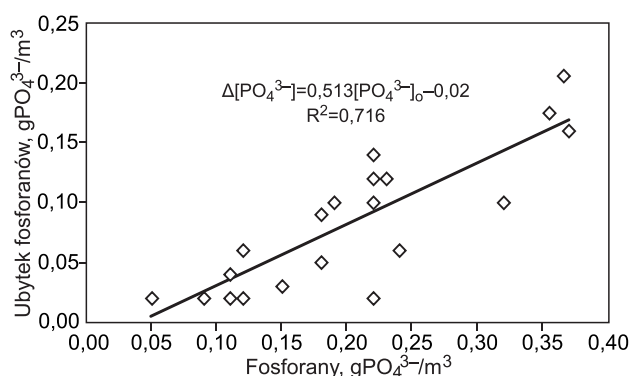
Proces napowietrzania zapewnił zmniejszenie zawartości jonów fosforanowych w wodzie, które w przypadku dwóch próbek wody było mniejsze od 10%, a w pozostałych zmieniało się w zakresie 16,7–63,6%, natomiast stopień usunięcia azotu nieorganicznego (N_{norg}) w przypadku 68% próbek wody nie przekroczył błędu analizy (10%), a maksymalny był równy zaledwie 16,5% (0,17 gN/m³). Nie stwierdzono zmian zawartości biodostępnych substancji organicznych, czego należało się spodziewać.



Rys. 1. Krotność przekroczenia zawartości granicznej substancji biogennej w wodzie

Fig. 1. Excess of limit concentration of biogenic substances in water

Eliminacja jonów fosforanowych z wody spowodowana była wytrącaniem trudno rozpuszczalnych fosforanów żelaza(III) i ich aglomeratów z Fe(OH)₃ oraz sedymentacją części tych nieorganicznych połączeń fosforu. Stopień zmniejszenia zawartości związków żelaza ogólnego zmienił się w zakresie 24,7–91,0%, a jonów fosforanowych ogólnie zwiększał się wraz ze wzrostem ich ilości w ujmowanej wodzie (rys. 2). Podobną prawidłowość stwierdzono w przypadku usuwania jonów fosforanowych z wody zmieszanej (napowietrzanej wody podziemnej i wody powierzchniowej po procesie mikrocedzenia) w procesie koagulacji kontaktowej siarczanem



Rys. 2. Skuteczność usuwania jonów fosforanowych z wody w procesie napowietrzania

Fig. 2. Efficiency of phosphate ion removal from water by aeration process

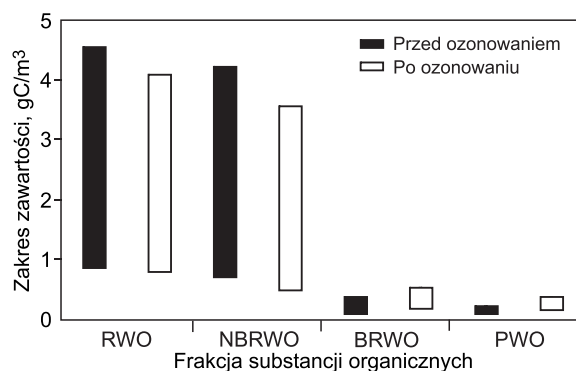
żelaza(III) [20]. Dalsze zmniejszenie zawartości jonów fosforanowych (o $0,02 \div 0,19 \text{ gPO}_4^{3-}/\text{m}^3$) spowodowała filtracja wody przez złoża piaskowe, zapewniająca usunięcie trudno rozpuszczalnych połączeń, w tym fosforanów żelaza(III), których skuteczność sedimentacji w zbiorniku wody napowietrzanej była mała z uwagi na bardzo krótki (do 7 min) czas przetrzymania wody (tab. 1). Nie można jednak wykluczyć asymilacji części jonów fosforanowych przez mikroorganizmy autotroficzne obecne w piaskowych złożach filtracyjnych. W 9 próbkach filtratu pozostała zawartość jonów PO_4^{3-} była mniejsza od wartości granicznej w wodzie stabilnej biologicznie. Rezultatem filtracji przez złożo piaskowe było także zmniejszenie ilości azotu nieorganicznego (o $0,06 \div 0,22 \text{ gN}/\text{m}^3$), w tym głównie jonów amonowych (o $0,03 \div 0,20 \text{ gN}/\text{m}^3$). Wszystkie próbki filtratu zawierały jednak azot nieorganiczny w ilości większej niż $0,2 \text{ gN}/\text{m}^3$. Zarówno zmniejszenie zawartości jonów PO_4^{3-} , jak i NH_4^+ w filtracie było wprost proporcjonalne do ich ilości w wodzie dopływającej na złoża piaskowe, co obrazują równania ($n=22$):

$$\Delta[\text{PO}_4^{3-}] = 0,704[\text{PO}_4^{3-}]_o - 0,011 \quad (r=0,931, p>0,99) \quad (1)$$

$$\Delta[\text{NH}_4^+] = 0,521[\text{NH}_4^+]_o \quad (r=0,625, p>0,90) \quad (2)$$

Proces ten praktycznie nie zmienił zawartości organicznych substancji pokarmowych. Maksymalne zmniejszenie ilości BRWO (stwierdzone w dwóch próbkach wody) wynosiło zaledwie 10,3%, a PWO jedynie 4%. Eliminacja z wody nieorganicznych substancji biogenych oraz brak lub tylko śladowe zmniejszenie zawartości BRWO i PWO, przy jednoczesnym zużyciu tlenu rozpuszczonego (do $1,55 \text{ gO}_2/\text{m}^3$) pozwalają sądzić, że w piaskowych złożach filtracyjnych były obecne mikroorganizmy autotroficzne, a wśród nich bakterie nityfikacyjne. Rozwój tych mikroorganizmów w piaskowych złożach filtracyjnych umożliwiły płukanie złożeń piaskowych wodą pozbawioną środków dezynfekcyjnych oraz mała prędkość filtracji [21–23].

Proces ozonowania, bez względu na dawkę ozonu i czas jego kontaktu z oczyszczaną wodą, nie zmienił zawartości nieorganicznych substancji pokarmowych w zdecydowanej większości próbek wody, a w przypadku pozostałych próbek zmiany te mieściły się w granicach błędów analizy. Odmienny był skutek działania ozonu w odniesieniu do rozpuszczonych substancji organicznych. Utlenianie chemiczne zmniejszyło zawartość RWO i NBRWO w wodzie oraz zwiększyło ilości BRWO i PWO (rys. 3), a tym samym średni udział BRWO w RWO z 10,7% do 18,3%. Stwierdzony większy ubytek NBRWO ($0,13 \div 0,64 \text{ gC}/\text{m}^3$) niż RWO ($0,02 \div 0,46 \text{ gC}/\text{m}^3$) wynikał z faktu, iż poza pożądaną



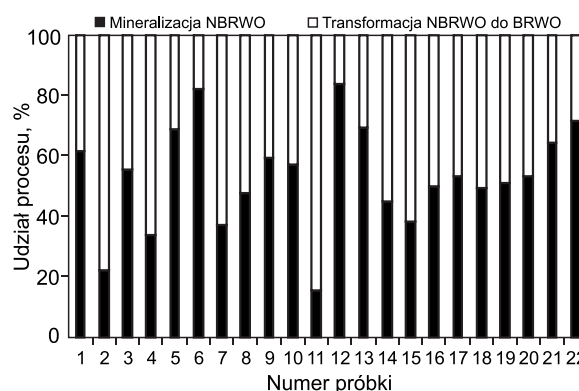
Rys. 3. Wpływ ozonowania na zawartość RWO i jego frakcji w wodzie

Fig. 3. Effect of ozonation on the concentrations of DOC and its fractions in water

degradacją NBRWO do BRWO (w wodzie dopływającej na biologicznie aktywne złoża adsorpcyjne) ozonowanie zapewniło również mineralizację części NBRWO. Zmniejszenie zawartości refrakcyjnych rozpuszczonych substancji organicznych ($\Delta[\text{NBRWO}]$) zwiększało się wraz z rosnącą ich ilością w wodzie przed ozonowaniem ($[\text{NBRWO}]_o$), co obrazuje równanie ($n=22$):

$$\Delta[\text{NBRWO}] = 0,135[\text{NBRWO}]_o + 0,032 \quad (r=0,87, p>0,95) \quad (3)$$

Mineralizację refrakcyjnych substancji organicznych (tanin, kwasu galusowego) ozonem stwierdzili również inni badacze [10, 24]. Analiza wyników badań wykazała, że w 14 z 22 próbek wody udział mineralizacji NBRWO w całkowitym zmniejszeniu jego zawartości był większy niż transformacji NBRWO do BRWO (rys. 4).



Rys. 4. Udział mineralizacji NBRWO i transformacji do BRWO w całkowitym zmniejszeniu zawartości NBRWO

Fig. 4. Proportions of mineralized NBDODC and NBDODC converted to BRWO in total NBDODC removed

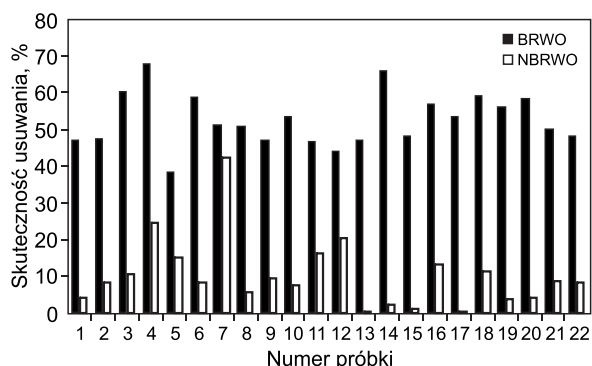
Wzrost zawartości PWO w próbkach nr 8–16 zmieniła się w zakresie $76,8 \div 216,8\%$ i był wyraźnie większy niż w przypadku BRWO ($22,9 \div 75,9\%$). W pozostałych próbkach wody ozonowanie zwiększyło ilość BRWO maksymalnie o 170,7%. Nie stwierdzono jednoznacznego wpływu dawki ozonu i jego zużycia (wynoszącego średnio 99,3% dodanej ilości) na zmiany zawartości frakcji RWO w wodzie. Przyczyną braku takiej zależności były różne zawartości, rodzaj, struktura i reaktywność z ozonem [25] substancji występujących w oczyszczanej wodzie, jej temperatura oraz wartości parametrów technologicznych procesu ozonowania.

Filtracja wody przez biologicznie aktywne złoża adsorpcyjne zapewniła usunięcie zarówno biodostępnych (PWO, BRWO), jak i refrakcyjnych (NBRWO) rozpuszczonych

Tabela 3. Usuwanie substancji biogenych z wody na biologicznie aktywnych złożach węglowych
Table 3. Removal of biogenic substances using biologically active carbon beds

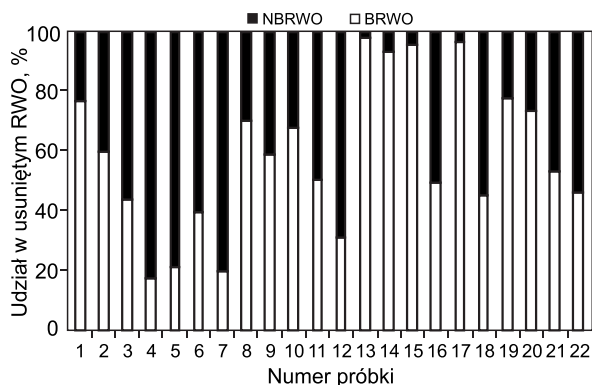
Wskaźnik	Skuteczność usuwania	
	g/m ³	%
RWO	0,150±0,780	7,9±43,8
NBRWO	0,030±0,635	0,2±44,8
BRWO	0,128±0,280	44,1±76,0
PWO	0,058±0,204	27,9±72,9
N _{norg}	0,010±0,270	3,6±43,9
NO ₃ ⁻ (jako N)	śl.±0,230	≤44,8
NH ₄ ⁺ (jako N)	śl.±0,090	≤81,8
PO ₄ ³⁻ (jako PO ₄ ³⁻)	śl.±0,070	≤87,5

substancji organicznych, a także zmniejszenie zawartości nieorganicznych substancji pokarmowych. Stopień usunięcia BRWO z wody był wyraźnie większy niż NBRWO (tab. 3, rys. 5), mimo że ilość niebiodegradowalnych rozpuszczonych substancji organicznych w wodzie po ozonowaniu była 1,7÷13,1-krotnie większa niż frakcji biodegradowalnej. Porównanie udziału usuniętych ilości NBRWO i BRWO w zmniejszeniu zawartości RWO (rys. 6) wskazuje, że o eliminacji rozpuszczonych substancji organicznych z 12 próbek wody decydowały biochemiczny rozkład oraz adsorpcja BRWO.



Rys. 5. Skuteczność usuwania BRWO i NBRWO w procesie filtracji przez biologicznie aktywne złoża węglowe

Fig. 5. BDOC and nBDOC removal by filtration through bioactive adsorption beds



Rys. 6. Udział NBRWO i BRWO w usuniętym RWO

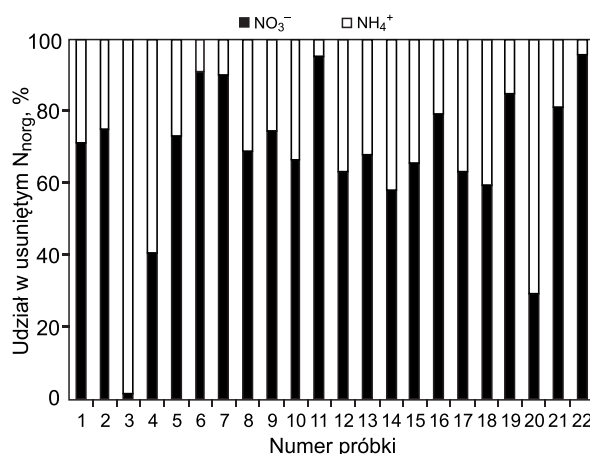
Fig. 6. Proportions of nBDOC and BDOC in DOC removed

Podobną prawidłowość stwierdzono w przypadku wody powierzchniowej oczyszczanej w procesie ozonowania i filtracji przez biologicznie aktywne złoża adsorpcyjne [26]. Uwzględniając jednak zmniejszenie zawartości NBRWO i BRWO w wodzie, to w przypadku tylko kilku próbek (nr 4–7 i 12) było ono większe w odniesieniu do NBRWO. Próbki te charakteryzowały się jednak niższą temperaturą (8,8÷9,9°C), powodującą mniejszą aktywność biomasy w biodegradacji BRWO [9,22] oraz większą zawartością NBRWO niż BRWO.

Procesy adsorpcji oraz biochemicznego rozkładu zachodzące w biologicznie aktywnych złożach węglowych zapewniły znaczne usunięcie organicznych substancji pokarmowych (BRWO – 44,1±76,0%, PWO – 27,9±58,3%), które jednak, z uwagi na pozostałe zawartości BRWO i PWO (odpowiednio aż w 7 i 9 próbkach wody), było niewystarczające do spełnienia wymagań stawianych wodzie stabilnej biologicznie.

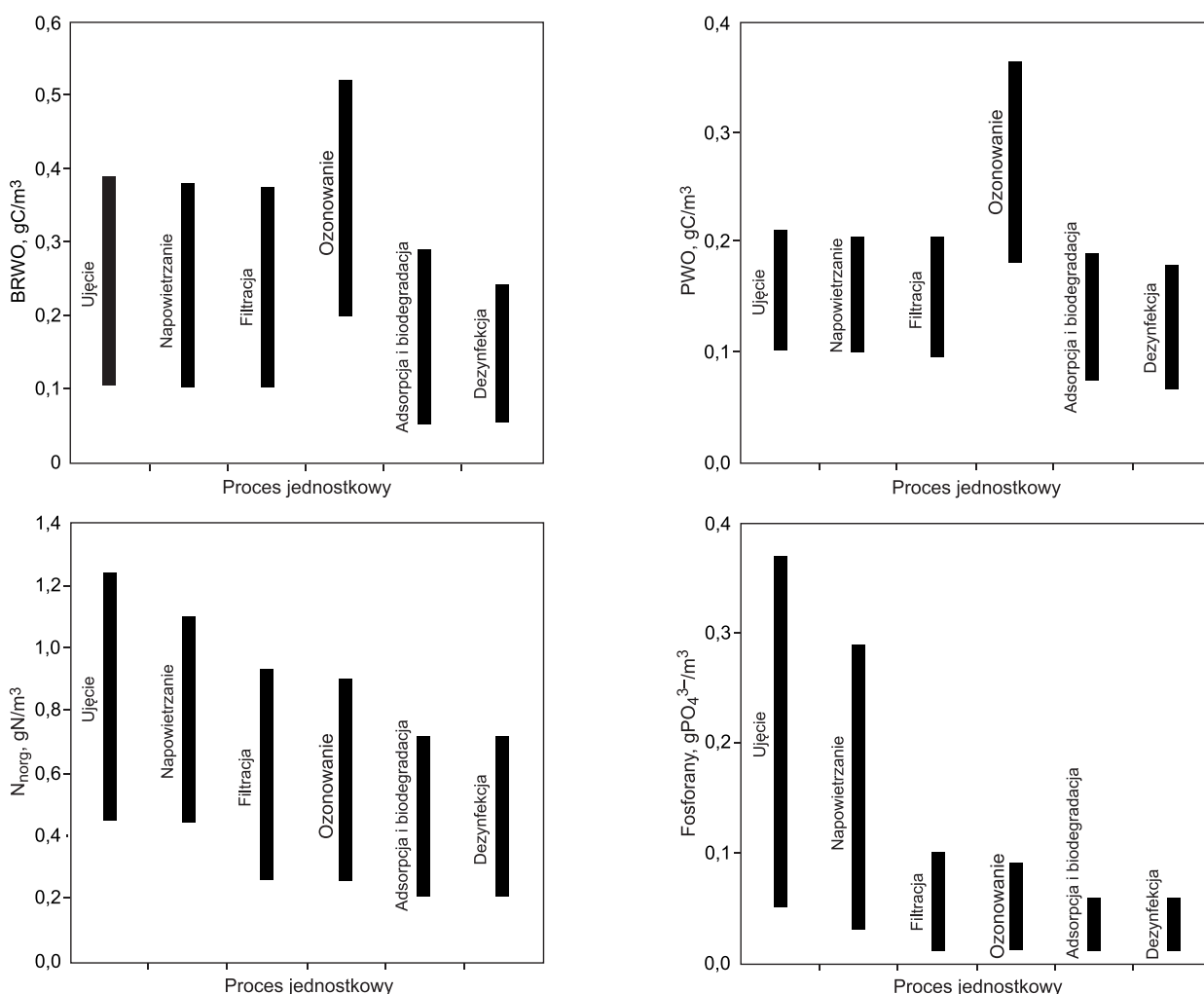
Ocena łącznej skuteczności procesów ozonowania i filtracji przez biologicznie aktywne złoża adsorpcyjne wykazała, że w jednej oraz w czterech próbkach wody zawartości odpowiednio BRWO i PWO były większe niż po filtracji przez piaskowe złoża filtracyjne. Taką samą prawidłowość stwierdzili również autorzy pracy [11]. Wzrost zawartości BRWO, a głównie PWO mógł być spowodowany wypłukaniem do wody produktów przemian metabolicznych mikroorganizmów zasiedlających złoża granulowanego węgla aktywnego [10]. Zjawiska zachodzące w biologicznie aktywnych złożach adsorpcyjnych zapewniły również usunięcie z wody nieorganicznych substancji pokarmowych (tab. 3). Zmniejszenie zawartości jonów NH₄⁺ do 0,09 gN/m³ (o 81,8%) było wynikiem procesu nityfikacji oraz zużycia tego biogenu przez biomasę zasiedlającą filtry węglowe. Pomimo że w większości próbek wody zmniejszenie ilości jonów NH₄⁺ było większe niż jonów NO₃⁻ (44,8%), to o ilości usuniętego azotu nieorganicznego (0,01±0,27 gN/m³) w 86,3% próbek decydowała eliminacja azotanów (rys. 7), których zawartość w wodzie dopływającej na złoża węglowe była wielokrotnie (2,4÷44,0) większa niż jonów amonowych.

Skuteczność zmniejszenia zawartości azotu nieorganicznego w wodzie była zbyt mała w aspekcie jej stabilności biologicznej, gdyż jego pozostała ilość zmieniała się w zakresie 0,21±0,73 gN/m³ i była większa od wartości



Rys. 7. Udział jonów azotanowych i amonowych w usuniętym azocie nieorganicznym

Fig. 7. Proportions of nitrate ions and ammonium ions in inorganic nitrogen removed



Rys. 8. Zakresy zawartości substancji pokarmowych w wodzie po kolejnych procesach jej oczyszczania

Fig. 8. Ranges of biogenic substance concentrations in water, measured after particular unit processes of the treatment train applied

uznawanej za graniczną. Usunięta ilość jonów fosforanowych była mniejsza niż azotu nieorganicznego (tab. 3), lecz tylko w dwóch próbkach wody ich pozostała zawartość była większa niż 0,01 gP/m³. Dezynfekcja wody nie zmieniła zawartości nieorganicznych substancji pokarmowych w wodzie i spowodowała nieznaczne zmniejszenie ilości biodegradowalnych substancji organicznych. Zmniejszenie ilości BRWO jedynie w 8 próbkach wody przekroczyło 10% i zmieniało się w zakresie 11,0÷32,5%. Nie stwierdzono wzrostu zawartości NBRWO świadczącego o powstaniu chlorowanych związków organicznych, a zwiększenie ilości BRWO o 15,1% miało miejsce tylko w jednej próbce wody. Brak wzrostu zawartości BRWO i PWO, stwierdzony przez autorów prac [8, 11, 27–29], mógł być spowodowany krótkim czasem kontaktu oczyszczanej wody ze środkami dezynfekcyjnymi.

Porównanie zawartości nieorganicznych i organicznych substancji pokarmowych (rys. 8) w ujmowanej wodzie oraz po kolejnych procesach jej oczyszczania wykazało, że jakkolwiek w ocenianym układzie technologicznym zmniejszyła się ilość substancji biogennych, to jednak w stopniu niewystarczającym do zapewnienia stabilności biologicznej wody oczyszczonej. O braku tej stabilności decydowała przede wszystkim zbyt mała skuteczność usuwania azotu nieorganicznego oraz przyswajalnego węgla organicznego.

Wnioski

♦ Ujmowana woda zawierała zmienne ilości nieorganicznych i organicznych substancji pokarmowych i charakteryzowała się brakiem stabilności biologicznej.

♦ O zawartości jonów fosforanowych w wodzie oczyszczonej decydowały głównie procesy fizyczne (napowietrzanie i filtracja przez złoża piaskowe) zapewniające wytrącenie i usunięcie z wody trudno rozpuszczalnych połączeń tych jonów z żelazem(III).

♦ Proces ozonowania zapewnił transformację refrakcyjnych rozpuszczonych substancji organicznych do form biodegradowalnych oraz mineralizację części NBRWO, natomiast nie zmienił zawartości azotu nieorganicznego i jonów fosforanowych w wodzie.

♦ Największą skuteczność usuwania biodostępnych rozpuszczonych substancji organicznych z wody zapewniły adsorpcja i biodegradacja zachodzące w biologicznie aktywnych złożach adsorpcyjnych.

♦ Dezynfekcja wody tylko nieznacznie w jednej próbce zwiększyła ilość BRWO, a w pozostałych spowodowała niewielki ubytek BRWO i PWO, pozostając bez wpływu na zawartość nieorganicznych substancji pokarmowych.

♦ Analizowany układ technologiczny oczyszczania wody zmniejszył potencjał wzrostu mikroorganizmów, lecz w świetle wymagań stawianych wodzie stabilnej biologicznie był niewystarczająco skuteczny w usuwaniu głównie azotu nieorganicznego oraz PWO.

LITERATURA

1. A.L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2009.
2. B. KOŁWZAN: Analiza zjawiska biofilmu – warunki jego powstawania i funkcjonowania. *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 4, ss. 3–14.
3. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Główne przyczyny wtórnego zanieczyszczenia wody w systemie dystrybucji. *Ochrona Środowiska* 2006, vol. 28, nr 4, ss. 29–34.
4. L.J. HEM, H. EFRAIMSEN: Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 4, pp. 1106–1110.
5. J.P. CHANDY, M.L. ANGELS: Determination of nutrients limiting biofilm formation and the subsequent impact on disinfectant decay. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 11, pp. 2677–2682.
6. 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.
7. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Wpływ wybranych procesów oczyszczania wody na zmiany jej stabilności biologicznej. Inst. Inż. Ochr. Środow. PWr, raport SPR nr 115/2010/S-012, Wrocław 2010 (praca niepublikowana).
8. C.J. VOLK, M.W. LECHEVALLIER: Effects of conventional treatment on AOC and BDOC levels. *Journal American Water Works Association* 2002, Vol. 94, No. 6, pp. 112–123.
9. J. SOHN, G. AMY, Y. YOON: Process-train profiles of NOM through a drinking water treatment plant. *Journal American Water Works Association* 2007, Vol. 99, No. 6, pp. 145–153.
10. F. RIBAS, J. FRIAS, J.M. HUGUET, F. LUCENA: Efficiency of various water treatment processes in the removal of biodegradable and refractory organic matter. *Water Research* 1997, Vol. 31, No. 3, pp. 639–649.
11. M.J. LEHTOLA, I.T. MIETTINEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during drinking water treatment processes. *Water Research* 2002, Vol. 36, No. 15, pp. 3681–3690.
12. P. NIQUETTE, P. SERVAIS, R. SAVOIR: Bacterial dynamics in the drinking water distribution system of Brussels. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 3, pp. 675–682.
13. V. JEGATHEESAN, G. KASTL, I. FISHER, J. CHANDY, M. ANGLES: Modeling bacterial growth in drinking water: Effect of nutrients. *Journal American Water Works Association* 2004, Vol. 96, No. 5, pp. 129–141.
14. M.J. LEHTOLA, I.T. MIETTINEN, T. LAMPOLA, A. HIRVONEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Pipeline materials modify the effectiveness of disinfectants in drinking water distribution system. *Water Research* 2005, Vol. 39, No. 10, pp. 1962–1971.
15. M.J. LEHTOLA, I.T. MIETTINEN, T. LAMPOLA, T. VARTIAINEN, T. MYLLYKANGAS, P.J. MARTIKAINEN: Microbially available organic carbon, phosphorus and microbial growth in ozonated drinking water. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 7, pp. 1635–1640.
16. M.J. LEHTOLA, I.T. MIETTINEN, M.M. KEINANEN, T. KEKKI, O. LAINE, A. HIRVONEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Microbiology and biofilm development in a pilot drinking water distribution system with copper and plastic pipes. *Water Research* 2004, Vol. 38, No. 17, pp. 3769–3779.
17. T.M. TRACZEWSKA, M. SITARSKA: Development of biofilm on synthetic polymers used in water distribution. *Environment Protection Engineering* 2009, Vol. 35, No. 1, pp. 151–159.
18. M.W. LECHEVALLIER: The case for maintaining a disinfectant residual. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 86–94.
19. I.T. MIETTINEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Phosphorus and bacterial growth in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology* 1997, Vol. 63, No. 8, pp. 3242–3245.
20. M. WOLSKA: Skuteczność koagulacji i sedymentacji w usuwaniu substancji biogenych. *Przemysł Chemiczny* 2008, vol. 87, nr 5, ss. 619–622.
21. E.C. WERT, J.J. NEEMANN, D.J. REXING, R.E. ZEGERS: Biofiltration for removal of BOM and residual ammonia following control of bromate formation. *Water Research* 2008, Vol. 42, No. 1–2, pp. 372–378.
22. M.B. EMELKO, P.M. HUCK, B.M. COFFEY, E.F. SMITH: Effects of media, backwash and temperature on full-scale biological filtration. *Journal American Water Works Association* 2006, Vol. 98, No. 12, pp. 61–73.
23. A. ANDERSSON, P. LAURENT, A. KIHN, M. PREVOST, P. SERVAIS: Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 12, pp. 2923–2934.
24. D.P. SAROJ, A. KUMAR, P. BOSE, V. TARE, Y. DHO-PAVKAR: Mineralization of some natural refractory organic compounds by biodegradation and ozonation. *Water Research* 2005, Vol. 39, No. 8, pp. 1921–1933.
25. J.I. WEISHAAR, G.R. AIKEN, B.A. BERGAMASHI, M.S. FRAM, R. FUJII, K. MOPPER: Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science and Technology* 2003, Vol. 37, No. 20, pp. 4702–4708.
26. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Efficiency of ozonation followed by filtration through a biologically active adsorption bed at removing biogenic organic substances from surface water. *Environment Protection Engineering* 2012, Vol. 38, No. 2, pp. 19–28.
27. W. LIU, H. WU, Z. WANG, S.L. ONG, J.Y. HU, J.Y. HU, W.J. NG: Investigation of assimilable organic carbon (AOC) and bacterial regrowth in drinking water distribution system. *Water Research* 2002, Vol. 36, No. 4, pp. 891–898.
28. U. RACZYK-STANISŁAWIAK, J. ŚWIETLIK, A. DĄBROWSKA, J. NAWROCKI: Biodegradability of organic by-products after natural organic matter oxidation with ClO₂ – case study. *Water Research* 2004, Vol. 38, No. 4, pp. 1044–1054.
29. M. POLANSKA, K. HUYSMAN, C. van KEER: Investigation of assimilable organic carbon (AOC) in Flemish drinking water. *Water Research* 2005, Vol. 39, No. 11, pp. 2259–2266.

Swiderska-Bróz, M., Wolska, M. Variations in the Biostability of Infiltration Water in the Treatment Train. *Ochrona Środowiska* 2012, Vol. 34, No. 4, pp. 63–68.

Abstract: Variations in water biostability were tested under actual full-scale conditions, where infiltration water was treated using a treatment train composed of aeration, rapid sand filtration, ozonation, adsorption onto biologically active filters, and alkalization–disinfection. The technological processes involved differed in the removal efficiency of organic and inorganic biogenic substances, which was influenced by a diversity of factors. Biodegradable

organic substances were most effectively removed during filtration through biologically active granular carbon, and phosphate ions during sedimentation after aeration, as well as during filtration through sand beds. However, the investigated technological train for infiltration water failed to provide the biostability desired, which is attributable to the insufficient removal of biogenic substances in general, and inorganic nitrogen in particular.

Keywords: Water treatment, biogenic substances, dissolved organic carbon, biodegradable, nonbiodegradable, assimilable organic carbon.