

Małgorzata Wolska, Marek Molczan

Ocena stabilności wody wprowadzanej do sieci wodociągowej

O jakości wody wodociągowej, zgodnie z obowiązującymi przepisami, decyduje jej skład w miejscu czerpania przez odbiorców [1,2]. Oznacza to, że na przedsiębiorstwach wodociągowych spoczywa odpowiedzialność za ograniczenie zjawiska wtórnego zanieczyszczenia wody w sieci wodociągowej, stwierdzanego powszechnie w wielu systemach dystrybucji na świecie [3–7]. Jako główną przyczynę zmian składu wody podczas jej transportu w sieci uznaje się, poza stanem technicznym samej sieci [8], brak stabilności wody opuszczającej zakład wodociągowy [9]. Zatem uzyskanie składu wody zapewniającego jej stabilność chemiczną i biologiczną w miejscu wprowadzania jej do sieci jest warunkiem koniecznym – jednak niewystarczającym – do tego, aby zapobiec wtórnemu zanieczyszczeniu wody w systemie dystrybucji.

Woda stabilna chemicznie, niezależnie od rodzaju materiału, z którego wykonane są przewody wodociągowe, nie powoduje powstawania osadów na ich wewnętrznych powierzchniach oraz nie powoduje niszczenia tych przewodów. Ze względu na liczbę czynników wpływających na przebieg reakcji składników wody z materiałem przewodów wodociągowych, bardzo trudno jest jednoznacznie określić wymagania dotyczące stabilności chemicznej wody. Do najważniejszych czynników decydujących o stabilności chemicznej wody zalicza się zawartość takich składników, jak agresywny dwutlenek węgla, tlen rozpuszczony, siarczany, chlorki oraz środki dezynfekcyjne, a także utrzymanie równowagi węglanowo-wapniowej [10]. Mnogość czynników wpływających na poziom agresywności wody w stosunku do przewodów wodociągowych była przyczyną opracowania różnych wskaźników, które z mniejszą lub większą dokładnością umożliwiają wstępną ocenę rodzaju interakcji pomiędzy przepływającą wodą a przewodami wodociągowymi. Do najczęściej stosowanych należą takie wskaźniki, jak Langeliera, Ryznara i Riddicka oraz wskaźnik agresywności kwasowęglowej [11–14].

Konsekwencją wprowadzania do sieci dystrybucyjnej wody niestabilnej chemicznie jest korozja elektrochemiczna przewodów wodociągowych oraz przechodzenie jej produktów do przepływającej wody [15,16]. Najczęściej w takim przypadku woda zostaje zanieczyszczona związkami metali, z których wykonana jest sieć wodociągowa, czego widoczną konsekwencją jest zwiększenie mętności i intensywności barwy przepływającej wody. Woda o właściwościach korozyjnych może również prowadzić do

uwalniania osadów zdeponowanych wewnątrz przewodów wodociągowych, a wraz z nimi zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych [17].

Za wodę stabilną biologicznie uznaje się taką, która nie zawiera mikroorganizmów oraz nie podtrzymuje ich rozwoju w sieci wodociągowej. Stabilność biologiczna wody jest uwarunkowana nie tylko zawartością azotu nieorganicznego i fosforu, ale również organicznych substratów pokarmowych [18,19]. Według licznych badań o intensywności rozwoju mikroorganizmów w sieci wodociągowej decyduje obecność biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego (BRWO), a więc frakcji łatwo przyswajanej przez organizmy heterotroficzne [20–22]. Niestety dążenie do realnego ograniczenia wtórnego rozwoju mikroorganizmów w sieci wodociągowej wiąże się z koniecznością zapewnienia skrajnie małej zawartości substratów pokarmowych, co jest bardzo trudne, zwłaszcza w konwencjonalnych układach oczyszczania wody [23,24]. Konsekwencją braku stabilności biologicznej jest rozwój biofilmu wewnątrz przewodów wodociągowych oraz wtórne skażenie wody bakteriami, w tym chorobotwórczymi i lekoopornymi [25–27].

Jednoczesne zapewnienie stabilności chemicznej i biologicznej wody jest tym trudniejsze, że niekiedy wymaga przeciwnych działań, na przykład obecność pozostałego środka dezynfekcyjnego powoduje wzrost korozyjności wody w stosunku do większości materiałów, z których wykonywane są przewody wodociągowe [28], a jednocześnie jego obecność jest konieczna, ponieważ zmniejsza potencjał wtórnego rozwoju mikroorganizmów w wodzie [29]. Co więcej, wodę w sieci dystrybucyjnej cechuje dynamiczna zmienność stanów – stabilność i niestabilność występują naprzemiennie. Brak stabilności chemicznej może oznaczać zarówno zdolność do deponowania zanieczyszczeń w przewodach, jak i ich rozpuszczanie i unoszenie oraz cechować się zróżnicowaną intensywnością. Cykle wytrącania i unoszenia zanieczyszczeń mogą cechować nawet wodę średnio stabilną. Trwałej stabilności wody wodociągowej nie sprzyja także niestabilność warunków hydraulicznych, która jest nieodłączną cechą systemów wodociągowych, zwłaszcza zasilanych pompowo [30].

W związku z tym zasadne wydaje się zarówno monitorowanie jakości wody wprowadzanej do sieci wodociągowej w kontekście jej stabilności, jak i optymalizacja jednostkowych procesów oczyszczania wody niezbędna do uzyskania jej stabilności, a nie tylko zapewnienie składu określonego wymaganiami stawianymi wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. W dalszej perspektywie zasadne wydaje się również monitorowanie stabilności wody w sieci

wodociągowej, ponieważ nawet stabilność wody zasilającej system wodociągowy nie gwarantuje zachowania tego stanu we wszystkich odcinkach sieci.

Celem prezentowanych badań było określenie poziomu stabilności wody wprowadzanej do sieci dystrybucyjnej oraz ocena czynników, które o tym decydują.

Przedmiot i metody badań

Badania oceny stopnia stabilności chemicznej i biologicznej wody przeprowadzono w trzech zakładach wodociągowych ujmujących wody o zróżnicowanym pochodzeniu, tj. infiltracyjną (W_I), powierzchniową (W_P), i zmieszaną (W_Z). Woda powierzchniowa poddawana była procesom koagulacji, sedymentacji, filtracji pospiesznej przez złoża piaskowe, ozonowaniu pośredniemu, filtracji przez aktywne biologicznie złoża z granulowanego węgla aktywnego, alkalizacji oraz dezynfekcji. Woda infiltracyjna po napowietrzaniu i filtracji pospiesznej przez wpracowane złoża piaskowe poddawana była również ozonowaniu i filtracji przez aktywne biologicznie złoża węglowe. Ostatnimi procesami jej oczyszczania były alkalizacja i dezynfekcja. Woda zmieszana (woda podziemna po napowietrzaniu z powierzchniową po mikrocedzeniu) oczyszczana była w procesach koagulacji kontaktowej, utleniania pośredniego, filtracji przez złoża piaskowe, filtracji przez złoża dolomitowe oraz alkalizacji i dezynfekcji. Do dezynfekcji w zakładach oczyszczania wody powierzchniowej i infiltracyjnej stosowane były zarówno chlor, jak i dwutlenek chloru, natomiast woda zmieszana dezynfekowana była wyłącznie dwutlenkiem chloru, a obecność chloru w wodzie oczyszczonej wynikała z jego stosowania w procesie utleniania pośredniego.

Regularnie, co dwa tygodnie, w pompowniach wody czystej analizowanych zakładów wodociągowych pobierano do badań próbki wody wprowadzanej do sieci dystrybucyjnej. Próbkę tę przewożono następnie do laboratorium w warunkach termostatycznych, a zawartość utleniaczy oraz wartości pH i temperatury wody mierzono w miejscu poboru. W próbkach oznaczano wartości wskaźników jakości wody decydujących zarówno o jej stabilności chemicznej, jak i biologicznej (pH, zasadowość ogólna, biodegradowalny rozpuszczony węgiel organiczny (BRWO), NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , O_2 , Cl_2 , ClO_2), a także świadczących o ogólnym zanieczyszczeniu wody (barwa, mętność, ogólny i rozpuszczony węgiel organiczny (OWO i RWO) oraz absorbancja w nadfiolecie ($\text{UV}_{254\text{nm}}$)).

Na podstawie otrzymanych wyników obliczono zawartości agresywnego dwutlenku węgla i azotu nieorganicznego ($[\text{N}]_{\text{n-org}} = [\text{NH}_4^+] + [\text{NO}_2^-] + [\text{NO}_3^-]$) oraz wartości wskaźników korozyjności wody Langeliera (I_L) i Ryznara (I_R), a także wskaźnika agresywności kwasowęglowej (I), ze wzorów:

$$I_L = [\text{pH}]_{\text{rz}} - [\text{pH}]_s \quad (1)$$

$$I_R = 2[\text{pH}]_s - [\text{pH}]_{\text{rz}} \quad (2)$$

$$I = \frac{([\text{CO}_2]_{\text{agr}})^2}{[\text{CO}_2]_{\text{zw}} + [\text{CO}_2]_{\text{agr}}} \quad (3)$$

w których:

$[\text{pH}]_{\text{rz}}$ – zmierzona wartość pH wody

$[\text{pH}]_s$ – wartość pH wody (o określonej zasadowości ogólnej) w stanie równowagi węglanowo-wapniowej

$[\text{CO}_2]_{\text{agr}}$ – zawartość agresywnego dwutlenku węgla, gCO_2/m^3

$[\text{CO}_2]_{\text{zw}}$ – zawartość związanego dwutlenku węgla, gCO_2/m^3

Wartości wszystkich wskaźników jakości wody oznaczane były zgodnie z obowiązującymi w Polsce normami, a zawartość BRWO jako różnica ilości RWO w próbkach wody przed i po inkubacji z mikroorganizmami charakterystycznymi w środowisku wodnym [31]. Za próbki stabilne chemicznie uznano takie, które były pozbawione agresywnego dwutlenku węgla, przy następujących wartościach wskaźników korozyjności: $I_L = 0,00 \pm 0,05$, $I_R = 6,82 \pm 0,1$ oraz $I = 1,00 \pm 0,1$. Graniczną zawartość substancji biogenych w wodzie w kontekście jej stabilności biologicznej przyjęto jako $[\text{BRWO}] = 0,25 \text{ gC}/\text{m}^3$, $[\text{N}]_{\text{n-org}} = 0,2 \text{ gN}/\text{m}^3$ i $[\text{PO}_4^{3-}] = 0,03 \text{ gPO}_4^{3-}/\text{m}^3$ na podstawie badań [32–34].

Wyniki badań

Ocena stopnia zanieczyszczenia wody

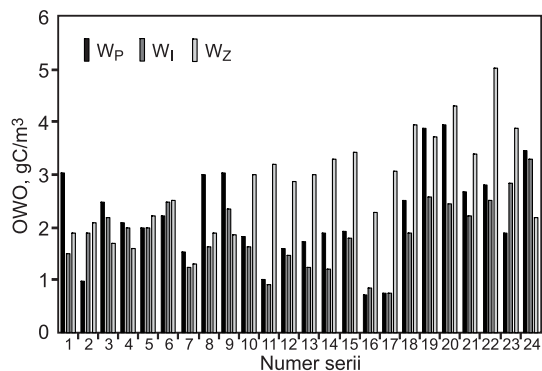
Zakresy wartości analizowanych wskaźników jakości oraz wartości wskaźników korozyjności wód wprowadzanych do badanych systemów dystrybucji przedstawiono w tabeli 1. W zestawieniu tym najmniej korzystnie wypadła woda zmieszana, a najlepiej woda infiltracyjna.

Tabela 1. Zakresy wartości wskaźników jakości próbek wody
Table 1. Value ranges of water quality indicators

Wskaźnik, jednostka	Woda infiltracyjna	Woda powierzchniowa	Woda zmieszana
Barwa, gPt/m^3	1,0÷4,7	1,2÷7,4	3,0÷13,0
Mętność, NTU	0,01÷0,05	0,01÷0,20	0,01÷0,80
Temperatura, °C	8,1÷16,3	0,2÷22,0	7,7÷17,0
pH	7,2÷7,9	7,2÷8,1	7,3÷7,9
Zasadowość ogólna, val/m^3	2,73÷3,36	2,26÷3,69	2,93÷3,35
Agresywny CO_2 , gCO_2/m^3	0,00÷0,80	0,00÷1,32	0,00÷1,80
Tlen rozpuszczony, gO_2/m^3	4,20÷17,79	5,55÷14,06	9,00÷12,21
OWO, gC/m^3	0,75÷3,30	0,70÷3,94	1,29÷5,03
RWO, gC/m^3	0,38÷3,30	0,65÷3,45	0,80÷4,93
BRWO, gC/m^3	0,05÷0,24	0,10÷0,34	0,11÷0,88
$\text{UV}_{254\text{nm}}^{1\text{m}}$	0,62÷4,40	0,88÷6,18	1,58÷7,58
SUVA, $\text{m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$	0,26÷3,71	0,39÷5,15	1,22÷7,19
Azot amonowy, gN/m^3	0,01÷0,11	0,01÷0,16	0,00÷0,45
Azotany, gN/m^3	0,16÷0,68	0,45÷3,68	0,35÷7,60
Azot nieorganiczny, gN/m^3	0,21÷0,70	0,51÷3,83	0,40÷7,63
Fosforany, $\text{gPO}_4^{3-}/\text{m}^3$	0,01÷0,06	0,00÷0,03	0,00÷0,06
Chlor, gCl_2/m^3	0,06÷0,61	0,21÷0,00	0,02÷0,70
Dwutlenek chloru, gClO_2/m^3	0,00÷0,18	0,97÷0,23	0,17÷0,44
Wskaźnik Langeliera (I_L)	-0,3÷0,3	-0,5÷0,4	-0,2÷0,3
Wskaźnik Ryznara (I_R)	7,33÷7,9	7,1÷8,4	7,3÷7,8
Wskaźnik agresywn. kwasowęglowej (I)	0,0÷0,1	0,0÷0,3	0,0÷0,3

OWO – ogólny węgiel organiczny, RWO – rozpuszczony węgiel organiczny, BRWO – biodegradowalny rozpuszczony węgiel organiczny, SUVA – absorbancja właściwa w nadfiolecie ($\lambda = 254 \text{ nm}$)

Pomimo zróżnicowanego stopnia zanieczyszczenia badanych wód wszystkie próbki (pochodzące z 24 serii pomiarowych pobranych na przestrzeni roku) wody powierzchniowej i infiltracyjnej oraz 95,8% próbek wody zmieszanej spełniały wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi [1, 2]. Jedyna próbka wody zmieszanej nie spełniająca tych wymagań charakteryzowała się większą niż dopuszczalna zawartością substancji organicznych. Ogólnie, to właśnie zawartość substancji organicznych charakteryzowała się największą zmiennością w czasie badań (rys. 1).



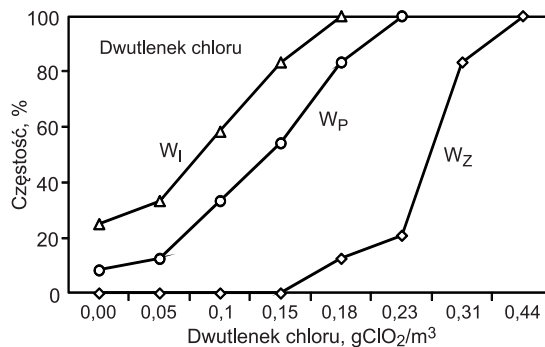
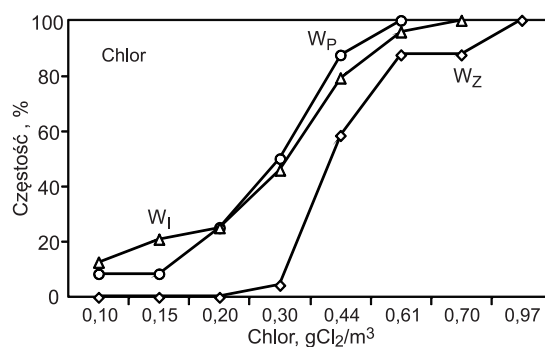
Rys. 1. Zawartość substancji organicznych w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej
Fig. 1. Organics content in the water introduced into the water supply network

We wszystkich rodzajach wód wśród substancji organicznych dominowała frakcja rozpuszczona (RWO) stanowiąca średnio 88,6%, 88,3% i 85,8% zawartości OWO, odpowiednio w wodzie infiltracyjnej, powierzchniowej i zmieszanej. O dużym udziale refrakcyjnych substancji organicznych w OWO świadczyły natomiast wartości absorbancji w nadfiolecie wszystkich rodzajów wody (tab. 1). Substancje organiczne zawarte we wszystkich wodach decydowały o intensywności barwy (B), co potwierdziły określone na poziomie ufności $\alpha=0,05$ odpowiednie korelacje liniowe: $B=1,3807[RWO]+0,6055$ (W_1), $B=1,8426[RWO]+1,0989$ (W_p) oraz $B=2,4843[RWO]+0,9039$ (W_z). Pozostałe analizowane wskaźniki jakości badanych wód charakteryzowały się znacznie mniejszą zmiennością w czasie, a ich wartości ogólnie malały zgodnie z szeregiem $W_z > W_p \gg W_1$.

Ocena stabilności chemicznej wody

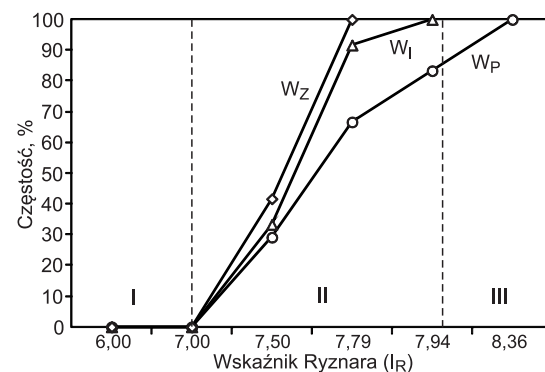
Wszystkie analizowane próbki wody charakteryzowały się dużą zawartością tlenu rozpuszczonego, którego średnia ilość, niezależnie od rodzaju wody, była zbliżona i wynosiła odpowiednio $10,8 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ (W_1), $11,2 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ (W_p) i $10,1 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ (W_z). Tak duża ilość tlenu może prowadzić do korozji elektrochemicznej i niszczenia metalowych przewodów wodociągowych, zwłaszcza że poza tlenem w wodach obecne były środki dezynfekcyjne (rys. 2), których agresywne oddziaływanie na przewody wodociągowe potwierdzają liczne badania [17, 18].

Większość próbek wody – 66,7% (W_1), 83,3% (W_p) i 79,2% (W_z) – nie zawierała agresywnego dwutlenku węgla, co przyczyniło się do braku agresywności kwasowęgłowej (tab. 1, rys. 6), przy czym 37,5% próbek wody powierzchniowej i zmieszanej oraz 8,3% próbek wody infiltracyjnej charakteryzowało się brakiem stabilności chemicznej ze względu na wartość indeksu Langeliera, co było równoznaczne z niekorzystnym oddziaływaniem wody na materiał przewodów wodociągowych lub osadów zgromadzonych w ich wnętrzu. O braku stabilności chemicznej



Rys. 2. Częstość występowania środka dezynfekcyjnego w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej (krzywe sumowe)
Fig. 2. The disinfectant prevalence in the water introduced into the water supply network (the cumulative frequency curves)

i korozyjnym charakterze wszystkich analizowanych próbek wody świadczyły natomiast wartości wskaźnika Ryznara (rys. 6), przy czym dwie próbki wody powierzchniowej charakteryzowały się znaczną korozyjnością ze względu na wartości I_R (rys. 3). Oznacza to, że wody oczyszczone charakteryzowały się ograniczoną korozyjnością wobec materiałów metalowych, które dominowały w strukturze materiałowej tych systemów dystrybucji.



Rys. 3. Częstość występowania granicznych wartości wskaźnika Ryznara (I – woda nie tworzy osadów, II – woda o wyraźnej agresywności korozyjnej, III – woda o znacznej agresywności korozyjnej) (krzywe sumowe)

Fig. 3. Prevalence of Ryznar index limit values (I – water is not scale forming, II – water of evident corrosion aggressiveness, III – water of significant corrosion aggressiveness) (the cumulative frequency curves)

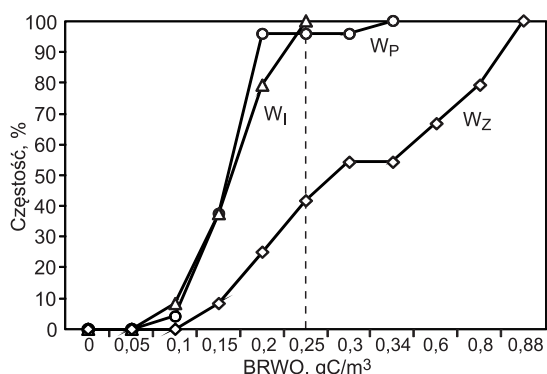
Ocena stabilności biologicznej wody

Niezależnie od pochodzenia wody wprowadzanej do sieci, zawierała ona wszystkie substancje pokarmowe niezbędne do rozwoju mikroorganizmów heterotroficznych, a zmienność ich ilości była zbliżona do ogólnego poziomu zanieczyszczenia wody. Ze względu na największą zmienność jakości wody zmieszanej, zwłaszcza w odniesieniu do

Tabela 2. Procentowy udział próbek wody stabilnej biologicznie ze względu na zawartość substratów pokarmowych
Table 2. The percentage share of biostable water samples according to the nutrient content

Wskaźnik	Woda infiltracyjna	Woda powierzchniowa	Woda zmieszana
BRWO	100%	96%	42%
Azot nieorg.	0%	0%	0%
Fosforany	96%	100%	96%

substancji organicznych, charakteryzowała się ona również największą zmiennością zawartości biodegradowalnej frakcji tych substancji (rys. 4), czego konsekwencją był największy udział próbek niestabilnych ze względu na zawartość BRWO w tej wodzie (tab. 2). Jedynie we wszystkich próbkach wody infiltracyjnej, charakteryzującej się najmniejszym zanieczyszczeniem, zawartość tej frakcji substancji organicznych była czynnikiem ograniczającym wtórny rozwój mikroorganizmów w sieci wodociągowej. Udział frakcji biodegradowalnej w RWO mieścił się w bardzo szerokich zakresach – $2,7 \div 44,7\%$ (W_I), $3,2 \div 31,8\%$ (W_P) oraz $3,7 \div 66,6\%$ (W_Z) – i nie zależał od ogólnego stanu zanieczyszczenia wody. Brak korelacji pomiędzy zawartością rozpuszczonego i biodegradowalnego węgla organicznego świadczył natomiast o braku możliwości oceny stabilności wody na podstawie łatwego w analizie wskaźnika, jakim jest RWO.



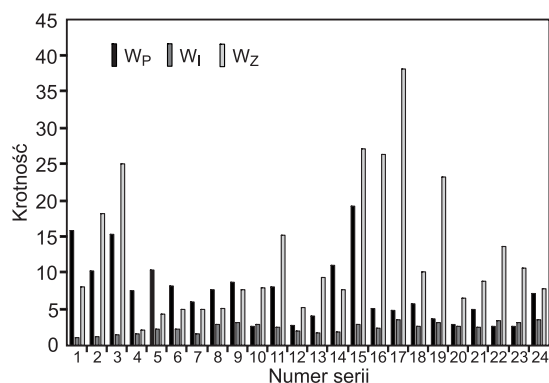
Rys. 4. Częstotliwość występowania biodegradowalnych substancji organicznych w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej (krzywe sumowe)

Fig. 4. Prevalence of biodegradable organic matter in the water introduced into the water supply network (the cumulative frequency curves)

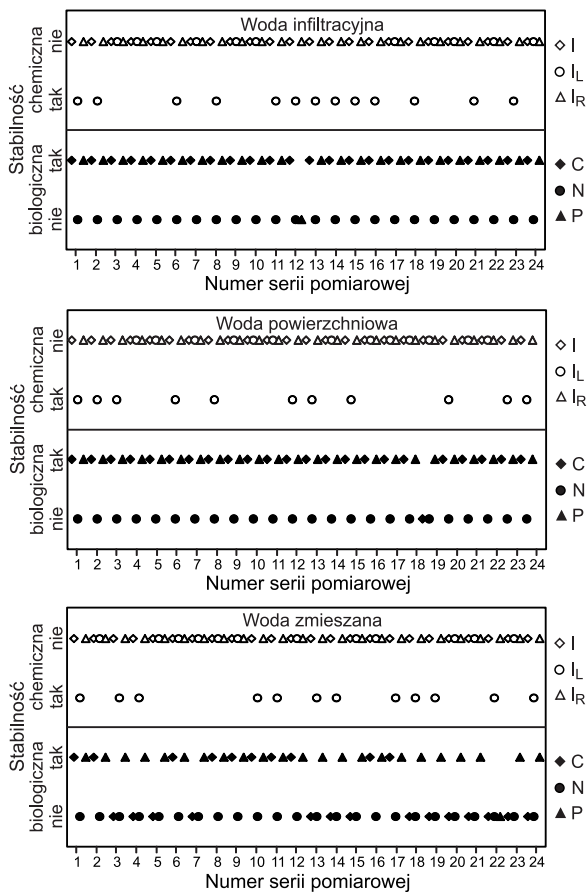
Innym – obok BRWO – wskaźnikiem pozwalającym na jakościową ocenę substancji organicznych zawartych w wodzie jest absorbancja właściwa w nadfiolecie (SUVA). Wartość tego wskaźnika również zmieniała się w szerokim zakresie, zwłaszcza w odniesieniu do wody zmieszanej, w przypadku której jego wartość maksymalna przekroczyła $7 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$. W każdym wypadku wartość absorbancji właściwej zależała od zawartości RWO w wodzie, przy czym zależność ta miała przebieg hiperboliczny (duże wartości SUVA były powiązane z małymi wartościami RWO). Oznaczało to, że w przypadku skutecznego usuwania zanieczyszczeń organicznych lub ich małej zawartości w ujmowanej wodzie, w wodzie oczyszczonej pozostawały głównie frakcje wielkocząsteczkowe, aromatyczne i zawierające wiązania podwójne, za usuwanie których odpowiedzialny jest przede wszystkim proces koagulacji (woda infiltracyjna nie była koagulowana). W przypadku

wody powierzchniowej i infiltracyjnej zauważono również pewien związek między zawartością BRWO i wartością SUVA – ilość BRWO malała wraz ze wzrostem wartości SUVA. Niewątpliwie frakcja biodegradowalna jest związana z małowcząsteczkowymi związkami organicznymi, niemniej z uwagi na odmienny charakter obu wskaźników (SUVA jest wskaźnikiem jakościowym, a BRWO ilościowym) ich wzajemne relacje powinny być poddane bardziej szczegółowemu analizom. W wodzie zmieszanej, w przypadku której zawartość frakcji biodegradowalnej RWO cechowała największa zmienność, nie stwierdzono podobnego związku, jednak i w tym wypadku występująca przez około 12 tygodni ekstremalnie duża zawartość BRWO (około $0,8 \text{ gC}/\text{m}^3$) była związana ze wskazującą na przewagę frakcji małowcząsteczkowej względnie małą wartością wskaźnika SUVA (około $1,7 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$).

We wszystkich wodach czynnikiem znacznie zmniejszającym wtórny rozwój mikroorganizmów była ilość jonów fosforanowych (tab. 1 i 2, rys. 6). Wynikało to z możliwości usuwania tych substratów pokarmowych w postaci trudno rozpuszczalnych fosforanów żelaza i/lub glinu. Również autorzy pracy [35] wykazali, że zawartość jonów fosforanowych była najczęstszym czynnikiem inhibującym rozwój mikroorganizmów i ograniczającym ich aktywność życiową. We wszystkich trzech rodzajach wód wśród nieorganicznych związków azotu dominowały jony azotanowe, których średni udział w azocie nieorganicznym wynosił odpowiednio 91,4% (W_I), 95,6% (W_P) i 94,9% (W_Z). Tak duży udział azotanów wskazywał na brak procesów zapewniających ich skuteczne usuwanie podczas oczyszczania wody przy jednoczesnej eliminacji jonów amonowych. Brak możliwości skutecznego usuwania azotanów w układach oczyszczania spowodował, że zawartość azotu nieorganicznego w wodach wprowadzanych do systemu dystrybucji była wielokrotnie większa od granicznej ($0,2 \text{ gN}/\text{m}^3$) w aspekcie wtórnego rozwoju mikroorganizmów (rys. 5). Oznaczało to, że w żadnej z próbek wody zawartość azotu nieorganicznego nie ograniczała wtórnego rozwoju mikroorganizmów (rys. 6). Również w pracy [24] wykazano, że zawartość azotu nieorganicznego jest niemal zawsze tym czynnikiem, który umożliwia rozwój mikroorganizmów. Niestabilność biologiczna była cechą każdej z badanych wód. Wtórny rozwój mikroorganizmów ograniczany był przede wszystkim przez zawartość fosforanów i w znacznie mniejszym stopniu przez zawartość BRWO (rys. 6). Dodatkowo obecność środka dezynfekcyjnego w wodach wprowadzanych do sieci wodociągowych (rys. 2) zmniejszała potencjał wtórnego rozwoju mikroorganizmów.



Rys. 5. Krotność przekroczenia zawartości azotu nieorganicznego inhibującego rozwój mikroorganizmów w wodzie ($0,2 \text{ gN}/\text{m}^3$)
Fig. 5. A factor of inorganic nitrogen content exceeding the limit value inhibiting the microbial growth in water ($0,2 \text{ gN}/\text{m}^3$)



Rys. 6. Zbiorcza ocena stabilności chemicznej (I, L, IR) i biologicznej (C, N, P) próbek wody

Fig. 6. The summary assessment of chemical stability (I, L, IR) and biostability (C, N, P) of the water samples

Niestety jego zawartość w wielu próbkach wody była niewystarczająca do inhibicji rozwoju biofilmu, co wynikało z jego reakcji z innymi zanieczyszczeniami zredukowanymi obecnymi w wodzie oraz osadach zgromadzonych wewnątrz przewodów wodociągowych.

Podsumowanie

Stabilność wody wprowadzanej do sieci wodociągowej jest równie istotna jak jej jakość zdrowotna, choćby dlatego, że brak stabilności wody nie gwarantuje zachowania jakości. Jednak kompleksowe uwzględnienie czynnika stabilności w prowadzeniu procesów technologicznych oczyszczania wody pozostaje nadal w sferze zamiarów. Aby stało się to faktem, technolog musi otrzymać wielowymiarowe narzędzie do oceny stabilności wody, które da jednoznaczną i bezzwłoczną informację. Przeprowadzone obserwacje potwierdzają, że zarówno w obszarze stabilności chemicznej, jak i biologicznej nie wypracowano wystarczająco precyzyjnego wskaźnika takiej oceny. Póki to nie nastąpi, do dyspozycji pozostaje wnioskowanie oparte na krytycznej analizie wielu wskaźników jednostkowych. Systematycznie zbieranie danych pozwalających na nawet niezbyt dokładną ocenę stabilności wody jest małym krokiem w kierunku budowy przyszłych standardów realnego działania w tym zakresie. Dokonane obserwacje pozwoliły na sformułowanie następujących tez:

♦ Woda oczyszczona nie zawierała agresywnego dwutlenku węgla, co oznaczało jej ograniczone agresywne oddziaływanie na przewody wodociągowe. Większość próbek

wody oczyszczonej charakteryzowała się ograniczoną korozyjnością ze względu na wartości wskaźnika Langeliera oraz wykazywała znaczną korozyjność z uwagi na wartość wskaźnika Ryznara. Na brak stabilności chemicznej wody wskazywały jedynie wartości wskaźnika Ryznara oraz duża zawartość utleniaczy.

♦ Zastosowane wskaźniki stabilności chemicznej wody nie dały podstaw do jednoznacznej oceny jej interakcji z materiałami, z których wykonano przewody wodociągowe. Mogło dochodzić do jednoczesnego rozpuszczania osadów (korozyjność wody) oraz ich tworzenia na powierzchni przewodów wodociągowych (przesycenie wody) w różnych fragmentach systemu dystrybucji.

♦ Obecność silnych utleniaczy w wodzie wprowadzanej do sieci dystrybucyjnej intensyfikuje agresywny charakter wody. Zawartość środków dezynfekcyjnych w wodzie oczyszczonej była zbyt mała do eliminacji zagrożenia wtórnym skażeniem mikrobiologicznym, ale wystarczająca do intensyfikacji procesów korozyjnych.

♦ Żadna z próbek wody nie była stabilna biologicznie, a w większości z nich zawartość fosforanów i biodegradowalnych substancji organicznych była czynnikiem ograniczającym wtórny rozwój mikroorganizmów.

♦ Zawartość rozpuszczonego węgla organicznego w wodzie wprowadzanej do systemu dystrybucji niestety nie może być wskaźnikiem umożliwiającym wstępną ocenę zawartości substancji biodegradowalnych.

♦ Skład wody wprowadzanej do sieci wodociągowej nie zapewnił eliminacji zagrożenia wtórnym zanieczyszczeniem z uwagi na brak równowagi węglanowo-wapniowej oraz zbyt dużą zawartość azotu nieorganicznego.

LITERATURA

1. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz. U. nr 61, poz. 417.
2. 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.
3. H. C. FLEMMING, S. L. PERCIVAL, J. T. WALKER: Contamination potential of biofilms in water distribution system. *Water Science and Technology: Water Supply* 2002, Vol. 2, No. 1, pp. 271–280.
4. T. PITKÄNEN, I. T. MIETTINEN, U. M. NAKARI, J. TAKKINEN, K. NIEMINEN, A. SIITONEN, M. KUUSI, A. HOLOPAINEN, M. L. HÄNNINEN: Fecal contamination of a municipal drinking water distribution system in association with *Campylobacter jejuni* infections. *Journal Water Health* 2008, Vol. 6, No. 3, pp. 365–376.
5. I. J. VREEBURG, J. B. BOXALL: Discolouration in potable water distribution systems: A review. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 3, pp. 519–529.
6. J. WRIGHT, S. GUNDRY, R. CONROY: Household drinking water in developing countries: A systematic review of microbiological contamination between source and point-of-use. *Tropical Medicine and International Health* 2004, Vol. 9, No. 1, pp. 106–117.
7. G. F. CRAUN, L. R. CALDERON: Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies. *Journal American Water Works Association* 2001, Vol. 93, No. 9, pp. 64–75.
8. C. M. MANUEL, O. C. NUNES, L. F. MELO: Dynamics of drinking water biofilm in flow/non-flow conditions. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 3, pp. 551–562.
9. S. SRINIVASAN, G. H. HARRINGTON: Biostability analysis for drinking water distribution systems. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 10, pp. 2127–2138.

10. A. PALOMO, M.T. BLANCO-VARELA, M.L. GRANIZO, F. PUERTAS, T. VAZQUEZ, M.W. GRUTZECK: Chemical stability of cementitious materials based on metakaolin. *Cement and Concrete Research* 1999, Vol. 29, No.7, pp. 997–1004.
11. W. DĄBROWSKI, R. BUCHTA, A. DĄBROWSKA, R.I. MACKIE: Calcium carbonate equilibria in water supply systems. *Environment Protection Engineering* 2010, Vol. 36, No. 2, pp. 75–94.
12. W. DĄBROWSKI: Długości odcinków przewodów wodociągowych poddanych jednorazowo cementyzacji a jakość wody. *Instal* 2011, nr 5, ss. 38–41.
13. M. SZOSTAKIEWICZ-HOŁOWNIA: Agresywność wód powierzchniowych i podziemnych zlewni Białego Potoku (Tatry Zachodnie). *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego* 2009, nr 436/2, ss. 515–521.
14. M. NIEDZIOŁEK, W. DĄBROWSKI, T. ŻABA, M. MCGARITY, K. GŁÓD: Charakterystyka awarii rurociągów tranzytowych na przykładzie przewodów biegnących z ujęcia w Dobczycach do Krakowa. *Czasopismo Techniczne. Środowisko* 2011, vol. 108, nr 1, ss. 147–160.
15. P. SARIN, V.L. SNOEYINK, D.A. LYTLE, W.M. KRIVEN: Iron corrosion scales: Model for scale growth, iron release, and colored water formation. *Journal of Environmental Engineering* 2004, Vol. 130, No. 4, pp. 364–373.
16. C. VOLK, E. DUNDORE, J. SCHIERMANN, M.W. LeCHEVALLIER: Practical evaluation of iron corrosion control in a drinking water distribution system. *Water Research* 2000, Vol. 34, No. 6, pp. 1967–1974.
17. J. WINGENDER, H.C. FLEMMING: Contamination potential of drinking water distribution network biofilms. *Water Science and Technology* 2004, Vol. 49, No. 11–12, pp. 277–286.
18. P.L. HADDIX, N.J. SHAW, M.W. LeCHEVALLIER: Characterization of bioluminescent derivatives of assimilable organic carbon test bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 2004, Vol. 70, No. 2, pp. 850–854.
19. 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.
20. M. SONDERGAARD, Y. WORM: Measurement of biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) in lake water with a bioreactor. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 10, pp. 2505–2513.
21. W. LIU, H. WU, Z. WANG, S.L. ONG, 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.
22. C.D. NORTON, M.W. LeCHEVALLIER, J.O. FALKINHAM: Survival of *Mycobacterium avium* in a model distribution system. *Water Research* 2004, Vol. 38, No. 6, pp. 1457–1466.
23. X. ZHAN, B. GAO, Q. YUE, B. LIU, X. XU, Q. LI: Removal natural organic matter by coagulation-adsorption and evaluating the serial effect through a chlorine decay model. *Journal of Hazardous Materials* 2010, Vol. 183, No. 1–3, pp. 279–286.
24. P.E. STACKELBERG, J. GIBBS, E.T. FURLONG, M.T. MEYER, S.D. ZAUGG, R.L. LIPPINCOTT: Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. *Science of the Total Environment* 2007, Vol. 377, No. 2–3, pp. 255–272.
25. B. KOLWZAN: Analiza zjawiska biofilmu – warunki jego powstawania i funkcjonowania (Analysis of biofilms – their formation and functioning). *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 4, ss. 3–14.
26. A.C. MARTINY, T.M. JØRGENSEN, H.J. ALBRECHTSEN, E. ARVIN, S. MOLIN: Long-term succession of structure and diversity of a biofilm formed in a model drinking water distribution system. *Applied and Environmental Microbiology* 2003, Vol. 69, No. 11, pp. 6899–6907.
27. M.J. LEHTOLA, I.T. MIETTINEN, M. MKEINÄNEN, T.K. KEKKI, O. LAINE, A. HIRVONEN, P.J. MARTIKAINEN: Microbiology, chemistry 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.
28. T.S. RAO, T.N. SAIRAM, B. VISWANATHAN, K.V.K. NAIR: Carbon steel corrosion by iron oxidising and sulphate reducing bacteria in a freshwater cooling system. *Corrosion Science* 2000, Vol. 42, No. 8, pp. 1417–1431.
29. J.H. RYU, L.R. BEUCHAT: Biofilm formation by *Escherichia coli* O157:H7 on stainless steel: Effect of exopolysaccharide and curli production on its resistance to chlorine. *Applied and Environmental Microbiology* 2005, Vol. 71, No. 1, pp. 247–254.
30. P. SERVAIS, A. ANZIL, C. VENTRESQUE: Simple method for determination of biodegradable dissolved organic carbon in water. *Applied and Environmental Microbiology* 1989, Vol. 55, No. 10, pp. 2732–2734.
31. A.L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
32. M.W. LeCHEVALLIER: The case for maintaining a disinfectant residual. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 86–92.
33. 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.
34. S.L. PERCIVAL, J.S. KNAPP, R. EDYVEAN, D.S. WALES: Biofilm development on stainless steel in mains water. *Water Research* 1990, Vol. 32, No. 1, pp. 243–253.
35. D. JIANGA, Y. CHEN, G. NI: Effects of total phosphorus (TP) and microbially available phosphorus (MAP) on bacterial regrowth in drinking water distribution system. *Systems Engineering Procedia* 2011, Vol. 1, No. 1, pp. 124–129.

Wolska, M., Molczan, M. Stability Assessment of Water Introduced into the Water Supply Network. *Ochrona Środowiska* 2015, Vol. 37, No. 4, pp. 51–56.

Abstract: Both chemical and biological stability of water was assessed from the three water supply networks using different water sources: surface, infiltration and the mixed (surface and groundwater). The oxidizing agent content, Langeier and Ryznar corrosivity indexes and water aggressiveness index were chosen as criteria for the water chemical stability assessment. Water biostability was determined on the basis of nutrient content: inorganic nitrogen and phosphate forms as well as biodegradable organic carbon (BDOC). It was established that in respect of chemical stability, the waters had some common characteristics such as dissolved oxygen and chlorine oxidizing agent content, conducive to the electrochemical

corrosion process, as well as lack of an aggressive carbon dioxide with the concurrent lack of calcium-carbonate equilibrium supporting scale formation. The Ryznar index values were indicative of the corrosive potential of water; the surface water samples belonged to a clearly 'corrosive' range. The biological instability was a constant feature of the tested waters and it was the excessive inorganic nitrogen content that was the most conducive to the bacterial regrowth in the water. In either case, disinfectant content was determined to be inadequate with regard to prevention of biological recontamination of water, which was in contrast with its excess in relation to water corrosivity criterion.

Keywords: Tap water, chemical stability, biostability, water aggressiveness, corrosivity index, nutrients, BDOC, water recontamination.