

Maria Świdarska-Bróz, Małgorzata Wolska

Główne przyczyny wtórnego zanieczyszczenia wody w systemie dystrybucji

Jakość wody u odbiorców jest często inna niż jakość wody wprowadzanej do sieci wodociągowej, ponieważ ulega ona wtórnemu zanieczyszczeniu w systemie dystrybucji. System ten jest złożonym reaktorem, w którym mogą zachodzić procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne, zmieniające skład fizyczno-chemiczny i bakteriologiczny wody. Przyczyn wtórnego zanieczyszczenia wody jest wiele, przy czym do głównych należą brak stabilności chemicznej oraz biologicznej wody wprowadzanej do sieci wodociągowej, brak lub niewystarczająca zawartość dezynfektanta w wodzie w całym systemie dystrybucji oraz niewłaściwe i zmienne warunki hydrauliczne panujące podczas transportu wody do odbiorców.

Z uwagi na złożoność tego problemu, trudno jest jednoznacznie określić rolę poszczególnych czynników w kształtowaniu jakości wody, a jej wtórne zanieczyszczenie jest zwykle ich wypadkową. W praktyce równoczesne usunięcie wszystkich przyczyn wtórnego zanieczyszczenia wody jest bardzo trudne, zwłaszcza w systemach wodociągowych charakteryzujących się złym stanem technicznym i sanitarnym.

Stabilność chemiczna wody

Niestabilna chemicznie woda charakteryzuje się agresywnością korozyjną lub skłonnością do wytrącania osadów, głównie węglanu wapnia (CaCO_3). O agresywności korozyjnej wody współdecydują przede wszystkim takie wskaźniki, jak pH, zasadowość i twardość ogólna oraz zawartość agresywnego dwutlenku węgla i tlenu rozpuszczonego, a także innych utleniaczy oraz substancji mineralnych (głównie agresywnych jonów siarczanowych i chlorkowych) i organicznych.

Skutkiem agresywności korozyjnej wody jest korozja elektrochemiczna metalowych elementów systemu dystrybucji, niszczenie powłok antykorozyjnych oraz korozja chemiczna materiałów zawierających cement. Wraz ze wzrostem stężenia jonów H^+ (będących akceptorami elektronów) i zmniejszaniem się zasadowości wody zwiększa się jej charakter korozyjny w stosunku do żeliwa i stali, a więc materiałów, z których zbudowana jest większość starych systemów dystrybucji wody. W wypadku miedzi, ołowiu i cynku – metali charakteryzujących się mniejszą prężnością roztwórczą niż żelazo – stopień ich niszczenia maleje wraz ze wzrostem pH wody, a przy stałej wartości pH wody zwiększa się liniowo wraz ze wzrostem zasadowości wody [1–3].

Materiały niemetalowe w środowisku wody zawierającej agresywny CO_2 oraz duże stężenia jonów H^+ i SO_4^{2-} ulegają rozpuszczaniu lub korozji siarczanowej. Skutkiem tego jest ubytek materiału, który w wypadku rur z azbestocementu może być przyczyną wymywania włókien azbestu do wody.

Powstające produkty korozji gromadzą się na wewnętrznych powierzchniach przewodów wodociągowych i wraz ze związkami wytrącającymi się z niestabilnej chemicznie wody tworzą osady chemiczne. Osady te powodują wtórne zanieczyszczenie wody oraz stanowią źródło substratów pokarmowych dla mikroorganizmów. Powoduje to większe zużycie dezynfektantów oraz utrudnia ich penetrację do drobnoustrojów zasocjowanych z cząstkami osadów, a tym samym stwarza dobre podłoże do wtórnego rozwoju mikroorganizmów w systemie dystrybucji. Ze względu na dużą porowatość (40+50%) i niejednorodność osadów [4], pod ich warstwą może przebiegać korozja podosadowa. Osady ponadto zakłócają hydrauliczną przepływu wody oraz zwiększają chropowatość i oporność hydrauliczną rurociągów, co powoduje wzrost kosztów eksploatacji systemu dystrybucji wody.

Skład chemiczny osadów może być różny, lecz zwykle głównymi ich składnikami są produkty korozji. Ponieważ w systemach wodociągowych w dalszym ciągu dominują przewody wykonane z żeliwa i stali, głównym składnikiem osadów są związki żelaza. Potwierdza to przedstawiony w tabeli 1 skład chemiczny osadów zdeponowanych w 25 żeliwnych i stalowych przewodach rozległego systemu wodociągowego eksploatowanych w różnym czasie (14+94 lat) – we wszystkich próbkach osadów dominowały związki żelaza. Odmiernym składem charakteryzował się osad z 26-letniego przewodu azbestocementowego, w którym stwierdzono bardzo mało związków żelaza, dużo związków magnezu i stosunkowo dużo krzemianów, co świadczy o znacznym stopniu zniszczenia tego materiału.

Analizowany system dystrybucji był i jest zasilany z trzech zakładów oczyszczania wody – powierzchniowej, infiltracyjnej i podziemnej. Największe ilości związków glinu obecne były w osadach pochodzących z przewodów zasilanych wodą powierzchniową oczyszczaną koagulantami glinowymi, natomiast związków manganu – w osadach ze strefy zasilania wodą podziemną i wodą infiltracyjną. We wszystkich osadach obecne były nieorganiczne i organiczne substraty pokarmowe dla mikroorganizmów, a luźna konsystencja osadów świeżych umożliwia uwalnianie ich składników do przepływającej wody.

Uwalnianie zanieczyszczeń do wody może mieć miejsce głównie w warunkach nagłego zwiększenia prędkości przepływu wody bądź drastycznej i wyraźnej zmiany jej składu chemicznego. Ponieważ wyraźna zmiana składu chemicznego wody wodociągowej wydaje się mało prawdopodobna, pod

Tabela 1. Charakterystyka osadów zdeponowanych w przewodach wodociągowych (w przeliczeniu na suchą masę) [5,6]

Wskaźnik, jednostka	Żeliwo/Stal	Azbestocement
Substancje organiczne, mg/g	53,0+172,6	167,0
Substancje nieorganiczne, mg/g	827,4+947,0	893,0
Krzemiany, mgSiO ₂ /g	25,5+213,4	109,8
Siarczany, mgSO ₄ ²⁻ /g	7,13+85,77	5,80
Chlorki, mgCl/g	śl.+0,30	śl.
Fosforany, mgPO ₄ ³⁻ /g	0,10+3,33	0,19
Azot ogólny, mgN/g	0,07+2,20	1,96
Węglany*, mgCO ₃ ²⁻ /g	0,0+40,0	0,0
Żelazo ogólne, mgFe/g	298,8+648,8	27,7
Wapń, mgCa/g	9,27+69,90	10,64
Mangan, mgMn/g	0,20+67,90	18,96
Glin, mgAl/g	0,30+9,86	3,22
Magnez, mgMg/g	śl.+1,91	30,53
Cynk, mgZn/g	0,05+3,60	0,76
Miedź, mgCu/g	0,05+0,30	0,12
Ołów, mgPb/g	śl.+0,20	0,04
Nikiel, mgNi/g	0,02+0,61	-
Kobalt, mgCo/g	śl.+0,11	-
Chrom ogólny, mgCr/g	0+0,04	-
Kadm, mgCd/g	0+śl.	-
Rtęć, mgHg/g	śl.	-

*osad powietrznie suchy, śl. – zawartość śladowa

uwagę należy brać głównie wypłukiwanie zanieczyszczeń spowodowane zmianami warunków hydraulicznych w sieci. Uwolnione do wody cząstki osadu mogą trafiać do odbiorcy w postaci nierozpuszczonej lub też po rozpuszczeniu, jeżeli woda ma charakter korozyjny.

W wypadku żeliwnych i stalowych przewodów wodociągowych wtórne zanieczyszczenie wody objawia się głównie brunatną barwą i zwiększoną mętnością spowodowaną uwalnianiem produktów korozji, co potwierdziły wyniki badań [7] fragmentu systemu dystrybucji, w którym woda wodociągowa kontaktowała się głównie z żeliwem, stalą i stalą ocynkowaną. Woda wprowadzana do sieci wodociągowej była niestabilna chemicznie. Z uwagi na wartości indeksów Langeliera i Ryznara, korozyjnością charakteryzowało się odpowiednio 56,7% i 100% próbek wody, a cecha ta z powodu zakwaszenia wody w systemie dystrybucji ulegała intensyfikacji. Nie uwzględniając większej od dopuszczalnej zawartości chloru wolnego, wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi spełniały wszystkie próbki wody wprowadzonej do sieci wodociągowej, natomiast spośród próbek pobranych z zaworów czerpalnych zlokalizowanych w odległości do 2380+16300 m od zakładu oczyszczania wymagania te spełniało zaledwie 11,5%

O zanieczyszczeniu wody decydowały przede wszystkim mętność (do 8,1 NTU), barwa (do 22 gPt/m³) i zawartość żelaza ogólnego (do 0,63 gFe/m³), a w większości próbek zaledwie śladowa zawartość chloru wolnego lub jego brak. Mętność (M) wody korelowała z zawartością żelaza ogólnego ($M=7,36[Fe_{og}]+0,099$; $R=0,68$, $n=157$, $p>99,9\%$), a przede wszystkim z zawartością jego form nierozpuszczonych ($M=8,93[Fe_{nrozp}]+0,418$; $R=0,67$, $n=122$, $p>99,9\%$). O intensywności barwy (B) wody decydowała zawartość związków żelaza(III), które dominowało w próbkach wody

($B=24,638[Fe(III)]+4,895$; $R=0,67$, $n=81$, $p>99,9\%$). Zmiany wartości pozostałych badanych wskaźników jakości wody z systemu dystrybucji były dużo mniejsze, a ich kierunek nie był jednoznaczny. Zdecydowanie bardziej niebezpieczne jest wtórne zanieczyszczenie wody ołowiem, miedzią i cynkiem, które stwierdza się w przypadku kontaktu wody z przewodami wodociągowymi wykonanymi z tych metali [2,8,9]. Należy również pamiętać, że wypłukiwane do wody cząstki osadów chemicznych są nośnikami bakterii.

Stabilność biologiczna wody

Woda jest stabilna biologicznie, jeżeli nie podtrzymuje wzrostu mikroorganizmów, a więc jest pozbawiona nieorganicznych i organicznych substratów pokarmowych. Do rozwoju wszystkich drobnoustrojów niezbędne są nieorganiczne związki fosforu i azotu, a przeżycie i rozwój mikroorganizmów autotroficznych warunkują dodatkowo dwutlenek węgla, wodór oraz związki żelaza(II), manganu(II) i siarki(II). Obecność w wodzie rozpuszczonych biodegradowalnych związków organicznych (BRWO), a głównie bezpośrednio przyswajalnych substancji organicznych (PWO) stwarza warunki do rozwoju mikroorganizmów heterotroficznych, wśród których nie można wykluczyć organizmów patogennych. Substancjami pokarmowymi dla heterotrofów są również utlenione formy związków żelaza i siarki, natomiast równoczesna obecność substratów nieorganicznych i organicznych umożliwia rozwój drobnoustrojów mikotroficznych.

Ponieważ potencjalnie niebezpieczne dla zdrowia konsumentów wody są mikroorganizmy heterotroficzne, dlatego jako wskaźnik decydujący o biologicznej stabilności wody wodociągowej przyjmuje się BRWO, którego bezpieczna zawartość wynosi 0,15+0,2 (0,3) gC/m³ [10,11]. Nie zawsze jednak czynnikiem ograniczającym rozwój bakterii heterotroficznych w wodzie jest zawartość PWO. W przypadku wód bogatych w organiczne substancje pokarmowe, o rozwoju heterotrofów decyduje obecność biologicznie przyswajalnego fosforu (ortofosforanów) [12,13]. Wystarczająco skuteczne usunięcie z wody substancji pokarmowych jest bardzo trudne. Niejednokrotnie bowiem wykazano, że mikroorganizmy mogą się rozwijać w środowisku zawierającym jedynie śladowe zawartości substancji pokarmowych, a takie warunki zapewniają osady zgromadzone w przewodach wodociągowych.

Analiza mikroskopowa osadów, których skład podano w tabeli 1, wykazała obecność bakterii żelazowych we wszystkich próbkach, przy czym najczęściej występującym gatunkiem były bakterie *Ochrobium tectum*. W niektórych osadach stwierdzono również heterotroficzne wiciowce, które występują w warunkach beztlenowych i w obecności zredukowanych form siarki. Wyniki analizy mikroskopowej i mikrobiologicznej wykazały najmniejszą liczebność mikroorganizmów w osadzie zdeponowanym w rurociągu azbestocementowym. Badania mikrobiologiczne pozostałych osadów wykazały obecność bakterii heterotroficznych – mezofilnych do 39 tys. jtk/g i psychrofilnych do 22 tys. jtk/g (w przeliczeniu na suchą masę osadu). W większości próbek osadów obecne były bakterie warunkowo patogenne i patogenne z grupy *coli*, z rodzaju *Pseudomonas* i *Clostridium* oraz grzyby (do 22,8 tys. jtk/g) [6]. Znaczna liczebność bakterii heterotroficznych, zwłaszcza mezofilnych, świadczyła o zachodzących procesach rozkładu substancji organicznych w tych osadach. Wyniki badań wykazały, że nawet najmniejsza zawartość związków azotu

(0,07 mgN/g) i fosforu (0,1 mgPO₄³⁻/g) w osadach wystarczyła do przeżycia drobnoustrojów, stanowiących potencjalne zagrożenie jakości sanitarnej wody dostarczanej odbiorcom.

Rozwijające się w systemie dystrybucji wody drobnoustroje tworzą najczęściej biofilm, w którym rodzaj i liczebność mikroorganizmów są zmienne w czasie i przestrzeni oraz zależą od wielu czynników, spośród których bardzo istotny jest rodzaj podłoża i jego zasobność w substraty pokarmowe. Rozwój biofilmu stymulują produkty korozji elektrochemicznej metali, stąd biofilm zdecydowanie szybciej tworzy się na powierzchni metali niż materiałów niemetalowych, a szczególnie dobre podłoże stanowią żeliwo i stal. Wydawało się, że zastosowanie materiałów syntetycznych (biostabilnych) wyeliminuje problem wtórnego rozwoju mikroorganizmów. Jednak, jak wykazują badania [14–16], bakterie i grzyby rozwijają się również na powierzchniach materiałów syntetycznych, wykorzystując jako substraty pokarmowe substancje zawarte w stabilizatorach, zmiękczacach i smarach stosowanych podczas produkcji materiałów syntetycznych. O liczebności mikroorganizmów w biofilmie decyduje również rodzaj materiału syntetycznego. Intensywny rozwój biofilmu stwierdzono na polietylenie (PE) i miękkim polichlorku winylu (PVC), a zdecydowanie mniejszy na twardym PVC [14]. Rozwój biofilmu stwierdza się nawet w środowisku metali toksycznych. W takich warunkach, sposób i czas kolonizacji oraz osiągnięcia stabilności jest długi i odmienny niż w wypadku żeliwa. Przykładem są biofilmy zidentyfikowane na powierzchni miedzi [8] oraz powłok ochronnych zawierających rtęć [15]. W tym przypadku istotną rolę w detoksykacji miedzi i rtęci spełniały polimery pozakomórkowe, wiążące toksyczne jony w kompleksy. Polimery te ponadto wychwytyują i adsorbują substancje pokarmowe obecne w przepływającej wodzie, mogą również stanowić substrat pokarmowy dla heterotrofów, a także zabezpieczają drobnoustroje przed działaniem niekorzystnych warunków środowiskowych, w tym dezynfektantów. Depozyt substancji pokarmowych zwiększają również inne metabolity mikroorganizmów i produkty rozkładu obumarłej biomasy.

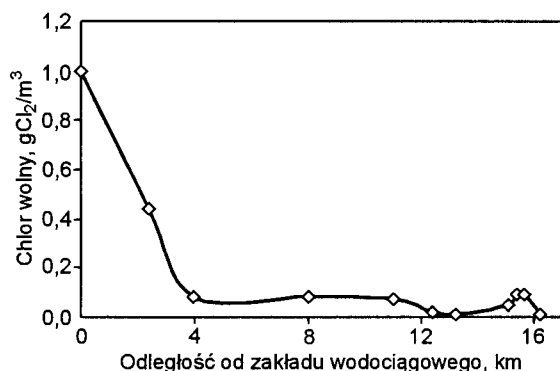
W biofilmie wytworzonym w różnych systemach dystrybucji wody, poza bakteriami żelazowymi, nitryfikacyjnymi, denitryfikacyjnymi oraz utleniającymi bądź redukującymi związki siarki, stwierdzono obecność heterotrofów, w tym oportunistycznych patogenów, które mogą być uwalniane do przepływającej wody. Skażenie wody bakteriami zasiedlającymi biofilm stwierdzono wielokrotnie. Do najczęściej identyfikowanych oportunistycznych patogenów należały bakterie *Aeromonas hydrophila*, *Mycobacterium avium*, *Escherichia coli* O157:H7, *Klebsiella oxytoca* i *Klebsiella pneumoniae* oraz bakterie z rodzajów *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Legionella*, *Campylobacter*, *Nocardia*, *Salmonella* i *Shigella* [10,17–20].

Do innych negatywnych skutków rozwoju biofilmu należy zaliczyć: zwiększenie ilości osadów zgromadzonych w przewodach wodociągowych oraz wzrost zużycia dezynfektantów, a przede wszystkim korozję mikrobiologiczną, intensyfikującą stopień niszczenia metali. Mikroorganizmy zasiedlające biofilm zwiększają szybkość korozji metali, ponieważ: wytwarzają produkty metabolizmu o charakterze kwasowym (H₂SO₄, H₂S, CO₂, NO₃⁻, kwasy organiczne), hamują powstawanie powłok antykorozyjnych, powodują powstawanie tlenowych ogniw stężeńowych na powierzchni metali oraz stwarzają warunki do przebiegu korozji pod zgromadzoną biomasą. W korozji mikrobiologicznej uczestniczą prawie

wszystkie drobnoustroje bytujące w biofilmie, lecz największą rolę przypisuje się bakteriom żelazowym i siarkowym. Bakterie utleniające Fe(II) pobierając tlen z wody, podobnie jak inne tlenowce, powodują powstawanie ogniw o zróżnicowanym natlenieniu, w których istnieją warunki do anodowego rozpuszczania żelaza i innych metali. Wytwarzając wolny dwutlenek węgla w procesach utleniania (np. FeCO₃) zwiększają korozyjność środowiska, a osiadłe bakterie żelazowe, wiążąc wytrącony Fe(OH)₃, zwiększają zasięg korozji podosadowej. W warunkach beztlenowych bakterie redukujące Fe(III) rozpuszczają jego tlenki, niszcząc tym samym powłoki ochronne. W obecności tlenu bakterie siarkowe utleniają zredukowane formy siarki do siarczanów, a powstający kwas siarkowy przyspiesza jonizację niszczącego metalu i rozpuszczanie powłok antykorozyjnych. W warunkach beztlenowych, intensywność korozji zwiększają bakterie redukujące siarczany do korozyjnego siarkowodoru, a utleniając wodór zakwaszają środowisko. Siarkowodor wytwarzany jest również podczas beztlenowego rozkładu związków organicznych zawierających siarkę, a powstające siarczki metali (FeS, CuS) są lepiej rozpuszczalne w wodzie niż tlenki tych metali, co skutkuje rozszczelnieniem i zwiększeniem porowatości warstw ochronnych. Bez względu na zawartość tlenu, korozję metali stymuluje również aktywność życiowa bakterii biodegradujących substancje organiczne (pozakomórkowe polimery, obumarłe mikroorganizmy). Ponadto pozakomórkowe polimery zapobiegają krystalizacji produktów korozji, zwiększają ich dyspersję oraz tworzą z jonami metali rozpuszczalne w wodzie kompleksy [16], a tym samym zwiększają poziom wtórnego zanieczyszczenia wody metalami.

Rozwój biofilmu jest przyczyną niepożądanego smaku i zapachu wody, wzrostu intensywności barwy, mętności oraz poziomu zanieczyszczenia wody substancjami organicznymi, azotem amonowym i produktami korozji metali, często nawet powyżej wartości dopuszczalnych [7,8,21]. Brak kontroli rozwoju biofilmu był jedną z przyczyn poważnego zanieczyszczenia wody wodociągowej miedzią, której zawartość wynosiła 3+40 gCu/m³ [8].

Ograniczenie rozwoju biofilmu może zapewnić obecność dezynfektanta w wodzie w całym systemie dystrybucji. W przypadku rozległych i skorodowanych systemów wodociągowych, w których rozwinęły się biofilmy, zawartość dezynfektanta musi być większa niż w systemie pozbawionym osadów. Spowodowane jest to dodatkowym zużyciem utleniających substancji w procesach utleniania obecnych w osadach substancji zredukowanych. Zwykle w takich wypadkach, poza stosowaniem dużych dawek dezynfektantów, niezbędna jest dodatkowa dezynfekcja wody w systemie dystrybucji. Ponieważ wraz z wydłużaniem się czasu przebywania wody w systemie dystrybucji, a więc zwiększeniem odległości od miejsca dezynfekcji, zmniejsza się pozostała zawartość dezynfektanta (rys. 1), warunki do rozwoju biofilmu istnieją głównie w końcówkach sieci wodociągowej oraz podczas stagnacji wody w przewodach. Zapewnienie biologicznej stabilności oraz obecności dezynfektanta w wodzie wprowadzanej do systemu, w którym rozwinął się już biofilm, nie eliminuje natychmiast jego dalszego rozwoju. Zmniejszenie liczebności mikroorganizmów następuje z czasem i dopiero po kilku miesiącach (ok. 6) stwierdza się poprawę jakości bakteriologicznej wody [10]. Wymagana, zwykle duża, zawartość dezynfektantów (chloru i monochloraminy) w wodzie powoduje jej niepożądany smak i zapach [21], a równoczesna obecność wolnego chloru i substancji organicznych skutkuje zanieczyszczeniem wody trihalometanami [17].



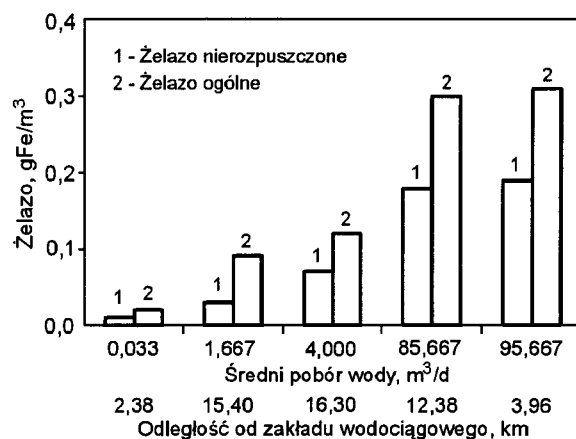
Rys. 1. Zmiana średniego stężenia chloru wolnego w wodzie wraz z odległością od zakładu wodociągowego [7]

Poza właściwą dawką dezynfektanta, pozostaje problem wyboru skutecznego i bezpiecznego utleniacza chemicznego. W warunkach intensywnej korozji przewodów wodociągowych zaleca się stosowanie monochloraminy, która jest słabo reaktywna chemicznie, lepiej penetruje w głąb biofilmu i charakteryzuje się większą trwałością niż chlor wolny i dwutlenek chloru [18]. Te ostatnie utleniacze chemiczne w porównywalnym stopniu kontrolują rozwój biofilmu i powinny być stosowane wówczas, gdy szybkość korozji jest mała [22]. Wadą dezynfekcji wody monochloraminą jest fakt, że jej obecność stwarza warunki do przebiegu nityfikacji, która nie zawsze zachodzi do końca i wówczas woda jest zanieczyszczana azotynami [21,23].

Warunki hydrauliczne

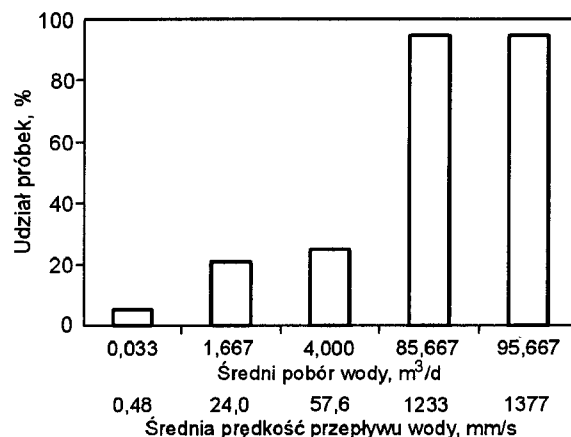
Wtórne zanieczyszczenie wody w dużym stopniu zależy od ciśnienia i prędkości przepływu wody. Wzrost ciśnienia powoduje osłabienie materiału przewodów wodociągowych, a w konsekwencji – zwiększenie ich awaryjności i powstawanie makroporów, co sprzyja rozwojowi korozji biologicznej, natomiast zbyt małe ciśnienie (poniżej 0,2 MPa) umożliwia intruzję zanieczyszczeń do wody wodociągowej z zewnątrz [14,24]. W znacznie większym stopniu niż ciśnienie na zanieczyszczenie wody wpływają niewłaściwa prędkość przepływu oraz nagłe zmiany tej wielkości. Zbyt mała prędkość przepływu wody sprzyja sedimentacji cząstek stałych i ich kumulacji na powierzchni przewodów wodociągowych. Duży i gwałtowny wzrost prędkości przepływu wody, który ma miejsce podczas bardzo dużych chwilowych poborów wody, powoduje wypłukiwanie do wody składników osadów chemicznych i biologicznych [13]. Równie niebezpieczna jest stagnacja wody w przewodach wodociągowych. Wydłużenie czasu kontaktu wody z osadami zgromadzonymi w systemie dystrybucji stwarza warunki do wyrównywania stężeń zanieczyszczeń w wodzie przepływającej i stagnującej w osadach oraz rozpuszczania osadów, które są wypłukiwane z pierwszą objętością wody pobieranej po okresie stagnacji.

Wpływ warunków hydraulicznych na wtórne zanieczyszczenie wody dokumentują wyniki badań [7]. Poziom zanieczyszczenia wody związkami żelaza (stanowiącymi główny składnik osadów chemicznych – tab. 1) oraz mętność i barwa wody zwiększały się wraz ze wzrostem jej średniego poboru z różnych zaworów czerpalnych. Wśród związków żelaza uwolnionych do wody dominowały ich nierozpuszczalne frakcje (rys. 2), a 84,2% próbek pobranych z zaworów czerpalnych o największym poborze wody charakteryzowało się zwiększoną zawartością żelaza ogólnego (powyżej 0,2 gFe/m³).



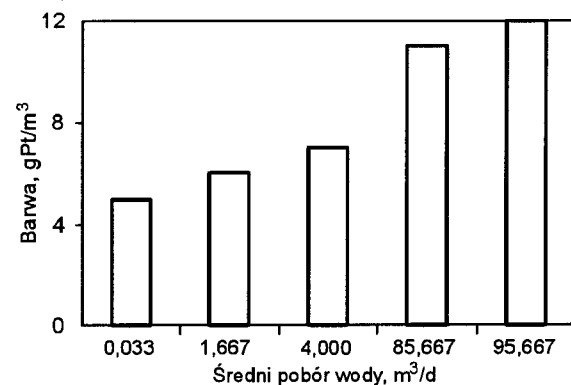
Rys. 2. Zmiana średniej zawartości żelaza ogólnego w zależności od średniego poboru wody

Podobną prawidłowość stwierdzono w przypadku mętności wody, spowodowanej głównie koloidalnymi i nierozpuszczonymi połączeniami żelaza (rys. 3).



Rys. 3. Udział próbek wody o przekroczonej mętności w zależności od średniego poboru wody

Również średnia intensywność barwy wody zwiększała się wraz ze wzrostem jej średniego poboru (rys. 4) i zawartością związków Fe(III) w wodzie, co potwierdza równanie regresji liniowej ($B=26,553[\text{Fe(III)}]+4,625$; $R=0,7$, $n=52$, $p>99,9\%$).



Rys. 4. Zmiana intensywności barwy wody w zależności od średniego poboru wody

Duża średnia prędkość przepływu wody w instalacji wodociągowej powodowała zasysanie produktów korozji żelaza zdeponowanych i uwalnianych do wody w rurowym rozdzielczym. Świadczy o tym bardzo wysoki stopień zanieczyszczenia żelazem ogólnym wody z zaworu czerpalnego ($Q_{sr}=85,667 \text{ m}^3/\text{d}$, $v_{sr}=1,233 \text{ m/s}$), do którego dopływająca woda w przyłączy wodociągowym kontaktowała się z materiałem

syntetycznym (PE-HD). Ilość produktów korozji w wodzie nie zależała jednoznacznie od odległości punktu poboru od zakładu wodociągowego.

Wydłużony czas kontaktu wody (podczas nocnej stagnacji) z osadami zdeponowanymi w rurociągach zwiększył zużycie chloru wolnego i stworzył warunki do uwalniania do stagnującej wody składników osadów chemicznych, które były wyplukiwane wraz z wodą pobraną po stagnacji, o czym świadczą dane przedstawione w tabeli 2.

Tabela 2. Udział próbek wody niestagnującej i po stagnacji nocnej, spełniających wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi [25]

Wskaźnik, jednostka	Udział próbek, %	
	woda niestagnująca	woda po stagnacji
Żelazo ogólne, gFe/m ³	57,5	37,5
Mętność, NTU	45,0	30,0
Barwa, gPt/m ³	95,0	77,5
Chlor wolny, gCl ₂ /m ³	12,5	7,5

Zawartość żelaza ogólnego w wodzie po stagnacji była 1,2-20-krotnie większa niż w niestagnującej wodzie, a średni udział żelaza nierozpuszczonego w żelazie ogólnym wynosił 85,6% i był prawie dwukrotnie większy od stwierdzonego w wodzie niestagnującej. Podobną prawidłowość stwierdzono w wypadku żelaza(II). Zdecydowana większość próbek wody pobranych po stagnacji w godzinach nocnych charakteryzowała się większą mętnością i barwą oraz zawartością związków żelaza, OWO i jonów NH₄⁺, niż woda niestagnująca (tab. 3).

Tabela 3. Charakterystyka jakości wody niestagnującej i pobranej po stagnacji [7]

Wskaźnik, jednostka	Woda niestagnująca		Woda po stagnacji	
	zakres	średnia	zakres	średnia
pH	7,0+7,9	–	6,8+7,5	–
Barwa, gPt/m ³	2+22	8	4+28	12
Mętność, NTU	0,2+7,2	1,8	0,4+9,4	3,0
Żelazo ogólne, gFe/m ³	0,01+0,63	0,19	0,10+1,10	0,34
OWO, gC/m ³	0,6+6,08	3,23	0,97+7,80	3,55
Azot amonowy, gN/m ³	0,06+0,32	0,14	0,09+0,42	0,19

Podsumowanie

O stopniu zanieczyszczenia wody w systemie dystrybucji współdecydują jakość wody wprowadzanej do sieci wodociągowej oraz procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne zachodzące w sieci i instalacjach wodociągowych. Warunkami ograniczenia niepożądanych zmian jakości wody podczas jej transportu do odbiorców są zapewnienie stabilności chemicznej i biologicznej wody wprowadzanej do systemu dystrybucji, obecność skutecznej zawartości dezynfektanta w wodzie w całym systemie, a także właściwa jego eksploatacja – zapobiegająca powstawaniu oraz gromadzeniu się osadów chemicznych i biologicznych, stanowiących depozyt zanieczyszczeń wtórnych. Stopień uwalniania tych zanieczyszczeń do przepływającej wody w dużym stopniu zależy od warunków hydraulicznych panujących w systemie dystrybucji.

LITERATURA

1. M. EDWARDS *et al.*: Alkalinity, pH and copper corrosion by-products release. *Journal AWWA*, 1996, No. 3, p. 81.
2. M. EDWARDS *et al.*: Desktop guidance for mitigating Pb and Cu corrosion by-products. *Journal AWWA*, 1999, No. 5, p. 66.
3. M.R. SCHOCK: Internal corrosion and deposition control. *Water Quality and Treatment*, McGraw. Hill, Inc., 1990.
4. P. SARIN *et al.*: Physico-chemical characteristics of corrosion scale in old iron pipes. *Water Research*, 2001, No. 12, p. 2961.
5. Ł. RUDNICKA, M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Skład chemiczny osadów z wrocławskiej sieci wodociągowej. *Ochrona Środowiska*, 1995, nr 3, ss. 63–65.
6. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ, T.M. TRACZEWSKA: Badania i ocena składu chemicznego i stanu sanitarnego osadów z sieci wodociągowej m. Wrocławia. *Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej*, Wrocław 2002 (praca niepublikowana).
7. M. WOLSKA: Zmiany wybranych wskaźników jakości wody wodociągowej w systemie jej dystrybucji. Praca doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2004.
8. P.J. BREMER *et al.*: Biocorrosion of copper in potable water. *Journal AWWA*, 2001, No. 8, p. 82.
9. D.M. DODRILL, M. EDWARDS: Corrosion control on the basis of utility experience. *Journal AWWA*, 1995, No. 7, pp. 74–85.
10. C.J. VOLK, M.W. LECHEVALLIER: Impacts of the reducing of nutrient levels on bacterial water quality in distribution systems. *Applied and Env. Microbiology*, 1999, No. 11, p. 4957.
11. J. HRUBEC: The handbook of Environmental Chemistry. 5B. *Quality and Treatment of Drinking Water*. Springer Verlag, Berlin–Heidelberg 1995.
12. M.J. LEHTOLA *et al.*: Microbially available organic carbon, phosphorus, and microbial growth in ozonated drinking water. *Water Research*, 2001, No. 7, p. 1635.
13. M.J. LETHOLA *et al.*: The effects of changing water flow velocity on the formation of biofilms and water quality in pilot distribution system consisting of copper or polyethylene pipes. *Water Research*, 2006, No. 6, p. 2151.
14. D. VAN DER KOOIJ *et al.*: Maintaining quality without a disinfectant residual. *Journal AWWA*, 1999, No. 1, p. 55.
15. W. SCHMIDT *et al.*: Biofilmbildung an modifizierten SiO₂-Schuttschichten. *Vom Wasser*, 2002, B. 98, S. 177.
16. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Skutki braku stabilności biologicznej wody wodociągowej. *Ochrona Środowiska*, 2003, nr 4, ss. 7–12.
17. M.J. RODRIGUEZ, B. SERADES: Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three distribution systems. *Water Research*, 2001, No. 6, p. 1572.
18. M.W. LECHEVALLIER *et al.*: Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water. *Applied and Env. Microbiology*, 1996, No. 7, p. 2201.
19. C.D. NORTON, M.W. LECHEVALLIER: A pilot study of bacteriological population changes through potable water treatment and distribution. *Appl. and Env. Microbiology*, 2000, No. 1, p. 268.
20. G.F. CRAUN, R.L. CALDERON: Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies. *Journal AWWA*, 2001, No. 9, p. 64.
21. H. SUFFET *et al.*: Taste and odor survey. *Journal AWWA*, 1996, No. 4, p. 168.
22. M.W. LECHEVALLIER *et al.*: Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria. *Journal AWWA*, 1993, No. 7, p. 111.

23. A. WILCZAK *et al.*: Occurrence of nitrification in chloraminated distribution systems. *Journal AWWA*, 1996, No. 7, p. 66.
24. M.C. BESNER *et al.*: Understanding distribution system water quality. *Journal AWWA*, 2001, No. 7, p. 101.
25. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ, M. WOLSKA: Główne wskaźniki wtórnego zanieczyszczenia niestabilnej chemicznie wody wodociągowej w systemie jej dystrybucji. *Mat. konf. „Mikrozanieczyszczenia w środowisku człowieka”*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa 2004, s. 11.

Świdarska-Bróz, M., Wolska, M. Major Contributors to Self-Contamination of Water in Distribution Systems. *Ochrona Środowiska* 2006, Vol. 28, No. 4, pp. 29–34.

Abstract: The main contributory factors in the self-contamination of the water pumped into the distribution system can be itemized as follows: lack of chemical and biological stability of the water itself, inadequate amount of the disinfecting agent, and variability of the hydraulic conditions in the distribution system. There is evidence that the lack of chemical stability supports the development of corrosion in the water-pipe network and stimulates encrustation growth on the pipe surface, thus

contributing to self-contamination of the water with corrosion products. The rise in pipe porosity and wall roughness was found to favour microbial growth in the biofilm. The presence of nutrients in the water, which accounts for microbial growth, increases the rate of biofilm growth and raises the level of self-contamination of the water with microorganisms. The extent of self-contamination and the amount of the encrustation components released in the water pipes are also noticeably influenced by the hydraulic conditions in the distribution system.

Keywords: Tap water, chemical stability, biological stability, biofilm, corrosion, hydraulic conditions, flow velocity.