

Anna Olejnik, Jacek Nawrocki

Czy woda wodociągowa musi być dezynfekowana chemicznie?

Czystość mikrobiologiczna wody wodociągowej jest pierwszorzędnym zadaniem zakładów oczyszczania wody, od którego zależy bezpieczeństwo konsumentów. Czystość chemiczna wody, jakkolwiek mocno nagłaśniana, ma natomiast znaczenie drugorzędne. Utrzymywanie bezpieczeństwa mikrobiologicznego wody wodociągowej w większości dużych sieci dystrybucyjnych polega na dezynfekcji chemicznej. Rzadziej – i tylko w niewielkich sieciach – wykorzystuje się do tego celu dezynfekcję promieniami nadfioletowymi (UV). Dezynfekcja chemiczna (chlor, dwutlenek chloru, chloramina) to jedno z najważniejszych osiągnięć cywilizacyjnych, zapewniające bezpieczeństwo konsumentom wody wodociągowej od nieco ponad stu lat. Dezynfekcja chemiczna ma jednak swoje wady. Od połowy lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku wiadomo, że chemiczne środki dezynfekcyjne reagują z naturalnymi substancjami organicznymi zawartymi w wodzie, a wynikiem tych reakcji są tzw. uboczne produkty dezynfekcji [1]. Pytanie, w jakim stopniu uboczne produkty dezynfekcji wpływają na zdrowie konsumentów jest wciąż przedmiotem badań i dyskusji naukowych. Szczególnie wiele niepoehlebnych opinii zbiera stosowanie chloru do dezynfekcji końcowej. Świadomość powstawania ubocznych produktów dezynfekcji spowodowała wiele istotnych zmian w technologii oczyszczania wody, dlatego też coraz większą wagę przykłada się do usuwania substancji organicznych.

Należy przyjąć za pewnik, że czystość mikrobiologiczna wody wodociągowej jest wielokrotnie istotniejsza niż jej czystość chemiczna [2]. Innym problemem związanym ze stosowaniem środków chemicznych do dezynfekcji jest ich stopniowy zanik w sieciach dystrybucyjnych. Opisano sytuacje [3], w których dezynfekcja chlorem wcale nie zapobiegła przypadkom zakażeń przenoszonych przez wodę. Stosowanie chemicznych środków dezynfekcji jest też coraz mniej akceptowane przez społeczeństwo. Stąd bierze się sukces marketingowy wód butelkowanych.

Problemy związane ze stosowaniem chemicznych środków dezynfekcyjnych stały się impulsem do badań, które szczególnie rozwinęły się w Europie Zachodniej [4]. Dotyczyły one warunków, jakie sprzyjają (a raczej nie sprzyjają)

rozwojowi flory bakteryjnej w sieciach dystrybucyjnych. Badania wykazały, że wtórny rozwój mikroorganizmów w sieci zależy przede wszystkim od obecności biodegradowalnych substancji organicznych. Pozbawienie wody tych substancji uniemożliwiłoby późniejszy rozwój flory bakteryjnej. Takie przygotowanie wody do dystrybucji, które zapobiega rozwojowi bakterii może z kolei prowadzić do zaniechania dezynfekcji i bezpiecznej dystrybucji wody bez stosowania środków chemicznych. Dzisiaj w wielu miastach holenderskich, szwajcarskich, francuskich czy niemieckich rozprowadza się wodę wodociągową bez dezynfekcji chemicznej. Jeśli można to zrobić w Holandii czy we Francji to dlaczego nie zrobić tego samego w Polsce? Proces rezygnacji z dezynfekcji chemicznej jest długotrwały, ale daje w zamian większe zaufanie konsumentów do jakości wody. Bezpieczne rozprowadzanie wody niedezynfekowanej jest możliwe pod warunkiem, że woda wprowadzana do sieci jest stabilna biologicznie. Problem stabilności biologicznej wody był przedmiotem badań także w polskim piśmiennictwie naukowym [5,6]. Celem niniejszej pracy jest odpowiedź na pytanie, jakie czynniki wpływają na stabilność biologiczną wody oraz jak można ją osiągnąć?

W Niemczech już w 1991 r. na ponad 1000 ankietowanych dostawców wody ponad połowa rozprowadzała wodę niedezynfekowaną [7]. Podstawowa idea takiego rozwiązania polega głównie na pozyskiwaniu i rozprowadzaniu biologicznie stabilnych wód podziemnych o wysokiej jakości lub na szerokim wykorzystaniu procesu infiltracji. Wody kwalifikowane do rozprowadzania bez dezynfekcji chemicznej muszą spełniać wymagania normy niemieckiej jakości wody, regularne wyniki Heterotrophic Plate Count (HPC) – liczba bakterii heterotroficznych $<5 \text{ jtk/cm}^3$, ciśnienie w sieci musi być odpowiednio wysokie, by zapobiegać intruzjom do wnętrza, zbiorniki i magistrale muszą być poddawane okresowemu czyszczeniu, a materiały stosowane do budowy sieci nie mogą uwalniać żadnych substancji biodegradowalnych. Ocena zdolności wody do powodowania wzrostu bakterii prowadzi się wg metody opisanej w pracy [8]. Najciekawsze wydają się osiągnięcia holenderskie – w Holandii od 2005 r. nie używa się już chloru w procesach oczyszczania wody ani do utleniania wstępnego, ani do końcowej dezynfekcji. Możliwość dystrybucji wody wodociągowej bez dezynfekcji chemicznej jest efektem wieloletnich badań prowadzonych w Holandii głównie przez D. van der Kooija [3,4,9–11] i opiera się na pięciu głównych wskazówkach [12]:

Mgr inż. A. Olejnik: Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w m.st. Warszawie SA, pl. Sokratesa Starynkiewicza 5, 02-015 Warszawa a.olejnik@mpwik.com.pl

Prof. dr hab. J. Nawrocki: Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Wydział Chemii, Zakład Technologii Uzdatniania Wody, ul. Umultowska 89b, 61-114 Poznań, jaceknaw@amu.edu.pl

- źródło wody możliwie o najlepszej jakości (przede wszystkim wody podziemne),
- preferencyjne stosowanie fizycznych metod oczyszczania wody (sedymentacja, filtracja, dezynfekcja promieniami nadfioletowymi), a w konieczności wykorzystanie ozonu i/lub nadtlenu wodoru oraz unikanie stosowania chloru,
- zapobieganie przedostawaniu się zanieczyszczeń do sieci (awarie),
- produkcja wody biologicznie stabilnej,
- ciągły monitoring sieci.

Inną filozofię dostarczania wody bezpiecznej mikrobiologicznie reprezentują badacze amerykańscy. Autor pracy [13] uważa, że obecny system stosowania dezynfekcji chemicznej należy utrzymywać dopóty, dopóki nie zostaną wyjaśnione problemy związane z wtórnym rozwojem bakterii w sieciach dystrybucyjnych. Autor ten sądzi, że nie do końca rozumiemy procesy rządzące rozwojem bakterii w sieci oraz że jest zbyt wiele kontrowersyjnych doniesień na ten temat. Amerykanie ponadto zwracają uwagę na niebezpieczeństwo skażenia wody przy zmianach ciśnienia w sieci, które mogą powodować zasysanie zanieczyszczeń z zewnątrz. Autorzy innej pracy [14] wskazują na wiek i stan sieci dystrybucyjnych i stosunkowo duży udział żeliwa szarego jako materiału konstrukcyjnego, co – ich zdaniem – uniemożliwia rozprowadzanie wody niedezynfekowanej chemicznie.

Wybór źródła wody

Autorzy pracy [12] zwracają uwagę, że już na etapie wyboru źródła wody należy brać pod uwagę fakt, iż wody podziemne są w naturalny sposób biostabilne. W innych przypadkach proponują wykorzystywanie sztucznej infiltracji lub infiltracji brzegowej. Podczas infiltracji woda zostaje znakomicie oczyszczona nie tylko z zanieczyszczeń chemicznych, ale także biologicznych [15]. Jest oczywiste, że wybór źródła wody przez zakłady wodociągowe jest najczęściej ograniczony. Źródła wód podziemnych są bardzo dobrze chronione w Holandii, w związku z czym stosunkowo duże obszary tego kraju podlegają specjalnym regulacjom prawnym związanym z ochroną tych wód (dotyczy to ponad 4% kraju) [12]. Także Niemcy opierają się głównie na dobrze chronionych wodach podziemnych oraz wodach z infiltracji sztucznej lub brzegowej. Kilkumiesięczne czasy pasażu wody w gruncie zapewniają dobrą jakość chemiczną i biologiczną wody z ujęć infiltracyjnych [7]. Holenderskie prawodawstwo wymaga ponadto ciągłego stosowania systemu ilościowej oceny ryzyka mikrobiologicznego. Jest to jeden z najważniejszych elementów systemu dystrybucji wody bez dezynfekcji chemicznej. Wszystkie zakłady wodociągowe muszą stosować ilościową ocenę ryzyka mikrobiologicznego.

Biodegradowalność substancji organicznych

Procesy biodegradacji polegają na utlenieniu wybranych związków organicznych do CO_2 oraz na przekształceniu ich części w biomasę, w czym bierze udział wiele organizmów. W procesach oczyszczania i dystrybucji wody utlenianie substancji organicznych prowadzą bakterie heterotroficzne, tj. mikroorganizmy wykorzystujące podatne na biodegradację związki organiczne jako reduktory oraz jako

źródło węgla do budowy komórek. Akceptorem elektronów jest zwykle tlen, natomiast przy jego niedoborze bakterie wykorzystują do tego celu azotany. Źródłem fosforu są zazwyczaj fosforany, ale także fosfor uwalniany w procesach korozji stali lub żeliwa [16]. Z kolei źródłem azotu mogą być jony amonowe, azotany lub azotyny. W przypadku wody przeznaczonej do spożycia o stosunkowo małej zawartości substancji organicznych, organizmami zasiedlającymi błonę biologiczną w urządzeniach wodociągowych są oligotrofy zadowalające się małą ilością substratów. Naturalne substancje organiczne są mieszaniną substancji humusowych (kwasy huminowe i fulwowe), węglowodanów, aminokwasów, kwasów karboksylowych itp. Ze względu na biodegradowalność można je podzielić na następujące frakcje:

- biodegradowalny węgiel organiczny (BWO): część węgla organicznego, która jest zużywana przez mikroorganizmy do budowy komórek oraz jako źródło energii; oznaczanie tej frakcji polega na pomiarze ubytku OWO podczas inokulacji badanej wody florą bakteryjną charakterystyczną w danej wodzie [17],

- przyswajalny (asymilowalny) węgiel organiczny (PWO): część BWO, która służy mikroorganizmom do budowy komórek; tę frakcję oznacza się poprzez pomiar wzrostu wybranych mikroorganizmów (*Pseudomonas fluorescens*, *Spirillum*) [4, 17],

- część refrakcyjna, nieulegająca biodegradacji, która ma niewielki wpływ na rozwój mikroorganizmów [18].

Między wartościami BWO i PWO istnieje zależność liniowa [19]. Różnica między BWO a PWO jest typowo operacyjna, ponieważ nieco inaczej oznacza się BWO (zwykle z udziałem niezdefiniowanej flory bakteryjnej), a inaczej PWO, który oznacza się przy pomocy szczepów bakterii *Pseudomonas fluorescens* P17 i *Spirillum* NOX. Nieco inaczej na problem biodegradowalnych substancji organicznych zapatrują się autorzy pracy [17], którzy dzielą BWO zasadniczo pod względem jego podatności na degradację pod wpływem mikroorganizmów. W ich ujęciu BWO można podzielić na następujące części:

- frakcja (S): związki, które są bezpośrednio metabolizowane przez bakterie; frakcja ta składa się z substratów o niewielkiej masie cząsteczkowej,

- frakcja (H_1): związki, które mogą być szybko hydrolizowane przez enzymy bakterii; są to substancje, których biodegradacja zachodzi w stosunkowo krótkim czasie,

- frakcja (H_2): związki, które ulegają bardzo powolnej hydrolizie pod wpływem enzymów; są to substancje refrakcyjne, niebiodegradowalne.

Udział poszczególnych frakcji w BWO zależy od źródła wody naturalnej, jednak zazwyczaj ma miejsce zależność (H_1) < (H_2). Hydroliza enzymatyczna związków należących do frakcji (H_1) i (H_2) prowadzi do powstawania frakcji (S), tj. prostych związków o małej masie cząsteczkowej, bezpośrednio wykorzystywanych przez bakterie, do których należą aminokwasy, mono- i polisacharydy oraz kwasy organiczne. Związki te są utleniane do CO_2 (stanowią zatem źródło energii) lub są przyswajane powodując wzrost biomasy. Przewidywalna frakcja węgla organicznego to łatwo asymilowalne związki organiczne, które są bezpośrednio wykorzystywane przez bakterie, natomiast pozostała część BWO to związki, które wolniej lub szybciej są metabolizowane (są źródłem energii) przez mikroorganizmy. BWO i PWO dają inne informacje o naturze substancji organicznych w wodzie [17]. PWO jest frakcją ogólnego węgla organicznego składającego się z cząsteczek o małej

masie (<1000 Da). W niektórych pracach sugeruje się, że w skład asymilowalnego węgla organicznego wchodzi także aminokwasy [20]. Analiza substancji organicznych po biodegradacji wykazuje, że także związki o większej masie cząsteczkowej są odpowiedzialne za podtrzymywanie życia biologicznego [19]. W pracy [21] wykazano, że znaczna część PWO związana jest z substancjami organicznymi o większej masie cząsteczkowej. W wodach trzech jezior norweskich 40÷50% PWO związane było z frakcjami o masie >1000 Da. Doświadczenia własne autorów także wskazują, że biodegradacja nie ogranicza się wyłącznie do małych cząsteczek [22–24]. BWO składa się z substancji humusowych, węglowodanów, aminokwasów i cząsteczek o większej masie cząsteczkowej [25]. PWO stanowi integralną część BWO, który z kolei stanowi sumę PWO przekształcającego się w biomasę oraz węgla ulegającego mineralizacji do CO₂. Według dzisiejszej wiedzy PWO jest czynnikiem decydującym o wzroście masy biologicznej w wodzie wodociągowej. Kolejnym czynnikiem, który ma zasadniczy wpływ na wtórny rozwój bakterii w sieci dystrybucyjnej jest temperatura. W pracy [26] pokazano sezonowe zmiany ilości PWO w oczyszczanej wodzie – w miesiącach letnich zawartość PWO była większa niż w miesiącach zimowych. Takie prawidłowości obserwowano zarówno w wodach niedezynfekowanych, jak i chlorowanych. Z kolei autorzy pracy [27] nie znaleźli korelacji między temperaturą a zmianą liczby komórek bakteryjnych w niedezynfekowanej wodzie w sieci dystrybucyjnej.

Stabilność biologiczna wody

Woda, która nie podtrzymuje życia biologicznego uważana jest za wodę biostabilną. Życie biologiczne w wodzie zależy głównie od obecności trzech pierwiastków – węgla, azotu i fosforu, przy czym zapotrzebowanie na te pierwiastki jest zróżnicowane, a korzystny do rozwoju biofilmu stosunek węgla biodegradowalnego do azotu i fosforu wynosi: 100:10:1 [28]. Najistotniejszym z tych pierwiastków jest węgiel, potem azot i w końcu fosfor. Węgiel organiczny w wodzie występuje w stosunkowo dużych ilościach, porównywalnych do azotu, natomiast fosforu jest zwykle znacznie mniej. Jednak nie wszystkie substancje organiczne są dostępne dla mikroorganizmów. Zwykle większa część tych substancji jest refrakcyjna, zaś mniejsza jest biodegradowalna. Lecz tylko część BWO stanowi PWO, który jest bezpośrednio skorelowany ze wzrostem biomasy w wodzie [15, 27]. W tej sytuacji PWO staje się czynnikiem decydującym o rozwoju flory bakteryjnej w wodzie. Niezbyt dobrze wiadomo, jakie związki chemiczne kryją się pod pojęciem PWO [29]. Do konstruowania krzywych wzorcowych zwykle używa się kwasu octowego, choć jednocześnie wiadomo, że tylko niewielka ilość tego kwasu zostaje przyswojona przez mikroorganizmy, natomiast najlepiej przyswajalne są aminokwasy [30]. Najlepszym parametrem do oceny zdolności wody do podtrzymywania życia biologicznego jest całkowita liczba komórek bakteryjnych, którą można zmierzyć metodami mikroskopowymi (barwienie oranżem akrydynowym) lub cytometrycznie (cytometria przepływowa) [27]. Całkowita liczba komórek w wodzie jest dobrze skorelowana z zawartością PWO [31]. W tej samej pracy wykazano także, że liczba bakterii heterotroficznych oznaczanych metodą testową (HPC) jest bardzo słabo skorelowana z PWO, a więc nie powinna służyć do pośredniego oznaczania tej postaci związków organicznych.

Z badań przeprowadzonych w Holandii wynika, że woda spełnia kryterium biostabilności jeżeli [PWO]<10 mgC/m³. Według innej pracy dotyczącej rozprowadzania wody bez dezynfekcji chemicznej w Szwajcarii [27] nie obserwowano rozwoju bakterii w sieci przy średniej ilości PWO nieprzekraczającej 32 mgC/m³. Temperatura tej wody była jednak stosunkowo niska (6÷9°C). W Belgii kryterium 10 mgC/m³ okazuje się bardzo trudne do osiągnięcia i tamtejsze wody rozprowadzane bez dezynfekcji wykazują zawartość PWO w ilości około 50 mgC/m³. Wody dezynfekowane chlorem zawierały natomiast PWO średnio w ilości 72 mgC/m³ [26]. Wyniki badań modelowych omówionych w pracy [32] potwierdziły kryterium zawartości PWO przyjęte w Holandii, tj. 10 mgC/m³ jako granicę, powyżej której następuje już wzrost bakterii w sieci – zawartość PWO równa 20 mgC/m³ powodowała wzrost HPC powyżej 500 jtk/cm³. Autorzy tej pracy wykazali także, że na podstawie zawartości PWO można kształtować dawkę chloru do dezynfekcji wody.

Dążenie do własnego systemu rezygnacji z dezynfekcji chemicznej musi więc obejmować bardzo dokładną charakterystykę ujmowanych wód, a także zmian ich charakterystyki podczas procesów oczyszczania oraz dystrybucji. Należy analizować zmiany zachodzące w charakterystyce naturalnych substancji organicznych podczas procesów oczyszczania, szczególnie pod względem ilości PWO, a następnie zmiany zawartości PWO pod wpływem dezynfekcji wody oraz w trakcie jej dystrybucji. Konieczne wydają się obserwacje tych zmian w ciągu co najmniej jednego roku (tak by objąć sezonowe zmiany jakości wody), co jest szczególnie istotne w przypadku wód powierzchniowych. Samo poznanie zawartości PWO w wodzie może mieć istotne znaczenie w podjęciu decyzji o stosowanych dawkach środka dezynfekcyjnego [33], np. w Kyoto (Japonia) przyjęto, że przy [PWO]=10,9 mgC/m³ wystarczająca jest dawka chloru wynosząca 0,05 gCl₂/m³.

Fosfor przyswajalny mikrobiologicznie

W wielu krajach, gdzie przeważają wody stosunkowo bogate w związki węgla (Skandynawia, północna Rosja, północna Ameryka), czynnikiem decydującym o wzroście mikroorganizmów może być fosfor przyswajalny mikrobiologicznie [34–38]. Według [38] rozwój biofilmu w sieci zależy od wielu czynników, a nie tylko od obecności PWO. Jednak publikacje [33–38] dotyczą wód, w których zawartość substancji organicznych jest stosunkowo duża. Z drugiej strony należy jednak pamiętać, że ilość fosforu uwalniana w procesie korozji żeliwa jest wystarczająca do podtrzymywania życia biologicznego w sieci dystrybucyjnej [16]. Także w pracy [39] uwalnianie fosforu na skutek korozji żeliwa uznano za jedną z przyczyn wtórnego rozwoju bakterii w sieci.

Na wtórny rozwój bakterii w sieci ma wpływ nie tylko zawartość biodegradowalnego węgla w wodzie, ale także podatność materiałów instalacyjnych do podtrzymywania lub stymulowania życia biologicznego. Testowanie materiałów stosowanych do budowy sieci wodociągowych prowadzili autorzy prac [9, 29, 40]. Testy te polegały na ocenie ilości i szybkości tworzenia się biofilmu na powierzchniach badanych materiałów (BFR – biofilm formation rate). Miarą ilości tworzącego się biofilmu jest adenozynotrójfosforan (ATP). Zwykle wartość BFR waha się w przypadku wód biostabilnych od 1 pg ATP/cm²-d do 75 pg ATP/cm²-d.

W pracy [41] pokazano, że zawartość ATP w wodach biologicznie stabilnych rozprowadzanych bez dezynfekcji ulega praktycznie niewielkim zmianom w sieci dystrybucyjnej. Dodatek octanu sodu do 10 mg/m^3 powodował już zwiększenie wartości BFR do $365 \text{ pgATP/cm}^2 \cdot \text{d}$ [29]. Najmniejszą zdolność do tworzenia biofilmu ma powierzchnia szkła, a następnym materiałem jest nieplastifikowany PVC, w przypadku którego wartość BFR nie przekracza $100 \text{ pgATP/cm}^2 \cdot \text{d}$. Znacznie większe wartości BFR obserwowano w przypadku różnych materiałów polietylenowych (PE), tj. w zakresie $350 \div 2700 \text{ pgATP/cm}^2 \cdot \text{d}$ [29]. Dlatego też zalecanym i stosowanym w Holandii materiałem konstrukcyjnym do budowy sieci i instalacji dystrybucyjnych jest PVC [7].

Z dotychczasowych badań wynika, że konieczne jest dokonywanie wieloparametrowej oceny biostabilności wody, ponieważ bakterie *Pseudomonas fluorescens* P17 i *Spirillum* NOX dają różne odpowiedzi w stosowanych testach, a ponadto ogólna liczba bakterii jest bardziej odpowiednią miarą stabilności wody, a dokładnie zdolność do jej zmian w trakcie dystrybucji wody w sieci. Nasuwają się pytania, czy woda oczyszczona (niedezynfekowana) ma zawsze tę samą liczbę bakterii?, czy ta liczba zmienia się wraz ze zmianami sezonowymi? oraz jaką liczbę bakterii należałoby uznać za odpowiednią? Dotychczas jednak brak jest standardów dotyczących ogólnej liczby bakterii (nawet biomasy) zarówno w ujmowanych wodach naturalnych, jak i w wodach oczyszczonych. Brakuje także pełnej wiedzy, na ile wzrost bakterii może być stymulowany przez niepożądane zjawiska zachodzące w sieci (np. korozja). Z jednej strony procesy zachodzące w materiale, z którego wykonane są sieci mogą być przyczyną wzrostu bakterii w układzie dystrybucji, a z drugiej strony przemiany substancji organicznych na produktach korozji mogą powodować powstawanie BWO lub PWO. W pracy własnej [42] autorzy wykazali, że substancje organiczne ulegają bardzo poważnym przemianom na produktach korozji, których wynikiem jest wzrost zawartości kwasów karboksylowych w wodzie.

Oznaczanie biodegradowalności

Liczba bakterii heterotroficznych (HPC) nie jest dobrą miarą wzrostu biomasy w wodzie, ponieważ bakterie te stanowią mniej niż 1% całkowitej liczby bakterii w wodzie wodociągowej [39], a ponadto HPC jest słabo skorelowane z PWO [42]. ATP to kolejny wskaźnik przydatny do oceny biostabilności wody wodociągowej [29, 30]. Był stosowany do oceny biodegradowalności materiałów konstrukcyjnych stosowanych w sieciach, w tzw. teście szybkości tworzenia biofilmu (BFR). Dzięki tym badaniom nieplastyczny PVC jest dzisiaj podstawowym materiałem wykorzystywanym w sieciach dystrybucyjnych wody wodociągowej w Holandii. Oznaczanie ATP pozwala także śledzić przyrost biomasy w sieci dystrybucyjnej [45].

Ogólna liczba komórek w wodzie, mierzona za pomocą cytometru przepływowego mogłaby być dobrym wskaźnikiem określającym stabilność biologiczną wody, lecz brak jest badań w tym zakresie oraz regulacji prawnych. W pracy [30] wykazano, że obecność PWO w ilości 32 mgC/m^3 nie prowadzi do istotnego wzrostu liczby komórek bakteryjnych w sieci dystrybucyjnej. Obserwowano jedynie $11 \div 18\%$ zwiększenie ogólnej liczby komórek, co wg autorów świadczyło o doskonałej stabilności biologicznej wody zaopatrującej Zurych [31].

Wpływ procesów oczyszczania wody na zawartość BWO i PWO

W Holandii wody podziemne napowietrza się i usuwa związki żelaza i manganu oraz ewentualnie jon amonowy [11]. Podobnie postępują Niemcy ze swoimi wodami podziemnymi [7]. Można sądzić, że im mniej ingerencji w skład chemiczny wody tym większa szansa na zachowanie jej naturalnej biostabilności. W pracy [43] pokazano, że jakkolwiek OWO jest systematycznie usuwany na poszczególnych etapach oczyszczania wody, to jego frakcja przyswajalna (PWO) była usuwana przede wszystkim podczas sedymentacji, filtracji pospiesznej oraz na złożach biologicznie aktywnych filtrów węglowych. Zauważono także, że zawartość PWO w wodzie jest większa zimą niż latem. Stwierdzono, że ozonowanie wody powoduje powstawanie tym więcej PWO im więcej jest OWO w wodzie i im większa jest dawka ozonu [26]. Jednakże usuwanie PWO na filtrach biologicznie aktywnych nie zawsze jest skuteczne – jeśli $[\text{PWO}] > 300 \text{ mgC/m}^3$, to czasy kontaktu stosowane w filtrach węglowych są zbyt krótkie, aby skutecznie usunąć tę część biodegradowalnego węgla. Tym niemniej kwas octowy (i inne kwasy karboksylowe) usuwane są z wody bardzo szybko na filtrach biologicznie aktywnych [26, 44]. W pracy [32] wykazano, że dezynfekcja wody za pomocą promieni nadfioletowych nie ma wpływu na zawartość PWO.

Znaczenie ochrony ujęć wody zostało wyraźnie wykazane w pracy [18], w której stwierdzono wyraźnie mniejszą zawartość PWO (o 42%) w wodzie z ujęć prawidłowo chronionych, w porównaniu z ujęciami o mniejszym stopniu ochrony. Wykazano również, że wstępne chlorowanie wody może powodować aż 5-krotne zwiększenie ilości przyswajalnego węgla organicznego. W systemach, w których stosowano filtrację przez złoża granulowanego węgla aktywnego notowano mniejszą zawartość PWO niż w wodzie z systemów stosujących jedynie dwuwarstwowe (antracyt/kwarc) filtry pospieszne. Także różne koagulanty wykazują zróżnicowaną skuteczność w usuwaniu PWO, przy czym najbardziej do tego celu nadaje się koagulant żelazowy. Autorzy pracy [18] postulują szersze stosowanie adsorpcji zarówno na granulowanym, jak i pylistym węglu aktywnym do usuwania biodegradowalnej części substancji organicznych z wody.

Monitoring sieci wodociągowej

Najistotniejszym problemem jest jednak zapobieganie wtórnemu rozrostowi biofilmu w sieci dystrybucyjnej wówczas, gdy w wodzie nie ma pozostałości środka dezynfekcyjnego. Należy spełnić trzy podstawowe warunki – woda powinna być stabilna biologicznie, materiały stosowane do budowy sieci powinny być niereaktywne i biologicznie stabilne, a konstrukcja i działanie systemu dystrybucji winny zapobiegać stagnacji wody i sedymentacji osadów [12]. Kolejnym, istotnym czynnikiem utrzymania czystości mikrobiologicznej wody w sieci dystrybucyjnej jest ciągły monitoring i ochrona sieci przed uszkodzeniami. We wszystkich miejscach narażonych na strumień powrotny konieczne jest montowanie zaworów zabezpieczających, a w sieci należy utrzymywać odpowiednie ciśnienie (min. $0,25 \text{ MPa}$). Do przykładów miejsc szczególnie wymagających monitoringu należą wysokie budynki z własnymi pompami podnoszącymi ciśnienie oraz instalacje przemysłowe i budynki szpitalne.

Podsumowanie

We współczesnej technologii wody ścierają się obecnie dwie wizje dotyczące dostarczania konsumentom wody bezpiecznej mikrobiologicznie. Jedną to amerykański punkt widzenia, tj. stosowanie chemicznej dezynfekcji (chloramina, chlor, dwutlenek chloru) i możliwie racjonalne ograniczanie powstawania ubocznych produktów dezynfekcji. Zachodnioeuropejski punkt widzenia to praktyczne wykorzystanie wiedzy dotyczącej przede wszystkim wpływu biodegradowalnych substancji organicznych na rozwój bakterii w wodach i rezygnacja z dezynfekcji chemicznej wszędzie tam, gdzie to możliwe. Możliwość takiej rezygnacji daje przede wszystkim ujmowanie czystych wód podziemnych, czy też wykorzystanie procesów infiltracyjnych w oczyszczaniu wód powierzchniowych. Tak postępuje się w Niemczech i Holandii. Rozprowadzanie wody niedezynfekowanej oparte jest na zasadzie stabilności biologicznej wody, przy czym nie ma jeszcze pełnej wiedzy o możliwościach wtórnego rozwoju bakterii w sieciach dystrybucyjnych. Zawartość PWO – 10 mgC/m³ – podawana przez Holendrów niekoniecznie jest uniwersalna, bo już w Zurychu z powodzeniem rozprawdza się wodę o [PWO]=32 mgC/m³, a w Belgii wody rozprawdza bez dezynfekcji chemicznej mają [PWO]=50 mgC/m³.

Rezygnacja z dezynfekcji chemicznej to także wymóg bardzo ścisłej ochrony ujęć wody, czego przykładem jest w szczególności Holandia, gdzie około 4% powierzchni kraju znajduje się w strefach ochronnych ujęć wody. Dystrybucja wody bez jej dezynfekcji nakłada także na przedsiębiorstwa wodociągowe obowiązki związane z jakością sieci oraz jej zabezpieczeniem przed intruzją zanieczyszczonej wody, czy to z zewnątrz (awarie) czy też cofaniem się wody z instalacji końcowych użytkowników (przemysł, szpitale, wysokie budynki itp.).

Brak dezynfekcji to także konieczność stosowania odpowiednich materiałów konstrukcyjnych do budowy sieci, tj. materiałów, które nie podtrzymują rozwoju mikroorganizmów. Doświadczenia niemieckie i holenderskie wskazują na konieczność utrzymywania w sieci odpowiednio wysokiego ciśnienia wody, co również ma zabezpieczać przed intruzją zanieczyszczeń z zewnątrz.

Granica oznaczalności przyswajalnego węgla organicznego (PWO) wynosi około 10 mgC/m³, a węgla biodegradowalnego (BWO) około 100 mgC/m³. Są to jednocześnie wartości graniczne zalecane w wodach stabilnych biologicznie. Zawartość przyswajalnej frakcji węgla organicznego w wodzie w ilości 10 mgC/m³ może prowadzić do powstania 10⁴–10⁵ komórek bakterii w 1 cm³ wody. Z tego względu należy dążyć do szerszego stosowania czulszych i bardziej obiektywnych metod pozwalających na ocenę stabilności biologicznej wody, takich jak np. cytometria przepływowa.

LITERATURA

1. J. NAWROCKI: Uboczne produkty utleniania i dezynfekcji wody – doświadczenia ostatnich 30 lat (By-products of water disinfection: Summary of 30 years' experience). *Ochrona Środowiska* 2005, vol. 27, nr 4, ss. 3–12.
2. S. REGLI, P. BERGER, B. MACLER, C. HAAS: Proposed decision tree for management of risk in drinking water: Consideration for health and socioeconomic factors. In: G.F. CRAM [Ed.]: *Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical and Microbial Risk*, ILSI Press, Washington DC 1993.
3. D. van der KOOIJ, J.H.M. van LIVERLOO, J. SCHELLART, P. HEIMSTRA: Maintaining quality without a disinfectant residual. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 55–64.
4. D. van der KOOIJ, A. VISSER, W.A.M. HIJNEN: Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. *Journal American Water Works Association* 1982, Vol. 74, No. 10, pp. 540–545.
5. B. KOŁWZAN: 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.
6. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Skutki obecności biofilmu w systemach dystrybucji wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Threats associated with the presence of biofilm in drinking water distribution systems). *Ochrona Środowiska* 2012, vol. 34, nr 1, ss. 9–14.
7. B. HAMBSCHE: Distributing groundwater without a disinfectant residual. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 81–85.
8. P. WERNER, B. HAMBSCHE: Investigations on the growth of bacteria in drinking water. *Water Supply* 1986, Vol. 4, No. 4, pp. 227–232.
9. D. van der KOOIJ, H. VEENENDAAL, W.J.H. SCHEFFER: Biofilm formation and multiplication of *Legionella* in a model warm water system with pipes of copper, stainless steel and cross-linked polyethylene. *Water Research* 2005, Vol. 39, No. 13, pp. 2789–2798.
10. D. van der KOOIJ, J.H.M. van LIEVERLOO, P. GALE, G. STANFIELD: Distributing Drinking Water with a Low or Zero Disinfectant Residual, Operational and Biological Aspect. UKWIR, London 2003.
11. D. van der KOOIJ, J.H.M. van LIEVERLOO, J. SCHELLART, P. HEIMSTRA: Maintaining quality without a disinfectant residual. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 55–64.
12. P.W.M.H. SMEETS, G.J. MEDEMA, J.C. van DIJK: Dutch secret: How to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands. *Drinking Water Engineering and Science* 2009, No. 2, pp. n1–14.
13. M.W. LeCHEVALIER: The case for maintaining a disinfectant residual. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 86–94.
14. C.N. HAAS: Benefits of using a disinfectant residual. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 65–69.
15. J. NAWROCKI [red.]: *Uzdatnianie wody. Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne*. Wydawnictwo Naukowe UAM – Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010.
16. S.C. MORTON, Y. ZHANG, M.A. EDWARDS: Implications of nutrient release from iron metal for microbial regrowth in water distribution systems. *Water Research* 2005 Vol. 39, No. 13, pp. 2883–2892.
17. C.J. VOLK, M. LeCHEVALIER: Assessing biodegradable organic matter. *Journal American Water Works Association* 2000, Vol. 92, No. 5, pp. 64–76.
18. C.J. VOLK, M.W. LeCHEVALIER: Effects of conventional treatment on AOC and BDOC levels. *Journal American Water Works Association* 2002, Vol. 94, No. 6, pp. 112–123.
19. M.M. BAZRI, B. BARBEAU, M. MOHSENI: Impact of UV/H₂O₂ advanced oxidation treatment on molecular weight distribution of NOM and biostability of water. *Water Research* 2012, Vol. 46, No. 16, pp. 5297–5304.
20. Y. OHKOUCHI, B.T. LY, S. ISHIKAWA, Y. AOKI, S. ECHIGO, S. ITOH: A survey on levels and seasonal changes of assimilable organic carbon (AOC) and its precursors in drinking water. *Environmental Technology* 2011, Vol. 32, No. 14, pp. 1605–613.
21. 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.

22. U. RACZYK-STANISŁAWIAK, J. ŚWIETLIK, A. DĄBROWSKA, J. NAWROCKI: Biodegradability of organic by-products after natural organic matter oxidation with ClO_2 – case study. *Water Research* 2004, Vol. 38, No. 4, pp. 1044–1054.
23. I. KOZYATNYK, J. ŚWIETLIK, U. RACZYK-STANISŁAWIAK, N. KLYMENKO, J. NAWROCKI: Influence of oxidation on fulvic acids composition and biodegradability. *Chemosphere* 2013, Vol. 92, No. 10, pp. 1335–1342.
24. J. NAWROCKI, J. ŚWIETLIK, U. RACZYK-STANISŁAWIAK, A. DĄBROWSKA, S. BIŁOZOR, W. ILECKI: Influence of the ozonation's conditions on the aldehyde and carboxylic acid formation. *Ozone Science & Engineering* 2003, No. 25, pp. 53–62.
25. C.J. VOLK: Biodegradable organic matter measurement and bacterial regrowth in potable water. *Methods in Enzymology* 2001, Vol. 337, pp. 144–170.
26. 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.
27. F. HAMMES, C. BERGER, O. KÖSTER, T. EGLI: Assessing biological stability of drinking water without disinfectant residuals in a full-scale water supply system. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* 2010, Vol. 59, No. 1, pp. 31–40.
28. M.W. LeCHEVALLIER, W. SCHULZ, R.G. LEE: Bacterial nutrients in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology* 1991, No. 57, pp. 857–862.
29. D. van der KOOIJ: Biological stability: A multidimensional quality aspect of treated water. *Water, Air and Soil Pollution* 2000, Vol. 123, pp. 25–34.
30. M. PREVOST, P. LAURENT, P. SERVAIS, J.-C. JORET: Biodegradable Organic Matter in Drinking Water Treatment and Distribution. AWWA, 2005.
31. K. LAUTENSCHLAGER, C. HWANG, W.T. LIU, N. BOON, O. KÖSTER, H. VROUWENVELDER, T. EGLI, F. HAMMES: A microbiology-based multi-parametric approach towards assessing biological stability in drinking water distribution networks. *Water Research* 2013, Vol. 47, No. 9, pp. 3015–3025.
32. W. SUN, W. LIU, L. CUI, L. LIU: Impact of AOC and chlorine residual on regrowth of microbes in a model distribution system receiving UV-treated potable water. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* 2012, Vol. 61, No. 6, pp. 372–380.
33. Y. OHKOUCHI, B.T. LY, S. ISHIKAWA, Y. KAWANO, S. ITOH: Determination of an acceptable assimilable organic carbon (AOC) level for biological stability in water distribution systems with minimized chlorine residual. *Environmental Monitoring and Assessment* 2013, Vol. 185, No. 2, pp. 1427–1436.
34. I.T. MIETTINEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Microbial growth and assimilable organic carbon in Finnish drinking waters. *Water Science Technology* 1997a. Vol. 35, No. 11–12, pp. 301–306.
35. I.T. MIETTINEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Phosphorus and bacterial growth in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology* 1997b, Vol. 63, No. 8, pp. 3242–3245.
36. M.J. LEHTOLA, I.T. MIETTINEN, 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.
37. M. POLANSKA, K. HUYSMAN, C. van KEER: Investigation of microbially available phosphorus (MAP) in Flemish drinking water. *Water Research* 2005, Vol. 39, No. 11, pp. 2267–2272.
38. M.J. LEHTOLA, T. JUHNA, I.T. MIETTINEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Formation of biofilms in drinking water distribution networks, a case study in two cities in Finland and Latvia. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 2004, Vol. 31, No. 11, pp. 489–494.
39. L. CHEN, R.B. JIA, L. LI: Bacterial community of iron tubercles from a drinking water distribution system and its occurrence in stagnant tap water. *Environmental Sciences: Processes and Impacts* 2013, Vol. 15, No. 7, pp. 1332–1340.
40. D. van der KOOIJ, H.R. VEENENDAAL, C. BAARS-LOREST, D.W. van der KLIFT, Y.C. DROST: Biofilm formation on surfaces of glass and teflon exposed to treated water. *Water Research* 1995, Vol. 29, No. 7, pp. 1655–1662.
41. P.W.J.J. van der WIELEN, D. van der KOOIJ: Effect of water composition, distance and season on the adenosine triphosphate concentration in unchlorinated drinking water in the Netherlands. *Water Research* 2010, Vol. 44, No. 17, pp. 4860–4867.
42. J. NAWROCKI, U. RACZYK-STANISŁAWIAK, J. ŚWIETLIK, A. OLEJNIK, M.J. SROKA: Corrosion in a distribution system: Steady water and its composition. *Water Research* 2010, Vol. 44, No. 6, pp. 1863–1872.
43. J.C. LOU, B.H. CHEN, T.W. CHANG, H.W. YANG, J.Y. HAN: Variation and removal efficiency of assimilable organic carbon (AOC) in an advanced water treatment system. *Environmental Monitoring and Assessment* 2011, Vol. 178, No. 1–4, pp. 73–83.
44. K.H. CARLSON; G.L. AMY: BOM removal during biofiltration; *Journal American Water Works Association* 1998, Vol. 90, No. 12, pp. 42–52.

Olejnik, A., Nawrocki, J. Does Drinking Water Have to be Chemically Disinfected? *Ochrona Srodowiska* 2013, Vol. 35, No. 4, pp. 3–8.

Abstract: Knowledge development in the field of water treatment enables preparation of water prior to its distribution in such a way that chemical disinfection is no longer required. Public water systems in Poland incurred huge expenses for changes in water treatment technology in order to fulfill increasing quality requirements regarding potable water. The basic aim of public water system is to provide microbially safe water for human consumption. This safety in large water supply networks is obtained thanks to chemical disinfection with chlorine, chlorine dioxide or chloramine. Presence of chemical disinfectants in water is often socially difficult to accept due to their negative organoleptic

properties as well as formation of the so called byproducts of disinfection. Continuous progress in understanding of chemical and biological processes taking place during water treatment and its distribution enables modern technology to provide consumers with microbially safe drinking water, devoid of chemical disinfectant residues. This is how waterworks and distribution networks operate in Berlin, Zurich, Amsterdam, Rotterdam and other cities of Western Europe. The question asked in this paper referred to the conditions necessary to be fulfilled for chemical water disinfection not to be required. For this purpose, conditions ensuring high biological water stability, and as a result allowing chemical disinfection to be abandoned, were discussed.

Keywords: Water quality, natural organic matter, water treatment, biological stability, water distribution system.