



POLSKA AKADEMIA NAUK
Instytut Badań Systemowych

BADANIA SYSTEMOWE
Inżynieria Środowiska

**PRZYCZYNY ZMIAN
JAKOŚCI WODY W SYSTEMACH
WODOCIĄGOWYCH**

Janusz Łomotowski

Warszawa 2007





**PRZYCZYNY ZMIAN
JAKOŚCI WODY W SYSTEMACH
WODOCIĄGOWYCH**

**POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT BADAŃ SYSTEMOWYCH**

Seria: BADANIA SYSTEMOWE, tom 55

Redaktor naukowy: prof. Jakub Gutenbaum

Podseria: Inżynieria Środowiska

Warszawa 2007

**PRZYCZYNY ZMIAN
JAKOŚCI WODY W SYSTEMACH
WODOCIĄGOWYCH**

Janusz Łomotowski

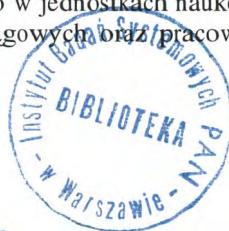
Publikacja wydana ze środków projektu badawczego MINISTERSTWA NAUKI i SZKOLNICTWA WYŻSZEGO: nr 3T11A 010 26.

Książka jest oryginalnym opracowaniem poświęconym ważnemu zagadnieniu, jakim jest utrzymanie jakości wody wodociągowej w czasie jej dystrybucji z zakładów wodociagowych do odbiorcy. Przedstawiono w niej podstawy teoretyczne czynników mogących wpływać na zmiany jakości wody w czasie jej przepływu przez przewody wodociagowe, omówiono wpływ procesów korozji rurociągów stalowych i żeliwnych na jakość wód wodociagowych, mechanizm powstawania biofilmów i przyczyny utraty stabilności biologicznej wody. Szczegółowo omówiono modele kinetyki zaniku substancji dezynfekujących w wodach wodociagowych oraz powstawania ubocznych produktów dezynfekcji wody. Przedstawiono oryginalny sposób opracowywania wyników badań pochodzących z monitoringu jakości wody wodociagowej z zastosowaniem algorytmów aproksymacji krigingowej. W książce proponuje się zastosowanie nowoczesnych metod modelowania matematycznego (sieci neuronowe) i aproksymacji (algorytmy krigingowe) w rozwiązywaniu złożonych zagadnień technologii wody, wchodzących w zakres inżynierii środowiska. Książka oparta jest na wieloletnich wynikach własnych doświadczeń Autora oraz dogłębnych studiach literaturowych. Nie tylko uzupełnia ona dotychczasowy stan wiedzy z zakresu stabilności chemicznej i biologicznej wody wodociagowej, ale w znacznym stopniu go rozszerza. Powinna znaleźć zainteresowanie nie tylko w jednostkach naukowych, ale również wśród eksploatatorów systemów wodociagowych oraz pracowników nadzoru sanitarnego.

Recenzenci:

Dr hab. Jan Studziński
Prof. Ryszard Szetela

Seni
Bibl. podręczna



45794

Komputerowa edycja tekstu: Anna Gostyńska

Druk i oprawa: ARTPRESS, tel. 052 354 95 10

© Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa 2007

Instytut Badań Systemowych PAN
Newelska 6, PL 01-447 Warsaw

Sekcja Informacji Naukowej i Wydawnictw IBS PAN
e-mail: biblioteka@ibspan.waw.pl

ISBN 978-83-89475-11-4
ISSN 0208-8029

1. WPROWADZENIE

W ostatnich latach obserwuje się bardzo duże zainteresowanie stabilnością chemiczną i biologiczną wody w systemach wodociągowych. Ma to bezpośredni związek z rozwojem metod analitycznych oraz badań epidemiologicznych nad wpływem poszczególnych składników wody na zdrowie człowieka. O stabilności wody, w dużym stopniu, decyduje jakość wody surowej ujmowanej na cele wodociągowe. Z tego względu ochrona jakości zasobów ujęć wody jest jednym z podstawowych zadań racjonalnej gospodarki wodnej każdego kraju. Stabilność wody w systemie zależy również od niezawodności technologicznej procesów uzdatniania. Szczególnie ważne jest, aby w czasie usuwania z wody domieszek mineralnych i biologicznych minimalizowano ilość wprowadzanych wraz z reagentami chemicznymi mikrozanieczyszczeń oraz powstających w procesach utleniania i dezynfekcji ubocznych produktów, najczęściej organicznych, wpływających niekorzystnie na organizm człowieka.

Utrata stabilności chemicznej i biologicznej wody w czasie jej przesyłu z zakładów uzdatniania wody do odbiorców to problem wszystkich systemów wodociągowych (Jolis i in., 1998). Zmiany jakości wody w czasie jej transportu i przechowywania były znane już w starożytności. Rzymskie akwedukty były wykonane w sposób pozwalający na dopływ wody do miasta w miarę ze stałą prędkością. Zapewniało to utrzymanie wody o dobrych cechach organoleptycznych. Wyloty akweduktów stanowiły fontanny, z których nadmiar wody odprowadzano do Tybru.

Zastosowane w starożytnym Rzymie rury ołowiane do rozprowadzania górskich, słabo zmineralizowanych wód, okresowo o niskim odczynie, przyczyniały się do wzbogacania tych wód w związki ołowiu wymywane z rur. Rozpuszczone związki ołowiu w wodzie pitej miały negatywny wpływ na zdrowia wielu starożytnych rzymian. Rury ołowiane były powszechnie stosowane u zarania budowy systemów wodociągowych. Jeszcze i dzisiaj w wielu krajach są eksploatowane instalacje, głównie wewnętrzne, wykona-

ne z rur ołowianych pomimo znajomości faktów o ich szkodliwym oddziaływaniu na jakość wody.

Badania nad stabilnością wody w systemach wodociągowych prowadzi się w wielu krajach (Akanle i in. 1997; AWWARF, 2005; Cho i in., 1997; Kowal, 2003; Sozański i Olańczuk-Neyman, 2002; Świdorska-Brózdź, 2000; Tataro 2001). W Polsce stabilność wody ma szczególnie znaczenie w dużych systemach wodociągowych (Grajper i in., 2003; Grabińska-Łoniewska i Wąsowski, 1995; Łomotowski i in. 2001), choć znacznie gorsza sytuacja jest w wodociągach wiejskich oraz o średniej wielkości. W przypadku wodociągów wiejskich dochodzi często do wtórnego skażenia wód wodociągowych wskutek korzystania przez część odbiorców okresowo z wodociągu zbiorowego i z wody pobieranej w sposób zmechanizowany z własnych zagrodowych studni (Bielawa i Michalkiewicz, 2002).

Podczas przepływu wody do odbiorców obserwuje się najczęściej pogorszenie własności organoleptycznych wody to jest smaku i zapachu oraz wzrost barwy i mętności wody. Dochodzić może również do wzrostu liczby oznaczanych bakterii wskaźnikowych. W przypadku wód poddawanych dezynfekcji chlorem lub dwutlenkiem chloru wzrasta w wodzie wodociągowej ilość ubocznych produktów dezynfekcji. Obserwuje się również przyrost stężenia żelaza i manganu oraz zmiany odczynu, twardości i zasadowości wody.

O składzie wody u odbiorców decyduje wiele czynników. Najczęściej przyczyną pogorszenia się jakości wody są procesy korozji instalacji wewnętrznych oraz zewnętrznych przewodów wodociągowych (Adrien i in., 2001; Bebee i in., 2001; Berghult i in., 1997), które są intensyfikowane obecnością w wodzie agresywnego dwutlenku węgla (Balcerzak i in., 1999; Bielski i Zymon, 1991; Dundore i in., 2000; Dembińska, 1993; Kowal, 1997; Kuś i in., 1993; Świdorska-Brózdź, 1998). Duży wpływ na korozję ma rodzaj materiału zastosowanego do budowy wodociągu (Balcerzak, 2002; Boulay i Edwards, 2001; Bowers i in., 1983; Catlin i in., 1996; Marjanowski J., 2002). W tabeli 1 przedstawiono odporność poszczególnych materiałów na to zjawisko.

O szybkości korozji decyduje nie tylko rodzaj materiału, z jakiego jest wykonana instalacja, ale również skład wody wodociągowej (tabela 2). Obowiązujące przez wiele lat w Polsce przepisy dopuszczające w wodzie wodociągowej stężenie żelaza do $0,5 \text{ g Fe/m}^3$ oraz manganu do $0,1 \text{ g Mn/m}^3$ spowodowały, że obecnie większość sieci wodociągowej jest mocno zainkrustowana osadami żelazisto-manganowymi (Bonetyński i in., 1999). Osady te stwierdza się w wielu wiejskich systemach wodociągowych w całości wykonywanych z rurociągów z PVC, PE czy PEHD.

O jakości wody u odbiorców w dużej mierze decyduje stan techniczny sieci i jej wiek (Gamrot i in., 2001), przerwy w działaniu wodociągu (Świderska-Bróż i Wolska, 2003) oraz warunki hydrauliczne panujące w sieci wodociągowej, takie jak prędkość przepływu, ciśnienie wody, a przede wszystkim czas przetrzymania wody w systemie nazywany umownie wiekiem wody (AWWARF, 2005; Imran i in., 2005). W Polsce na wydłużenie wieku wody, szczególnie w wiejskich wodociągach, miały wpływ obowiązujące normatywy przeciwpożarowego zaopatrzenia w wodę (Siwiec, 2002; Denczew, 2003).

Tabela 1. Odporność na korozję różnych materiałów stosowanych do budowy sieci wodociągowej i instalacji wewnętrznych

Materiał, z którego wykonany jest przewód wodociągowy	Odporność na korozję
Stal zwykła, węglowa	Najbardziej podatny materiał na korozję
Żeliwo szare	Materiał podatny na korozję
Żeliwo sferoidalne	Materiał podatny na korozję bardziej niż żeliwo szare
Stal lub żeliwo z wykładziną betonową	Duża odporność na korozję
Stal ocynkowana	Zabezpieczenie antykorozyjne zwiększa odporność na korozję, ale powłoki pasywne rozpuszczają się powodując wzrost stężenia cynku w wodzie u odbiorców
Azbestocement	Obserwuje się ługowanie związków wapnia i magnezu w przypadku wód zawierających agresywny dwutlenek węgla
Tworzywa sztuczne: PVC, poliamid, PEHD, PE, PP	Odporne na korozję. Obserwuje się wymywanie monomerów oraz plastyfikatorów z rurociągów przez wodę wodociągową. Rurociągi stosowane w wodociągach publicznych muszą posiadać atesty sanitarne. Na ściankach rurociągów tworzą się biofilmy
Miedź	Materiał wykorzystywany przy wykonywaniu instalacji wewnętrznych zimnej i ciepłej wody. Szybkość korozji zależy od jakości wody wodociągowej oraz wykonania instalacji. Podstawowym błędem jest wykonywanie instalacji z różnych materiałów. Przy instalacjach wykonanych z przewodów stalowych, stalowych ocynkowanych i miedzianych wskutek korozji następuje bardzo szybkie niszczenie instalacji. Przy wykonywaniu instalacji wewnętrznych z rur miedzianych powszechnie nie uwzględnia się wpływu jakości wody na szybkość wymywania związków miedzi przez wodę wodociągową.

Tabela 2. Czynniki wpływające na proces korozji i tworzenie osadów korozyjnych w systemach wodociągowych

Wskaźnik jakości wody	Wpływ na szybkość procesu korozji rurociągów stalowych i żeliwnych
Tlen rozpuszczony	Wysokie stężenia wpływają na wzrost szybkości korozji. Przy braku tlenu i chloru może dochodzić do procesów beztlenowych w strefie osadów i procesu denitryfikacji oraz powstawania siarczków na drodze redukcji siarczanów. Procesy te zachodzą jedynie w przypadku obecności w wodzie (osadach) związków organicznych. Zmniejszenie ilości tlenu w wodzie zwiększa szybkość ługowania produktów korozji rur stalowych i żeliwnych
Agresywny dwutlenek węgla	Intensyfikacja korozji, w wyniku niszczenia powłok pasywnych
Odczyn	Wysoki odczyn spowalnia korozję stali i żeliwa; niski intensyfikuje ten proces
Twardość ogólna i zasadowość wody	Wysoka twardość wody hamuje korozję szczególnie, gdy dochodzi do wytrącania węglanu wapnia na powierzchni ścianek przewodów. Naruszenie równowagi węglanowej może być powodem wytrącania się w rurociągach minerałów węglanowych i intensywnego zarastania przewodów wodociągowych osadami
Siarczany i chlorki	Wzrost stężeń tych jonów intensyfikuje korozję, gdyż zwiększa się przewodnictwo właściwe wody. Proces zależy od zasadowości wody i powstawania pasywnych powłok węglanowych
Azotany	Intensyfikacja szybkości korozji
Miedź	Intensyfikacja szybkości korozji
Żelazo i mangan	Intensyfikacja szybkości korozji wskutek nierównomiernego wytrącania się osadów na powierzchni rurociągów stalowych i żeliwnych i tworzenia ogniw galwanicznych. Obecność jonów żelaza i manganu w wodach wodociągowych sprzyja rozwojowi bakterii żelazistych i manganowych
Sód i potas	Zwiększają przewodnictwo elektryczne wody, co powoduje przyspieszenie korozji
Jon siarczkowy i hydrosiarkowy	Intensyfikacja korozji wskutek rozwoju bakterii siarkowych
Amoniak	Intensyfikacja korozji wskutek rozwoju bakterii nityfikacyjnych
Chlor wolny	Zwiększa intensywność korozji elektrochemicznej stali, ale wpływa na zmniejszenie korozji biologicznej.
Temperatura wody	Ze wzrostem temperatury, zjawisko korozji przebiega z większą szybkością
Przewodnictwo właściwe wody	Wzrost intensyfikuje korozję
Fosforany i związki humusowe	Inhibitory procesów korozyjnych

Tabela 3. Czynniki eksploatacyjne wpływające na proces korozji i tworzenie się osadów w przewodach wodociągowych

Czynnik eksploatacyjny	Wpływ na szybkość procesu korozji rurociągów stalowych i żeliwnych
Stan techniczny (jakość wykonania, szczelność, zabezpieczenie antykorozyjne)	Ze wzrostem wieku przewodów, pogarsza się ich stan techniczny i wzrasta szybkość korozji. Zła jakość wykonania zwiększa prawdopodobieństwo korozji
Płukanie i czyszczenie przewodów, wymiana renowacja zniszczonych przewodów lub ich odcinków, właściwa konserwacja rurociągów i montaż, zastosowanie armatury ochronnej i odcinającej, zaworów zwrotnych i odpowietrzników	Zmniejsza szybkość korozji
Prędkość przepływu wody i jej zmiany dobowe, zmiany jej kierunku przepływu i ciśnienia	Małe prędkości zwiększają możliwość wystąpienia korozji, z uwagi na dłuższy czas kontaktu wody z przewodem, duże prędkości przepływu powodują odrywanie produktów korozji z powierzchni przewodów
Charakter przepływu wody	Przepływ turbulentny wody zwiększa szybkość korozji
Rozbiór wody i dobową zmienność	Małe rozbiory wody zwiększają intensywność korozji, podobnie jak wydłużony kontakt wody z instalacją, wysoki rozbiór wody przyczynia się do odrywania produktów korozji z powierzchni rur
Sposób zaprojektowania sieci wodociągowej:	Przewymiarowanie sieci wodociągowej w fazie projektowania, np. przez uwzględnienie zapotrzebowania wody na cele przeciwpożarowe, powoduje spadek jej prędkości przepływu, co zwiększa możliwość wystąpienia korozji
Czas przebywania wody w sieci wodociągowej	Wydłużenie wieku wody powoduje pogorszenie jej jakości. Zjawisko to widoczne jest szczególnie na końcówkach sieci
Mieszanie się wód pochodzących z różnych ujęć lub SUW w systemie wodociągowym	Częste zmiany kierunku przepływu wody i zmiany jej składu, zwiększają potencjał wytrącania się minerałów z wody. Przy zmianie kierunku przepływu wody dochodzi do wynoszenia osadów z rurociągów

Duży wpływ na jakość wody u odbiorców ma powstawanie na wewnętrznych ściankach rurociągów biofilmów (Block J.C. i in., 1997, Edyvean i in., 1998a i 1998b; Percival i in. 1998; Forster i in.; 2001; Ohgaki i Sathasivan, 1999; Świdarska-Brózdź, 2003). Biofilmy przyczyniają się do zwiększenia ryzyka wtórnego mikrobiologicznego skażenia wody. W systemach wody ciepłej powszechnie powstają biofilmy z udziałem bakterii rodzaju *Legionella* (van der Kooij i in., 2005).

Przy ocenie stabilności wody w sieci wodociągowej konieczne jest rozpoznanie procesów ługowania związków z produktów korozji i wytrącania się z wody trudno rozpuszczalnych związków i minerałów (Łomotowski, Siwoń, 2004).

Celem niniejszego opracowania było przedstawienie aktualnego stanu wiedzy o procesach wpływających na zmiany składu wody w systemach wodociągowych. Praca ma przybliżyć szerszemu gronu techników i inżynierów sanitarnych wiedzę z tego zakresu. Nie wyczerpuje ona całości zagadnień, gdyż każdy system wodociągowy ma swoją specyfikę i trudno jest przenosić doświadczenia z jednego obiektu na drugi. Założeniem autora było przedstawienie tych problemów, które mają charakter uniwersalny.

2. PRZEWODY WODOCIĄGOWE JAKO REAKTORY

2.1. Model ogólny

Przewód wodociągowy należy rozpatrywać, jako reaktor przepływowy. Mogą w nim powstawać źródła zanieczyszczeń w obrębie ścianek przewodów wodociągowych, wywołanych procesami korozji, biofilmami oraz przemian mających miejsce w przepływającej wodzie i na granicy wodociągowej. Ogólnie zmiany składu wody w obrębie wycinka rurociągu można ustalić w oparciu o bilans masy dla poszczególnych indywidualów chemicznych (jonu, substancji lub wskaźnika wody) (rys. 1):

$$V \cdot \frac{dX}{dt} = Q \cdot (X_{in} - X) + f(X, T_w, X_k, \dots, X_n) - A \cdot \Phi_a(X, T_w, X_k, \dots, X_n) + A \cdot \Phi_d(X, T_w, X_k, \dots, X_n) \quad (1)$$

gdzie:

X_{in}, X stężenia rozpatrywanej molekuly (jonu) lub wartość wskaźnika jakości wody na wejściu do odcinka rurociągu i na jego końcu;
 g/m^3 ,

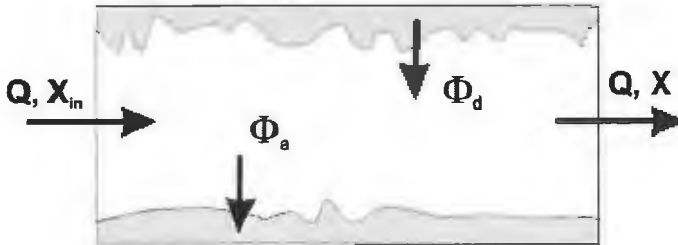
V objętość wody w odcinku rurociągu, m^3 ;

Q natężenie przepływu, m^3/s ;

A powierzchnia kontaktu wody z rurociągiem (osadami), m^2 ;

$f(X, T_w, X_k, \dots, X_n)$ funkcja opisująca zmiany stężeń w wyniku przemian chemicznych zachodzących w strumieniu przepływającej wody zależna od stężenia X , czasu teoretycznej wymiany w odcinku T_w i innych wskaźników wody X_k, \dots, X_n ;

- $\Phi_a(X, T_w, X_k, \dots X_n)$ funkcja opisująca zmiany stężeń w wyniku procesów wytrącania się osadów;
- $\Phi_d(X, T_w, X_k, \dots X_n)$ funkcja opisująca zmiany stężeń w wyniku procesów wymywania z powierzchni osadów lub ścianek rurociągów.



Rysunek 1. Ogólny schemat przemian zachodzących w wycinku przewodu wodociągowego (oznaczenia podano w tekście) (Manuel i in., 2007)

Dzieląc równanie (1) przez V oraz uwzględniając, że czas teoretycznej wymiany wody w wycinku rurociągu o średnicy D i długości L jest określony zależnością:

$$T_w = \frac{V}{Q} \quad (2)$$

a wyrażenie:

$$\frac{A}{V} = \frac{\pi \cdot D \cdot L}{\frac{\pi \cdot D^2 \cdot L}{4}} = \frac{4}{D} = \frac{1}{R_h} \quad (3)$$

jest odwrotnością promienia hydraulicznego R_h otrzymamy:

$$\frac{dX}{dt} = \frac{1}{T_w} \cdot (X_{in} - X) + f(X, T_w, X_k, \dots X_n) - \frac{1}{R_h} \cdot \Phi_a(X, T_w, X_k, \dots X_n) + \frac{1}{R_h} \cdot \Phi_d(X, T_w, X_k, \dots X_n) \quad (4)$$

Z równania (4) wynika, że zmiana stężenia X zależy od składu wody dopływającej do odcinka rurociągu, czasu teoretycznej wymiany wody oraz promienia hydraulicznego. Przy wydłużaniu się czasu przebywania wody w odcinku rurociągu na zmiany stężenia rozpatrywanego wskaźnika jakości

wody mają wpływ procesy zachodzące w wodzie oraz procesy wymiany masy na granicy powierzchnia osadów-woda. Staje się zrozumiałe, dlaczego największe zmiany składu wody wodociągowej obserwuje się po długim czasie stagnacji wody w systemie oraz na końcówkach sieci, w przypadku małych rozbiorów wody.

W przewodach wodociągowych o dużych przekrojach (dużym promieniu hydraulicznym R_h) możliwość wystąpienia zmian jakości wody pod wpływem oddziaływań zachodzących na granicy osady-woda jest znacznie mniejsza w porównaniu z przewodami o małych przekrojach. Największe zmiany składu wody pod wpływem procesów korozji i powstających biofilmów będą zachodzić w wewnętrznych instalacjach wodociągowych, gdzie stosuje się przewody o małych przekrojach, jak również powstają długie przerwy w rozbiorze wody.

Utrzymanie jakości wody u odbiorców nie jest więc związane tylko ze stanem zewnętrznych sieci wodociągowych, ale zależy w dużym stopniu od stanu technicznego wewnętrznych instalacji wodociągowych. Obrazuje to tabela 4, w której zestawiono wyniki badań wybranych wskaźników wody pobranej z baterii nad zlewozmywakiem zamontowanym w kuchni zlokalizowanej na 5 piętrze budynku wielorodzinnego przed i po remoncie instalacji wewnętrznych. W wodzie pobranej z 24 letniej instalacji wodociągowej wykonanej z rur ocynkowanych stalowych łączonych tradycyjną techniką na gwint w pierwszych spływach obserwowano wysoką mętność i barwę wody oraz podwyższone stężenia żelaza i manganu. Zjawisko to nie miało miejsca na instalacji nowej.

Przy analizie zmian składu wody w systemie wodociągowym nie wolno interpretować obserwowanych zmian jakości wody u poszczególnych odbiorców, jako prób reprezentatywnych przy wyciąganiu wniosków o przyczynach niestabilności wody w sieci wodociągowej. Związany jest z tym również problem odpowiedzialności poszczególnych podmiotów za jakość wody w miejscu jej poboru. Zakład wodociągowy może ponosić odpowiedzialność za jakość wody wodociągowej tylko w sieci wodociągowej pozostającej w jego władaniu oraz w zakresie składu wody wpływającego na powstanie zjawisk oddziałujących na jakość wody w instalacjach wewnętrznych i sieciach zewnętrznych pozostających we władaniu innych podmiotów prawnych. Stan techniczny tych instalacji w większym stopniu wpływa na jakość wody u odbiorców prywatnych i zbiorowych, niż to wynika ze świadomości użytkowników instalacji wodociągowych.

Tabela 4. Wpływ stanu instalacji wewnętrznych na jakość wody ujmowanej przez odbiorców

Wskaźnik jakości wody	Jednostka	Ilość wody pobranej z baterii kuchennej po nocnej dm ³					
		0-1	1-2	2-3	3-5	5-7	7-9
Instalacja po 24 letniej eksploatacji wykonana z rur stalowych ocynkowanych łączonych na gwint							
Mętność	NTU	15	10	10	2	3	2
Barwa	mg Pt/ dm ³	30	22	15	10	10	10
Żelazo ogólne	mg Fe/dm ³	0,68	0,25	0,12	0,15	0,17	0,15
Mangan	mg Mn/dm ³	0,08	0,08	0,06	0,04	0,03	0,03
Instalacja nowa wykonana z polipropylenu techniką zgrzewania							
Mętność	NTU	3	1	1	0,5	0,5	0,5
Barwa	mg Pt/ dm ³	10	10	10	10	10	10
Żelazo ogólne	mg Fe/dm ³	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Mangan	mg Mn/dm ³	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

W Polsce nie ma w tym zakresie odpowiednich uregulowań prawnych. Przykładem tego może być stosowanie w instalacjach wewnętrznych rur miedzianych, bez uwzględnienia wpływu składu chemicznego wody wodociągowej na szybkość ługowania jonów i związków miedzi przez wody wodociągowe.

2.2. Dyfuzyjne przemieszczanie się masy w strefie przyściennej rurociągu

Przy przepływie wody przez rurociąg, szybkość przemieszczania się molekuł pozostających w stanie rozpuszczonym w wodzie zależy od współczynnika dyfuzji oraz warunków przepływu wody określonych liczbą Reynoldsa. Szybkość dyfuzyjnego przenikania masy molekuł s do warstwy przyściennej określić można z zależności:

$$\frac{dX_s}{dt} = -\frac{1}{R_h} k_{sF} (X_s - X_{sW}) \quad (5)$$

gdzie:

X_s stężenie indywidualnego chemicznego s w wodzie przepływającej przez rurociąg, mg/dm^3 ;

X_{sW} stężenie indywidualnego chemicznego s w wodzie na powierzchni osadów, mg/dm^3 ;

k_{sF} współczynnik dyfuzyjnego przenikania masy w warstwie przyściennej w $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ wyliczany z zależności:

$$k_{sF} = S_h \frac{d_{sH_2O}}{D} \quad (6)$$

d_{sH_2O} współczynnik molekularnej dyfuzji rozpatrywanej substancji w wodzie, $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$;

D średnica rurociągu, m ;

S_h liczba Sherwooda, której wartość zależy od warunków hydraulicznych w rurociągu określonych liczbą Reynoldsa (HAESTAD...2003-2004):

$$S_h = 2,0 \quad \text{Re} < 1 \quad (7)$$

$$S_h = 3,65 + \frac{0,0668 \cdot \text{Re} \cdot \left(\frac{D}{L} \cdot \frac{v}{d_{sH_2O}} \right)}{1 + 0,04 \cdot \left[\text{Re} \cdot \left(\frac{D}{L} \cdot \frac{v}{d_{sH_2O}} \right) \right]^{2/3}} \quad 1 < \text{Re} < 2300 \quad (8)$$

$$S_h = 0,023 \cdot \text{Re}^{0,83} \cdot \left(\frac{v}{d_{sH_2O}} \right) \quad \text{Re} > 2300 \quad (9)$$

W tabeli 5 przedstawiono współczynniki dyfuzji d_{sH_2O} dla wybranych molekuł i jonów w wodzie. Przy innych temperaturach współczynnik dyfuzji można wyliczyć, wykorzystując zależność (Steward, 2003):

$$\frac{d_{sH_2O} \eta}{T} = \text{const} \quad (10)$$

Tabela 5. Współczynniki dyfuzji wybranych cząstek i jonów w wodzie

Dyfundująca cząstka lub jon	Temperatura °C	Współczyn. dyfuzji m ² /s	Źródło danych
H ⁺	25	4,5·10 ⁻⁹	Setayeshgar i Cross (1999)
NH ₄ ⁺	25	1,97·10 ⁻⁹	Steward (2003)
Cl ⁻	25	2,03·10 ⁻⁹	
SO ₄ ²⁻	25	1,06·10 ⁻⁹	
HCO ₃ ⁻	25	1,18·10 ⁻⁹	
H ₂ PO ₄ ²⁻	25	8,8·10 ⁻¹⁰	
HPO ₄ ⁻	25	7,6·10 ⁻¹⁰	
N ₂	25	1,88·10 ⁻⁹	
O ₂	25	2,0·10 ⁻⁹	
CO ₂	25	1,92·10 ⁻⁹	
CH ₄	25	1,49·10 ⁻⁹	
Cl ₂	20	1,25·10 ⁻⁹	Lu i in. (1995)
ClO ₂	7	7,5·10 ⁻¹⁰	Setayeshgar i Cross (1999)
ClO ₂ ⁻	4	7,0·10 ⁻¹⁰	Setayeshgar i Cross (1999)

W przypadku braku danych literaturowych współczynnik dyfuzji d_{sH_2O} można określić z półempirycznej formuły, opracowanej na podstawie równania Stokesa-Einsteina, podanej przez Wilkego i Changa (1955):

$$d_{sH_2O} = 7,4 \cdot 10^{-8} \frac{T \sqrt{\psi \cdot M}}{\eta \cdot V_s^{0,6}}, [\text{cm}^2/\text{s}] \quad (11)$$

gdzie:

- T temperatura, K;
- ψ stała zależna od rozpuszczalnika wynosząca dla wody 2,26;
- M masa cząsteczkowa rozpuszczalnika, równa dla wody 18;
- η lepkość dynamiczna rozpuszczalnika w cP;
- V_s objętość gramocząsteczki substancji s rozpuszczanej w wodzie w cm³/g.

2.3. Wnikanie substancji do osadów i biofilmów

Wartość współczynnika dyfuzji d_s w biofilmie (osadach) zależy od współczynnika dyfuzji danych molekuł (jonów) w wodzie. Pomiędzy współczynnikiem dyfuzji w wodzie a współczynnikiem dyfuzji w biofilmach (osadach) zachodzi zależność:

$$d_s = \alpha d_{sH_2O} \quad (12)$$

gdzie α jest współczynnikiem korekcyjnym. Wartość tego współczynnika według Stewarda (1998) można przyjmować dla:

- nieorganicznych anionów i kationów $\alpha = 0,56$;
- niepolarnych substancji o masie cząsteczkowej mniejszej od 44 Da - $\alpha = 0,43$;
- organicznych związków o masie cząsteczkowej większej od 44 Da - $\alpha = 0,29$.

W przypadku braku zużycia danej substancji przez mikroorganizmy obecne w biofilmie czas t_{90} [s] potrzebny dla osiągnięcia 90% stężenia substancji lub jonu s w wodzie na głębokości x [m] można wyliczyć z zależności (Steward, 2003):

$$t_{90} = 1,03 \frac{x^2}{d_s} \quad (13)$$

W przypadku, gdy zanik danego substratu s w biofilmie (osadach) opisać można kinetyką reakcji zerowego rzędu, ze stałą szybkości k_o [$\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{s}$], a stężenie tej substancji na powierzchni wynosi X_{sW} , głębokość penetracji biofilmu (osadów) a [m] przez dany substrat można wyliczyć z zależności:

$$a = \sqrt{\frac{2d_s X_{sW}}{k_o}} \quad (14)$$

2.4. Wpływ warunków hydraulicznych na przemieszczanie się cząstek z powierzchni ścianek rurociągów

Z powierzchni osadów powstałych na ściankach rurociągów mogą być wynoszone molekuly rozpuszczalne w wodzie, jak również cząstki koloidalne, mikrozawiesina i zawiesina. Cząstki wchodzące w skład osadów lub biofilmów zalegających na ściankach rurociągów są związane z powierzchnią siłami kohezji lub adhezji. Pod pojęciem kohezji rozumie się zjawisko stawiania oporu przez ciało fizyczne podczas rozdzielania go na części. O adhezji mówimy wtedy, gdy cząstki na powierzchni danego ciała nie są ze sobą związane, ale przylegają do siebie, a o możliwości ich przemieszczenia decydują siły oporu powstające na granicznych powierzchniach. Zjawisko adhezji pomiędzy komórkami (koloniami) bakterii a ściankami rurociągów przyczynia się do powstawania biofilmów. Zjawisko odrywania cząstek z powierzchni danego ciała nosi nazwę erozji.

W strefie przyściennej przewodów wodociagowych powstaje warstwa laminarna, której grubość zależy od prędkości przepływu wody w rurociągu, charakteru ruchu oraz chropowatości powierzchni rurociągu. Dla wody o gęstości 1000 kg/m^3 grubość warstwy laminarnej w strefie przyściennej można określić z zależności (Potter i Wiggert, 1991):

$$x_{lam} = \frac{v}{\sqrt{0,005 \cdot \lambda \cdot v^2}} \quad (15)$$

gdzie:

λ współczynnik strat liniowych wyliczony ze wzoru Collebrooka White, -;

v średnia prędkość wody w rurociągu, m/s;

ν lepkość kinematyczna wody, m^2/s .

W tabeli 6 przedstawiono przykładowe obliczenia grubości warstwy przyściennej dla wybranych przewodów wodociagowych oraz średnich prędkości przepływu. Spowolnienie przepływu wody powoduje zmniejszenie się warstwy przyściennej.

Miarą adhezji i kohezji jest praca, jaką należy wykonać, aby oderwać cząstki od powierzchni. Przy działaniu sił stycznych na drodze dx , wywołujących na jednostkowej powierzchni naprężenia τ_0 , wykonana przez te siły praca jest równa:

$$W = \tau_0 \cdot dx \quad (16)$$

Tabela 6. Grubość laminarnej warstwy przyściennej przy różnych prędkościach przepływu wody i wybranych średnicach rurociągów

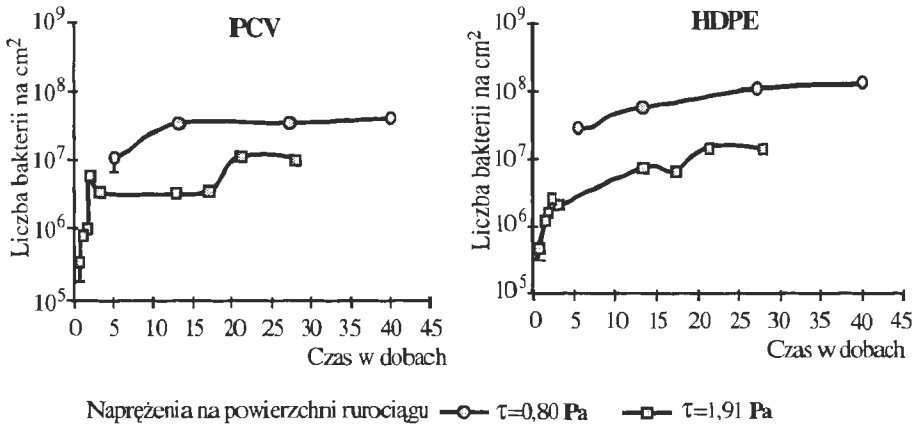
Prędkość średnia przepływu wody m/s	Grubość przyściennej warstwy laminarnej w μm przy chropowatości 0,003 m dla rurociągu o średnicy		
	80 mm	100 mm	150 mm
0,1	716	751	814
0,3	244	255	276
0,5	147	154	167
0,7	105	110	119
0,9	82	85	93
1,1	67	70	76
1,3	57	59	64
1,5	49	51	56
1,7	43	45	49
1,9	39	41	44
2,1	35	37	39

Naprężenia styczne są zatem miarą pracy, jaka została wykonana na odcinku dx na powierzchni 1 m^2 . Za pomocą wartości naprężeń τ_0 można wyrażać wielkość sił kohezji i adhezji. Wykorzystuje się to przy interpretacji wyników badań nad wpływem warunków hydraulicznych panujących w rurociągach na tworzenie się biofilmów. Wykazano, że istnieje związek pomiędzy liczbą bakterii w biofilmie a naprężeniami stycznymi τ_0 . Wraz ze wzrostem naprężeń stycznych na granicy warstwy laminarnej obserwuje się zmniejszoną ilość bakterii w biofilmie, co wiąże się z pokonaniem przez siły hydrodynamiczne sił adhezji na granicy faz kolonie bakterii-ciecz w strefie przyściennej warstwy laminarnej (rys. 2).

Na granicy warstwy przyściennej uśrednione naprężenia styczne można wyliczyć z zależności:

$$\tau_0 = \frac{\rho}{8} \lambda v^2 \quad (17)$$

gdzie ρ jest gęstością wody [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$].



Rysunek 2. Wpływ naprężeń stycznych τ_0 na liczbę bakterii w biofilmie (Manuel i in., 2007)

Przy określeniu zdolności erozyjnych strumienia wody powszechnie stosuje się formułę podaną przez Shiltdsa, zweryfikowaną przez liczne doświadczenia. Zapoczątkowanie ruchu cząstek, o średnicy d_c [m] i gęstości ρ_c [kg·m⁻³], leżących swobodnie na dnie rurociągów (kanałów) następuje, gdy spełniony jest warunek (Palarski, 1982):

$$\tau_0^{kr}(d_c) > 0,06 \cdot g \cdot (\rho_c - \rho) \cdot d_c \quad (18)$$

gdzie g jest przyspieszeniem ziemskim [m·s⁻²].

Przy modelowaniu składu wody w rurociągach należy uwzględnić nie tylko erozję osadów (biofilmów) pod wpływem sił hydrodynamicznych powstających na ich powierzchni, ale także zjawisko fluidyzacji cząstek wyerodowanych, to znaczy możliwości ich wyplukania przez przepływającą wodę. Oderwane od ścianek rurociągów cząstki nie będą sedymentować, jeżeli średnia prędkość wody w rurociągu przekroczy prędkość graniczną, którą można obliczyć ze wzoru Goviera i Charlesa (American Society..., 1975):

$$v_{gr} = 11,9 \cdot (v_c \cdot D)^{0,5} \cdot d_c \quad (19)$$

gdzie:

v_{gr} prędkość graniczna w rurociągu; [m·s⁻¹];

D średnica rurociągu, m;

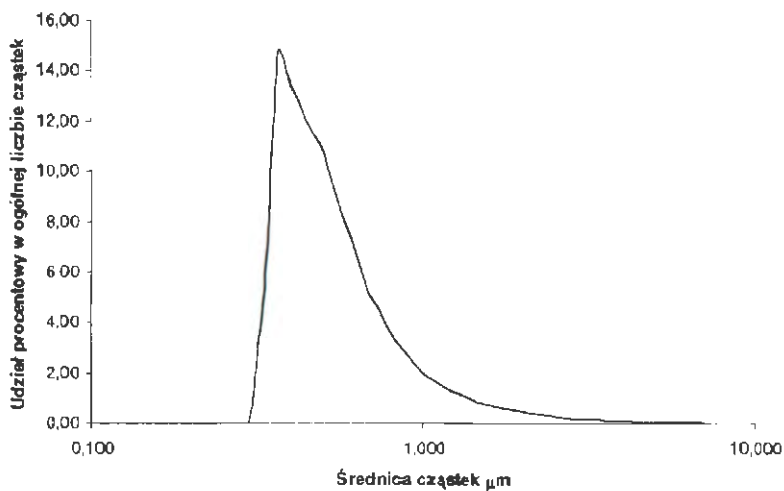
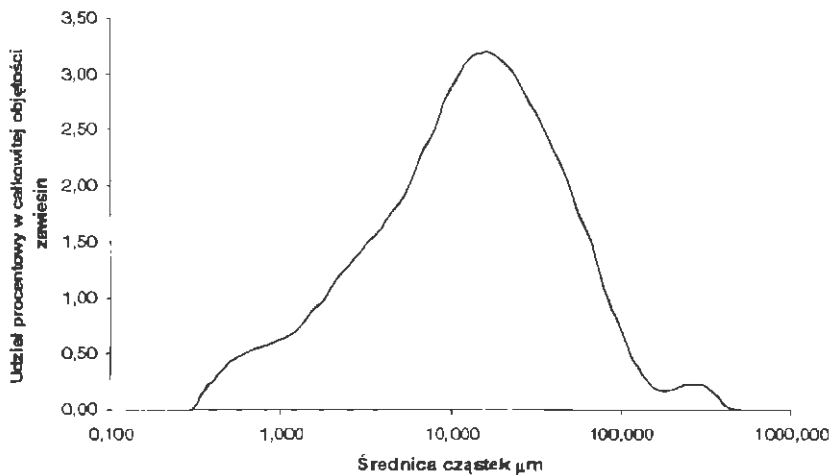
v_c prędkość swobodnego opadania cząstki w [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$] wyliczona z równania:

$$v_c - \sqrt{\frac{4 \cdot g \cdot (\rho_c - \rho) \cdot d_c}{3 \cdot \rho \cdot \left(0,4 + \frac{4 \cdot \sqrt{\nu}}{\sqrt{v_c \cdot d_c}} + \frac{24 \cdot \nu}{v_c \cdot d_c} \right)}} = 0 \quad (20)$$

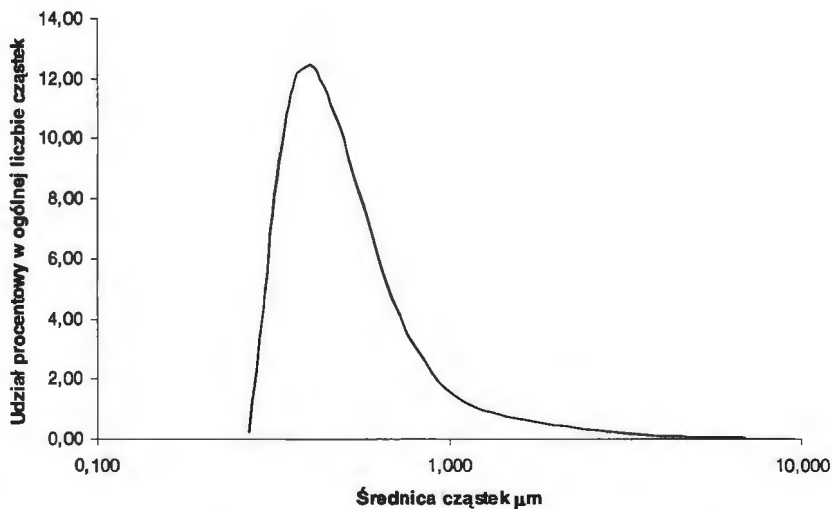
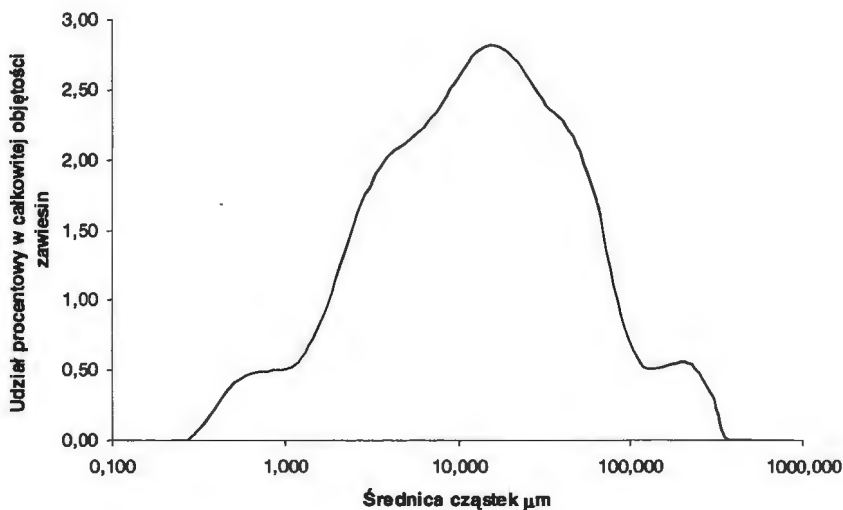
gdzie ν jest lepkością kinematyczną wody [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$].

Na rysunkach 3-6 przedstawiono przykładowe wyniki badań składu granulometrycznego zawiesin w wodzie wypływającej z hydrantu w czasie płukania przewodów wodociągowych. Badania te miały na celu określenie wielkości cząstek usuwanych z powierzchni ścianek rurociągów w czasie tych zabiegów eksploatacyjnych. Analizę składu granulometrycznego zawiesin wykonano na granulometrze laserowym Mastersizer 2000 firmy Malvern Instruments Ltd., pozwalającym identyfikować cząstki o średnicach zastępczych od 0,02 do 2000 μm .

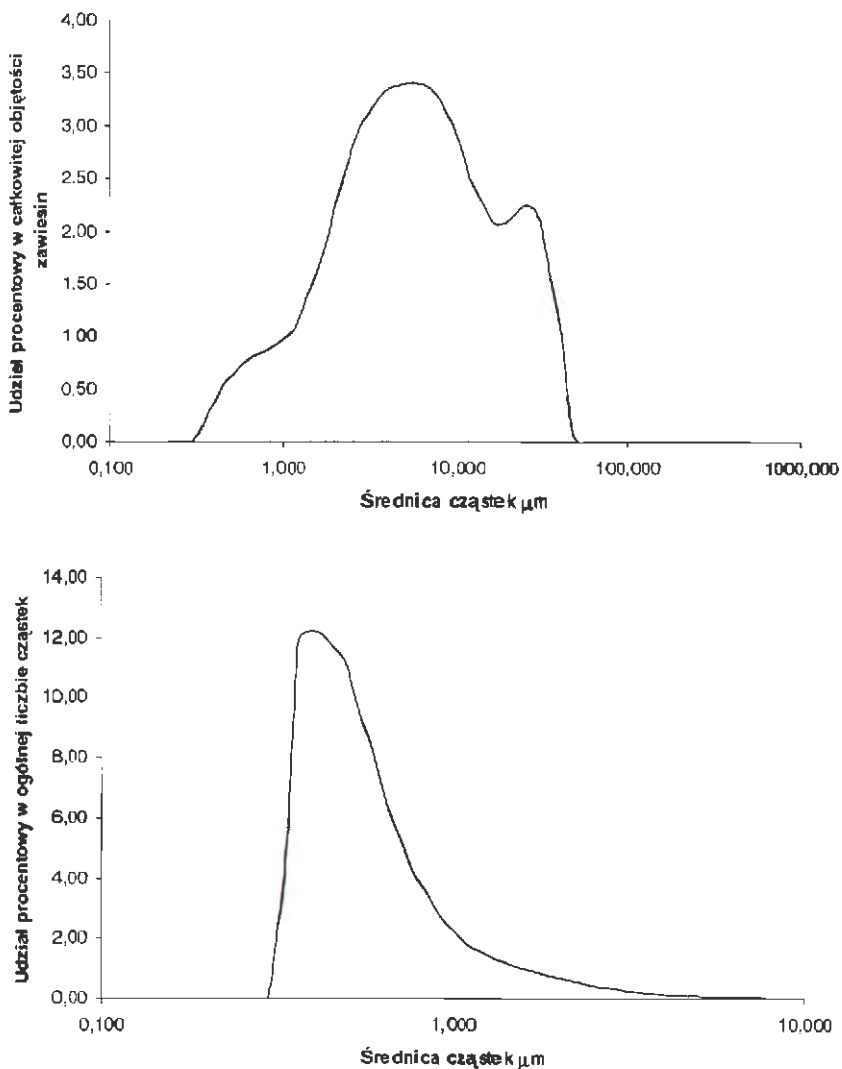
Niezależnie od materiału, z jakiego były wykonane przewody wodociągowe największy udział ilościowy miały cząstki o średnicach mniejszych od 10 μm . Cząstki o większych średnicach decydowały o objętości zawiesin w wodach płucznych, ale ich udział w ogólnej liczbie cząstek był pomijalny. W tabeli 7 przedstawiono wyliczenia średnich prędkości przepływu wody w rurociągach o średnicy 80, 100 i 150 mm, potrzebnych dla fluidyzacji cząstek zawiesin o średnicy 10 μm w zależności od ich gęstości. Uwzględniając dane z tabeli 7 oraz uzyskane wyniki badań składu granulometrycznego zawiesin wynoszonych w czasie płukania rurociągów można wnioskować, że w czasie tego zabiegu dochodzi do wynoszenia cząstek o gęstościach bliskich gęstości wody.



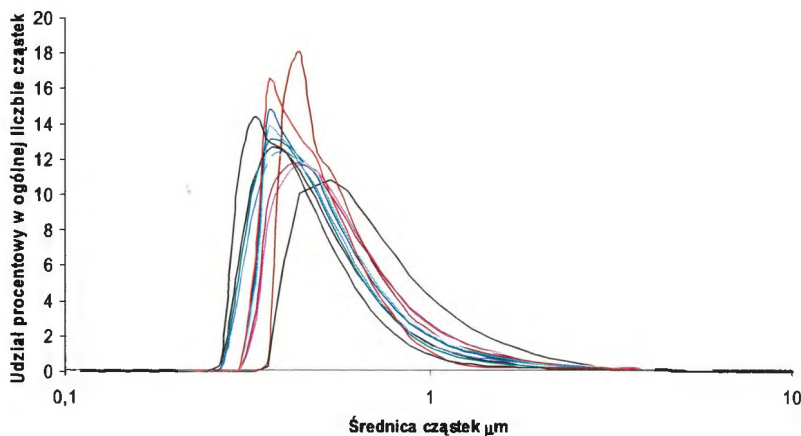
Rysunek 3. Skład granulometryczny zawiesin w wodzie wypływającej z hydrantu w czasie płukania, na jednym z polskich wodociągów, rurociągu wykonanego z rur azbestocementowych o średnicy 100 mm, przy średniej prędkości przepływu 1.4 m/s. (Rysunek górny przedstawia udział cząstek w ogólnej objętości zawiesin a dolny w ogólnej liczbie cząstek)



Rysunek 4. Skład granulometryczny zawiesin w wodzie wypływającej z hydrantu w czasie płukania, na jednym z polskich wodociągów, rurociągu wykonanego z rur żeliwnych o średnicy 100 mm, przy średniej prędkości przepływu 1,6 m/s. (Rysunek górny przedstawia udział cząstek w ogólnej objętości zawiesin a dolny w ogólnej liczbie cząstek)



Rysunek 5. Skład granulometryczny zawiesin w wodzie wypływającej z hydrantu w czasie płukania, na jednym z polskich wodociągów, rurociągu wykonanego z rur PE o średnicy 110 mm, przy średniej prędkości przepływu 1,4 m/s. (Rysunek górny przedstawia udział cząstek w ogólnej objętości zawiesin a dolny w ogólnej liczbie cząstek)



Rysunek 6. Skład granulometryczny zawieszin uzyskiwany w czasie badań wód wypływającej z hydrantu w czasie płukania rurociągów o średnicach 80-110 mm przy średniej prędkościach przepływu 1,4-2,0 m/s

W tabeli 8 zestawiono wyniki własnych badań gęstości właściwej osadów, wykonanych z użyciem piknometrów wodnych, pobranych z różnych przewodów wodociągowych. Gęstości te są znacznie większe od gęstości osadów, które mogą być wynoszone z rurociągów w czasie płukania. Można z tego wnioskować, że w przewodach wodociągowych ulegają przemieszczaniu pod wpływem sił hydrodynamicznych głównie cząstki, które są zbudowane z substancji silnie uwodnionych związanych z podłożem słabymi siłami kohezji i adhezji. Wynoszenie cząstek o dużych gęstościach jest utrudnione, lecz zjawisko to może zachodzić, gdy zwiększy się gęstość cieczy płynącej przez rurociąg. Przy wzroście ilości cząstek obecnych w wodzie wzrasta jej gęstość, a to powoduje spowolnienie szybkości sedymentacji cząstek wyerodowanych z osadów. Jest to jedna z przyczyn wypłukiwania dużej ilości osadów z rurociągów po dłuższych przerwach działania przewodów wodociągowych.

Niektóre firmy płuczące rurociągi w celu zwiększenia gęstości przepływającej wody stosują do płukania roztwory soli. Polepsza to efekt wynoszenia zawieszin z rurociągów, ale w przypadku rurociągów stalowych i żeliwnych przyspiesza szybkość korozji po zabiegu płukania

Tabela 7. Wyliczone z zależności (19) prędkości graniczne dla cząstek o średnicy zastępczej 10 μm przy różnych gęstościach i średnicach rurociągów 80-150 mm

Gęstość cząstki kg/m^3	Prędkość swobodnego opadania cząstki m/s	Prędkość graniczna m/s
Średnica rurociągu 80 mm		
1010	3,198E-03	1,07
1030	8,203E-03	1,70
1050	0,012	2,11
1100	0,021	2,77
1200	0,036	3,58
Średnica rurociągu 100 mm		
1010	3,198E-03	1,20
1030	8,203E-03	1,90
1050	0,012	2,37
1100	0,021	3,00
1200	0,036	4,00
Średnica rurociągu 150 mm		
1010	3,198E-03	1,40
1030	8,203E-03	2,35
1050	0,012	2,80
1100	0,021	3,80
1200	0,036	4,90

Tabela 8. Gęstości właściwe osadów pobranych z różnych przewodów wodociagowych

Pochodzenie osadów	Gęstość g/cm^3
Osady pobrane z rurociągów stalowych	3,2-4,025
Osad pobrany z przewodu betonowego	2,82
Osady pobrane z rurociągów żeliwnych	2,7-4,0
Osady pobrane z przewodów azbesto- cementowych	2,5-3,8
Osady pobrane z przewodów PVC	1,86-3,2

10. PODSUMOWANIE

Eksploatując system wodociągowy należy zwracać uwagę nie tylko na koszt produkcji i dystrybucji wody, ale również na procesy, które zachodzą w przewodach wodociągowych. Utrzymanie stabilności chemicznej i biologicznej wody jest problemem światowym. W Polsce problem ten jest zauważany tylko wtedy, gdy dojdzie do drastycznych zmian jakości wody wodociągowej u odbiorców, szczególnie w zakresie domieszek biologicznych.

Istnieje pilna potrzeba, aby eksploatujący systemy wodociągowe a także właściciele systemów komunalnych, głównie władze samorządowe, zrozumiały, że racjonalna gospodarka każdego systemu powinna być oparta na wiedzy, doświadczeniach, a przede wszystkim na ciągłej analizie danych pochodzących z monitoringu obiektów wchodzących w skład systemu. W Polsce sytuacja w tym zakresie nie jest najlepsza.

Przedstawione w pracy materiały są wynikiem wieloletnich badań i studiów. Nie jest to cała wiedza autora o stabilności wody w systemach wodociągowych. Przedstawione w pracy tezy mają na celu wyartykułowanie tych zjawisk i metod badawczych, które powinny być powszechnie znane wśród pracowników odpowiedzialnych za eksploatację wodociągów. Przedstawiają one również kierunki dalszych badań naukowych nad złożonymi procesami mającymi miejsce w każdym systemie wodociągowym.

Literatura

- Adrien R., Ellaway M., Lin J. (2001): Study of corrosion material accumulated on the inner wall of steel water pipe. *Corrosion Science*, **43**, 11: 2065-2081.
- Akanle O.A., Asubiojo O.I., Nkono N.A., Ogunsua A.O., Oluwole A.F., Spyrou N.M., Ward N.I (1997): Trace elements in drinking water and groundwater samples in Southern Nigeria. *The Science of the Total Environment*, **208**, 1-2: 1-8.
- Aleksejew W.S. (1975): Biologičeskij kolmataž skważyn. *Gidrotechnika i Melioracje*, **4**: 240-245.
- American Society of Civil Engineers (ASCE): Sedimentation engineering. *Manuals and Reports on Engineering Practice*, No. 54, Vito A. Vanoni ed., New York 1975.
- Andrzejewski G., Borkowski M., Łomotowski J., (2000): Stabilność chemiczna wody wodociągowej na przykładzie miasta Strzelina. *Mat. IV Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo-Szkoleniowego nt.: Wspomaganie komputerowe w projektowaniu i eksploatacji systemów wodociągowych i kanalizacyjnych*, PZITS Poznań, Świnoujście-Kopenhaga.
- Arora D.R., Gautam V., Arora B. (2002): Biological warfare: Bioterrorism. *Indian Journal of Medical Microbiology*, **20**, 1: 6-11.
- AWWARF (2005): Effects of blending on distribution system water quality. AWWA, USA.
- Bajer A. (2001): Naturalne źródła inwazji oportunistycznych. *Mat. Konf. nt.: Skazenie wody, gleby i żywności przez pasożytnicze pierwotniaki: konsekwencje epidemiologiczne*. Warszawa, s.21-25.
- Balcerzak W. (2002): Zmiany jakości wody w systemie jej dystrybucji. *Mat. Konf. „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”*, PZITS Gdańsk, ss. 815-823.
- Balcerzak W., Knapik K., Kubala K.(1999): Modelowanie zjawiska zanieczyszczenia wody w sieci wodociągowej. *GWITS*, **6**: 201-206.
- Barbeau B., Desjardins R., Mysoreb C., Prévost M., (2005): Impacts of water quality on chlorine and chlorine dioxide efficacy in natural waters. *Water Research*, **39**: 2024-2033.
- Beebe E., Clement J.A., Kriven W.M., Sarin P., Snoeyink V.L. (2001): Physico-chemical characteristics of corrosion scales in old iron pipes. *Water Research*, **35**, 12: 2961-2969.
- Beech I.B, Coutinho C.L.M. (2003): Biofilms on corroding materials. In: *Biofilms in Medicine, Industry and Environmental Biotechnology - Characteristics, Analysis and Control*. Edited by Lens P, Moran A.P., Mahony T, Stoodly P, O'Flaherty V: IWA Publishing of Alliance House; pp. 115-131.
- Beech I.B., Sunner J. (2004): Biocorrosion: towards understanding interactions between biofilms and metals. *Current Opinion in Biotechnology*, **15**: 181-186.

- Beger K. (1966): *Leitfaden der Trink und Brauchwasser Biologie*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Berghult B., Broo A., Elfstrom A., Hedberg T., Johannsson E.L., Sander A. (1997): Iron corrosion in drinking water distribution systems - surface complexation aspects. *Water Research*, **39**, 12: 77-93.
- Bielawa J., Michałkiewicz M. (2002): Ocena zmian jakości wody pitnej na przykładzie wodociągu w Zbąszyniu. *Mat. Konf. „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”*, PZITS, Gdańsk 2002, 330-343.
- Bielski A., Zymon W. (1991): Analiza możliwości stabilizacji agresywnych wód powierzchniowych. *Ochrona Środowiska*, 2(43): 25-27.
- Biswas, P., Lu, C., Clark, R. M., (1993): A model for chlorine concentration decay in pipes. *Water Research*, **27**, 12: 1715-1724.
- Bonetyński K., Kowalski D., Stelmach K. (1999): Skutki stosowania normy 0,5 gFe/m³ w wodzie uzdatnionej na przykładzie wybranego wodociągu komunalnego. *Ochrona środowiska*, 4(75): 9-11.
- Boulay N., Edwards M. (2001): Role of temperature, chlorine and organic matter in copper corrosion by - product release in soft water. *Water Research*, **35**, 3: 683-690.
- Bowden G. J., Nixon J. B., Dandy G. C., Maier H. R., Holmes M. (2006): Forecasting chlorine residuals in a water distribution system using a general regression neural network. *Mathematical and Computer Modelling*, **44**: 469-484.
- Bowers E., Fox K.P., Tate C.H. (1983): The interior surface of galvanized steel pipe: a potential factor in corrosion resistance. *JAWWA*, 2: 83-86.
- Bryzewska M., Leyko W. (2000): *Biofizyka kwasów nukleinowych dla biologów*, Warszawa: PWN.
- Chambers V. K., Creasy J. D., Joy J. S. (1995): Modelling free and total chlorine decay in potable water distribution systems. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, **44**: 60-69.
- Catlin J.O., Douglas B.D., Merrill D.T. (1996): Water quality deterioration from corrosion of cement - mortar linings. *JAWWA*, 3: 99-107.
- Castro P., Neves M. (2003): Chlorine decay in water distribution systems case study -Lousada network. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, **2**, 2: 261-266.
- Cho S., Choi Y., Chung Y., Hwang M., Lee H., Lim Y., Park S., Park Y., Shin D., Yang H. (1997): Risk assessment and management of drinking water pollutants in Korea. *Water Science and Technology*, **36**, 12: 309-323
- Cho M., Chung H., Yoon. J. (2002): Effect of pH and importance of ozone initiated radical reactions in inactivating *Bacillus subtilis* spore. *Ozone Sci. Eng.* **24**: 145-150.

- Cho, M., Chung H., Yoon. J. (2003): Disinfection of water containing natural organic matter by using ozone-initiated radical reactions. *Applied and Environmental Microbiology*, **69**, 4: 2284-2291.
- Clark R. M., Grayman W. M., Males R. M., Hess A. F. (1993): Modeling contaminant propagation in drinking-water distribution systems. *J. Environ. Eng.* **119**: 349-364.
- Comment on „An ATP-based method for monitoring the microbiological drinking water quality in a distribution network” by E. Delahaye et al., 2003. *Water Research*, **37**: 3689-3696. *Water Research*, 2005, **39**: 2778-2779.
- de Beer D, Kühl M. (2001): *Interfacial microbial mats and biofilms*. In Boudreau B.P., Jørgensen B.B. (eds.) *The Benthic Boundary Layer*. Oxford University Press, New York.
- Delahaye E., Welté B., Levic Y., Leblond G., Montiel A. (2003): An ATP-based method for monitoring the microbiological drinking water quality in a distribution network. *Water Research*, **37**: 3689-3696.
- Demińska J. (1993): Ocena agresywności korozyjnej wód wodociagowych w stosunku do materiałów instalacyjnych. *GWITS*, **11**: 274-276.
- Denczew S. (2003): Wpływ sposobu zaopatrzenia przeciwpożarowego na jakość wody w sieci wodociagowej. *Ochrona Środowiska*, **4**: 37-38.
- Donlan R.M. (2002): Biofilms: Microbial life on surfaces. *Emerging Infectious Diseases*, **8**, 9: 881-890.
- Doggett M.S. (2000): Characterization of fungal biofilms within a municipal water distribution system. *Appl. Environ. Microbiol.*, **66**, 3: 1249-1251.
- Dubiel M., Hsu C.H, Chien C.C., Mansfeld F., Newman D.K. (2002): Microbial iron respiration can protect steel from corrosion. *Appl. Environ. Microbiol.*, **68**: 1440-1445.
- Dundore E., Le Chevallier M., Schierman J., Volk Ch. (2000): Practical evaluation of iron corrosion control in a drinking water distribution system. *Water Research*, **34**, 6: 1967-1974.
- Edyvean G.J., Knapp J.S., Percival S.L., Wales D.S. (1998a): Biofilm development on stainless steel in mains water. *Water Research*, **32**, 1: 243-253.
- Edyvean G.J., Knapp J.S., Percival S.L., Wales D.S. (1998b): Biofilms, mains water and stainless steel. *Water Research*, **32**, 7: 2187-2201.
- Fleming K.K., Harrington G.W., Noguera. D.R. (2005): Nitrification potential curves: A new strategy for nitrification prevention. *JAWWA*, **97**, 8: 90-99.
- Forster C.F., Hallam N.B., Simms J., West J.R. (2001): The potential for biofilm growth in water distribution systems. *Water Research*, **35**, 17: 4063-4071.
- Frankel R. B., Bazylinski D. A. (2003): Biologically induced mineralization by bacteria. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, **54**, 1: 95-114.
- Frigenbaum, C., Gal-Or L., Yahalom, J., (1978): Scale protection criteria in natural waters. *Corrosion*, **34**, 4: 133-137.

- Gamrot B., Kuś K., Malicka K., Ścieranka G. (2001): Wpływ eksploatacji i stanu technicznego sieci na jakość wody wodociągowej. *Ochrona Środowiska*, 3(82): 17-20.
- Gauthier V., Gérard B., Portal J-M., Block J-C. Gatel D., (1999): Organic matter as loose deposits in a drinking water distribution system. *Water Research*, 33, 4: 1014-1026.
- Geldreich, E.E.(1996): *Microbial quality of water supply in distribution systems*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Gibbs M. S., Morgan N., Maier H.R., Dandy G.C., Nixon J.B., Holmes M. (2006): Investigation into the relationship between chlorine decay and water distribution parameters using data driven methods. *Mathematical and Computer Modelling*, 44: 485-498.
- Goldsztejn P., Skrzypek G. (2004): Wykorzystanie metod interpolacji do numerycznego kreślenia map powierzchni geologicznych na podstawie nieregularnie rozmieszczonych danych. *Przegląd Geologiczny*, 52, 3: 233-236.
- Grabińska-Łoniewska A., Wąsowski J. (1995): Wtórne zanieczyszczenie wody w warszawskiej sieci wodociągowej. *Ochrona Środowiska*, 3(58): 56-62.
- Grajper P., Kuś K., Ścieranka G., Wyczarska - Kokot J., Zakrzewska G. (2003): Wpływ spadku zużycia wody w miastach zaopatrywanych przez wodociąg grupowy GPW w Katowicach na jakość wody w systemie dystrybucji. *Ochrona Środowiska*, 3: 29-34.
- Haas, C. N., Karra, S. B., (1984): Kinetics of wastewater chlorine demand exertion. *J. WPCF*, 56, 2: 170-173.
- HAESTAD METHODS. *Advanced water distribution modeling and management*. Haestad Press, Waterbury, CT USA, 2003-2004.
- Hallam N.B., West J.R., Forster C.F., Powell J.C., Spencer I., (2002): The decay of chlorine associated with the pipe wall in water distribution systems. *Water Research*, 36: 3479-3488.
- Hang D.T. (2003): *Microbiological study of the anaerobic corrosion of iron*. Max Planck Institut für Marine Mikrobiologie, Bremen (tezy rozprawy doktorskiej).
- Harrington G.W., Noguera D.R., Kandou A.I., VanHoven D.J. (2002): Pilot scale evaluation of nitrification control strategies. *JAWWA*, 94, 11: 78-89.
- Hermanowicz S. W. (2001): A simple 2D biofilm model yields a variety of morphological features. *Mathematical Biosciences*, 169: 1-14.
- Hermanowicz S. W. (1999): Two-dimensional simulations of biofilm development: effects of external environmental conditions. *Wat. Sci. Tech.* 39, 7: 107-114.
- Hoffman M., Nager H.D., Suchański W. (2000): Teoria i praktyka fosforanowej ochrony sieci wodociągowych. *IV Międzyn. Konf., „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”*, Kraków, 647-660.

- Horn H., Hempel D.C. (1997): Growth and decay in an auto-/heterotrophic biofilm. *Water Research*, **31**, 9: 2243-2252.
- Hrynaszkiewicz t., Kucharski M. (2000): Model matematyczny do obliczania stężenia THM w chlorowanej wodzie. *Ochrona Środowiska*, **3**(78): 9-12.
- Imran S.A., Dietz J.D., Mutoti G., Taylor J.S., Randall A.A. (2005): Modified Larsons ratio incorporating temperature, water age, and electroneutrality effects on red water release. *Journal of Environmental Engineering ASCE*, **11**: 1514-1520.
- Jo W.K., Weisel C.P., Liroy P.J. (1990): Chloroform exposure and the health risk associated with multiple uses of chlorinated tap water. *Risk Anal.* **10**, 4: 581-585.
- Jolis D., Faber W.W., Diyamandoglu V. (1998): Biological stability of drinking water in New York City. *Wat. Sci. Tech.*, **38**, 6: 181-190.
- Kazubski S.L. (2001): Wiciowce i pełzaki. Biologia wybranych gatunków: Giadia, Entameba, Acanthamoeba, Neglera. *Mat. Konf. nt.: Skażenie wody, gleby i żywności przez pasożytnicze pierwotniaki: konsekwencje epidemiologiczne*. Warszawa, 8-10.
- Kielemenos J., De Boever P., Verstraete W. (2000): Influence of denitrification on corrosion of iron and stainless steel powder. *Environ. Sci. Technol.*, **34**: 663-671.
- Kiéné L., Lu W., Lévi Y. (1998): Relative importance of the phenomena responsible for chlorine decay in drinking water distribution systems. *Wat. Sci. Tech.*, **38**, 6: 219-227.
- Kitanidis P. K. (1997): *Introduction to Geostatistics: Applications to Hydrogeology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kortepeter M.G., Parker G.W. (1999): Potential biological weapons threats. *Emerging Infectious Diseases*, **5**, 4: 523-527.
- Kowal A.L. (1997): Ochrona sieci wodociągowej przed korozją i zarastaniem. *Ochrona Środowiska*, **4**(67): 3-6.
- Kowal A.L. (2003): Przyczyny i zapobieganie zmianom jakości wody w systemach wodociągowych. *Ochrona Środowiska*, **4**: 3-6.
- Kowal A.L., Świdarska-Bróż M. (1996): *Oczyszczanie wody*. PWN, Warszawa-Wrocław.
- Kuch A. (1988): Investigations of the reduction and re-oxidation kinetics of iron (III) oxide scales formed in waters. *Corrosion Sci.*, **28**, 3: 221-231.
- Kuś K., Okoń D., Piechurski F. (1993): Badania nad obniżeniem agresywności korozyjnej wód. *Ochrona Środowiska*, **4**(51): 19-21.
- Larson, T.E., Skold. R. V., (1958): Laboratory studies relating mineral water quality of water to corrosion of steel and cast iron. *Corrosion*, **14**, 6: 285-288.

- LeChevallier M.W., Babcock T.M., Lee R.G. (1987): Examination and characterization of distribution system biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.*, **53**: 2714-2724.
- Lehtola M.J., Nissinen T.K., Miettinen I.T., Martikainen P.J., Vartiainen T., (2004): Removal of soft deposits from the distribution system improves the drinking water quality. *Water Research*, **38**: 601-610.
- Lehtola M.J., Juhna T., Miettinen I.T., Vartiainen T., Martikainen P.J. (2004): Formation of biofilms in drinking water distribution networks, a case study in two cities in Finland and Latvia. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* **31**: 489-494.
- Lin Y-P., Singer P.C. (2005): Effects of seed material and solution composition on calcite precipitation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **69**, 18: 4495-4504.
- Lipponen, M.T.T., Sutari, M.H., Martikainen, P.J., (2002): Occurrence of nitrifying bacteria and nitrification in Finnish drinking water distribution systems. *Water Research*, **36**: 4319-4329.
- Lipponen M.T.T., Pertti J., Martikainen P.J., Ritva E., Vasara R.E., Servomaa K., Outi Zacheusa O., Kontroa M.H., (2004): Occurrence of nitrifiers and diversity of ammonia-oxidizing bacteria in developing drinking water biofilms. *Water Research*, **38**: 4424-4434.
- Lu C., Biswas P., Clark R.M., (1995): Simultaneous transport of substrates, disinfectants and microorganisms in water pipes. *Water Research*, **29**, 3: 881-894.
- Lund V., Ormerod K., (1995): The influence of disinfection processes on biofilm formation in water distribution systems. *Water Research*, **29**, 4: 1013-1021.
- Łomotowski J., Haliniak J., (1997a): Usuwanie amoniaku z wód podziemnych na filtrach biologicznie aktywnych. *Ochrona Środowiska*, 3: 15-17.
- Łomotowski J., Haliniak J. (1997b): Wybrane problemy uzdatniania wód podziemnych z podwyższoną zawartością amoniaku. *Mat. IV konferencji naukowo-technicznej nt. Ujmowanie i uzdatnianie wód*, Zielona Góra.
- Łomotowski J., Radosz M., (2000): Stabilność wody w systemach wodociągowych. *Mat. IV Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo-Szkoleniowego nt.: Wspomaganie komputerowe w projektowaniu i eksploatacji systemów wodociągowych i kanalizacyjnych*, PZITS Poznań, Świnoujście-Kopenhaga.
- Łomotowski J., Piechura B., Piechura E., Skwarek J. (2001): *Analiza możliwości dostosowania ujęć i sieci wodociągowej w Piotrkowie trybunalskim do wymogów Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 4 września 2004 roku w sprawie warunków jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze*. Akademia Rolnicza we Wrocławiu, Wrocław 2001 (maszynopis, Opracowanie na zlecenie Urzędu Miejskiego w Piotrkowie Trybunalskim).
- Łomotowski J., Skwarek J., (2003): Zastosowanie metod geostatystycznych do analizy zmienności składu wody w systemach wodociągowych. *Ochrona Środowiska*, 3: 45-48.

- Łomotowski J., Siwoń Z., (2004): Wykorzystanie programów symulujących skład jonowy wody do oceny stabilności chemicznej wody wodociągowej. *Ochrona Środowiska*, 4: 13-16.
- Łomotowski J., Siwoń Z., (2005): Metodyka badań eksploatowanych przewodów sieci wodociagowych. *Mat. II Kongresu Inżynierii Środowiska, tom I. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, 32: 439-451.
- Łomotowski J. (2006): Biofilmy w systemach wodociagowych. *Mat. XIX Krajowa, VII Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej nt. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”*, Zakopane, tom I: 819-827.
- Manuel C.M., Nunes O.C., Melo L.F. (2007): Dynamics of drinking water biofilm in flow/non-flow conditions. *Water Research*, 41: 551-562.
- Marjanowski J. (2002): Zanieczyszczenie wody w instalacjach z rur ocynkowanych produktami korozji i możliwości ich eliminacji. *Mat. Konf. „Utrzymanie jakości wody w sieci wodociagowej”*, Gdańska Fundacja Wody, Gdańsk 2002, ss. 2-17.
- Mara D.D., Williams D.J. (1971): Corrosion of mild steel by nitrate reducing bacteria. *Chem. & Indus.*, 22: 566-567.
- Mattila K. (2002): *Biofilms on stainless steels exposed to process waters*. Department of Applied Chemistry and Microbiology Division of Microbiology, University of Helsinki (tezy rozprawy doktorskiej).
- Merrill D.T., Sanks R.L. (1977): Corrosion control by deposition of calcium carbonate films: part 1, a practical approach for plant operators. *JAWWA*, 11: 592-599.
- Merrill D.T., Sanks R.L. (1977): Corrosion control by deposition of calcium carbonate films: part 2, a practical approach for plant operators. *JAWWA*, 12: 634-640.
- Merrill D.T., Rossum J.R. (1983): An evaluation of the calcium carbonate saturation indexes. *JAWWA*, 2: 95-100.
- Miettinen I., Vartiainen T., Martikainen P.J. (1997): Microbial growth and assimilable organic carbon in finnish drinking waters. *Wat. Sci. Tech.*, 35, 11-12: 301-306.
- McNeill L. S. (2000): *Water quality factors influencing iron and lead corrosion in drinking water*. Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg (tezy rozprawy doktorskiej).
- McNeill L. S., Marc E. (2002): The importance of temperature in assessing iron pipe corrosion in water distribution systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 77, 3: 229-242.
- Model for Corrosion Control and Process Chemistry v.4.0*. Strona internetowa: <http://www.awwa.org/bookstore/product.cfm?id=53043>.
- Momba M.N.B. Cloete T.E. Venter S.N., Kfir R. (1999): Examination of the behaviour of *Escherichia coli* in biofilms established in laboratory- scale units re-

- ceiving chlorinated and chloraminated water. *Water Research*, **33**, 13: 2937-2940.
- Mouchet, P. (1992): From conventional to biological removal of iron and manganese in France. *JAWWA*, **84**, 4: 158-167.
- Mucha J. (1991): *Wybrane metody matematyczne w geologii górniczej* Wydaw. AGH, Kraków.
- Murga R., Forster T.S., Brown E., Pruckler J.M., Fields B.S., Donlan R.M. (2001): The role of biofilms in the survival of *Legionella pneumophila* in a model potable water system. *Microbiology*, **147**: 3121-3126.
- Norton C.D., LeChevallier M.W. (2000): A pilot study of bacteriological population changes through potable water treatment and distribution. *Appl. Environ. Microbiol.*, **66**: 268-276.
- O'Brien M., Daily B., Schurria M., Riss T. (2005): Assay for DPP IV activity using a homogeneous, luminescent method. *Cell Notes*, Issue 11: 8-11.
- Obuekwe C.O, Westlake D.W.S., Cook F.D., Costerton (1981): *Surface change in mild steel coupons from the action of corrosion-causing bacteria*. *Appl. Environ. Microbiol.*, **41**: 766-774.
- Ohgaki S., Sathasivan A. (1999): Application of new bacterial regrowth potential method for water distribution system - a clear evidence of phosphorus limitation. *Water Research*, **33**, 1: 137-144.
- Pal B.N. (2001): *Granular ferric hydroxide for elimination of arsenic from drinking water*. BUET-UNU International Workshop on Technologies for Arsenic Removal from Drinking Water, Dhaka, Bangladesh, pp. 59-69.
- Palarski J. (1982): *Hydrotransport*. Wydaw. Naukowo-Techniczne, Warszawa.
- Pannatier Y. (1996): *VARIOWIN Software for Spatial Data Analysis in 2D*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Parkhurst D.L., Apello C.A.J. (1999): Water guide to PHREEQC (Version 2). *Water Resources Investigations Report 99-4259*. US Department of the Interior, US Geological Survey, Colorado.
- Pazdro Z. (1977): *Hydrogeologia ogólna*. Wydaw. Geologiczne, Warszawa.
- Percival S.L., Knapp J.S., Edyvean R.G.J., Wales D.S. (1998): Biofilms, mains water and stainless steel. *Water Research*, **32**, 7: 2187-2201.
- Piriou P., Dukan S., Kiene L. (1998): Modelling bacteriological water quality in drinking water distribution systems. *Wat. Sci. Tech.*, **38**, 8-9: 299-307.
- Powell J.C., Hallam N.B., West J.R., Forster C.F., Simms J. (2000): Factors which control bulk chlorine decay rates. *Water Research*, **34**, 1: 117-126.
- Potter M.C., Wiggert D.C., (1991): *Mechanics of fluids*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Praca zbiorowa pod Red. Nowackiego J. i Biżozora S. (2000): *Uzdatnianie wody. Procesy chemiczne i biologiczne*. PWN, Warszawa-Poznań.

- Radziminski C., Ballantyne L., Hodson J., Creason R., Andrews R.C., Chauret C., (2002): Disinfection of *Bacillus subtilis* spores with chlorine dioxide: a bench-scale and pilot-scale study. *Water Research*, **36**: 1629-1639.
- Rennecker J.L., Marinas, B.J. Owens J.H., Rice E.W. (1999): Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with ozone. *Water Research*, **33**: 2481-2488.
- Rodriguez M.J., Sérodes J.-B. (1999): Assessing empirical linear and non-linear modelling of residual chlorine in urban drinking water systems. *Environmental Modelling & Software*, **14**: 93-102.
- Rosenzweig W.D., Minnigh H., Pipes W.O. (1986): Fungi in potable water distribution systems. *JAWWA*, **78**: 53-55.
- Rosenzweig W.D., Pipes W.O. (1988): Fungi from potable water: interaction with chlorine and engineering effects. *Wat. Sci. Tech.*, **20**: 153-159.
- Rossman L.A. (2000): *EPANET 2. User manual*. EPA/600/R-00/057. Water Supply and Water Resources Division National Risk Management Research Laboratory Cincinnati, OH 45268.
- Sadiq R., Rodriguez M.J. (2004): Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review. *Science of the Total Environment*, **321**: 21-46.
- Sarina P., Snoeyink V.L., Bebee J., Kriven W.M., Clement J.A. (2001): Physico-chemical characteristics of corrosion scales in old iron pipes. *Water Research*, **35**, 12: 2961-2969.
- Sarina P., Snoeyink V.L., Bebeeb J., Jim K.K., Beckett M.A., Kriven W.M., Clement J.A. (2004): Iron release from corroded iron pipes in drinking water distribution systems: effect of dissolved oxygen. *Water Research*, **38**, 5: 1259-1269.
- Schaule G., Flemming H.-C., Ridgway H.F. (1993): Use of 5-cyano-2, 3-ditoly tetrazolium chloride for quantifying planctonic and sessile respiring bacteria in drinking water. *Appl. Envir. Microbiology*, **59**: 3850-3857.
- Schreppel C.K., Tangorra P.A., Eaton D.D., Stephan P. Donovan S.T. (2003): On-line real time monitoring - peace of mind? *Proceeding UCOWR Annual Conference Water Security in the 21st Century*, Washington D.C.
- Sérodes J.-B., Rodriguez M.J., Ponton A. (2001): Chlorcast©: a methodology for developing decision-making tools for chlorine disinfection control. *Environmental Modelling & Software*, **16**: 53-62.
- Setayeshgar S., Cross M.C. (1999): Numerical bifurcation diagram for the two-dimensional boundary-fed chlorine-dioxide-iodine-malonic-acid system. *Physical Review E*, **59**, 1: 4258-4264.
- Siwiec T. (2002): Wpływ normatywów przeciwpożarowego zaopatrzenia w wodnego na projektowanie i eksploatację sieci oraz na parametry jakościowe wody. *Mat. Konf. „Utrzymanie jakości wody w sieci wodociągowej”*, Gdańska Fundacja Wody, Gdańsk 2002, ss. 2-18.

- Siwoń Z., Łomotowski J. (2003): *Ekspertyza dot. możliwości dalszej eksploatacji grawitacyjnego układu przesyłu wody między stacją uzdatniania w Kalinku a pompownią Chojny oraz propozycje rozwiązań docelowych*. Wrocław. (Praca niepublikowana).
- Siwoń Z., Łomotowski J. (2004): *Problemy modernizacji eksploatowanych układów przesyłu wody wodociągowej*. Mat. VI międzynarodowej konferencji nauko-wo-technicznej nt. Water supply and water quality., Poznań, II: 175-183.
- Skadsen J. (1993): Nitrification in a distribution system. *JAWWA*, 7: 95-103.
- Skwarek J. (2005): *Stabilność chemiczna wody na przykładzie wybranego wodociągu*. Rozprawa doktorska, Politechnika Świętokrzyska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska (maszynopis).
- Sozański M.M., Olańczuk-Neyman K. (2002): Technologia uzdatniania wody jako współczesna dyscyplina nauki. *Mat. Konf. „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”*, PZITS, Gdańsk 2002, 103-141.
- Srinivasan S., Harrington G.W. (2007): Biostability analysis for drinking water distribution systems. *Water Research*, 41: 2127-2138.
- Stark R.M., Gerwig G.J., Pitman R.S., Potts L.F., Williams N.A., Greenman J. (1999): Biofilm formation by *Helicobacter pylori*. *Lett. Appl. Microbiol.*, 28: 121-126.
- Starmach K., Wróbel S., Pasternak K. (1976): *Hydrobiologia*. PWN, Warszawa.
- Stewart P.S. (1998): A review of experimental measurements of effective diffusive permeabilities and effective diffusion coefficients in biofilms. *Biotechnol. Bioeng.*, 59, 5: 261-272.
- Stewart P.S. (2003): Diffusion in biofilms. *Journal of Bacteriology*, 185, 5: 1485-1491.
- Sozański M.M., Olańczuk-Neyman K. (2002): Technologia uzdatniania wody jako współczesna dyscyplina nauki. *Mat. V międzynarodowej konferencji nauko-wo-technicznej „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”*, Poznań-Gdańsk, I: 103-131.
- Szewzyk U, Szewzyk R, Manz W., Schleifer K.H. (2000): Microbiological safety of drinking water. *Annu. Rev. Microbiol.*, 54: 81-127.
- Szyper H. i in.: *Ustalenie przyczyn zmniejszenia się przepustowości rurociągów przesyłowych Sulejów-Łódź i Tomaszów Mazowiecki-Łódź*. Instytut Kształtowania Środowiska, Oddział w Poznaniu, Poznań 1983 (maszynopis).
- Świdarska-Bróż M. (1998): Przyczyny i skutki braku równowagi węglanowo-wapniowej w wodzie wodociągowej. *GWITS*, 12: 516-519.
- Świdarska-Brózdź M. (2000): Zmiany jakości wody wodociągowej w systemie dystrybucji. *Mat. Konf. „Problemy inżynierii środowiska u progu nowego tysiąclecia”*, Wrocław-Szkłarska Poręba ss. 689-694.
- Świdarska-Bróż M. (2003): Skutki braku stabilności biologicznej wody wodociągowej. *Ochrona Środowiska*, 4: 7-12.

- Świdarska-Bróź M., Wolska M. (2003): Wpływ przerw w dostawie wody wodociągowej na zmiany jej składu fizyczno – chemicznego. *Ochrona Środowiska*, 4: 69-73.
- Tatara M. (2001): Wtórne zanieczyszczenie wody wodociągowej podczas jej dystrybucji w aspekcie pogorszenia fizykochemicznej jakości wody. *GWITS*, 6: 201-205.
- The Prokaryotes*. 2nd Ed. Springer Verlag 1990.
- Till B.A., Weathers L.J., Alvarez P.J.J. (1998): Fe⁰-supported autotrophic denitrification. *Environ. Sci. Technol.*, 32: 634-639.
- Tolker-Nielsen T., Brinch U.C., Ragas P.C., Andersen J.B., Jacobsen C.S., Molin S. (2000): Development and dynamics of *Pseudomonas* sp. biofilms. *J. Bacteriol.*, 182: 6482-6489.
- Uhlmann D. (1982): *Hydrobiologie*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- US EPA (1999): *Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual*, United States Environmental Protection Agency, EPA 815-R-99-013.
- van der Kooij D., Vrounwenvelder H.S., Veenendaal H.R. (1995): Kinetic aspects of biofilm formation on surfaces exposed to drinking water. *Wat. Sci. Tech.*, 32, 8: 61-65.
- van der Kooij D., Veenendaal H.R., Scheffer W.J.H. (2005): Biofilm formation and multiplication of *Legionella* in a model warm water system with pipes of copper, stainless steel and cross-linked polyethylene. *Water Research*, 39: 2789-2798.
- Vasconcelos J.J., Rossman L.A., Grayman W.M., Boulos P.F. Clark R.M. (1997): Kinetics of chlorine decay. *JAWWA*, 89, 7: 54-65.
- Vieira P., Coelho S.T., Loureiro D. (2004): Accounting for the influence of initial chlorine concentration, TOC, iron and temperature when modelling chlorine decay in water supply. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 53, 7: 457-467.
- Vikesland P.J., Valetine R.L. (2002a): Iron oxide surface-catalyzed oxidation of ferrous iron by monochloramine: Implications of oxide type and carbonate on reactivity. *Envir. Sci. and Technol.*, 36, 3: 512-519.
- Vikesland P.J., Valetine R.L. (2002b): Modeling the kinetics of ferrous iron oxidation by monochloramine. *Envir. Sci. and Technol.*, 36, 4: 662-668.
- Wackernagel H. (1998): *Multivariate Geostatistics – An Introduction with Applications*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Wark K., Richards D.E. (1999): *Thermodynamics*. WCB McGraw-Hill.
- Wentzel R.G. (1969): *Technische Hydrobiologie*. Akademik Verlag, Leipzig.
- Wilke C.R., Chang P. (1955): Correlation of diffusion coefficients in dilute solutions. *AIChE Journal*, 1, 2: 264-270.

- Wolfe R.S. (1960): *Observations and studies of Crenothrix polyspora*. JAWWA, Vol. 52, 915-918.
- Wolfe R.L. Means. E.G., Davis M.K., Barrett S.E. (1988): Biological nitrification in covered reservoirs containing chloraminated water. *JAWWA*, 9: 109-114.
- Zacheus O.M., Iivanainen E.K., Nissinen T.K., Lehtola M.J. Martikainen P.J. (2000): Bacterial biofilm formation on polyvinyl chloride, polyethylene and stainless steel exposed to ozonated water. *Water Research*, **34**, 1: 63-70.
- Zacheus O.M., Lehtola M.J., Korhonen L.A., Martikainen P.J. (2001): Soft deposits, the key site for microbial growth in drinkingwater distribution networks. *Water Research*, **35**, 7: 1757-1765.
- Zhang G.R., Kiene L., Wable O., Chan U.S., Duguet J.P. (1992): Modelling of chlorine residual in the water distribution network of Macao. *Environ. Technol.*, **13**, 10: 937-946.
- 4230-MI4170 *Scale-Forming Tendency of Water*. Edstrom Industries, 819 Bakke Ave, Waterford, Wisconsin 53185, www.edstrom.com





IBS PAN *Seria*

45794

Bibl. podręczna

ISBN 978-83-89475-11-4

ISSN 0208-8029
