

Apolinary L. Kowal

Ochrona sieci wodociągowej przed korozją i zarastaniem

Sieć wodociągowa stanowi od 60 do 90% wartości majątku miejskiego przedsiębiorstwa wodociągowego, stąd też jej ochrona powinna być jednym z podstawowych elementów technologii oczyszczania wody.

Korozja i zarastanie sieci wodociągowej

Zasadniczymi czynnikami sprzyjającymi korozji sieci wodociągowej są przede wszystkim niska zasadowość i niski odczyn wody oraz wysoka zawartość tlenu, a także obecność w wodzie silnych utleniaczy (chlor, ozon), jak również podwyższona zawartość chlorków i siarczanów. Doprowadzenie wody do stanu równowagi węglanowo-wapniowej eliminuje korozję rurociągów azbestowo-cementowych, bądź rurociągów z wyprawą cementową, natomiast nie zapobiega korozji rurociągów stalowych lub żeliwnych, a tylko ją ogranicza.

Polskie normy jakości wody dopuszczają stężenia związków żelaza w wodzie wodociągowej na poziomie $0,5 \text{ gFe/m}^3$, a manganu $0,1 \text{ gMn/m}^3$. Jednakże już przy tych stężeniach związków żelaza i manganu dochodzi do zarastania sieci ich tlenkami, wobec czego dopuszczalne stężenia żelaza i manganu w wodzie nie powinny przekraczać odpowiednio $0,1 \text{ gFe/m}^3$ i $0,05 \text{ gMn/m}^3$ i w tym kierunku zmierzają normy Wspólnoty Europejskiej.

Tlenki żelaza i manganu tworzą powłoki nietrwałe i porowate, pod którymi może przebiegać zarówno korozja wżerowa jak i jednorodna. Niszczenie sieci wodociągowej przez korozję naraża przedsiębiorstwo na poważne straty z powodu konieczności renowacji sieci, jak i wzrostu oporów przepływu wody. Należy również brać pod uwagę względy zdrowotne i estetyczne. Korozja zwiększa w wodzie stężenia związków żelaza oraz innych metali (Pb, Cu, Cd). Przy niskim pH i niskiej zasadowości wody rozpoczyna się korozja wżerowa, która ma charakter autokatalityczny [1]. Korozja rurociągów azbestowo-cementowych oraz rurociągów z wyprawą cementową [2] może powodować wzrost zasadowości wody, zwiększenie stężeń jonów wapnia oraz przyrost pH do około 12, przy dłuższej stagnacji wody w sieci.

Według Rozporządzenia Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej, określającego warunki, jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze, pH wody powinno mieścić się w granicach od 6,5 do 8,5, a dopuszczalna twardość wody nie powinna przekraczać $500 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$. Rozporządzenie to nie określa natomiast najniższej twardości lub zasadowości wody. Tymczasem pożądane jest, aby woda do picia – ze względów zdrowotnych – zawierała związki magnezu w ilości około 30 gMg/m^3 oraz aby – z uwagi na

agresywne oddziaływanie wód miękkich – jej zasadowość wynosiła $1,5 \text{ val/m}^3$. Norma DIN 50390 zaleca dla ochrony rurociągów metalowych przed korozją, aby twardość węglanowa wody wynosiła około $2,8 \text{ val/m}^3$, a zawartość jonów wapnia była co najmniej na poziomie $20+30 \text{ gCa/m}^3$. Wody miękkie są również niepożądane ze względu na podwyższoną zachorowalność populacji korzystającej z takich wód na choroby układu krążenia, natomiast z drugiej strony wody o zawartości wapnia na poziomie $300+500 \text{ gCa/m}^3$ zwiększają prawdopodobieństwo zachorowań na kamice moczanową. Według WHO [3] pożądane stężenie związków magnezu w wodzie do picia może wahać się w granicach od 30 do 125 gMg/m^3 , w zależności od stężenia siarczanów. Jeżeli stężenie siarczanów przekracza $250 \text{ gSO}_4^{2-}/\text{m}^3$, to stężenie związków magnezu nie powinno przekraczać 30 gMg/m^3 , przy czym górną dopuszczalną granicę stężenia związków magnezu w wodzie określa się na poziomie 150 gMg/m^3 [3].

Wody o twardości ogólnej $<125 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$ są uważane za miękkie. Badania wykazały związek przyczynowy pomiędzy twardością wody i chorobami układu wieńcowego oraz nadciśnieniem i udarami mózgu. Badania przeprowadzone w Stanach Zjednoczonych i Kanadzie wykazały, że śmiertelność w populacji korzystającej z bardzo miękkich wód była o 15+20% wyższa, w porównaniu z populacją korzystającą z wód twardych. W Anglii stwierdzono aż 40% różnicę [3]. Doniesienia te powinny wpłynąć na sposób uzdatniania wód. Woda pokrywa około 10+15% dobowego zapotrzebowania na wapń i magnez w diecie. Wynika stąd, że dieta bogata w magnez i wapń nie zastępuje niedoboru tych jonów w wodzie. Znaczenie twardych wód może wynikać z faktu, że zawierają one więcej mikroelementów korzystnych dla zdrowia, jak wapń, magnez, wanad, lit, chrom i mangan, bądź też, że większy jest wpływ pierwiastków szkodliwych, jak kadm, ołów, miedź i cynk, występujących w wyższych stężeniach w wodach miękkich, często w wyniku ich agresywności.

Występowanie wód o niskiej twardości

Bardzo miękkie wody o niskim pH występują w rejonach gór zbudowanych z twardych skał, np. granitowych, które w procesie wietrzenia dają kwaśne produkty. Woda w potokach górskich Karkonoszy ma bardzo niską zasadowość, przeważnie w granicach $0,1+0,5 \text{ val/m}^3$, a w okresach roztopów nawet niższą. Z badań przeprowadzonych przez IMGW we Wrocławiu wynika, że zasadowość wód potoków górskich w okresie roztopów wykazuje nawet kwasowość mineralną ($\text{pH}<4,0$) [14,15].

Zanieczyszczenie atmosfery, głównie dwutlenkiem siarki, znacznie obniża pH wód, szczególnie w okresie topnienia śniegów. Kwaśne deszcze doprowadziły do zniszczenia lasów

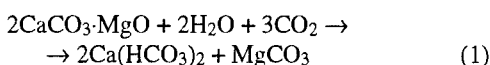
w rejonie Świeradowa-Zdroju. Bardzo miękkie i kwaśne wody występowały również w zbiornikach zaporowych w górskich rejonach Saksonii [16]. Ich pH wynosiło okresowo nawet poniżej 4,0, co było również spowodowane kwaśnymi opadami. Twardość tych wód regulowano przed ich oddaniem do sieci wodociągowej. W miękkich wodach zbiorników zaporowych stężenia glinu dochodziły do 3,5 gAl/m³.

Wody z potoków w Tatrach mają nieznacznie tylko większą twardość niż wody w rejonie Sudetów, np. twardość wody w Morskim Oku wynosi około 14+20 gCaCO₃/m³. Badania wód w Długim Stawie i Zielonym Stawie w Tatrach [14] wskazały na wpływ suchego i mokrego opadu na ich zakwaszenie, przy czym było ono spowodowane zarówno przez dwutlenek siarki jak i związki azotu. Jednak pH tych wód, nawet w okresie topnienia śniegów, nie spadło poniżej 5,1, jak to ma miejsce w Karkonoszach. Porównanie z zakwaszeniem wód w rejonie Karkonoszy wypada na niekorzyść tych ostatnich. Zbiornik zaporowy „Sosnówka”, który ma być napełniony w 1998 roku, jest przeznaczony do zaopatrzenia w wodę Jeleniej Góry. Należy liczyć się z koniecznością podwyższenia twardości wody z tego zbiornika w procesie jej oczyszczania.

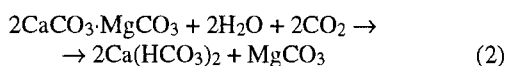
Występowanie bardzo kwaśnych wód stwierdzono również w potokach w Bawarii [18]. Odczyn tych wód był bardzo zróżnicowany i wahał się w granicach od pH=4,0 do pH<8,0. Niższe wartości pH stwierdzono w okresie topnienia śniegów. Stężenia glinu dochodziły do kilku gAl/m³, a pH wód wynosiło poniżej 5,0, przy którym już nie występowały ryby. W środowisku kwasowym występowała zwiększona podatność na akumulację metali ciężkich w organizmach zwierzęcych. Toksyczne środowisko utrzymywało się jeszcze przez dłuższy okres po podwyższeniu pH wody.

Oddawanie wód do sieci wodociągowej o niskiej zasadowości i niskim pH jest szkodliwe zarówno ze względu na niszczenie sieci wodociągowej, podlegającej intensywnej korozji, jak i ze względów zdrowotnych. W wielu zakładach wodociągowych w Niemczech wprowadzono podwyższanie twardości wody. Do tego celu stosowano zarówno dawkowanie wapna jak i przepływ części wody (15+20%) z dodatkiem CO₂ przez złoża dolomitowe oraz dodatkową filtrację przez granulowany materiał jurajski (węglany wapnia) [19]. Kończącą stabilizację wody uzyskano przez dodatek ługu sodowego przed zbiornikami wody czystej. W zakładzie wodociągowym w Luisenthal [19] podwyższa się twardość wody z 30+40 gCaCO₃/m³ do 80 gCaCO₃/m³, a planuje się podwyższyć ją do 100 gCaCO₃/m³. Woda surowa w tym zakładzie nie mogła być koagulowana solami hydrolizującymi bez wstępnego podwyższenia jej zasadowości. Podobny układ zwiększania twardości wody zastosowano w oczyszczaniu wody ze zbiorników zaporowych w południowej Saksonii [16].

Wzrost twardości wody przepływającej przez złożo uformowane z dolomitu prażonego przebiega wg reakcji:



Węglan magnezu rozpuszcza się w wodzie do stężenia około 120 gCaCO₃/m³, nie tworząc wodorowęglanu magnezu, natomiast dolomit surowy rozpuszcza się wg reakcji:



W tym wypadku węglan magnezu rozpuszcza się w wodzie do pewnych granic bez zużywania dwutlenku węgla. Reakcja ta jest korzystna przy podwyższaniu twardości wody, byłaby natomiast niekorzystna w wypadku wiązania nadmiaru dwutlenku węgla w wodzie, jak to ma miejsce podczas odkwaszania wód.

W celu pełnego rozpuszczenia zarówno węglanu wapnia jak i magnezu należy doprowadzić do wody nadmiar dwutlenku węgla – powyżej ilości stechiometrycznej. Z tego względu przy podwyższaniu zasadowości wody należy związać pozostały dwutlenek węgla wapnem lub ługiem sodowym.

Przebieg reakcji dwutlenku węgla w wodzie z dolomitem prażonym i surowym, niezbędne czasy kontaktu, przyrost stężeń jonów wapnia i magnezu oraz ilość pozostałego dwutlenku węgla zostały ustalone w badaniach [20]. Z surowego dolomitu wymywane były głównie jony wapnia, natomiast przyrost jonów magnezu był nieproporcjonalnie mały. W dolomicie częściowo zdekarbonizowanym (prażonym) rozpuszczanie jonów wapnia i magnezu przez dwutlenek węgla było proporcjonalne do ich udziału w dolomicie.

Stosowanie inhibitorów korozji

Korozyjne wody niszczą nie tylko sieć wodociągową, ale również instalacje domowe, a przez to mogą wpływać na jakość zdrowotną wody, gdyż zwiększa się zarówno stężenie jonów żelaza, jak i metali ciężkich pochodzących z korozji rurociągów i instalacji domowych, głównie Pb, Cu i Cd [3]. W wodach agresywnych zwiększa się stężenie metali ciężkich po kilkugodzinnej stagnacji w instalacjach domowych. Przy 8-godzinnej stagnacji wody o pH=7,0 w instalacji domowej stężenie cynku może wzrosnąć do 20 gZn/m³, natomiast przy pH=8,0 przyrost ten wynosi poniżej 1 gZn/m³. Bardzo znaczne zagrożenie stanowią ołowiane elementy starych instalacji domowych. Przy zasadowości wody <0,6 val/m³ przechodzenie ołowiu do wody zależy wyraźnie od jej pH, natomiast przy zasadowości >2,0 val/m³ występuje brak takiej zależności. Miedź z przyborów wodociągowych korodowała bardziej przy pH>8,0 i w wodach o niskiej zasadowości.

Podwyższania zasadowości wody można uniknąć przez dodatek inhibitorów. Dobrą skuteczność wykazują ortofosforany cynku, również przy zasadowości <0,6 val/m³, jednak przy kontrolowanym pH [4]. Przechodzenie miedzi do roztworu przy pH≤7,8 i zasadowości >1,8 val/m³ jest na tyle ograniczone, że stosowanie inhibitorów z uwagi na korozję miedzi jest zbędne.

Dobre efekty ochrony sieci przed korozją uzyskano w Bostonie [5] utrzymując w wodzie równowagę węglanowo-wapniową przez podwyższenie pH wody ługiem sodowym. W wodzie u konsumentów spadała zawartość związków żelaza, ołowiu i miedzi. Podobne efekty uzyskano w Carbondale również przez stabilizowanie wody ługiem sodowym [6]. Jednak z uwagi na koszty zdecydowano się na dawkowanie fosforanu cynku zamiast ługu sodowego. Koszty były o 50% niższe, a oprócz zahamowania korozji i występowania tzw. rdzawych wód u użytkowników stwierdzono powstawanie w sieci mikropowłoki zapobiegającej korozji metalu. Dawka fosforanu cynku 1,34 g/m³ powstrzymała korozję oraz spowodowała rozmiękczenie starych osadów w sieci, które były następnie łatwo usuwane przy jej rutynowym płukaniu. W Seattle [7] dawkowano do wody ortofosforany w ilości 1 gP/m³, co zmniejszyło ogólną korozyjność wody o około 50%,

stężenie ołowiu u konsumentów o 40% oraz miedzi o 30%. W Wielkiej Brytanii zaleca się dawkovanie ortofosforanów w ilości 1,0 gP/m³ dla zahamowania korozji, ale również dawkovanie fosforanów do wód o wysokiej zasadowości, przy której może występować zarastanie sieci węglanami wapnia. W wodzie wodociągowej oraz w instalacjach domowych stwierdza się często wzrost stężenia związków żelaza, ołowiu, miedzi i cynku w wyniku agresywnego działania wód [8]. Dla zapobiegania tym zjawiskom w jednym z nowych wodociągów w Niemczech [9] dodawano do wody mieszaninę fosforanów w ilości 4 gP₂O₅/m³, a po 21 miesiącach zmniejszono dawkę do połowy. Zniknęły skargi użytkowników na rdzawą wodę, spadła również zawartość związków żelaza i miedzi w wodzie. Nie stwierdzono ujemnego wpływu inhibitorów korozji na jakość bakteriologiczną wody.

W badaniach nad agresywnością wody w wodociągach Górnego Śląska uzyskano najlepszą ochronę antykorozyjną przy dawkowaniu do wody ługu sodowego (do 7,5 gNaOH/m³) lub sześciometasfosforanu sodu (ok. 2 gP/m³) [10].

Wykazano, że wody mogą nabrać charakteru korozyjnego nawet w wypadku zmieszania dwu stabilnych wód. W takich wypadkach, tj. mieszania różnych wód w sieci, pożądane jest dodawanie inhibitorów do każdej z wód. W Göttingen [11] ujmuje się trzy rodzaje wód. Wody twarde miesza się z miękkimi. Z konieczności zastosowano inhibitor krzemianowo-fosforanowy w mieszaninie 1 gP₂O₅/m³ i około 5 gSiO₂/m³. Było to minimalne stężenie inhibitora zapobiegające korozji sieci, po użyciu którego zanikały reklamacje użytkowników dotyczące rdzawych wód.

Sieć wodociągowa może zarastać zarówno węglanami wapnia, przy bardzo twardych wodach, a także tlenkami żelaza i manganu pochodzącymi zarówno z korozji sieci jak i z wody, w przypadku jej niewystarczającego oddzielenia. Badania osadów odłożonych w sieci wodociągowej Wrocławia wykazały dominację tlenków żelaza, które stanowiły w przeliczeniu na Fe₂O₃ 53,2+92,6% suchej masy osadów [12]. Tlenki żelaza pochodziły zarówno z korozji rurociągów jak i wytrącania się nadmiaru żelaza z wody w sieci. Korozja mogła być wywołana oddawaniem do sieci niestabilnych wód o pH poniżej stanu równowagi węglanowo-wapniowej. Skład osadów wyraźnie świadczył o jakości wody oddawanej do sieci. Obecność glinu wykrywano dopiero w osadach nowych, a więc w okresie stosowania koagulacji domieszek wody solami glinu. Skład osadów oraz grubość ich warstw w sieci wyjaśnia pochodzenie rdzawych wód u użytkowników po każdej awarii, gdy część sieci jest wyłączona, a następnie zostaje włączona do eksploatacji.

Dekarbonizacja wody

Innym zagadnieniem związanym z niszczeniem sieci wodociągowej jest jej zarastanie wskutek wytrącania węglanów wapnia. Wody o twardości powyżej 375 gCaCO₃/m³ uważane są za bardzo twarde. Jeżeli twardość węglanowa wody jest wyższa od twardości niewęglanowej, to w celu obniżenia jej twardości opłaca się stosować proces dekarbonizacji.

W Polsce proces dekarbonizacji w oczyszczaniu wody do picia nie znalazł do tej pory zastosowania. W Niemczech dekarbonizacja jest stosowana w zakładzie wodociągowym w Langenau [21]. Woda podziemna o twardości około 400 gCaCO₃/m³ jest dekarbonizowana wapnem, a następnie mieszana z wodą uzdatnioną ujmowaną z Dunaju o twardości

260 gCaCO₃/m³. Twardość wody po zmieszaniu, przy około 73% udziale wód podziemnych, wynosi około 240 gCaCO₃/m³ i jest na granicy twardości wód miękkich i twardych. Niemieckie przepisy określają cztery poziomy twardości wody:

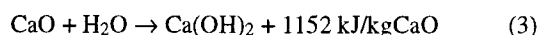
- I – bardzo miękkie poniżej 125 gCaCO₃/m³,
- II – miękkie w granicach 125+250 gCaCO₃/m³,
- III – twarde w granicach 250+375 gCaCO₃/m³,
- IV – bardzo twarde powyżej 375 gCaCO₃/m³.

Zaleca się, aby wody przeznaczone do zaopatrzenia wodociągów mieściły się w strefie wód miękkich, a wody bardzo miękkie powinny być wzbogacone w jony wapnia i magnezu.

W Stanach Zjednoczonych często wykorzystuje się proces dekarbonizacji w praktyce wodociągowej, przy czym najbardziej znanym zakładem stosującym dekarbonizację bardzo twardych wód podziemnych jest wodociąg w Dayton [22]. Osad węglanu wapnia powstający w tym procesie jest zageszczany, dosuszany i następnie wypalany do tlenku wapnia, w wyniku czego zakład ten pokrywa własne zapotrzebowanie na wapno do dekarbonizacji, a nadmiar wapna (ok. 50 t/d) sprzedaje.

W procesie dekarbonizacji wody wapnem na zimno można obniżyć zasadowość wody do około 2 val/m³, zatem nadaje się ona do stosowania do wód o znacznie wyższej zasadowości. Wody po dekarbonizacji powinny być rekarbonizowane bądź mieszane z innymi wodami do uzyskania pH równowagi węglanowo-wapniowej, gdyż pH wód po dekarbonizacji i filtracji wynosi około 9,0.

Wapno palone przeznaczone do dawkovania do wody powinno być gaszone w takich warunkach, aby uzyskać temperaturę gaszenia przynajmniej 60+70 °C, przy optimum 80+90 °C, lecz nie wyższą. Gaszenie wapna przebiega z wydzielaniem znacznych ilości ciepła wg reakcji:

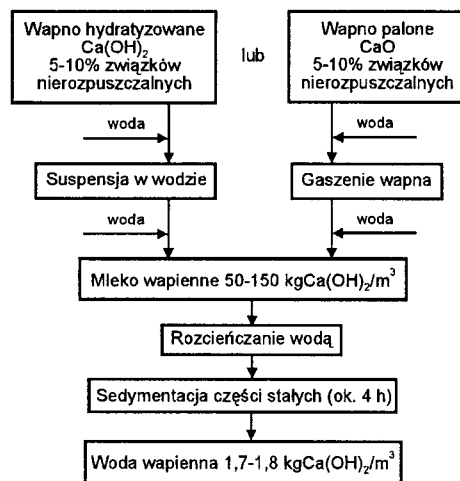


Przy zbyt niskiej lub nadmiernej temperaturze gaszenia część wapna nie przereagowuje i następnie w procesach dedekarbonizacji, wiązania dwutlenku węgla lub podnoszenia zasadowości wody wytrąca się w postaci inertej do osadów. Temperatura gaszenia wapna określa jego reaktywność. Optymalną temperaturę gaszenia wapna uzyskuje się przy stosunku wody do wapna równym 9+7:1.

Wapno może być dawkovane do wody w postaci suspensji mleka wapiennego o stężeniu 50+150 gCa(OH)₂/m³ lub roztworu wody wapiennej zawierającej 1,7 gCa(OH)₂/m³ w temperaturze 20 °C. Mleko wapienne powinno być dawkovane do wody przed procesem filtracji, natomiast woda wapienna może być dawkovana do wody uzdatnionej przed zbiornikami wody czystej.

Przy zużyciu wapna powyżej 500 t/a opłaca się stosować wapno palone, natomiast przy niższym zużyciu – wapno hydratyzowane, przy stosowaniu którego proces gaszenia jest zbędny. Należy jednak mieć na uwadze, że wapno palone jest bardziej reaktywne od hydratyzowanego, lecz jednocześnie na reaktywność wapna ma również wpływ stopień jego rozdrobnienia. Jeżeli wapno hydratyzowane będzie bardziej rozdrobnione od palonego, wówczas jego reaktywność będzie wyższa.

Na jakość wody i mleka wapiennego mają również wpływ twardość oraz zawartość chlorków i siarczanów w wodzie stosowanej do gaszenia. Schemat przygotowania mleka i wody wapiennej pokazano na rysunku 1.



Schemat przygotowania mleka i wody wapiennej

Dekarbonizacja wód o wysokiej twardości węglanowej zapobiega zarastaniu sieci wodociągowej oraz instalacji domowych, a szczególnie grzewczych. Do wody zdekarbonizowanej, doprowadzanej do sieci wodociągowej, należy dodawać inhibitory fosforanowe w celu zabezpieczenia przed wytrącaniem osadów w sieci.

Podsumowanie

Wody oddawane do sieci wodociągowej powinny mieć twardość w granicach 125-250 gCaCO₃/m³. Wynika to zarówno ze względu na konieczność ochrony sieci wodociągowej i armatury domowej przed korozją, jak i jest zasadne ze względów zdrowotnych. Agresywne wody powodują wzrost stężenia związków żelaza w wodach oraz metali ciężkich.

Utrzymywanie pH równowagi węglanowo-wapniowej, regulowanie zasadowości wody oraz centralne stosowanie inhibitorów zapobiega nadmiernej korozji sieci i chroni przed powstawaniem tzw. rdzawych wód. Inhibitory przeciwdziałają również zarastaniu sieci wodociągowej węglanami wapnia i tlenkami żelaza oraz rozmiękcza stare osady, co umożliwia ich wypłukanie.

LITERATURA

1. G. I. KIRMEYER, G. S. LONDON: Principles of internal corrosion and corrosion monitoring. Journal AWWA, 1983, No. 2, p. 178.
2. B. D. DOUGLAS et al.: Water quality deterioration from corrosion of cement-mortar linings. Journal AWWA, 1996, No. 7, p. 99.

3. Drinking Water and Health. National Academy of Sciences, Washington D.C. 1977.
4. D. M. DODRILS, M. EDWARDS: Corrosion control on the basis of utility experience. Journal AWWA, 1995, No. 7, p. 74.
5. P. C. KARALEKAS et al.: Control of lead, copper and iron pipe corrosion in Boston. Journal AWWA, 1983, No. 2, p. 92.
6. J. SWAYZE: Corrosion study at Carbondale IU. Journal AWWA, 1983, No. 2, p. 101.
7. R. L. PORTER, I. F. FERGUSON: Improved monitoring of corrosion process. Journal AWWA, 1995, No. 11, p. 85.
8. A. KUCH, H. SONTHEIMER: Instationäre Korrosion – Eine Ursache der Rostwasserbildung in Wasserverteilungsnetzen. GWF, 1986, 12, S. 621.
9. W. E. NILL: Zentrale Trinkwasserphosphatierung. GWF, 1983, 4, S. 179.
10. K. KUŚ, F. PIECHURSKI, D. OKOŃ: Badania nad obniżaniem agresywności korozyjnej wód. Ochrona Środowiska, 1993, nr 4(51), ss. 19-21.
11. P. G. SCHUMACHER, I. WAGNER, V. WEHLE: Zentrale Dosierung von Inhibitoren zum Trinkwasser unter ökologischen und technischen Aspekten am Beispiel der Stadtwerke Göttingen A.G. GWF, 1993, 10, S. 628.
12. Ł. RUDNICKA, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Skład chemiczny osadów z wrocławskiej sieci wodociągowej. Ochrona Środowiska, 1995, nr 3(58), ss. 63-65.
13. M. R. SCHOCK: Internal corrosion and deposition control. Water Quality and Treatment. McGraw Hill Inc., 1990.
14. Geologiczne Problemy Karkonoszy. Mat. sesji nauk., Wydawnictwo ACARUS, Poznań 1995.
15. Informator o stanie atmosfery i zasobów wodnych na obszarze Karkonoskiego Parku Narodowego. Nr 1, 1994.
16. P. REBOHLE: Wasserversorgung aus Talsperrenwasserwerke in Südsachsen. GWF, 1995, 14, S. 75.
17. D. RZYCHOŃ, A. WORSZTYNOWICZ: The role of nitrogen in acidification of Tatra mountain lakes. Water, Air and Soil Pollution, 1995, 85, pp. 481-486.
18. A. HAMM u.a.: Metallbefrachtung von Bächen in Versauerungsgebieten Nord- und Nordostbayerns und deren ökologischen Bedeutung. Vom Wasser, 1989, 73, S. 199.
19. F. DIMITROVICI: Trinkwasseraufbereitungsanlage Luisenthal. GWF, 1995, 14, S. 80.
20. T. KOWALSKI: Zastosowanie dolomitów do uzdatniania wód. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1995.
21. Ground water decarbonization at the Langenau waterworks of the Landeswasserversorgung. Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart.
22. A. P. BLACK: Split-treatment water softening at Dayton. Journal AWWA, 1996, No. 2, p. 97.

Corrosion Control of Municipal Water Distribution Systems

The mechanism and development of corrosion in water networks are related to tap water quality parameters and treatment methods. The problem of corrosion control of distribution systems and plumbing is illustrated on the example of some waterworks from different countries, where use is made of a variety of inhibitors. Consideration is also given to pipe encrustation, which can be prevented by corrosion control or hard water softening via decarbonation.

Corrosion of water nets produces "red water", whereas corrosion of plumbing increases heavy metal concentrations in tap water. Soft water, of a hardness <125 gCaCO₃/m³, is very aggressive. Increasing the hardness over that limit, keeping the pH at saturation limit and dosing inhibitors decreases the corrosion effects, which is important for economical and public health reasons.