

Beata Kowalska, Dariusz Kowalski, Marian Kwietniewski, Katarzyna Miszta-Kruk, Jarosław Chudzicki

Badania zawartości jonów metali ciężkich w wodzie kontaktującej się z wykładziną cementową rur wodociągowych

Rury z żeliwa sferoidalnego, ze względu na swoje liczne zalety, są coraz szerzej stosowane do budowy i odnowy przewodów wodociągowych zarówno w kraju, jak i za granicą. Mimo iż sieci wodociągowe z żeliwa sferoidalnego buduje się w Polsce dopiero od 10 lat, to zainstalowanych już jest ok. 3,3% przewodów z tego materiału, a w niektórych miastach udział ten wynosi blisko 22% długości sieci [1]. Żeliwo sferoidalne ulega korozji i aby jej zapobiegać stosuje się różnego rodzaju powłoki ochronne zarówno na wewnętrznej, jak i na zewnętrznej powierzchni rur. W rurach wodociągowych wykonuje się na ogół wykładzinę z cementu portlandzkiego, a także hutniczego, natomiast cement glinowy jest stosowany zazwyczaj w rurach przeznaczonych do kontaktu ze ściekami i wodą o charakterze agresywnym. Głównym składnikiem cementu jest klinkier portlandzki, którego udział wynosi od 95% (cement portlandzki bez dodatków) do 15% (cement hutniczy).

Z punktu widzenia materiałów cementowych, szczególnie ważnymi wskaźnikami jakości wody są zasadowość oraz zawartość agresywnego dwutlenku węgla i jonów H^+ , powodujących jej agresywność kwasowęglową, a także siarczanów, chlorków i jonów magnezu [2–4]. Niektóre badania wskazują na zasadowość wody, jako krytyczny wskaźnik mający wpływ na powłokę cementową [5]. Drugim rodzajem korozji zaprawy cementowej w rurach wodociągowych jest korozja siarczanowa. W przeciwieństwie do korozji kwasowęglowej, nie zależy ona od pH transportowanej wody, ani na nie nie wpływa, zachodzi natomiast w obecności siarczanów, które reagują ze składnikami cementu i tworzą w jego porach kryształy gipsu i innych złożonych soli [2, 6]. Woda twarda, o dużej zasadowości i pH nie stanowi poważnego zagrożenia jakości zaprawy, jednak woda o zbyt dużej twardości może powodować inkrustację rur [7, 8], co prowadzi do zmniejszenia przepływności rurociągów [9].

W cementowniach, podczas spalania paliw w piecach obrotowych, część metali ciężkich zawartych w paliwach gromadzi się w klinkierze. Ze względu na duże zapotrzebowanie tego procesu na energię, w ostatnich latach w piecach tych współspala się także różnego rodzaju odpady, które mogą zawierać znacznie większe ilości metali ciężkich

niż surowce naturalne. Rodzaj odpadów stosowanych jako paliwo w cementowni ma wpływ na zawartość metali ciężkich w produkcie. Stwierdza się także, że większość pierwiastków śladowych (w tym chrom) zatrzymywana jest w klinkierze, a szczególnie szkodliwe dla zdrowia człowieka kadm, ołów, tal i arsen wykrywane są głównie w pyłach zatrzymanych przez elektrofiltry. Z tego powodu zawracanie pyłów do paleniska może skutkować zwiększoną zawartością pierwiastków śladowych w cemencie, a tym samym większym ryzykiem ich wypłukania z wykładziny w rurociągu i zanieczyszczenia nimi wody wodociągowej [10]. Na podstawie modelowania komputerowego procesu wypłukiwania pierwiastków śladowych z powłoki cementowej sformułowano zalecenie, aby do kontaktu z wodą przeznaczoną do spożycia stosować cement o zawartości rozpuszczalnego ołowiu poniżej 70 mg/t i rozpuszczalnego chromu poniżej 540 mg/t [11].

Z punktu widzenia wymagań jakościowych wody kontaktującej się w tego rodzaju wykładzinami, najistotniejsza jest analiza wymywania z cementu takich metali ciężkich, jak chrom, ołów, cynk, nikiel, arsen, kadm, wanad czy miedź. Poza chromem(VI) (do 2 mg/kg), zawartość żadnego metalu w cemencie nie jest normowana. Może to wynikać z faktu, że metale ciężkie zawarte w surowcach i paliwach trafiających do paleniska są wiązane w klinkierze, a następnie dodatkowo unieruchamiane w wiążącym cemencie. Prowadzone są jednak badania [12–17] mające na celu określenie zawartości metali ciężkich w różnych rodzajach cementu i stopień ich unieruchomienia. Jest to szczególnie ważne wobec faktu, że w ciągu ostatnich 30 lat obserwuje się stały wzrost wykorzystania paliwa z odpadów w produkcji klinkieru cementowego, których udział w 2008 r. wyniósł 58% [18]. W szczególności wzrosło stosowanie odpadów przemysłowych, tworzyw sztucznych i odpadów komunalnych, a na dużą skalę zaczęto spalać osady ściekowe. W Polsce udział odpadów w 2009 r. wyniósł 36%, w tym głównie stałe paliwo z odpadów innych niż niebezpieczne (organicznych, segregowanych lub zmieszanych), ale także osady ściekowe [19]. Z porównania czterech badanych rodzajów paliw, najwięcej pierwiastków śladowych zawierały właśnie osady ściekowe, nieco mniej węgiel kamienny, a zdecydowanie najmniej węgiel brunatny i mączka kostna [8]. Mając na uwadze powyższe wyniki badań zaleca się szczególną kontrolę składu odpadów spalanych w cementowniach, a także sprawdzanie, czy recykulacja pyłów nie powoduje zwiększenia zawartości metali ciężkich w cemencie, który jest stosowany w wykładzinach rur wodociągowych.

Dr hab. inż. B. Kowalska, dr inż. D. Kowalski: Politechnika Lubelska, Wydział Inżynierii Środowiska, Zakład Wodociągów i Kanalizacji, ul. Nadbystrzycka 40B, 20–618 Lublin, b.kowalska@wis.pol.lublin.pl, d.kowalski@wis.pol.lublin.pl

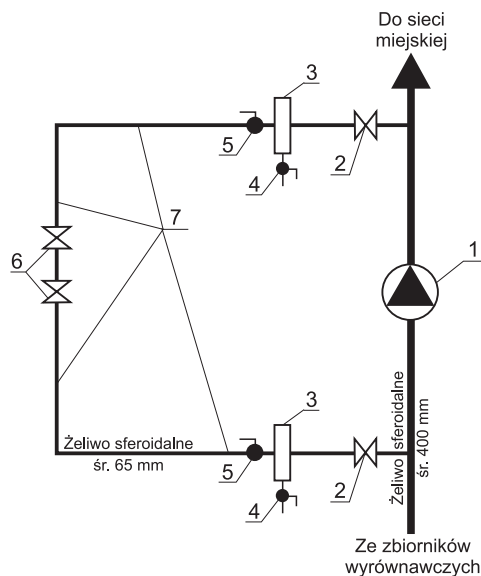
Prof. dr hab. inż. M. Kwietniewski, dr inż. K. Miszta-Kruk, dr inż. J. Chudzicki: Politechnika Warszawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Zakład Zaopatrzenia w Wodę i Odprowadzania Ścieków, ul. Nowowiejska 20, 00–653 Warszawa, marian.kwietniewski@is.pw.edu.pl

Cel badań

Podstawowym celem badań było określenie zawartości pierwiastków śladowych w wodzie kontaktującej się z wykładziną cementową rurociągu. Ponadto przeprowadzono badania strukturalne wykładziny cementowej, które obejmowały analizę składu chemicznego oraz formy i mikrostruktury głównych składników mineralnych mogących migrować do wody, a także analizę zmian porowatości wykładziny cementowej w wyniku jej kontaktu z wodą.

Metodyka badań

Badania wymywania pierwiastków śladowych z wykładziny cementowej przeprowadzono w modelowym układzie badawczym, zbudowanym w pompowni zasilającej w wodę sieć wodociągową miasta liczącego około 50 tys. mieszkańców (rys. 1). Stanowisko doświadczalne zostało wykonane z rury z żeliwa sferoidalnego (DN 65) z wykładziną cementową, o łącznej długości 80 m i pojemności około 250 dm³. Ciśnienie wody na wejściu do układu wynosiło około 0,5 MPa. Ujmowana woda podziemna, poza okresowym chlorowaniem, nie wymagała oczyszczania.



Rys. 1. Schemat układu badawczego

(1 – zespół pomp II stopnia, 2 – zasuwa, 3 – zestaw kształtek, 4 – króciec do poboru próbek, 5 – zawór kulowy, 6 – zasuwa kołnierzowa, 7 – przewód badawczy o dł. 80 m)

Fig. 1. Schematic diagram of the experimental set-up
(1 = pumping station, 2 = valve, 3 = set of fittings, 4 = sampling pipe, 5 = ball valve, 6 = flanged valve, 7 = model pipe of 80 m length)

Przed przystąpieniem do badań układ badawczy został przepłukany, zdezynfekowany i ponownie przepłukany. Badania przeprowadzono w dwóch etapach, tj. tuż po uruchomieniu układu (etap I) oraz po jego 6-miesięcznej eksploatacji (etap II).

Oznaczenie zawartości pierwiastków śladowych w wodzie wykonano w Politechnice Lubelskiej za pomocą spektrometru emisyjnego ze wzbudzeniem plazmowym ICP-OES JY238 Ultrace (Jobin Yvon Horiba, Francja), natomiast do akwizycji danych wykorzystano program ICP JY v. 5.2. Roztwory do kalibracji przygotowano z wielopierwiastkowego roztworu kalibracyjnego CetriPUR[®] VIII (Merck). W celu dokładnego oznaczenia ilościowego pierwiastków badania wykonano w dwóch fazach. W fazie

wstępnej do analizy zawartości pierwiastków w wodzie wykorzystano szybką półilościową metodykę analityczną. Wstępna faza badań, a także wcześniejsze wyniki badań powłoki cementowej [20] pozwoliły na wytypowanie pierwiastków, które należało oznaczyć w sposób ilościowy przy zastosowaniu dokładnej metody (druga faza badań). W tej fazie oznaczenia wykonano za pomocą spektrometru emisyjnego ze wzbudzeniem plazmowym sprzężonego ze spektrometrem mas ICP-MS. Podobnie jak w fazie wstępnej, oznaczenia ilościowe zostały przeprowadzone za pomocą krzywych kalibracyjnych, a do oznaczeń wykorzystano ten sam wzorzec. Wyniki analiz w poszczególnych etapach badań przedstawiono w tabeli 1.

Badania mikrostruktury wykładziny cementowej przewodu żeliwnego przeprowadzono na próbkach wykładziny pobranej z układu badawczego, podobnie jak w poprzednich badaniach, tj. przed eksploatacją układu modelowego (etap I) i po jego 6-miesięcznej eksploatacji (etap II). Badania formy i morfologii głównych składników mineralnych oraz składu chemicznego w mikroobszarze wykonano w Politechnice Lubelskiej przy użyciu skaningowego mikroskopu elektronowego (SEM) FEG Quanta 200, wyposażonego w system analizy składu chemicznego oparty na dyspersji energii promieniowania rentgenowskiego (EDS) firmy EDAX. W celu odpowiedniego przygotowania próbek do badań naklejono je na holder węglowy przy pomocy kleju węglowego, następnie preparaty zostały napyłone warstwą stopu Au/Pt o grubości ok. 50 nm, co było niezbędne do osiągnięcia przewodnictwa elektrycznego powierzchni próbki. Analizę zmian porowatości wykładziny cementowej w czasie jej użytkowania przeprowadzono z wykorzystaniem porozymetrii rtęciowej. Badania te zostały wykonane w Instytucie Techniki Budowlanej w Warszawie. próbki o wielkości 5 mm × 1 mm × 5 mm zostały wysuszone do stałej masy w temperaturze 40 °C, a następnie poddane badaniu na porozymetrze rtęciowym Quantachrome Instruments typ PM60 (zakres wielkości badanych porów od 950 μm do 0,0036 μm). Badania wykonano w dwóch etapach, tj. w przypadku próbki pobranej z nowej rury i próbki po 1,5-miesięcznej eksploatacji. próbki wykładziny cementowej pobrano i zbadano w obu etapach dwukrotnie.

Wyniki badań

Jak widać w tabeli 1, próg detekcji spektrometru emisyjnego (ICP-OES) w przypadku V, Cd, Pb, Mn, Cu i As okazał się zbyt wysoki, co nie pozwoliło na przeprowadzenie analiz ilościowych. Z tego powodu w etapie II (po 6 miesiącach eksploatacji) wykonano pomiary za pomocą spektrometru emisyjnego sprzężonego ze spektrometrem mas (ICP-MS).

Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że wymywanie metali ciężkich do wody w pierwszym okresie po uruchomieniu stanowiska (etap I) zostało stwierdzone na poziomie śladowym, w wielu przypadkach poniżej progu detekcji spektrometru. Porównanie zawartości pierwiastków śladowych w wodzie, wymywanych z wykładziny cementowej, nie wykazało istotnych zmian po 6 miesiącach pracy układu badawczego (etap II), w porównaniu z wodą pobraną z nowego rurociągu (etap I). Zaobserwowano nawet zmniejszenie zawartości niektórych pierwiastków (tab. 1). Niemniej jednak, ze względu

Tabela 1. Zawartość badanych pierwiastków w wodzie
Table 1. Quantitative analysis of the elements present in the water

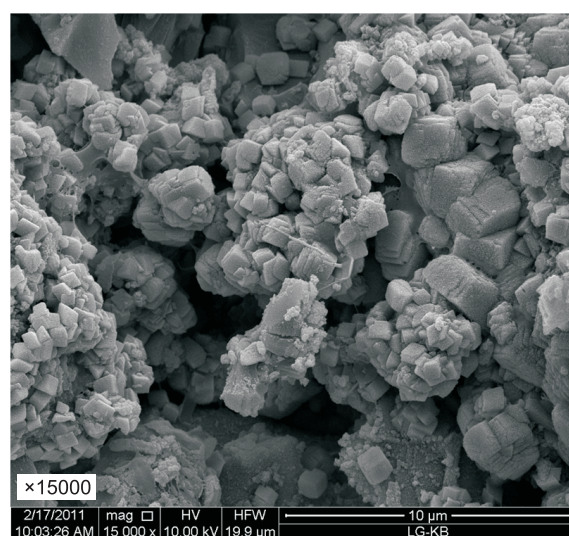
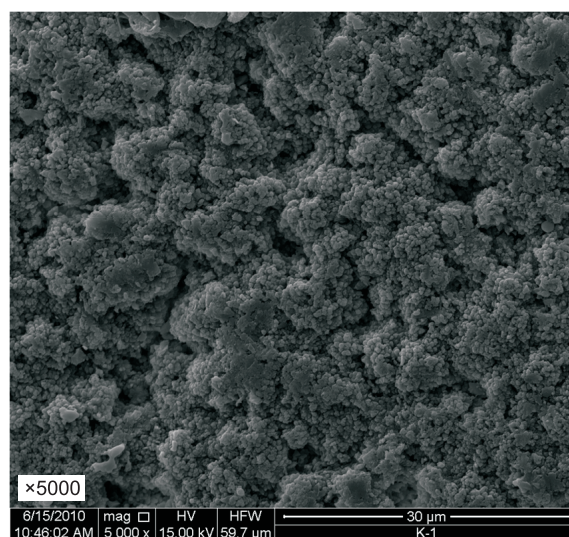
Pierwiastek	Analiza wstępna (ICP-OES)		Analiza dokładna (ICP-MS)
	etap I g/m ³	etap II g/m ³	etap II g/m ³
Ba	0,021	0,080	–
Fe	0,124	0,010	0,0175
K	2,621	2,900	2,353
Ni	0,180	0,070	0,0013
Mg	17,822	18,600	15,939
Na	11,600	10,250	–
Sr	1,600	1,397	–
Zn	0,130	0,023	0,1044
V	poniżej progu detekcji		0,0005
Cd			6·10 ⁻⁶
Pb			5·10 ⁻⁵
Mn			0,0058
Cu			0,0032
As			0,0005

na fakt, że w skład wykładziny cementowej zastosowanej w rurociągach żeliwnych wchodzi niektóre pierwiastki śladowe w znaczących ilościach [20], konieczne są dalsze badania w celu sprawdzenia, czy nie występuje ich wymywanie do wody w dłuższym czasie eksploatacji rurociągów.

Powłoka nowej wykładziny cementowej, występująca na zaczynie cementowym, tworzyła cienką, zwartą warstwę, w skład której wchodził głównie węglan wapnia – kalcyt (CaCO₃). Analizując mikrostrukturę tej powłoki przy powiększeniu ×5000, widoczne były w niej spękania i zagłębienia (rys. 2). Sześciomiesięczne użytkowanie nie zmieniło składu chemicznego powłoki, która pomimo widocznych śladów zniszczenia w postaci wżerów i pęknięć była ciągle widoczna w obrazach mikroskopu elektronowego. Nie było widać również zmian jej składu mineralogicznego. Dominował kalcyt, wykształcony w formie idiomorficznych romboedrycznych i wzajemnie przerastających się kryształów, wyraźnie widocznych przy powiększeniu ×15000 (rys. 2).

Dużo wyraźniejsze zmiany fazowe stwierdzono w zaczynie cementowym. Oprócz faz charakterystycznych w tego rodzaju materiałach pojawiły się minerały świadczące o postępującym procesie korozji. W miejscach, gdzie powłoka uległa zniszczeniu, na zaczynie cementowym wystąpiły w znacznych ilościach igiełkowe ziarna ettringitu (rys. 3). Drugim skutkiem postępującej korozji była krystalizacja gipsu (CaSO₄·2H₂O) widoczna na rysunku 4.

Wyniki badań porozymetrycznych wykładziny cementowej – nowej i po 1,5-miesięcznej eksploatacji – przedstawiono w tabeli 2. Próbkę użytkowanej powłoki charakteryzowały się mniejszą porowatością niż próbki powłoki z nowej rury. Całkowita objętość porów nowej wykładziny cementowej wynosiła 0,067 cm³/g, natomiast po 1,5-miesięcznej eksploatacji – 0,043 cm³/g. Zmiana porowatości wykładziny objęła zarówno cechy ilościowe, jak i jakościowe. W próbkach powłoki użytkowanej wzrosła zawartość najmniejszych porów (żelowych), natomiast zmniejszyła się zawartość porów kapilarnych i makroporów. Próbkę



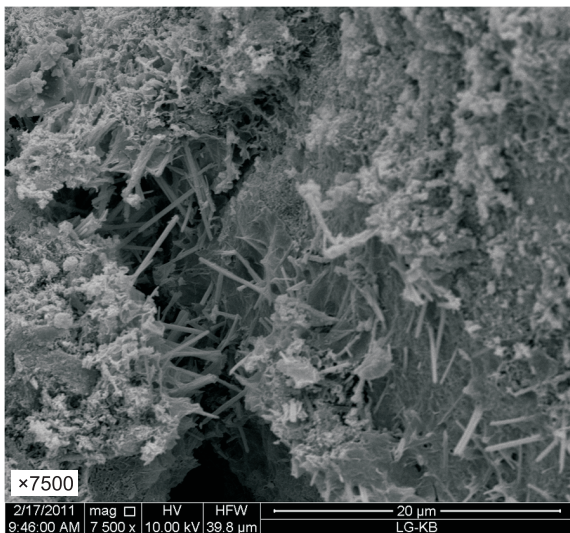
Rys. 2. Mikrostruktura wykładziny cementowej przed i po 6-miesięcznej eksploatacji rurociągu

Fig. 2. Microstructure of the cement lining before and after 6-month service of the pipeline

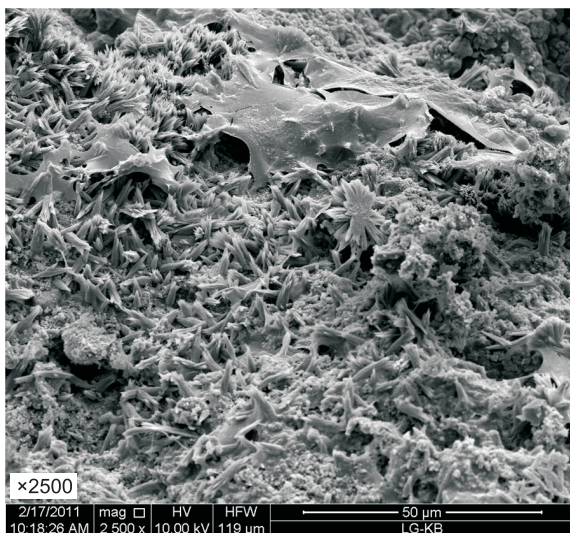
Tabela 2. Charakterystyka porozymetryczna wykładziny cementowej

Table 2. Porosimetric characteristics of the cement lining

Parametr, jednostka	Przed eksploatacją	Po 1,5-miesięcznej eksploatacji
Zawartość makroporów (1000+15 μm), %	6,5	4,3
Zawartość porów kapilarnych (15+0,01 μm), %	84,5	72,7
Zawartość porów żelowych (0,01+0,003 μm), %	8,9	22,9
Średnia objętość porów, cm ³ /g	0,046	0,030
Średnia średnica porów, μm	0,027	0,017
Całkowita objętość porów, cm ³ /g	0,067	0,043
Przedział wielkości porów, μm	240,4115+0,0036	
Całkowita porowatość, %	15,0	10,0



Rys. 3. Kryształy ettringitu wypełniające rysę w cemencie
Fig. 3. Ettringite crystals filling a scratch in the cement



Rys. 4. Kryształy gipsu z fragmentem dobrze zachowanej
wykładziny cementowej po 6-miesięcznej eksploatacji rurociągu
Fig. 4. Gypsum crystals with a fragment of well preserved
cement lining after 6-month service of the pipeline

wykładziny użytkowanej charakteryzowały się także większą niejednorodnością. Obserwowane zmiany prawdopodobnie były związane z postępującą w środowisku wodnym hydratacją cementu. W miarę starzenia się zaczynu cementowego następowało zmniejszanie liczby porów kapilarnych (zarastanie produktami hydratacji) i zwiększanie porowatości żelowej (wzrosła objętość hydratyzowanego zaczynu cementowego). W próbkach przetrzymywanych w warunkach powietrzno-suchych postęp hydratacji jest wolniejszy. Identyfikacja innych procesów mogących mieć dodatkowo wpływ na zmianę porowatości wymaga badań strukturalnych prowadzonych metodami komplementarnymi. Beton jest materiałem charakteryzującym się naturalną wilgotnością w zakresie 1÷5%, w którym występuje woda zarówno w stanie wolnym, jak i związanym. W skład produktów hydratacji cementu wchodzi uwodnione krzemiany i glinosiarczany wapnia, których dehydratacja może już zaczynać się w temperaturze poniżej 100°C, zmieniając strukturę badanych próbek. Z tego powodu na wynik badań porozymetrycznych ma bardzo duży wpływ temperatura suszenia próbek.

Wnioski

◆ Zawartość pierwiastków śladowych (Ba, Fe, K, Ni, Mg, Na, Sr, Zn, V, Cd, Pb, Mn, Cu i As) w wodzie kontaktującej się zarówno z nową wykładziną cementową, jak i po 6-miesięcznym czasie eksploatacji przewodu była niewielka, w większości przypadków poniżej progu detekcji spektrometru (ICP-OES). Ich obecność w wodzie potwierdziła jednak dokładniejsza metoda z zastosowaniem spektrometru mas (ICP-MS). Po sześciu miesiącach pracy modelowego układu badawczego zawartość badanych pierwiastków w wodzie nie uległa zwiększeniu, a ilość niektórych była nawet mniejsza. Do wyjaśnienia tego faktu pomocne mogą być badania porozymetryczne powłoki cementowej, które wykazały zmniejszenie ilości porów kapilarnych i makroporów w cemencie już po 1,5-miesięcznym kontakcie wykładziny z wodą.

◆ Badania strukturalne wykonane za pomocą skaningowej mikroskopii elektronowej (SEM) wykazały, że cienka warstwa kalcytowa pokrywająca zaczyn cementowy na wewnętrznej powierzchni rury bardzo szybko uległa zniszczeniu, lecz jej skład chemiczny nie uległ zmianie po 6-miesięcznej eksploatacji układu badawczego. Bardziej istotnym zmianom uległ zaczyn cementowy znajdujący się pod tą warstwą. W miejscach zniszczenia wykładziny cementowej stwierdzono obecność znacznej liczby igiełek ettringitu, świadczących o rozpoczynającej się korozji betonu.

Praca naukowa została sfinansowana ze środków przeznaczonych na naukę w latach 2008–2010, jako projekt badawczy nr NN 523 494234.

LITERATURA

1. M. KWIETNIEWSKI, M. TŁOCZEK, L. WYSOCKI [red.]: Zasady doboru rozwiązań materiałowo-konstrukcyjnych do budowy przewodów wodociagowych. Izba Gospodarcza Wodociągów Polskie, Bydgoszcz 2011.
2. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ, M. WOLSKA: Korozyjność wody wodociagowej a zjawiska zachodzące w systemie jej dystrybucji. *Gaz, Woda, Technika Sanitarna* 2003, nr 1, ss. 10–15 (21).
3. I. ZIMOCH: Bezpieczeństwo działania systemu zaopatrzenia w wodę w warunkach zmian jakości wody w sieci wodociagowej. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 3, ss. 51–55.
4. B. KOŁWZAN: Zastosowanie czujników biologicznych (biosensorów) do oceny jakości wody. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 4, ss. 3–14.
5. A. NEVILLE: Effect of cement paste on drinking water. *Materials and Structures/Matériaux et Constructions* 2001, Vol. 34, No. 6, pp. 367–372.
6. Permeation and Leaching. AWWA 2002.
7. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ, M. WOLSKA: Główne przyczyny wtórnego zanieczyszczenia wody w systemie dystrybucji. *Ochrona Środowiska* 2006, vol. 28, nr 4, ss. 29–34.
8. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Czynniki współdecydujące o potencjale powstawania i rozwoju biofilmu w systemach dystrybucji wody. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 3, ss. 7–13.
9. A. KOTOWSKI: Analiza hydrauliczna zjawisk wywołujących zmniejszenie przepływności rurociągów. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 1, ss. 27–32.
10. M. ACHTERNBOSCH, K.R. BRAUTIGAM, N. HARTLIEB, C. KUPSCH, U. RICHERS, P. STEMERMANN: Heavy metals in cement and concrete resulting from co-incineration of waste in cement kilns with regard to the legitimacy of waste utilization. Forschungszentrum Karlsruhe 2003 (Wissenschaftliche Berichte, FZKA 6923).

11. Q. GUO: Increases of lead and chromium in drinking water from using cement-mortar-lined pipes: Initial modeling and assessment. *Journal of Hazardous Materials* 1997, Vol. 56, No. 1–2, pp. 181–213.
12. J.O. ECKERT, Q. GUO: Heavy metals and cement kiln dust from kilns co-fired with hazardous waste-derived fuel: Application of EPA leaching and acid-digestion procedures. *Journal of Hazardous Materials* 1998, Vol. 59, pp. 55–93.
13. Q. GUO, P.J. TOOMULURI, J.O. ECKERT: Leachability of regulated metals from cement-mortar linings. *Journal American Water Works Association* 1998, Vol. 90, No. 3, pp. 62–73.
14. S.R. HILLIER, C.M. SANGHA, B.A. PLUNKETT, P.J. WALDEN: Long-term leaching of toxic trace metals from Portland cement concrete. *Cement and Concrete Research* 1999, Vol. 29, pp. 515–521.
15. M. FRIAS, M.I. SANCHEZ de ROJAS: Total and soluble chromium, nickel and cobalt content in the main materials used in the manufacturing of Spanish commercial cements. *Cement and Concrete Research* 2002, Vol. 32, pp. 435–440.
16. S.S. POTGIETER, N. PANICHEV, J.H. POTGIETER, S. PANICHEVA: Determination of hexavalent chromium in South African cements and cement-related materials with electrothermal atomic absorption spectrometry. *Cement and Concrete Research* 2003, Vol. 33, pp. 1589–1593.
17. Z. GIERGIECZNY, A. KRÓL: Immobilization of heavy metals (Pb, Cu, Cr, Cd, Zn, Mn) in the mineral additions containing concrete composites. *Journal of Hazardous Materials* 2008, Vol. 160, pp. 247–255.
18. Umweltdaten der Deutschen Zementindustrie. Verein Deutscher Zementwerke, Düsseldorf 1998–2009.
19. Stowarzyszenie Producentów Cementu – Informator 2010, www.polskicement.com.
20. B. KOWALSKA, D. KOWALSKI, M. KWIETNIEWSKI, A. MUSZ, J. WĄSOWSKI: Ocena wpływu wykładziny cementowej w rurociągach żeliwnych na jakość przesyłanej nimi wody – badania wstępne. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 2010, nr 4, ss. 13–17.

Kowalska, B., Kowalski, D., Kwietniewski, M., Misztal-Kruk, K., Chudzicki, J. Heavy Metal Content of Water Exposed to Cement Lining in the Water Pipe. *Ochrona Środowiska* 2011, Vol. 33, No. 4, pp. 41–45.

Abstract: The mechanism governing the release of toxic heavy metals from cement is still far from being well understood. The process is influenced by a diversity of factors such as the quality of the water flowing in the pipes (especially its pH, alkalinity, temperature and chlorine content), or the composition and microstructure of the internal lining applied. This paper reports on model investigations into the presence of selected heavy metals (determined by ICP-OES and ICP-MS) in the water before and after 6-month service. It has been found that in the majority of instances the trace element content (Ba, Fe, K,

Ni, Mg, Na, Sr, Zn, V, Cd, Pb, Mn, Cu and As) was below the detection threshold (ICP-OES), regardless of whether the water was exposed to a fresh lining or after six months of service. Structural examinations of the cement lining by scanning electron microscopy (SEM) have produced the following findings: the thin calcite layer covering the cement paste on the internal surface of the pipe was destroyed within a very short time, the chemical composition of the layer, however, remained unchanged after 6-month service of the pipe being tested. At the points of cement lining destruction a large number of ettringite needles was detected, which is indicative of the onset of concrete corrosion.

Keywords: Water-pipe network, cement lining, porous structure, heavy metals, release.