

KOROZJA SIARCZANOWA JAKO REALNY PROBLEM SIECI PRZEWODÓW KANALIZACYJNYCH

Zuzanna Podraza

Politechnika Krakowska

Streszczenie. W pracy przedstawiono problem korozji siarczanowej w sieciach przewodów kanalizacyjnych. Wskazano, czym jest korozja siarczanowa oraz zaprezentowano jej skutki. Przedstawiono pojęcie korozji biologicznej oraz bakterii redukujących siarczany (SRB) i bakterii utleniających siarkę (SOB) jako dwóch podstawowych grup mikroorganizmów biorących udział w procesie korozji siarczanowej. Następnie scharakteryzowano siarkowodór i przedstawiono etapy przebiegu korozji siarczanowej prowadzące do powstania ettringitu (uwodnionego siarczanoglinianu wapnia). Na koniec podano możliwości zabezpieczeń przed korozją siarczanową. Stwierdzono, że korozja siarczanowa stanowi poważne zagrożenie dla sieci przewodów kanalizacyjnych.

Słowa kluczowe: korozja siarczanowa, korozja wzbudzona przez mikroorganizmy, siarkowodór, ettringit

WSTĘP

Korozja betonu w systemach kanalizacyjnych jest poważnym problemem nie tylko w Polsce, ale także w innych krajach świata – stanowi dla nich realne zagrożenie. Przewodzone są liczne prace badawcze koncentrujące się na tym zagadnieniu oraz metody zabezpieczające przed korozją mikrobiologiczną. Pomimo tego problem korozji wzbudzonej przez mikroorganizmy jest wciąż aktualny, a walka z nim trudna, kosztowna i nie zawsze dająca dobre efekty. Przeciwdziałanie korozji siarczanowej wymaga wciąż znacznych ulepszeń. Ponadto do jej zbadania i naukowego opisu konieczne jest interdyscyplinarne podejście i wykorzystanie nie tylko metod fizyki i chemii, ale także biologii i mikrobiologii [Racki i Kurtz 1964].

Zjawisko korozji siarczanowej związane jest z powstawaniem biogenicznego kwasu siarkowego (VI). W warunkach beztlenowych bakterie redukujące siarczany (SRB) wytwarzają siarkowodór (H_2S) ze związków siarki obecnych w ściekach. Po emisji do przestrzeni powietrznej kanałów H_2S przekształcany jest w warunkach tlenowych do

Adres do korespondencji – Corresponding author: Zuzanna Podraza, Wydział Inżynierii Środowiska, Instytut Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska, Politechnika Krakowska, ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków, e-mail: zuzannapodraza@gmail.com

siarki elementarnej, a następnie, przez bakterie utleniające siarkę (SOB), do biogenicznego kwasu siarkowego (VI). Reakcja powstałego kwasu siarkowego (VI) ze składnikami betonu powoduje utworzenie gipsu i silnie ekspansywnego kryształu jakim jest ettringit. Prowadzi to do pęknięć i strat materiałowych. Korozja siarczanowa stanowi poważne zagrożenie dla integralności infrastruktury, wymaga kosztownych napraw i przedwczesnej wymiany uszkodzonych elementów. Związane z tym nakłady finansowe są bardzo wysokie [De Muynck i in. 2009]. Wysokiej jakości infrastruktura ściekowa wymaga wprawdzie znacznych nakładów finansowych, jednakże skutkuje to wydłużeniem czasu użytkowania betonu. Zjawisko korozji siarczanowej znane jest od dziesięcioleci, większość opracowań koncentruje się głównie na pogorszeniu stanu betonu w systemach kanalizacyjnych i rurociągach [O'Connell i in. 2010].

Celem pracy jest przedstawienie problemu korozji siarczanowej w sieciach przewodów kanalizacyjnych oraz analiza pojęć ściśle związanych z tym zagadnieniem.

MATERIAŁ I METODY

Korozja biologiczna. Biokorozja, korozja biologiczna lub korozja wzbudzona/wywołana przez mikroorganizmy (ang. MIC – Microbiologically Influenced/Induced Corrosion) to wieloetapowy i złożony proces niszczenia materiałów stymulowany działalnością mikroorganizmów [Cwalina i Dzierżewicz 2007, Zhang i in. 2011]. Biokorozja, według „Encyclopedia of bioprocess technology”, to degradacja materiałów powstająca w skutek oddziaływania organizmów żywych, ich produktów metabolicznych lub łącząca oba te procesy [Racki i Kurtz 1964]. Korozja biologiczna określana jest również jako biodeterioracja, co wskazuje na ogólne obniżenie trwałości materiałów poprzez działalność czynników biologicznych [Wołejko i Matejczyk 2011]. Biokorozja to niszczenie metali, materiałów mineralnych (również naturalnych minerałów skalnych jakimi są kamienie), wyrobów sztucznych będących połączeniem obu tych grup (np. betonu, wyrobów ceramicznych czy też zapraw budowlanych), a także drewna (stanowiącego szkielet budowli), papieru, farb i lakierów. Korozja biologiczna powodowana jest najczęściej przez bakterie, mikroskopijne grzyby i owady, choć do jej powstania prowadzą również sinice, promieniowce, glony i porosty [Cwalina i Dzierżewicz 2007, Wołejko i Matejczyk 2011].

Biokorozja jest przeważnie skutkiem współdziałania czynników mechanicznych, fizycznych, chemicznych i/lub biologicznych. Wiatr, woda, cząsteczki pyłów, zanieczyszczenia atmosfery i wód, a także, w przypadku materiałów kamiennych, działanie światła i zmiany temperatury, powodują uszkodzenie materiałów, co umożliwia penetrację wilgoci i kolonizację mikroorganizmów na ich powierzchni. Prowadzi to do powstania biofilmu, czyli biologicznie czynnej warstwy składającej się z różnego rodzaju mikroorganizmów, a także ze śluzów będących produktem ich działalności metabolicznej. Do funkcji śluzów należy przytwierdzenie biofilmu do podłoża, pochłanianie i zatrzymywanie wilgoci oraz pochłanianie, zatrzymywanie i przemiany różnych substancji, które występują wokół. Działania te zapewniają stymulację procesów korozji [Cwalina i Dzierżewicz 2007].

W procesie korozji biologicznej mikroorganizmy nie wykorzystują do swojej działalności metabolicznej materiałów nieorganicznych, natomiast te ostatnie, poprzez kontakt z drobnoustrojami, ulegają stopniowemu niszczeniu [Little i in. 1992, Wołejko i Matejczyk 2011]. Inicjacja oraz rozwój korozji mikrobiologicznej uwarunkowane są wieloma czynnikami. Należą do nich: dostępność wody, pH podłoża, ilość rozpuszczonego tlenu, warunki klimatyczne, dostępność substancji odżywczych (związków organicznych i nieorganicznych) oraz skład chemiczny [Cwalina i Dzierżewicz 2007, Little i in. 1992]. W przypadku materiałów mineralnych (łącznie z kamiennymi) istotny jest także ich skład mineralogiczny, typ spoiwa, porowatość oraz przepuszczalność dla wody [Cwalina i Dzierżewicz 2007]. Szczególną rolę w procesie deterioracji materiałów ma obecność wilgoci w środowisku, w którym się znajdują [Wołejko i Matejczyk 2011]. Środowiskiem tym może być powietrze, gleba, a także sama woda (np. morska) [Cwalina i Dzierżewicz 2007].

Proces kolonizacji rozpoczynają tzw. gatunki pionierskie, czyli mikroorganizmy, dla których zmodyfikowana powierzchnia materiału stanowi dogodny do osiedlenia się środowisko. Z czasem, dzięki odpowiednim warunkom energetycznym i odżywczym, mikrośrodowisko drobnoustrojów zostaje wzbogacone o nowe gatunki lub następuje wymiana gatunków pionierskich na bardziej złożone grupy. Ponadto, różnice w środowisku zewnętrznym, takie jak oddziaływania ze ściekami czy zanieczyszczenia substancjami chemicznymi, wpływają na rozwój mikroorganizmów konkretnego rodzaju. Przykładem jest siarkowódór oraz inne zredukowane związki siarki. Poprzez wytworzenie kwasu siarkowego przez bakterie siarkowe, szczególnie te z rodzaju *Acidithiobacillus thiooxidans*, dochodzi do narażenia materiału na szkodliwe działanie kwasu siarkowego (VI) [Cwalina i Dzierżewicz 2007].

Konsekwencją aktywności metabolicznej drobnoustrojów jest zmiana właściwości fizykochemicznych wód. Dotyczy ona: stopnia natlenienia, potencjału utleniająco-redukującego, kwasowości, którą określa wartość pH, zmiana jakościowa i ilościowa składników mineralnych w środowisku oraz zmiany temperatury. Te ostatnie są istotne z punktu widzenia kinetyki procesów elektrochemicznych i chemicznych oraz warunkują rozwój mikroorganizmów danego rodzaju. Wiele drobnoustrojów jest odporna na działanie ekstremalnych temperatur (od -10 do +99°C), niektóre wykazują tolerancję na znaczne zakwaszenie lub alkalizację środowiska (pH od 0 do 10,5), wysokie stężenia jonów metali (także metali ciężkich) oraz wysokie koncentracje innych substancji toksycznych, takich jak alkohole czy pestycydy. Warto również wspomnieć, iż specyfika drobnoustrojów powoduje, że korozja biologiczna występuje również w warunkach uznawanych za niekorzystne dla rozwoju organizmów żywych [Cwalina i Dzierżewicz 2007].

Korozję biologiczną należy postrzegać jako złożony proces deterioracji materiałów, w którym drobnoustroje, poprzez stworzenie sprzyjających warunków do zajścia zjawiska, pełnią główną funkcję [Cwalina i Dzierżewicz 2007]. Zagadnienie korozji wzbudzonej przez mikroorganizmy jest istotne przy omawianiu problemu korozji siarczanowej. Podkreślić należy również rolę mikroorganizmów dwojakiego rodzaju: bakterii redukujących siarczany i bakterii utleniających siarkę.

Bakterie Redukujące Siarczany (SRB). Bakterie redukujące siarczany (ang. Sulfate-reducing bacteria, SRB) to termin określający różnorodny mikroorganizmy, któ-

rych specyfiką jest przekształcanie SO_4^{2-} w H_2S . Uzyskują one wówczas niezbędną do procesów metabolicznych energię. Najbardziej optymalną temperaturą do wzrostu dla tych bakterii jest zakres między 20–30°C, aczkolwiek potrafią również przetrwać w 50–60°C. Bakterie redukujące siarczany są szeroko rozpowszechnione w warunkach beztlenowych i w przedziale pH między 6–9. Występują w glebie, w wodzie morskiej, w ściekach, w podziemnych rurociągach oraz w szybach naftowych [Zhang i in. 2011].

Bakterie utleniające siarkę (SOB). Do bakterii utleniających siarkę (ang. Sulphur oxidizing bacteria, SOB) zaliczane są mikroorganizmy, które utleniają siarkę elementarną lub inne formy zredukowanej siarki do siarczanów. Odpowiadają za to szczepy bakterii z gatunku *Thiobacillus* i wyróżnia się następujące ich rodzaje: *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus intermedius*, *Thiobacillus perometabolis*, *Thiobacillus novellus*, *Thiobacillus thioparus*, *Thiobacillus neapolitanus* i *Thiobacillus versutus*. Wszystkie z nich wzrastają ze zredukowanych nieorganicznych związków siarki. Kolonizacja bakterii z rodzaju *Thiobacillus* następuje, gdy pH betonu będzie około 9 oraz gdy wystąpią wystarczające warunki wilgoci, składników odżywczych oraz tlenu [O'Connell i in. 2010]. Bakterie utleniające siarkę produkują biogeniczny kwas siarkowy (VI) (ang. biogenic sulphuric acid, BSA) [Zhang i in. 2011]. Przy charakterystyce szczepów *Thiobacillus* biorących udział w produkcji H_2SO_4 należy podkreślić, iż nie wszystkie z nich rozwijają się w identycznych warunkach środowiskowych [O'Connell i in. 2010].

Charakterystyka siarkowodoru. Siarkowodor (H_2S) to wysoce toksyczny, bezbarwny i łatwopalny gaz. Stanowi jeden z głównych związków chemicznych w obiegu siarki w przyrodzie [Abdollahi i Hosseini 2014]. Jego podstawowym źródłem są siarczany [Czapliński 2006]. Występuje również w gazach wulkanicznych. Siarkowodor jest produkowany także przez bakterie w procesie rozkładu białek roślinnych i zwierzęcych oraz podczas bezpośredniego rozkładu siarczanów. Stanowi reagent, a także produkt pośredni do wytwarzania innych zredukowanych związków siarki [Abdollahi i Hosseini 2014]. Siarkowodor jest cięższy od powietrza i gromadzi się w dolnych częściach studzienek rewizyjnych [Czapliński 2006]. Jest drugą, po tlenku węgla, przyczyną śmierci wynikającą z zatrucia szkodliwym gazem w miejscu pracy. Toksyczność siarczku wodoru związana jest najprawdopodobniej z hamowaniem działania enzymów, które zawierają metale, m.in. oksydazy cytochromowej i anhidrazy węglanowej. Siarkowodor wpływa więc na procesy oddychania i produkcji energii komórkowej [Abdollahi i Hosseini 2014]. Szkodliwość siarkowodoru uwarunkowana jest stężeniem oraz czasem ekspozycji organizmu ludzkiego na jego działanie. Przykładowo, w stężeniu H_2S wynoszącym 20 ppm (0,002%) dopuszczalne jest przebywanie do 15 min., natomiast w stężeniu 50 ppm (0,005%) zaledwie chwilę. W niskich stężeniach (0,1–0,2 ppm), siarkowodor jest łatwo wyczuwalny jako nieprzyjemny zapach zgniłych jaj. W większych stężeniach, przekraczających 100 ppm, przestaje być wyczuwalny stanowiąc ciche i groźne zagrożenie dla życia ludzkiego [Czapliński 2006].

Agencja Ochrony Środowiska USA podaje następujące skutki działania siarkowodoru w zależności od stężenia [Czapliński 2006]:

- powyżej 10 ppm (0,001% H_2S w powietrzu) – powoduje bóle głowy, drażni oczy;
- powyżej 50 ppm (0,005% H_2S w powietrzu) – uszkodzenie gałki ocznej;
- powyżej 100 ppm (0,01% H_2S w powietrzu) – atakuje układ nerwowy, może zupełnie uniemożliwić oddychanie;

– powyżej 300 ppm (0,03% H₂S w powietrzu) – może doprowadzić do śmierci poprzez zatrzymanie funkcji centralnego układu nerwowego;

– powyżej 1000 ppm (0,1% H₂S w powietrzu) – następuje zahamowanie procesu oddychania doprowadzające do śmierci człowieka.

Siarkowodor dysocjuje dwustopniowo zgodnie z reakcjami poniżej. Równaniom tym odpowiadają odpowiednie stałe równowagi reakcji [Jakubke i Jeschkeit 1993]:



$$K_1 = \frac{[\text{H}^+][\text{HS}^-]}{[\text{H}_2\text{S}]} \quad (2)$$



$$K_2 = \frac{[\text{H}^+][\text{S}^{2-}]}{[\text{HS}^-]} \quad (4)$$

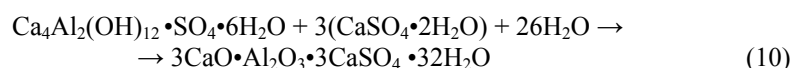
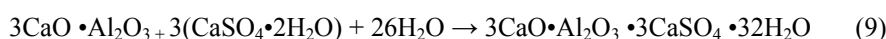
Występowanie H₂S ściśle związane jest z wartością pH. Poniżej pH równego 6 występuje sam siarkowodor, między 6,5 a 8,5 zarówno H₂S oraz HS⁻, których stężenia są sobie równe dla pH około 7,3. Dla pH równego 8,5 i wyżej siarkowodor praktycznie nie występuje [Czapliński 2006].

Mechanizm korozji siarczanowej. W przewodach kanalizacyjnych wyróżnia się trzy stany natlenienia: aerobowy, anoksydacyjny i anaerobowy. Warunki aerobowe wskazują na obecność tlenu, anoksydacyjne to takie, w których nie występuje rozpuszczony tlen, natomiast związany jest on w postaci azotanów i siarczanów. W warunkach anaerobowych tlen nie występuje w żadnej postaci. Do rozpoczęcia procesu korozji siarczanowej dochodzi przy nieodpowiednich warunkach przepływu i przewietrzania kanałów. Przykładowo, gdy występują kanały o niskich spadkach lub gdy płynące ścieki są stężone. Głównym źródłem siarki dwuwartościowej, istotnej w procesie korozji siarczanowej, są biofilm i osady. W miejscu tym bakterie *Desulfovibrio* oraz grzyby namnażają się w znacznych ilościach, ponieważ ich czas przebywania tu jest o wiele dłuższy niż w płynącym nurcie ścieków. Redukcja siarki odbywa się przeważnie w płytce położonej warstwie osadów i utworzonej przez mikroorganizmy błonie biologicznej. Wynika to z faktu, iż do głębszych, najstarszych warstw, dyfuzja związków organicznych będących źródłem węgla oraz siarczanów jest ograniczona, natomiast warstwa powierzchniowa zawiera znaczne ilości tlenu lub azotanów będących jego źródłem. Dlatego właśnie w biofilmie, przy sprzyjających warunkach, dochodzi do korozji siarczanowej w znacznie szybszym czasie niż w ściekach. Na przebieg kolejnego etapu istotny wpływ ma stężenie tlenu w ściekach. Jeśli przekracza ono 1 mg × L⁻¹ oraz gdy zapewnione są dobre warunki przepływu, następuje utlenienie powstałej w biofilmie i osadach siarki dwuwartościowej do siarki elementarnej lub siarki o wyższych stopniach utlenienia [Dąbrowski 2013]. Reakcje utlenienia jonu S²⁻ przedstawione są poniżej [Stöcker 1995]:



Utlenienie siarki dwuwartościowej związane jest z dyfuzją siarkowodoru i jonów HS^- z osadu do ścieków przy jednoczesnej przenikaniu tlenu w stronę przeciwną. Przy stężeniu tlenu w ściekach pomiędzy $1 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$ a $0,1 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$ część siarki zostanie utleniona, natomiast pozostała jej ilość dostanie się do ścieków w formie dwuwartościowej. Ze względu na obecność jonów metali w ściekach, część przedostającej się siarki na -2 stopniu utlenienia zostanie przez nie związana, tworząc słabo rozpuszczalne siarczki – siarka w takiej postaci nie będzie uczestniczyła w procesie korozji siarczanowej, a pozostała jej ilość, utworzy H_2S oraz jony HS^- . Jony HS^- w całości pozostaną w ściekach, natomiast siarkowódór w formie gazowej zostanie wydzielony do przestrzeni powietrznej kanałów. Dla bardzo wysokiego pH ścieków możliwe byłoby również utworzenie jonu S^{2-} , ale tak wysokie wartości pH nie dotyczą ścieków bytowo-gospodarczych. Wnioskuje się więc, że postać w jakiej wystąpi siarka w sposób znaczący wpływa na wydzielanie odorów oraz przebieg procesu korozji siarczanowej. Przy stężeniu tlenu w ściekach poniżej $1 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$ nie dochodzi do utlenienia siarki podczas jej przechodzenia z osadów do ścieków [Dąbrowski 2013].

Siarkowódór dostający się do części powietrznej kanałów może zostać albo usunięty przez system wentylacyjny albo rozpocząć korozję siarczanową. Do zainicjowania procesu korozji siarczanowej niezbędna jest wartość pH poniżej 9, odpowiednia wilgotność oraz źródło węgla. Wówczas możliwe jest utlenienie siarki dwuwartościowej przez bakterie *Thiobacillus* do siarki elementarnej i siarki siarczanowej [Dąbrowski 2013]. Korozja siarczanowa to proces między aktywnymi składnikami betonu a jonami siarczanowymi. Przebiega on dwustopniowo. W pierwszym etapie zachodzi reakcja (8) pomiędzy siarczanem sodu lub siarczanem magnezu, które dyfundują pod wpływem różnicy stężeń, a wodorotlenkiem wapnia, który występuje w betonie. Powstający gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) ma istotne znaczenie w dalszym etapie korozji. Reaguje on bowiem z niezhydratyzowanym glinianem trójwapniowym lub z monosulfatem. Ze składnikami betonu może ponadto reagować siarczan potasowy oraz siarczan wapnia. Odpowiednie równania reakcji chemicznych podano poniżej [Węglewski 2008].



Reakcje te prowadzą do powstania silnie ekspansywnego kryształu. Jest nim uwodniony siarczanoglinian wapnia (ettringit). W trakcie krystalizacji wypełnia on szczeliny betonu, a następnie, wywierając ciśnienie na otaczające go ścianki porów, może prowadzić do mikropęknięć w strukturze betonu [Węglewski 2008]. Procesy te będą dotyczyły zwłaszcza klucza kanału, ponieważ tam obciążenia zewnętrzne są największe, oraz miejsc tuż powyżej powierzchni zwierciadła ścieków [Dąbrowski 2013]. Ettringit powoduje uszkodzenie betonu jedynie wówczas, gdy reakcje zachodzą w stwardniałej strukturze betonu – w świeżym betonie reakcje te będą zachodziły podczas hydratacji cementu i ze względu na jego podatność nie spowoduje to uszkodzeń. Stwardniały beton nie posiada już takiej zdolności akumulacji odkształceń i ekspansja ettringitu będzie powodowała powstawanie mikroszczelin i degradację stałych sprężystych [Węglewski 2008].

Zabezpieczenie przed korozją betonu. W celu ochrony przed korozją betonu wywołaną w systemach kanalizacyjnych biogenicznym kwasem siarkowym (VI) stosuje się różnorodne metody. Są one ukierunkowane na różne ogniwa reakcji prowadzących do korozji siarczanowej. Wyróżniono:

- a) zastosowanie chemicznych lub biologicznych technologii zmniejszających ilość emisji siarkowodoru,
- b) zastosowanie domieszek, powłok ochronnych lub kwasoodpornego cementu w celu ochrony przed chemicznym atakiem na składniki betonu,
- c) wykorzystanie powłok przeciwdrobnoustrojowych lub domieszek, które zmniejszają aktywność mikrobiologiczną. Mają one również hamować rozwój glonów i grzybów [De Muynck 2009].

PODSUMOWANIE

Przyczyną powstawania korozji siarczanowej jest biogeniczny kwas siarkowy (VI), który, reagując z aktywnymi składnikami betonu, powoduje utworzenie ettringitu. Ten silnie ekspansywny kryształ w procesie krystalizacji wypełnia szczeliny betonu i może prowadzić do mikropęknięć w jego strukturze. Stosuje się zabezpieczenia przed korozją biologiczną, jednakże jest to działanie trudne, kosztowne i nie zawsze dające dobre efekty. Na podstawie analizy przebiegu procesu korozji siarczanowej oraz jej skutków wnioskuje się, iż stanowi ona współcześnie poważne zagrożenie dla sieci kanalizacyjnych.

PIŚMIENNICTWO

- Abdollahi, M., Hosseini, A. (2014). Hydrogen Sulfide, Encyclopedia of Toxicology. Third Edition, 971–974.
- Cwalina, B., Dzierżewicz, Z. (2007). Czynniki sprzyjające biologicznej korozji konstrukcji żelbetowych. Cz. I. Konstrukcje – Elementy – Materiały. Przegl. Bud., 7–8, s. 52–59.
- Czapliński, T. (2006). Kanały Krakowa. Osady kanalizacyjne. Cz. II. Woda i My, 3(37), 3–5.
- Dąbrowski, W. (2013). Nieporozumienia dotyczące korozji siarczanowej. Instal, 1, 33–36.
- De Muynck, W., De Belie, N., Verstraete, W. (2009). Effectiveness of admixtures, surface treatments and antimicrobial compounds against biogenic sulfuric acid corrosion of concrete, Cem. Concr. Compos., 31(3), 163–170.
- Jakubke, H.D., Jeschkeit, H. (1993). Concise Encyclopedia Chemistry. Walter de Gruyter, Berlin, p. 513
- Little, B., Wagner, P., Mansfeld, F. (1992). An overview of microbiologically influenced corrosion. Electrochim. Acta, 37(12), 2185–2194.
- O’Connell, M., McNally, C., Richardson, M.G. (2010). Biochemical attack on concrete in wastewater applications: A state of the art. Review. Cem. Concr. Compos., 32(7), 8, 479–485.
- Racki, J., Kurtz, W. (1964). Korozja mikrobiologiczna oraz rola bakterii w przemyśle kopalnym chemicznych. Wiad. Bot. 8(2), 163–170.
- Stöcker, F.W. (1995). Concise Encyclopedia Biology. Berlin, p. 1153.
- Węglewski, W. (2008). Modelowanie zniszczenia betonu wywołanego korozją siarczanową. Rozprawa doktorska, Inst. Podst. Probl. Techn. PAN, Warszawa, 6–9.

Wolejko, E., Matejczyk, M. (2011). Problem korozji biologicznej w budownictwie. *Bud. Inż. Środ.*, 2, 191–195.

Zhang, C., Wen, F., Cao, Y. (2011). Progress in research of corrosion and protection by sulfate-reducing bacteria. *Proced. Environ. Sci.*, 10, 1177–1182.

SULPHATE CORROSION AS A REAL PROBLEM IN A SEWAGE NETWORK SYSTEMS

Abstract. This paper presents the problem of sulphate corrosion in the sewage network systems. The sulphate corrosion and its consequences are presented. The issue of biological corrosion, sulphate reducing bacteria (SRB) and sulphur-oxidizing bacteria (SOB) as the two main groups of microorganisms participating in the process of sulphate corrosion is described. Subsequently hydrogen sulphide was characterised and stages of sulphate corrosion leading to the formation of ettringite (hydrous calcium aluminium sulfate) were presented. At the end a possible protection against the sulphate corrosion was outlined. It has been concluded that sulphate corrosion is a serious threat to the sewage network systems.

Key words: sulphate corrosion, Microbiologically Inducted Corrosion (MIC), hydrogen sulphide, ettringite