

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.07.007

硝酸盐还原菌对给水铸铁管道的腐蚀特性研究

刘沙沙^{1,2}, 张卉^{1,2}, 常珊³, 刘悦凯^{1,2}, 王文东⁴

(1. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 西安建筑科技大学 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 陕西 西安 710055; 3. 浙江省建筑设计研究院, 浙江 杭州 310006; 4. 西安交通大学 人居环境与建筑工程学院, 陕西 西安 710049)

摘要: 我国的给水管网仍以铸铁管道为主, 铸铁管道在长期使用过程中会产生腐蚀问题, 容易造成饮用水二次污染。为此, 采用实验室小型反应器, 以蒙氏假单胞菌 CS01 为代表性硝酸盐还原菌, 研究了不同硝酸盐初始浓度下细菌 CS01 对给水铸铁管道的腐蚀作用, 并结合理化分析和失重法探究腐蚀产物特性和腐蚀速率。结果表明, 细菌 CS01 的存在和 NO_3^- -N 初始浓度的增大, 有利于腐蚀产物中 Fe_3O_4 的生成, 进而对腐蚀和铁释放起到抑制作用。在 NO_3^- -N 初始浓度为 20 mg/L 条件下, 总铁浓度和腐蚀速率均最低, 分别为 (2.30 ± 1.25) mg/L、 (0.036 ± 0.003) mm/a (第 170 天), 而且 NO_3^- -N 消耗量以及 NO_2^- -N 和 NH_4^+ -N 生成量均达到最高; 腐蚀产物以 α - FeOOH (针状和层状)、 CaCO_3 (粒状) 和 Fe_3O_4 (球状) 为主。

关键词: 给水铸铁管道; 微生物腐蚀; 硝酸盐还原菌; 铁释放

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)07-0043-07

Corrosion Characteristics of Nitrate-reducing Bacteria on Cast Iron Pipe for Water Supply

LIU Sha-sha^{1,2}, ZHANG Hui^{1,2}, CHANG Shan³, LIU Yue-kai^{1,2}, WANG Wen-dong⁴

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Northwest China Key Laboratory of Water Resources and Environment Ecology, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 3. Zhejiang Province Institute of Architectural Design and Research, Hangzhou 310006, China; 4. School of Human Settlements and Civil Engineering, Xi'an Jiaotong University, Xi'an 710049, China)

Abstract: In China, water supply pipes are still mainly cast iron pipes, which will cause corrosion problem in the long-term service process and drinking water secondary pollution. Therefore, the corrosion effects of *Pseudomonas monteilii* CS01 on cast iron pipes for water supply under different initial nitrate concentrations was investigated in small laboratory reactors, and the characteristics of corrosion products and corrosion rate were explored by physical and chemical analysis combined with weight loss method. The presence of CS01 and the increase of initial NO_3^- -N was conducive to the formation of Fe_3O_4 in the

基金项目: 陕西省自然科学基金基础研究计划重点项目(2021JZ-50); 陕西省教育厅青年创新团队建设科研计划项目(21JJP065)

通信作者: 张卉 E-mail: zhanghui@xauat.edu.cn

corrosion products, thus inhibiting the corrosion and iron release. When the initial NO_3^- -N was 20 mg/L, the total iron concentration and corrosion rate were the lowest, which were (2.30 ± 1.25) mg/L and (0.036 ± 0.003) mm/a (at 170 days), respectively, and the consumption of NO_3^- -N and the production of NO_2^- -N and NH_4^+ -N reached the highest values. The main corrosion products were α -FeOOH (needle-like and lamellar), CaCO_3 (granular) and Fe_3O_4 (spherical).

Key words: cast iron pipe for water supply; microbiologically influenced corrosion; nitrate-reducing bacteria; iron release

饮用水的水质状况与人们的身体健康和生活质量息息相关。饮用水从水厂到用户需要经过长距离且结构复杂的给水管网,在此过程中,饮用水会与管道之间发生一系列物理、化学和生物反应,产生腐蚀、腐蚀产物沉积和脱落、微生物生长繁殖等问题,从而引发水质的二次污染^[1-2]。

给水管道的腐蚀是导致饮用水二次污染的主要原因。除了温度、pH、碱度、溶解氧、氯离子、硫酸盐和水力条件等因素外^[1-2],微生物在给水管道的腐蚀过程中也发挥着重要作用^[3-4]。目前,与给水管道的腐蚀相关的细菌主要包括硫氧化细菌(SOB)、硫酸盐还原菌(SRB)、铁还原菌(IRB)、铁氧化菌(IOB)和硝酸盐还原菌(NRB)^[5]。其中SOB、SRB、IOB会促进腐蚀,而IRB可以抑制腐蚀。NRB对腐蚀的影响与NRB的类型和实验条件等因素有关。Pu等^[6]研究了铜绿假单胞菌对铜腐蚀的影响机理,发现NRB能够引起点蚀和均匀腐蚀,且细胞外电子转移是硝酸盐还原的主要机制;Liu等^[7]通过电化学手段和表面分析技术发现NRB(*Brevibacterium frigoritolerans*和*Bacillus cereus*)能够加速钢X80的点蚀现象,并推断其腐蚀机理可能与阴极催化硝酸盐还原有关。也有一些研究人员提出硝酸盐还原菌可以通过抑制硫酸盐还原菌的生长来抑制腐蚀作用^[8]。与其他细菌相比,现有研究在硝酸盐还原菌对给水铸铁管道的腐蚀机理及影响方面仍不够深入,因此硝酸盐还原菌对给水铸铁管道的腐蚀行为及机理研究仍需不断完善和更新。

笔者利用从实际给水管道的分离的蒙氏假单胞菌(*Pseudomonas monteilii* CS01)作为代表性硝酸盐还原菌(已被鉴定为在好氧条件下有效果的硝酸盐还原菌^[9]),研究不同初始硝酸盐浓度下该细菌对铁腐蚀过程的影响,并采用失重法、扫描电子显微镜(SEM)、X射线衍射仪(XRD)等表征方法对腐蚀

速率和腐蚀产物特性进行分析,以期为进一步完善给水管道的微生物腐蚀机理提供理论支持,并为保障饮用水安全提供重要支撑。

1 材料与方法

1.1 实验试剂及仪器

实验所用试剂主要有胰蛋白胨、大豆胨、氯化钠、酵母膏、硝酸钠、盐酸,且均为分析纯;所用仪器主要包括:生化培养箱、pH计、立式压力蒸汽灭菌锅、洁净工作台、电子分析天平、紫外可见分光光度计等。

1.2 细菌的获取

1.2.1 细菌的分离与筛选

采用TSA培养基进行细菌的分离,培养基具体成分如下:胰蛋白胨为15 g/L、大豆胨为5 g/L、NaCl为5 g/L、pH为7.30±0.20。将在0.11 MPa、121 °C条件下灭菌30 min的250 mL TSA培养基静置,并冷却至室温;用无菌刀刮取铸铁管道表面腐蚀产物,并置于10 mL离心管中,将分离出来的腐蚀产物放入培养基中,并在150 r/min、30 °C的条件下振荡培养48 h;在无菌条件下取出10 mL菌液,放入新制备的TSA培养基中,充分混匀后,在振荡培养箱中继续培养,重复上述操作3次,取出菌液放入冰箱冷藏备用^[10]。

1.2.2 细菌的纯化

在TSA培养基中加入15~20 g/L的琼脂,制成固体培养基,将其用封口膜封好并放入30 °C恒温培养箱培养48 h。将冰箱中冷藏的菌液采用倍比稀释法进行稀释(稀释倍数为10~10⁷),并在固体培养基中进行涂布,每个稀释倍数做3个对照组和1个空白组,固体培养基在恒温培养箱中培养48 h后长出明显的菌落。将固体培养基上的单一菌落中央的菌苔用接种环挑下,并在TSA固体培养基上进行多次划线至纯化完成,然后进行鉴定。

实验所用玻璃仪器、耗材以及超纯水和蒸馏水等均在0.11 MPa、121 °C条件下灭菌30 min后备用。整个实验过程均在无菌台进行,避免杂菌感染。

1.2.3 细菌的鉴定

对分离纯化后的细菌进行鉴定。根据E. Z. N. A.® soil DNA kit(Omega Biotek, Norcross, GA, U. S.)说明书进行微生物群落总DNA抽提,使用27F(5'-AGAGTTTGACCTGGCTCAG-3')和1492R(5'-CTACGGCTACCTTGTACGA-3')对16S rRNA基因V3-V4可变区进行PCR扩增,扩增程序:95 °C预变性5 min,(95 °C变性30 s,58 °C退火30 s,72 °C延伸90 s)×25个循环,72 °C终延伸7 min。用1%琼脂糖凝胶在120 V电压下电泳30 min进行PCR产物检测。PCR扩增产物利用Illumina公司的MiSeq PE300/NovaSeq PE250平台进行测序(上海美吉生物医药科技有限公司)。原始数据传至NCBI SRA数据库中,进行Blast同源序列比较,鉴定该菌株为蒙氏假单胞菌(*Pseudomonas monteilii* CS01)。

1.3 实验分析及材料的制备

实验所用材料为长方体铸铁试块,尺寸为27 mm×55 mm×5 mm,该材料表面没有任何防腐措施,其元素组成为C(3.58%)、Si(2.26%)、Mn(0.81%)、P(0.086%)、S(0.032%)、Fe(93.232%)。实验前,将铸铁试块用碳化硅砂纸(规格为180、500、800和1 200粒度)依次进行研磨,使试块表面光滑。用超纯水冲洗3次并用丙酮去除表面的油脂。将其放入装有70%乙醇的烧杯中浸泡消毒8 h,再放入烘箱中干燥,然后将其暴露于无菌台中用紫外杀菌30 min,最后将铸铁试块做好标记,并称质量记录。

将鉴定后的细菌CS01接种于LB液体培养基(主要成分:胰蛋白胨为10 g/L、氯化钠为10 g/L、酵母膏为5 g/L)中富集培养48 h,用离心机进行离心(离心条件为8 000 r/min、4 °C、10 min)。将离心后的细菌用灭菌处理后的0.8%的氯化钠缓冲溶液重悬并再次离心,此过程重复3次。

实验用水为在0.11 MPa、121 °C条件下灭菌30 min后的自来水,水质如下:pH为7.34~8.38,溶解氧为3.97~7.11 mg/L,电导率为72.5~259 μS/cm,氧化还原电位为85.7~265.4 mV,碱度(以CaCO₃计)为64.92~68.50 mg/L,Cl⁻为9.32~10.45 mg/L,SO₄²⁻为13.89~15.01 mg/L,总铁为0.05~0.06 mg/L,

NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、NH₄⁺-N浓度分别为1.66~3.09、0.001~0.005、0.067~0.119 mg/L。

实验分为4组,包括1个对照组(灭菌水)和3个实验组(均接种5%的细菌CS01,NO₃⁻-N浓度分别为0、10、20 mg/L),每组均设3个平行样。将6块铸铁试块悬挂在盛有500.00 mL灭菌水的广口瓶中,用封口膜密封好。每2 d置换一次广口瓶中的溶液,采用磁力搅拌器将溶液与菌液混合均匀,温度和转速由磁力搅拌器控制,用于模拟实际管网中的水力条件^[11]。每2 d取一次样,测定总铁、NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N浓度,测定方法分别为邻菲罗啉分光光度法、氨基磺酸分光光度法、纳氏试剂分光光度法、N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法。采用SPSS 22.0中的单因素方差分析方法,分析不同条件下总铁浓度和NO₃⁻-N消耗量的统计性差异,当 $p < 0.05$ 时认为具有统计学意义。

1.4 腐蚀分析方法

将实验结束后的铸铁试块进行切割,并将样品冷冻后放入冷冻干燥机中进行冷冻干燥,以备分析测试使用。采用德国蔡司Sigma HD型扫描电镜对切割下来的表面覆盖有腐蚀产物的铸铁试块进行扫描测试,得到试块的表面微观形貌;用灭菌后的小刀将腐蚀产物轻轻刮下,并用研钵研磨成粉末进行XRD分析,衍射仪参数设置如下:电压为40 kV、电流为40 mA,扫描范围 2θ 为10°~80°,扫描步长为0.02°,利用Jade 6.0软件和PDF 2004标准卡片对测试数据进行具体分析。

采用失重法测定铸铁试块的腐蚀速率^[12],将刮去腐蚀产物后的铸铁试块继续用砂纸打磨,用超纯水清洗3次后立即用70%的酒精擦拭干净,然后迅速称取铸铁试块的质量,并采用如下公式^[13]进行计算:

$$v_{\text{corr}} = \frac{87\,600 \times (w_0 - w_1)}{\rho \times A \times t} \quad (1)$$

式中: v_{corr} 为腐蚀速率,mm/a; w_0 和 w_1 分别为铸铁试块腐蚀前、后的质量,g; A 为铸铁试块的表面积,cm²; t 为腐蚀时间,h; ρ 为铸铁试块密度,g/cm³;87 600为单位换算常数。

2 结果与讨论

2.1 氮的转化

4种实验条件下NO₃⁻-N、NO₂⁻-N和NH₄⁺-N的变化量如图1所示。

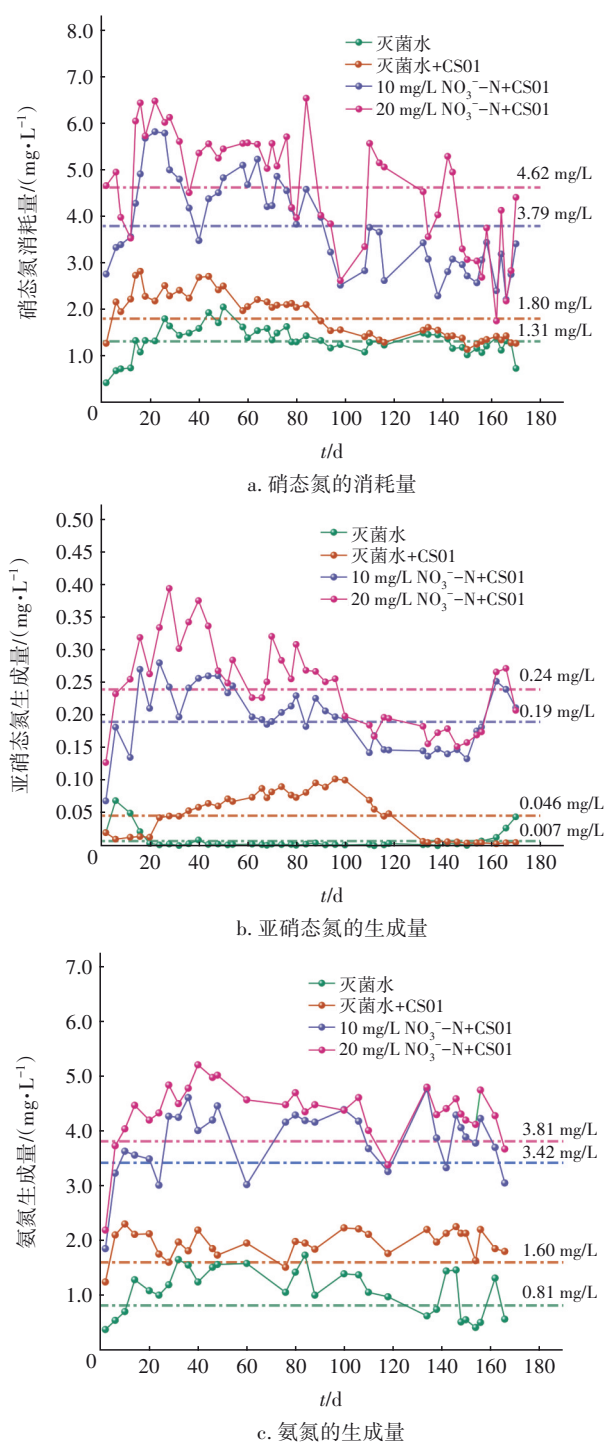


图1 不同条件下硝态氮消耗量及亚硝态氮和氨氮生成量
Fig.1 Consumption of nitrate nitrogen and production of nitrite nitrogen and ammonia nitrogen under different conditions

在整个实验中,灭菌水条件下 NO_3^- -N的平均消耗量为 (1.31 ± 0.31) mg/L,灭菌水+CS01、10 mg/L NO_3^- -N+CS01和20 mg/L NO_3^- -N+CS01三种条件下 NO_3^- -N的平均消耗量分别为 (1.80 ± 0.40) 、 $(3.79 \pm$

$0.97)$ 、 (4.62 ± 1.19) mg/L。可知, NO_3^- -N初始浓度相同的情况下,添加细菌CS01的实验组对 NO_3^- -N的平均消耗量增加了37.40%,表明细菌CS01的呼吸作用有效促进了 NO_3^- -N的消耗。当 NO_3^- -N初始浓度分别为10、20 mg/L时, NO_3^- -N的平均消耗量增加了110.56%和252.67%,表明较高的 NO_3^- -N初始浓度对 NO_3^- -N的消耗也有促进作用。4种条件下的 NO_3^- -N消耗量具有显著差异($p=0.000$)。

4种条件下 NO_2^- -N的平均生成量分别为 (0.007 ± 0.013) 、 (0.046 ± 0.034) 、 (0.19 ± 0.05) 、 (0.24 ± 0.07) mg/L,转化率分别为0.53%、2.56%、5.01%和5.19%。可以看出,随着细菌CS01的添加以及 NO_3^- -N初始浓度的升高,由 NO_3^- -N向 NO_2^- -N的转化率也逐渐升高,表明增加 NO_3^- -N初始浓度可以为细菌CS01提供更多的生长繁殖必需的养分,使得其生命活动及硝酸盐还原能力增强,能够更好地利用 NO_3^- -N,将 NO_3^- -N转化为 NO_2^- -N。此外,4种条件下 NH_4^+ -N的平均生成量分别为 (0.81 ± 0.43) 、 (1.60 ± 0.37) 、 (3.42 ± 0.45) 、 (3.81 ± 0.45) mg/L,转化率分别为61.83%、88.89%、90.24%和82.47%,表明添加细菌CS01可使 NH_4^+ -N生成量增加,这可能是因为电化学腐蚀过程中以单质铁为电子供体,使得 NO_3^- -N转化为 NH_4^+ -N,还有一部分原因可能是细菌凋亡后分解会向水中释放少量 NH_4^+ -N。

2.2 总铁浓度变化

实验过程中总铁浓度的变化如图2所示。

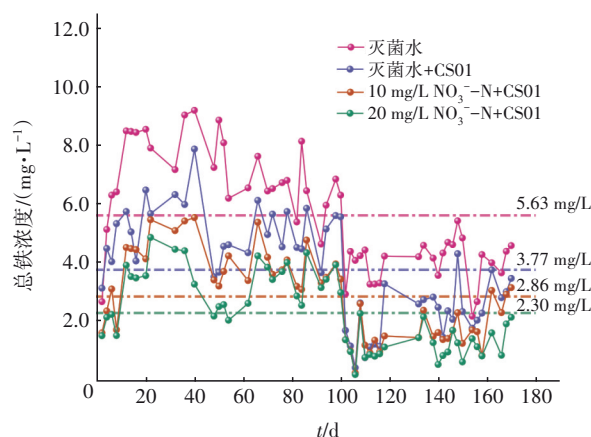


图2 不同条件下总铁浓度的变化
Fig.2 Variation of total iron concentration under different conditions

由图2可知,随着腐蚀实验的进行,总铁释放量逐渐增加。整个实验过程中,绝大多数时间灭菌水

的总铁浓度最高,而20 mg/L NO_3^- -N+CS01条件下的总铁浓度最低。整体来看,4种条件下总铁浓度在前40 d逐渐增大到最大值,然后呈锯齿状下降到相对稳定的状态。在灭菌水、灭菌水+CS01、10 mg/L NO_3^- -N+CS01和20 mg/L NO_3^- -N+CS01这4种条件下,总铁浓度的平均值分别为(5.63±1.88)、(3.77±1.73)、(2.86±1.41)、(2.30±1.25) mg/L,随着细菌CS01的添加和 NO_3^- -N初始浓度的提高,总铁浓度呈降低的趋势,这与Wang等^[14]的研究稍有不同,原因可能是所采用的细菌种类不同,且不同细菌的硝酸盐转化能力具有明显差异。方差分析的 p 值为0.000(<0.05),说明不同条件下出水总铁浓度存在显著差异。

2.3 腐蚀速率分析

根据式(1)计算得到铸铁试块的腐蚀速率,结果如图3所示。

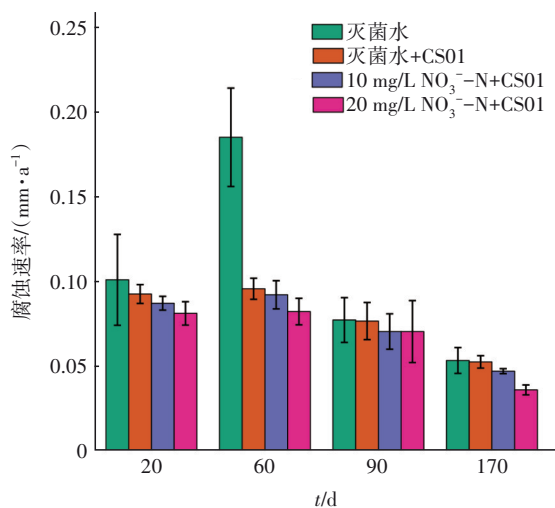


图3 不同条件下铸铁试块的腐蚀速率

Fig.3 Corrosion rates of cast iron coupon under different conditions

在4种实验条件下腐蚀速率整体均呈先增大后降低的趋势,在第60天最高、在第170天最低。灭菌水的腐蚀速率均高于其他3种条件,且随着细菌CS01的添加和 NO_3^- -N初始浓度的提高,腐蚀速率呈现出降低的趋势。灭菌水中,第20、60、90和170天铸铁试块的平均腐蚀速率分别为(0.101±0.027)、(0.186±0.029)、(0.078±0.013)和(0.054±0.008) mm/a;在灭菌水+CS01条件下,平均腐蚀速率分别为(0.093±0.006)、(0.096±0.006)、(0.077±0.011)、(0.053±0.004) mm/a,由此可知,细菌CS01

的呼吸作用会在一定程度上降低腐蚀速率,特别是在前60 d;当 NO_3^- -N初始浓度提高至10 mg/L时,腐蚀速率分别降至(0.087±0.004)、(0.093±0.008)、(0.071±0.011)和(0.047±0.001) mm/a;当初始 NO_3^- -N浓度提高至20 mg/L时,腐蚀速率分别降至(0.081±0.007)、(0.083±0.008)、(0.070±0.018)和(0.036±0.003) mm/a。腐蚀速率降低的原因可能是,硝酸盐初始浓度的增加和细菌CS01的呼吸作用,有利于 Fe_3O_4 等致密腐蚀产物的形成,从而对腐蚀产生了抑制作用^[15]。

2.4 腐蚀产物的微观形貌及化学组分分析

在第170天对腐蚀产物的微观形貌进行了分析。如图4(a)所示,灭菌水中的腐蚀产物主要为针状矿物(α - FeOOH)和粒状矿物(CaCO_3),两种物质交错分布;在细菌CS01存在的条件下,除了上述产物外,还观察到了层状矿物(α - FeOOH)和花叶状矿物(α - FeOOH),如图4(b)和(c)所示,且在 NO_3^- -N初始浓度为20 mg/L条件下出现了球状矿物的堆积,即磁铁矿(Fe_3O_4),如图4(d)所示。

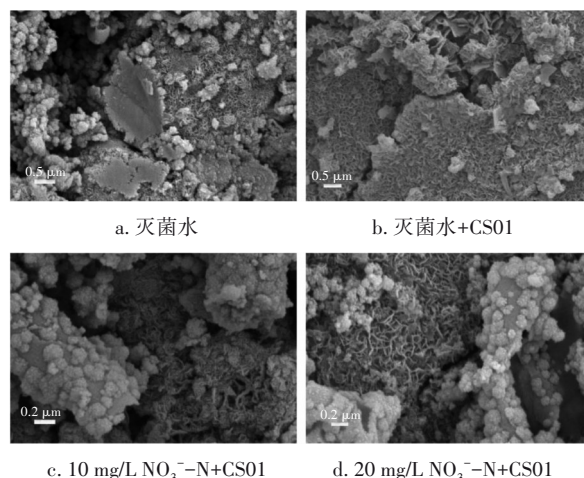


图4 第170天时铸铁试块的扫描电镜照片

Fig.4 SEM images of cast iron coupons at 170 days

不同条件下腐蚀产物的XRD图谱如图5所示(G为针铁矿 α - FeOOH 、M为磁铁矿 Fe_3O_4 、C为方解石 CaCO_3 、S为菱铁矿 FeCO_3)。可以看出,4种条件下的腐蚀产物中均存在 α - FeOOH 、 CaCO_3 和 Fe_3O_4 ;虽然所有样品中均检测到了 Fe_3O_4 ,但在硝酸盐初始浓度为20 mg/L的条件下,其强度显著高于其他实验组,这表明,随着 NO_3^- -N初始浓度的增加,细菌的生命活动可能会促进 Fe_3O_4 的形成, Fe_3O_4 是一种较为致密的矿物,具有保护和防腐性能,可以抑制腐

蚀^[16],相应的SEM照片也证实了这一点。另外,在灭菌水条件下, $2\theta=30^\circ$ 附近检测到了 CaCO_3 峰,而在其他条件下的相应位置并未出现 CaCO_3 峰,且在在其他位置检测到了灭菌水中所没有的菱铁矿(FeCO_3)峰。因此可以推测,细菌CS01可以通过诱导铁的氧化还原来影响腐蚀产物的组成和转化。

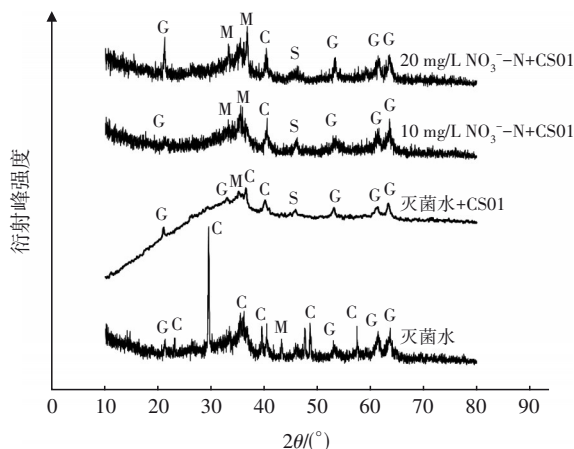
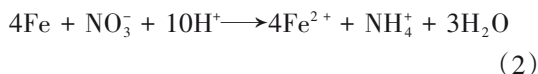


图5 170 d时铸铁试块表面腐蚀产物的XRD图谱

Fig.5 XRD patterns of corrosion products on cast iron coupons at 170 days

2.5 细菌CS01对腐蚀过程的影响

本研究考察了细菌CS01在不同 NO_3^- -N初始浓度下对铸铁试块腐蚀的影响,其中包括氮的转化、总铁的释放、腐蚀速率的改变以及腐蚀产物的形成。通过对比不同条件下出水的总铁浓度及氮转化过程可知,在灭菌水条件下仅发生电化学腐蚀。铁作为电子供体被氧化为二价铁, NO_3^- -N作为电子受体被还原为 NH_4^+ -N,在灭菌水条件下,大约有 (1.31 ± 0.31) mg/L的 NO_3^- -N被转化为 NH_4^+ -N,转化率为61.83%。反应机理如下^[17]:



在添加细菌CS01的实验中会同时发生电化学腐蚀和微生物腐蚀。随着细菌CS01的添加和 NO_3^- -N初始浓度的提高, NO_3^- -N的消耗量以及 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的生成量均有较为明显的增加。 NO_2^- -N生成量增加的主要原因可能是,硝酸盐在细菌CS01的呼吸作用下首先被还原为亚硝酸盐,且随着 NO_3^- -N初始浓度的提高, NO_2^- -N呈现一定程度的积累效应。与 NO_2^- -N相比, NH_4^+ -N的生成量更高,主要是电化学腐蚀过程中 NO_3^- -N的转化以及细菌凋亡分解后 NH_4^+ -N释放共同作用的结果^[18]。

在灭菌水条件下,单质铁作为电子供体被氧化为二价铁,并进一步被溶解氧氧化生成 $\alpha\text{-FeOOH}$ 。由于 $\alpha\text{-FeOOH}$ 是一种疏松多孔的腐蚀产物,易被释放到水中,使得总铁浓度和腐蚀速率最高。从图4和图5可以看出,添加细菌CS01后,生成的腐蚀产物较为致密,且 Fe_3O_4 的XRD峰强出现了较大幅度的提升,从而对腐蚀和铁释放起到了抑制作用,且随着 NO_3^- -N初始浓度的提高,这种抑制作用逐渐增强。

在4种条件下,腐蚀产物中均存在 $\alpha\text{-FeOOH}$ 、 CaCO_3 、 Fe_3O_4 。但是从图5可以看出,与灭菌水相比,在加菌条件下 $2\theta=30^\circ$ 附近并未出现 CaCO_3 峰,但却出现了 FeCO_3 峰。此外,随着 NO_3^- -N初始浓度的提高, Fe_3O_4 的峰强明显增高。因此,添加细菌CS01和提高 NO_3^- -N初始浓度会影响腐蚀产物的组成。

3 结论

① 随着细菌CS01的添加和 NO_3^- -N初始浓度的提高,总铁浓度和腐蚀速率均逐渐降低。在 NO_3^- -N初始浓度为20 mg/L、CS01存在的条件下, NO_3^- -N消耗量以及 NO_2^- -N和 NH_4^+ -N的生成量均最高,分别为 (4.62 ± 1.19) 、 (0.24 ± 0.07) 和 (3.81 ± 0.45) mg/L;同时,在此条件下出水总铁浓度和腐蚀速率均最低,分别为 (2.30 ± 1.25) mg/L和 (0.036 ± 0.003) mm/a(第170天)。

② 腐蚀产物的主要成分为 $\alpha\text{-FeOOH}$ 、 CaCO_3 、 Fe_3O_4 ,且在添加细菌CS01条件下,出现了菱铁矿(FeCO_3)。细菌CS01的存在和硝酸盐初始浓度的提高,使腐蚀产物中 Fe_3O_4 的XRD峰强增高。

③ 细菌CS01的添加和硝酸盐初始浓度的提高,可能会影响铁的氧化、硝酸盐的转化和腐蚀产物的组成,进而对铁腐蚀过程产生影响。

参考文献:

- [1] 赵蓓,李林彬,赵云鹏,等. 水源水质对地下水管网铁释放的影响和控制技术研究[J]. 中国给水排水, 2020, 36(23): 52-57, 63.
ZHAO Bei, LI Linbin, ZHAO Yunpeng, et al. Influence of source water quality on iron release in groundwater distribution networks and its control technology [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36 (23): 52-57, 63 (in Chinese).
- [2] 张海亚,刘迪波,李舒阳,等. 供水管道中球墨铸铁

- 和304不锈钢的电偶腐蚀特性[J]. 中国给水排水, 2019, 35(17): 37-42.
- ZHANG Haiya, LIU Dibo, LI Shuyang, *et al.* Galvanic corrosion behavior between ductile iron and 304 stainless steel in water distribution system [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(17): 37-42 (in Chinese).
- [3] QIAN H C, ZHANG D W, LOU Y T, *et al.* Laboratory investigation of microbiologically influenced corrosion of Q235 carbon steel by halophilic archaea *Natronorubrum tibetense* [J]. Corrosion Science, 2018, 145: 151-161.
- [4] GU T Y, JIA R, UNSAL T, *et al.* Toward a better understanding of microbiologically influenced corrosion caused by sulfate reducing bacteria [J]. Journal of Materials Science & Technology, 2019, 35 (4): 631-636.
- [5] SUN H F, SHI B Y, BAI Y H, *et al.* Bacterial community of biofilms developed under different water supply conditions in a distribution system [J]. Science of the Total Environment, 2014, 472: 99-107.
- [6] PU Y N, DOU W W, GU T Y, *et al.* Microbiologically influenced corrosion of Cu by nitrate reducing marine bacterium *Pseudomonas aeruginosa* [J]. Journal of Materials Science & Technology, 2020, 47 (12): 10-19.
- [7] LIU B, LI Z Y, YANG X J, *et al.* Microbiologically influenced corrosion of X80 pipeline steel by nitrate reducing bacteria in artificial Beijing soil [J]. Bioelectrochemistry, 2020, 135: 107551.
- [8] ZARASVAND K A, RAI V R. Microorganisms: induction and inhibition of corrosion in metals [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2014, 87: 66-74.
- [9] MA Q S, CAI Y L, HE Z G. Complete genome sequence of a novel aerobic denitrifying strain, *Pseudomonas monteilii* CY06 [J]. Marine Genomics, 2019, 47: 100661.
- [10] 许有燊, 陈钊, 李霞, 等. 水产养殖环境中芽孢杆菌的筛选及生长特性研究 [J]. 安徽农学通报, 2020, 26(5): 41-47.
- XU Youshen, CHEN Zhao, LI Xia, *et al.* Screening and optimization of culture conditions of *Bacillus* sp. strains [J]. Anhui Agricultural Science Bulletin, 2020, 26(5): 41-47 (in Chinese).
- [11] WANG H, MASTERS S, EDWARDS M A, *et al.* Effect of disinfectant, water age, and pipe materials on bacterial and eukaryotic community structure in drinking water biofilm [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(3): 1426-1435.
- [12] 郭浩, 田一梅, 张海亚, 等. 铁质金属供水管道的内腐蚀研究进展[J]. 中国给水排水, 2020, 36(12): 70-75.
- GUO Hao, TIAN Yimei, ZHANG Haiya, *et al.* Research progress on internal corrosion of iron-metal pipes of water distribution systems [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(12): 70-75 (in Chinese).
- [13] ZHU Y, WANG H B, LI X X, *et al.* Characterization of biofilm and corrosion of cast iron pipes in drinking water distribution system with UV/Cl₂ disinfection [J]. Water Research, 2014, 60: 174-181.
- [14] WANG H B, HU C, ZHANG L L, *et al.* Effects of microbial redox cycling of iron on cast iron pipe corrosion in drinking water distribution systems [J]. Water Research, 2014, 65: 362-370.
- [15] LI X X, WANG H B, HU C, *et al.* Characteristics of biofilms and iron corrosion scales with ground and surface waters in drinking water distribution systems [J]. Corrosion Science, 2015, 90: 331-339.
- [16] SUN H F, SHI B Y, YANG F, *et al.* Effects of sulfate on heavy metal release from iron corrosion scales in drinking water distribution system [J]. Water Research, 2017, 114: 69-77.
- [17] BI Z, ZHANG W J, SONG G, *et al.* Iron-dependent nitrate reduction by anammox consortia in continuous-flow reactors: a novel prospective scheme for autotrophic nitrogen removal [J]. Science of the Total Environment, 2019, 692: 582-588.
- [18] ZHANG H H, WANG Y, HUANG T L, *et al.* Mixed-culture aerobic anoxygenic photosynthetic bacterial consortia reduce nitrate: core species dynamics, co-interactions and assessment in raw water of reservoirs [J]. Bioresource Technology, 2020, 315: 123817.

作者简介:刘沙沙(1996-),女,河北定州人,硕士研究生,主要研究方向为城市给水管网输配系统安全保障。

E-mail:LSS6331314@163.com

收稿日期:2021-11-10

修回日期:2022-02-15

(编辑:刘贵春)