第36卷第6期 河北科技大学学报 Vol. 36, No. 6
2015年12月 Journal of Hebei University of Science and Technology Dec. 2015

文章编号:1008-1542(2015)06-0652-07 doi:10.7535/hbkd.2015yx06016

生物降解高氯酸盐的影响因素研究

王 倩[1,2],郭延凯[1,2],牛博贤[3],张媛媛[1,2],张 超[1,2],冯 皋[1,2],廉 静[1,2],杨景亮[1,2],岳 琳[1,2],郭建博[1,2]

(1.河北科技大学环境科学与工程学院,河北石家庄 050018;2.河北省污染防治生物技术实验室,河北石家庄 050018;3.石家庄市环境保护局,河北石家庄 050023)

摘 要:高氯酸盐的广泛应用带来了日益严峻的环境污染问题。从污水处理厂的活性污泥中富集有效降解 ClO_4^- 的微生物菌,通过批次实验考察影响高氯酸盐降解菌降解 ClO_4^- 过程中的多种因素,如温度、pH值、碳源、ClO_4^- 浓度、硝酸盐、水溶性醌及非水溶性醌等。结果表明,在温度为30 ℃,pH值为7.5~8.5,CH_3COO^- 质量浓度为2.4 g/L时最适合 ClO_4^- 的降解。不同的 NO_3^- 浓度对菌群降解 ClO_4^- 的影响明显。ClO_4^- 初始浓度越高,降解速率越快。筛选出了加速效果最好的水溶性醌AQDS,并且其最适投加量为1.44 mmol/L。加速效果最好的非水溶性醌为1,5-二氯蒽醌,其最适投加量为0.090 mmol/L。

关键词:水污染防治工程;高氯酸盐;降解;醌介体;因素

中图分类号:X703.1 **文献标志码**:A

Study on the affecting factors of perchlorate biodegradation

WANG Qian[1,2], GUO Yankai[1,2], NIU Boxian[3], ZHANG Yuanyuan[1,2], ZHANG Chao[1,2], FENG Gao[1,2], LIAN Jing[1,2], YANG Jingliang[1,2], YUE Lin[1,2], GUO Jianbo[1,2]

(1. School of Environmental Science and Engineering, Hebei University of Science and Technology, Shijiazhuang, Hebei 050018, China; 2. Pollution Prevention Biotechnology Laboratory of Hebei Province, Shijiazhuang, Hebei 050018, China; 3. Shijiazhuang City Environmental Protection Bureau, Shijiazhuang, Hebei 050023, China)

Abstract: The environmental pollution of perchlorate is more and more serious because of its widely usage. Several parameters affecting perchlorate degradation are examined through batch experiments by perchlorate-degrading bacteria, which include temperature, pH, the concentration of carbon source, ClO_4^-, NO_3^-, and water-soluble and water-insoluble quinone compounds. Perchlorate-degrading bacteria is collected and enriched from a sewage treatment plant. The results suggested that the optimal conditions for perchlorate biodegradation are 30 ℃, pH 7.5~8.5 and 2.4 g/L acetate. Different NO_3^- concentrations have significant effect on perchlorate biodegradation. The higher the initial concentration of ClO_4^-, the faster the degradation rate. The acceleration effect of AQDS is the best among dissolved quinone compounds, and the optimal concentration is 1.44 mmol/L. The acceleration effects of 1,5-dichloroanthraquinone is best among non-dissolved quinone compounds, and the optimal concentration is 0.090 mmol/L.

收稿日期:2014-11-06;修回日期:2015-05-11;责任编辑:王海云

基金项目:河北省应用基础研究计划项目(12966739D);河北省杰出青年基金(E2012208012);河北省高校百名优秀创新人才支持计划项目(BR2-211)

作者简介:王 倩(1987—),女,河北邢台人,硕士研究生,主要从事水处理理论与技术方面的研究。

通讯作者:郭建博教授。E-mail: jianbguo@163.com

王 倩,郭延凯,牛博贤,等.生物降解高氯酸盐的影响因素研究[J].河北科技大学学报,2015,36(6):652-658.

WANG Qian, GUO Yankai, NIU Boxian, et al. Study on the affecting factors of perchlorate biodegradation[J]. Journal of Hebei University of Science and Technology, 2015, 36(6): 652-658.

Keywords: water pollution control engineering; perchlorate; degradation; quinone; parameters

近些年，地表水和地下水域中的高氯酸盐(ClO_4^-)污染一直是一个很严峻的问题。ClO_4^- 污染主要来自固体推进剂、火箭燃料、导弹、道路耀斑和烟花等的使用[1-3]。由于 ClO_4^- 对野生动物以及人类的健康构成威胁[4-5]，最近美国环境保护署将其列入饮用水污染物列表中[6]。

ClO_4^- 具有扩散速度快、溶解性高、稳定行强、难降解等特点[7]。饮用受 ClO_4^- 污染的水会干扰甲状腺吸碘，甚至影响青少年的神经系统等。环境中 ClO_4^- 可能的质量浓度为 5.00×10^{-3}～5.00×10^{3} mg/L[8]。一些研究表明低剂量的 ClO_4^- 显著抑制碘在人类和动物体内的吸收，高剂量的 ClO_4^- 则易引起致命的骨髓疾病[9]。因此去除水体中的 ClO_4^- 污染已刻不容缓。

通过物理化学和生物过程可有效去除 ClO_4^- 的污染，其中物理化学方法耗资大，并易引发二次污染。微生物法去除 ClO_4^- 的效率高，使 ClO_4^- 转化为无毒害的氯离子，且具有可行性，因此微生物法是一种很有前景的去除 ClO_4^- 污染的方法[10]。并且 ClO_4^- 降解菌大量存在于受其污染的水体、土壤中。当前培养筛选降解 ClO_4^- 的高效微生物，提高降解速率，优化过程动力学和调控策略仍是研究的重要关注点。

本研究旨在从驯化成熟的污水处理厂的活性污泥中富集有效降解 ClO_4^- 的微生物菌，研究影响 ClO_4^- 降解菌降解 ClO_4^- 过程中的多种因素，初步确定最佳反应条件，并考察硝酸盐、水溶性醌及非水溶性醌对 ClO_4^- 降解的影响。

1　材料与方法

1.1　主要实验药品

$NaClO_4\cdot H_2O$，CH_3COONa，$MgSO_4\cdot 7H_2O$，$CaCl_2\cdot 2H_2O$，$K_2HPO_4\cdot 2H_2O$，KH_2PO_4，NH_4Cl 等均为分析纯(AR)，均由天津永大化学试剂有限公司提供，且纯度均不小于 99.5%。

1.2　培养基

培养基：CH_3COONa (2.4 g/L)，$MgSO_4\cdot 7H_2O$ (0.12 g/L)，$CaCl_2\cdot 2H_2O$ (0.08 g/L)，$K_2HPO_4\cdot 2H_2O$ (0.13 g/L)，KH_2PO_4 (0.06 g/L)，微量元素(1～2 mL/L)，pH 值为(7.0±0.2)，121 ℃时灭菌 30 min，冷却后加入无菌 $NaClO_4$，NH_4Cl。

微量元素：$MnCl_2\cdot 4H_2O$ (0.002 0 g/L)，$ZnSO_4\cdot 7H_2O$ (0.004 g/L)，$CuSO_4$ (0.001 0 g/L)，Na_2MoO_4 (0.000 2 g/L)。

1.3　菌种来源与富集培养

将某污水处理厂的厌氧消化污泥，经实验室 ClO_4^- 降解反应器梯度(0～300 mg/L)提升负荷法驯化，培养出了具有降解 ClO_4^- 特性的污泥即驯化成熟污泥。将适量成熟污泥，振荡离心，取上清液，然后接种至装有 200 mL 培养基的锥形瓶中(已灭菌)。置于恒温摇床培养 10 h，其中恒温摇床的温度设定为 30 ℃，转速为 150 r/min。如此传代培养 3～5 次，即可获得稳定的具有 ClO_4^- 降解特性的菌液。

1.4　各影响因素条件下 ClO_4^- 的微生物降解研究

利用稳定的具有 ClO_4^- 降解特性的菌液(其 OD_{600} 达 0.3 左右)设计批次试验，研究 pH 值、温度、碳源、ClO_4^- 初始浓度等因素对 ClO_4^- 降解的影响，初步确定最适反应条件。在最适反应条件(pH 值、温度、碳源(CH_3COONa)浓度和 ClO_4^- 初始浓度)下，考察硝酸盐、水溶性醌及非水溶性醌对 ClO_4^- 降解的影响。其中，由于高浓度的 ClO_4^- 对菌群可能有毒害作用，因此，以 ClO_4^- 初始质量浓度为 100 mg/L(除考察 ClO_4^- 初始浓度对降解效率的影响的试验外)展开实验[11]。

1.5　分析方法

ClO_4^- 采用离子色谱法，利用 Compact IC-761 色谱仪(瑞士万通公司提供)分析测定。色谱柱为 Metrosep A Supp 4 (250 mm×4.0 mm)，阴离子保护柱 Metrosep A Supp 4/5 S-guard (50 mm×4 mm)，淋洗液为 1.7 mmol/L $NaHCO_3$＋1.8 mmol/L Na_2CO_3，流速为 1.0 mL/min，低脉冲串联式双活塞往复泵，MSM 化学抑制系统，六通进样阀，抑制型电导检测器；ClO_4^- 和氯离子的检测限为 1 mg/L；进样量为 20 μL；检测器灵敏度为 0.2～0.4 nS/cm；组分混合样品的分析时间为 30 min。pH 值测定使用 PHS225C 型数字酸度计，OD 值用 VIS7220 分光光度计于 600 nm 处测定。

2 结果与讨论

2.1 温度对菌群降解 ClO_4^- 的影响

实验通过设置不同的温度(20，25，30，35，40 ℃)环境并且在pH值为7.5，碳源质量浓度为2.4 g/L，ClO_4^- 初始质量浓度为100 mg/L时，探究温度对微生物菌群降解 ClO_4^- 的影响，找寻最适的反应温度。温度对于菌群降解 ClO_4^- 的影响如图1所示。实验结果表明，20 ℃时 ClO_4^- 降解速率最慢，反应进行130 h仅降解17%；30 ℃为最适降解温度，其降解速率最快，130 h时达到了完全降解效率(100%)。已有诸多报道中研究了温度对 ClO_4^- 降解的影响，其中URBANSKY[12]，DAHL[13]和GHOSH等[14]的研究表明 ClO_4^- 降解菌群的最适降解温度为30 ℃，与本研究相同。究其原因，低温抑制了 ClO_4^- 降解菌的活性；在一定范围内，温度升高，菌的活性增强，有利于 ClO_4^- 的降解；但温度过高时，又不适合菌的生长。

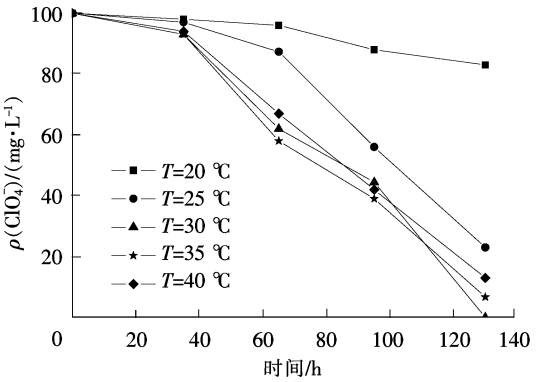


图1 温度对高氯酸盐降解的影响

Fig. 1 Effect of different temperature on perchlorate degradation

2.2 pH值对菌群降解 ClO_4^- 的影响

体系pH值会影响微生物的生长[15]，从而影响 ClO_4^- 的降解进程。实验通过设置不同的pH值(6.5，7.0，7.5，8.0，8.5，9.0，9.5，10.0)并在30 ℃，碳源质量浓度为2.4 g/L，ClO_4^- 初始质量浓度为100 mg/L时，探究其对于微生物菌群降解 ClO_4^- 的影响，找寻最适的反应pH值。pH值对于菌群降解 ClO_4^- 的影响如图2所示。不同pH值下 ClO_4^- 的去除效果相差很大。偏碱性条件下(pH值为9.5或10时)，几乎完全抑制了菌的活性，ClO_4^- 去除率很低(不到1%)。当pH值在7.5，8.0和8.5时，ClO_4^- 降解效果良好，经过64 h，分别降到53.97，28.82 mg/L，去除率分别达到40%和68%。其中以初始pH值为8.5时降解效果最佳。说明了 ClO_4^- 降解菌具有较宽的pH值的适应范围，这与GHOSH等[14]，WU等[16]和SEONG等[17]的研究结果类似。该实验中pH值分别为9.0和9.5条件下的结果区别很大，分析该原因是酶在pH值大于9.5时已经完全失活。推测pH值影响酶活性可能是因为：1)环境中pH值的变化改变了酶活性区域上的基本官能团和酸的离子形式[17]；2) pH值的变化改变了酶的三维形状[18]；3)环境中的pH值影响了底物上的离子团，因此造成底物对酶的亲和力不同[18]。

2.3 碳源(CH_3COONa)浓度对 ClO_4^- 降解效率的影响

碳源作为微生物所需的营养物质，对菌体生长和酶活性影响较大。本研究是以 CH_3COONa 为外加碳源，设置了不同的碳源质量浓度(0.6，1.2，2.4，3.6，4.8，6.0 g/L)，并在30 ℃，pH值为8.5，ClO_4^- 初始质量浓度为100 mg/L时探究微生物菌群降解 ClO_4^- 的情况，结果如图3所示。

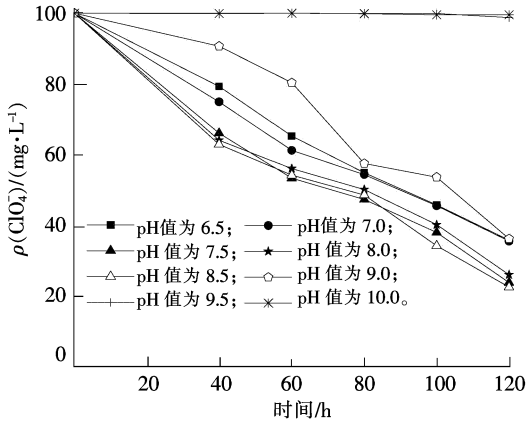


图2 pH值对 ClO_4^- 降解的影响

Fig. 2 Effect of different pH on perchlorate degradation

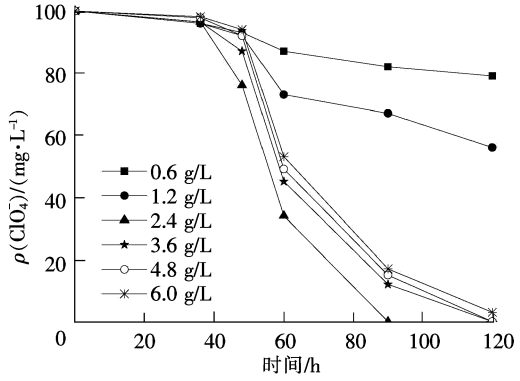


图3 碳源质量浓度对 ClO_4^- 降解的影响

Fig. 3 Effect of different concentration of carbon source on perchlorate degradation

当碳源质量浓度小于 2.4 g/L 时,降解速率较慢,原因是菌量较少,且降解过程中碳源不足。当碳源质量浓度为 2.4 g/L 时,降解 ClO_4^- 的速率最快。当碳源的浓度继续增大时,降解速率并未增大,略有降低。分析原因是过多的碳源使实验体系过早地进入厌氧体系,使得菌群中的 ClO_4^- 降解菌的含量较碳源质量浓度为 2.4 g/L 时的含量少,降解 ClO_4^- 的速率就略有降低。

2.4　不同初始浓度的 ClO_4^- 对降解效率的影响

在最适温度、pH 值和外加碳源浓度条件下研究不同初始质量浓度(100,200,300, 400, 500 mg/L)的 ClO_4^- 对于菌群降解 ClO_4^- 的影响,如图 4 所示。ClO_4^- 质量浓度达到 500 mg/L 时,并没有限制细菌降解 ClO_4^- 的能力。在 0～40 h 的范围内,处于菌群降解 ClO_4^- 的抑制期[19],ClO_4^- 浓度没有明显变化。40 h 以后,ClO_4^- 开始降解,降解速率整体较快。当 ClO_4^- 初始质量浓度分别为 300, 400, 500 mg/L 时,在第 80 h 时 ClO_4^- 的质量浓度基本相同,均在 180 mg/L 左右。说明本试验设定的浓度范围内高浓度的 ClO_4^-,没有抑制 ClO_4^- 的降解,且 ClO_4^- 初始浓度越高,降解速率越快。

2.5　NO_3^- 对 ClO_4^- 降解效率的影响

在最适温度、pH 值和外加碳源浓度以及 ClO_4^- 初始质量浓度为 100 mg/L 条件下,通过设置不同的 NO_3^- 质量浓度(20,40,80,160 mg/L)来考察其对于微生物菌群降解 ClO_4^- 的影响。NO_3^- 质量浓度对于菌群降解 ClO_4^- 的影响如图 5 所示。由图 5 可以看出,低质量浓度(20 mg/L)的 NO_3^- 降解 ClO_4^- 速率最快。在 120 h 时,加 NO_3^- 比空白的 ClO_4^- 去除率要高。且 NO_3^- 浓度越低,促进越明显。比较 160 mg/L,80 mg/L 和空白 3 组试验过程,发现高浓度的 NO_3^- 在加速 ClO_4^- 降解过程中分 2 个阶段,前期为抑制,后期才会促进,最终去除率超过空白组。这与大多数的研究结果略有不同,像 GHOSH 等[14],BATISTA 等[20]和 WALLACE 等[21]的研究中指出在 NO_3^- 和 ClO_4^- 的浓度相当时,NO_3^- 可作为竞争电子受体,从而抑制体系中 ClO_4^- 的降解。而本研究结果中 NO_3^- 作为竞争电子受体而起的抑制作用并不明显。

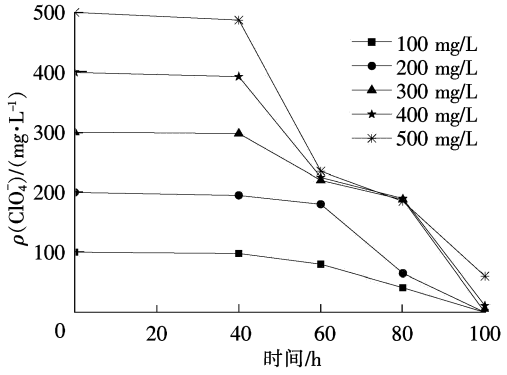


图 4　ClO_4^- 初始质量浓度对降解效率的影响

Fig. 4　Effect of different concentration of ClO_4^- on perchlorate degradation

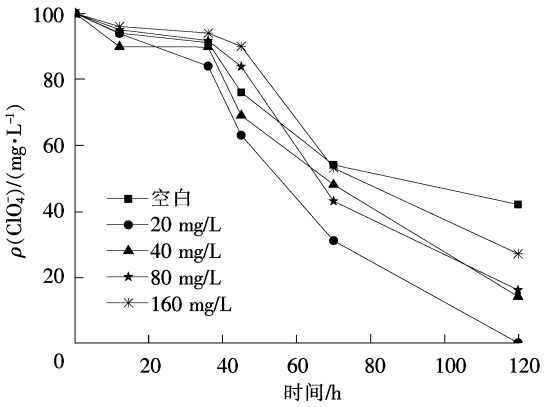


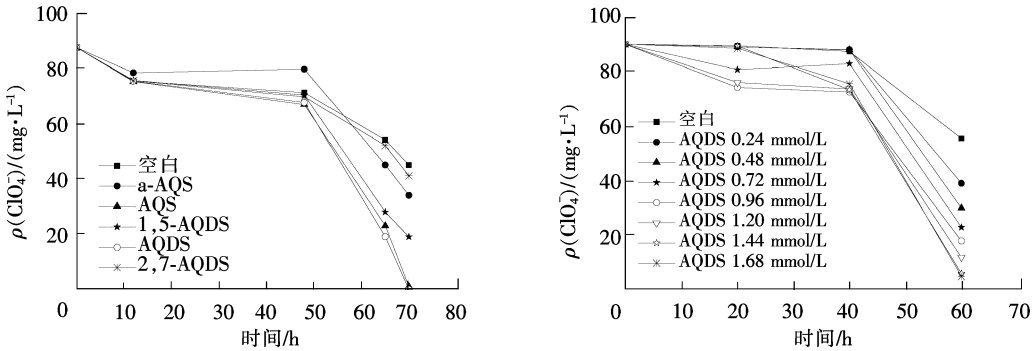
图 5　NO_3^- 对 ClO_4^- 降解效率的影响

Fig. 5　Effect of NO_3^- on perchlorate degradation

2.6　水溶性醌加速菌群降解 ClO_4^- 的研究

水溶性介体具有较好的迁移性,易在体系中均匀扩散,有利于参与微生物与污染物间的电子传递过程,从而加速厌氧条件下的污染物降解[22]。为筛选加速效果最好的水溶性氧化还原介体,考察了分别投加 5 种结构相似的水溶性醌时,ClO_4^- 降解菌对 ClO_4^- 的降解情况。每种醌的投加量均为 0.24 mmol/L。试验结果如图 6 a)所示,5 种醌对 ClO_4^- 降解均有加速作用,其加速的原因可能与它们共有的醌基官能团有关,其 C═O键活性极为活泼,易发生氧化还原反应[23]。70 h 时,AQDS 达到完全去除率(100%),空白小球去除率仅为 48%。5 种醌 ClO_4^- 降解效率的对比关系为 AQDS＞AQS＞1,5-AQDS＞a-AQS＞2,7-AQDS＞空白,即 AQDS 为最优介体。GUO 等[24]和 LIU 等[25]也指出水溶性介体对微生物的厌氧降解过程具有加速作用。

图6 b)为不同浓度AQDS影响菌群降解ClO_4^-的实验结果，AQDS在不同程度上加速了ClO_4^-的降解速率，60 h内对照组的ClO_4^-去除率仅为38.3%，而投加0.24～1.68 mmol/L的AQDS体系的ClO_4^-去除率为56.6%～94.4%，提高了1.5～2.5倍。但是当AQDS浓度从1.44 mmol/L增加到1.68 mmol/L时，ClO_4^-的降解速率增加并不明显。分析产生这一现象的原因可能是：1)受到体系中碳源的限制[26-27]；2)由于生物体内醌还原酶的限制，微生物利用醌类化合物的量是有限的，高浓度的醌含量可能对微生物体本身产生毒性作用[28]，从而影响其降解活动。



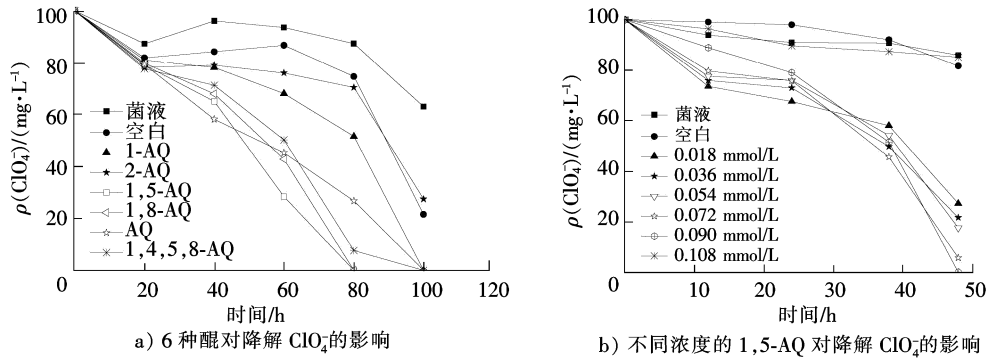
a) 5种醌对降解ClO_4^-的影响　　b) 不同浓度的AQDS对降解ClO_4^-的影响

图6　水溶性醌介体对ClO_4^-降解的影响

Fig. 6　Effect of water-soluble quinone on perchlorate degradation

2.7　非水溶性醌加速菌群降解ClO_4^-的研究

非水溶性氧化还原介体无水溶性，不会因流失而造成二次污染和运行费用增加等问题，更具有实际应用意义[22]。考察非水溶性醌对加速菌群降解ClO_4^-的影响如图7所示。6种非水溶性醌类化合物对ClO_4^-的降解均有加速作用，其加速原因可能是因为它们共有的醌基官能团，醌基官能团具有C═O键，活性极为活泼，易发生氧化还原反应[29]。如图7 a)所示，反应进行48 h时，1,5-二氯蒽醌(1,5-AQ)去除率最高，达到了72%。6种醌降解速率的对比关系为1,5-二氯蒽醌(1,5-AQ)＞1,8-二氯蒽醌(1,8-AQ)＞1,4,5,8-四氯蒽醌(1,4,5,8-AQ)＞蒽醌(AQ)＞1-氯蒽醌(1-AQ)＞2-氯蒽醌(2-AQ)＞空白小球＞菌液。124 h时，加空白小球体系的降解速率远远高于只加菌液的，其去除率分别为78%和37%。分析原因：1)由于介体的加速作用，加入介体的体系中ClO_4^-的还原速率会一直快于空白菌液体系；2)而加空白小球体系会快于空白菌液体系的降解速率，是因为该体系中小球表面会形成生物膜。其中1,5-AQ催化强化生物还原ClO_4^-的效果最好，在实际的ClO_4^-废水处理中具有很大的应用潜力。



a) 6种醌对降解ClO_4^-的影响　　b) 不同浓度的1,5-AQ对降解ClO_4^-的影响

图7　非溶性醌介体对ClO_4^-降解的影响

Fig. 7　Effect of water-insoluble quinone on perchlorate degradation

图 7 b)为不同浓度的最优介体 1,5-AQ 对于菌群降解 ClO_4^- 的影响结果。1,5-AQ 的浓度在 0.018～0.090 mmol/L 范围内，逐渐增加，ClO_4^- 降解速率加快，去除率递增。反应进行 48 h 时，投加浓度为 0.090 mmol/L 体系中，去除率达到了 100%，为最适投加浓度；当浓度增加到 0.108 mmol/L 时，对体系没有加速作用，也不抑制。推测醌浓度若继续增高，会抑制降解，即降解速率要比空白小球和菌液的要慢。原因是醌是一种有毒性的物质，菌群对它有一定的耐受程度。当超过它的耐受程度，会对菌的生长和活性起到抑制作用[28]，因此降解速率降低。

3　结　论

本文利用所获得的具有稳定降解 ClO_4^- 特性的微生物菌群，研究并分析了影响微生物降解 ClO_4^- 效率的多种因素。结果表明：

1) 在温度为 30 ℃，pH 值为 7.5～8.5，CH_3COONa 质量浓度为 2.4 g/L 时最适合 ClO_4^- 的降解。

2) 不同的 NO_3^- 浓度对菌群降解 ClO_4^- 的效果明显；在本研究设定范围内 ClO_4^- 初始浓度越高，降解速率越快。

3) 对微生物菌群降解 ClO_4^- 加速效果最好的水溶性醌为 AQDS，其最适投加量为 1.44 mmol/L；加速效果最好的非水溶性醌为 1,5-AQ，其最适投加量为 0.090 mmol/L。

参考文献/References：

[1] ATIKOVIC E, SUIDAN M T , MALONEY S W. Anaerobic treatment of army ammunition production waste water containing perchlorate and RDX[J]. Chemosphere, 2008,72(11):1643-1648.

[2] HERMAN D C, FRANKENBERGER W T. Bacterial reduction of perchlorate and nitrate in water[J]. Journal of Environmental Quality, 1999,28(3):1018-1024.

[3] 冯杲，王倩，张媛媛，等. 微生物法去除高氯酸盐的研究进展[J]. 河北工业科技，2014,31(6):519-524.
FENG Gao, WANG Qian, ZHANG Yuanyuan, et al. Research progress of microbial method in removing perchlorate[J]. Hebei Journal of Industrial Science and Technology, 2014,31(6):519-524.

[4] PONTIUS F W, DAMIAN P, EATON A D. Regulating Perchlorate in Drinking Water[R]. New Orleans: Book of Abstracts, 1999.

[5] TAN K, ANDERSON T A, JACKSON W A. Degradation kinetics of perchlorate in sediments and soils[J]. Water Air and Soil Pollution, 2003,151(1):245-259.

[6] EPA. Pointing State Perchlorate Advisory Levels[EB/OL]. http://www.epa.gov/fedfac/documents/perchlorate links.htm # state- advright, 2010-03-25.

[7] STETSON S J, WANTY R B, HELSAL D R, et al. Stability of low levels of perchlorate in drinking water and natural water samples [J]. Analytica Chimica Acta, 2006,576(1):108-113.

[8] 彭银仙，吴春笃，宁德刚，等. 一株高氯酸盐降解菌的分离及特性[J]. 江苏大学学报(自然科学版)，2010,31(2):225-229.
PENG Yinxian, WU Chundu, NING Degang, et al. Isolation and characteristics of perchlorate degradation bacterial strains[J]. Journal of Jiangsu University(Natural Science Edition), 2010,31(2):225-229.

[9] ACHENBACH L A, BRUCE R A, MICHAELIDOU U, et al. *Dechloromonas agitata* gen. nov., sp. nov. and *Dechlorosoma suillum* gen. nov., sp. nov., two novel environmentally dominant (per)chlorate-reducing bacteria and their phylogenetic position[J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2001,51(2): 527-533.

[10] BARDIYA N, BAE J H. Bioremediation potential of a perchlorate-enriched sewage sludge consortium[J]. Chemosphere, 2005,58(1): 83-90.

[11] HACKENTHAL E, MANNHEIM W, HACKENTHAL R, et al. The reduction of bacteria by perchlorate(Ⅰ): Studies on intact cells [J]. Biochemical Pharmacology, 1964,14:195-206.

[12] URBANSKY E T. Perchlorate in the Environment[M]. New York: Kluwer Academic, 2000.

[13] DAHL R. NAS reports on perchlorate safety[J]. Environment Health Perspect, 2005,113(7): A449.

[14] GHOSH A, PAKSHIRAJAN K, GHOSH P K, et al. Perchlorate degradation using an indigenous microbial consortium predominantly *Burkholderia* sp.[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011,187(1/2/3):133-139.

[15] MURUGAVELH S, MOHANTY K. Bioreduction of hexavalent chromium by free cells and cell free extracts of *Halomonas* sp.[J]. Chemical Engineering Journal, 2012,203(1):415-422.

[16] WU D, HE P, XU X, et al. The effect of various reaction parameters on bioremediation of perchlorate-contaminated water[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008,150(2):419-423.

[17] SEONG J, SANG H, KYUNG-SUK C, et al. Microbial treatment of high-strength perchlorate wastewater[J]. Bioresource Technology, 2011,102(2):835-841.

[18] 周群英, 王士芬. 环境工程微生物学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2008.
ZHOU Qunying, WANG Shifen. Environmental Engineering Microbiology[M]. Beijing: Higher Education Press, 2008.

[19] JU Xiumin, SIERRA-ALVAREZ R, FIELD J A, et al. Microbial perchlorate reduction with elemental sulfur and other inorganic electron donors[J]. Chemosphere, 2008,71(3):114-122.

[20] BATISTA J, LIU J. Biological Perchlorate Removal from Drinking Waters Incorporating Aucroporous Membranes[R]. San Diego: In Situ and on Situ Bioremediation, 2001.

[21] WALLACE W, BESHEAR S, WILLIAMS D, et al. Perchlorate reduction by a mixed culture in an up-flow anaerobic fixed bed reactor [J]. Journal of Microbiology and Biotechnology, 1998,20(2):126-131.

[22] 陈延明, 张华雨, 赵丽君,等. 氧化还原介体在环境治理中应用研究进展[J]. 河北工业科技, 2013, 30(4):266-271.
CHEN Yanming, ZHANG Huayu, ZHAO Lijun, et al. Development and application of redox mediators for environmental protection[J]. Hebei Journal of Industrial Science and Technology, 2013,30(4):266-271.

[23] LI H, GUO J, LIAN J, et al. Effective and characteristics of anthraquinone-2,6-disulfonate (AQDS) on denitrification by *Paracoccus versutus* sp. GW1[J]. Environmental Technology, 2013,34(17):2563-2570.

[24] GUO J, LIAN J, XU Z, et al. Reduction of Cr(Ⅵ) by *Escherichia coli* BL21 in the presence of redox mediators[J]. Bioresource Technology, 2012,123:713-716.

[25] LIU G, YANG H,WANG J, et al. Enhanced chromate reduction by resting *Escherichia coli* cells in the presence of quinone redox mediators[J]. Bioresource Technology, 2010,101(21):8127-8131.

[26] HONG Y, GUO J, XU Z, et al. Humic substan- cesact as electron acceptor and redox mediator for microbial dissimilatory azo-reduction by *Shewanella decolorationis* S12[J]. Journal of Microbiology and Biotechnology, 2007,17(3):428-437.

[27] SAURIASARI R, WANG D H, TAKEMURA Y, et al. Cytotoxicity of lawsone and cytoprotective activity of antioxidants in catalase mutant *Escherichia coli*[J]. Toxicology, 2007,235(1/2):103-111.

[28] JIAO L, LU H, ZHOU J, et al. Quinone-mediated decolorization of sulfonated azo dyes by cells and cell extracts from *Sphingomonas xenophaga*[J]. Journal of Environment Science, 2009,21(4):503-508.

[29] 彭松. 有机化学[M]. 北京: 科学出版社, 2003.
PENG Song. Organic Chemistry[M]. Beijing: Science Press, 2003.

向本期载文的审稿专家致谢

本期《河北科技大学学报》共发表论文16篇。这些论文的发表是与有关专家的认真审读、细查资料、推敲分析、中肯评价分不开的。对此,本编辑部特向这些专家表示敬意,对他们的辛勤劳动表示感谢。本期载文的审稿专家名单如下(按姓名的汉语拼音顺序排列):

曹 青　陈 力　丁雁鸿　段鸿杰　范剑英　葛京凤　黄 涛　李慧玲
梁金玲　刘海燕　刘洪波　刘宪高　么焕民　宋晓琳　随 刚　谭之磊
汤 洁　田大鹏　王 峰　王福吉　王勇军　吴耀国　辛士庆　徐新华
闫喜龙　袁其朋　张国玉　张松平　赵忠奎　钟绍华　周 伟

(本刊编辑部)