

文章编号:1000-2367(2012)03-0077-05

土壤异化铁还原及其在污染控制中的应用

王永奎^{1,2,3}, 张一敏⁴, 周克成⁵, 孙剑辉⁴

(1. 中国科学院 广州地球化学研究所, 广州 510640; 2. 湖北理工学院 环境科学与工程学院, 湖北 黄石 435003;
3. 中国科学院 研究生院, 北京 100039; 4. 河南师范大学 黄淮水环境与污染防治教育部重点实验室; 河南省
环境污染控制重点实验室, 河南 新乡 453007; 5. 湖北新冶钢有限公司能源环保部, 湖北 黄石 435001)

摘要:铁是土壤环境中氧化还原反应重要的变价元素. 异化铁还原是自然界中铁还原的主要方式. 异化铁还原与有机污染物的转化、重金属的老化、固定及营养物质的转化过程密切相关, 具有重要的环境效应. 本文较为详细地综述了土壤异化铁还原的机制、影响因素及污染控制应用研究现状, 并提出了今后研究工作的重点.

关键词:土壤; 异化铁还原; 铁还原菌; 污染控制; 应用

中图分类号: X53; S153

文献标志码: A

铁是土壤环境中氧化还原反应重要的变价元素, 在土壤中的丰度为 3.8%. 土壤环境中的铁通常以难溶的 Fe(III) 氧化物存在, 常见的氧化铁有: α -Fe₂O₃ (赤铁矿), γ -Fe₂O₃ (磁赤铁矿), γ -FeOOH (纤铁矿), α -FeOOH (针铁矿) 和 Fe(OH)₃. 铁还原是指 Fe(III) 还原为 Fe(II) 的过程, 该过程在自然界广泛存在. 铁还原产生的 Fe(II) 吸附在土壤矿物表面产生各种复合吸附铁物种, 如 $\equiv\text{SOFe}^+$ 与 $\equiv\text{SOFeOH}^0$ ^[1], 这些吸附铁物种与均相铁物种具有更低的还原电势, 因此具有更高的还原活性, 可以影响土壤中污染物的转化脱毒及土壤中营养物质的循环过程, 具有重要的环境和生物地球化学意义. 铁还原主要通过化学还原溶解和异化铁还原两个过程实现, 化学还原溶解指铁氧化物与植物根系分泌的大量的低分子量有机酸(如草酸、乙酸等)作用, 使铁氧化物发生还原溶解^[2], 形成吸附态的 Fe(II)-有机(腐殖)酸配体(简称 $\equiv\text{Fe}^{\text{II}}\text{Lx}_n^{2-n}$). 异化铁还原是指微生物以有机质为电子供体, 在获取电子后, 微生物通过胞外呼吸使电子通过细胞膜传递至细胞膜外, Fe(III) 作为末端电子受体被还原成 Fe(II), 并释放能量, 在支持微生物生长的同时实现有机质的氧化降解. 该过程又称为 Fe(III) 呼吸^[3]. 具有异化铁还原能力的菌株称为铁还原菌(Dissimilatory Iron-reducing bacteria, DIRB), 近年来, 大量地球化学证据表明, 异化铁还原是地球上最古老的呼吸途径, 也是自然环境中 Fe(III) 还原的主要途径^[3], 因此引起了研究人员的广泛关注. 本文主要就土壤异化铁还原的机制、影响因素、在污染控制中的应用及相关的研究进展做一综述, 以期推动该过程在环境污染控制中的应用.

1 土壤异化铁还原机制

异化铁还原是重要的胞外呼吸形式, 与常规的胞内呼吸相比, 呼吸链上的电子传递难度加大, 氧化过程中产生的电子必须由细胞内穿过细胞壁再传递给 Fe(III) 氧化物. 微生物可以借助于细胞质膜、周质和外膜上的电子传递蛋白—细胞色素 c (Cytochrome c) 将电子从细胞质膜传到细胞外膜; 电子再进一步从细胞膜外膜传递到 Fe(III) 电子受体, 其方式主要通过以下 3 种: 直接接触机制、电子穿梭体机制、纳米导线机制^[4].

1.1 直接接触机制

异化铁还原过程中, 铁还原菌直接与 Fe(III) 氧化物接触, 铁还原菌氧化电子供体释放的电子通过外膜上的活性蛋白将电子直接转移给 Fe(III) 氧化物从而将 Fe(III) 还原为 Fe(II). 具有这种功能的活性蛋白主要有两类: 末端 Fe(III) 还原酶^[5] 和外膜表面粘性蛋白^[6]. Nevin 等^[7] 证实 *Geobacter metallireducens* 还原不溶性的 Fe(III) 是通过该机制. 希瓦氏菌属和地杆菌属的 Fe(III) 还原通常认为是此种机制, 如 *G. metallireducens*^[5], *G. sulfurreducens*^[8], *S. oneidensis*^[9].

1.2 电子穿梭机制

电子穿梭机制, 是指微生物利用可溶性的外源或内源性的含有醌类结构的物质将电子传递给 Fe(III), 该类物质具有重要

收稿日期: 2012-02-10

基金项目: 国家自然科学基金(40971149); 河南省基础与前沿技术研究项目(102300410193)

作者简介: 王永奎(1982-), 男, 河南舞阳人, 湖北理工学院讲师, 研究方向: 土壤环境化学及光催化技术.

通讯作者: 孙剑辉, 教授, E-mail: sunjh_hj@yahoo.com.cn.

的氧化还原活性:氧化态时能够接受来自菌体外膜的电子,支持有机物的厌氧微生物氧化;还原态时又可将电子传递给 Fe(III),可以在微生物和不溶性的 Fe(III)氧化物之间起电子传递桥梁的作用,加速铁还原过程,因此这类物质常被称为电子穿梭体或电子介体.该机制通常发生在铁还原菌和 Fe(III)无法直接接触的情况下.常见的内源性的电子穿梭体有核黄素^[10]、黑色素^[11]、腐殖酸^[12]及 9,10-蒽醌-2,6-二磺酸(9,10-anthraquinone-2,6-disulfonic acid,简称 AQDS)^[13]是最常用的外源性电子穿梭体,常见的电子穿梭体还有 9,10-蒽醌-2-磺酸(9,10-anthraquinone-2-sulfonic acid, AQS);9,10-蒽醌-2-羧酸(9,10-anthraquinone-2-carboxylic acid, AQC),2-羟基-1,4-萘醌(2-hydroxy-1,4-naphthoquinone,2-HNQ)等.不同的电子穿梭体加速铁还原的程度有较大差异^[13].

1.3 纳米导线机制

纳米导线机制是指胞内电子通过微生物细胞表面类似菌毛的导电附属体——“纳米导线”(Nanowires),纳米导线连接着菌体和胞外电子受体,将电子传递到 Fe(III)氧化物^[6].研究发现,地杆菌属铁还原菌之所以成为 Fe(III)丰富的厌氧环境中的优势菌群,原因主要是该类微生物可以在纳米导线的协助下,还原 Fe(III),电子传递效率高.除地杆菌之外,Gorby 等^[14]研究发现,奥奈达希瓦氏菌(*S. oneidensis*)MR-1、光合蓝绿菌(*cyanobacterium*)中集胞藻(*Synechocystis*)PCC6803 和喜温发酵菌(*Pelotomaculum thermopropionicum*)对“电子受体限制的一种直接反应”,能够产生纳米导线,纳米导线的产生并不局限于铁还原菌.因此该机制可能是细菌在胞外电子传递过程中的一种共同的方法.

2 影响土壤异化铁还原过程的主要因素

2.1 铁还原菌种类

铁还原菌种类较多,目前报道的铁还原菌已经超过 100 株,不同的铁还原菌所还原的含铁矿物类型差别较大.铁还原菌主要可以分为两大类^[15]:

(1)不能通过异化铁还原产能维持生长的铁还原菌.铁还原菌中有相当一部分细菌在其代谢过程中只能把少部分电子传递给 Fe(III),而细菌不能在此过程中产生足以维持其生长的能量.这些细菌包括:发酵型铁还原菌,异化硫酸盐还原菌和产甲烷菌.发酵型铁还原菌能够通过发酵代谢获得能量使自身得以繁殖生长,在此代谢过程中所产生的一小部分电子还可以传递给作为电子受体的 Fe(III)使其还原成 Fe(II).即使没有 Fe(III)存在,发酵型铁还原菌也能繁殖.另外,一些异化硫酸盐还原菌和产甲烷菌具有还原 Fe(III)的能力,它们与发酵型铁还原菌的共同点是不是从铁还原过程中获得能量以维持其生存.

(2)能够通过异化铁还原产能维持生长的铁还原菌.目前关于研究较多的是该类型的铁还原菌.该类细菌在厌氧条件下利用 Fe(III)作为呼吸链末端电子受体,实现电子在呼吸链上的传递,形成跨膜的质子浓度电势梯度,进而转化为代谢所需的能量,目前该类铁还原菌研究较多的是地杆菌属(*Geobacteraceae*)和希瓦氏菌属(*Shewanella*)^[13].各类型的铁还原菌可以利用的电子供体及可以还原的 Fe(III)矿物见表 1.

2.2 电子供体种类

不同的铁还原菌可以氧化的电子供体的种类和类型差别较大(表 1).首先被发现可做电子供体的是 H₂.多数嗜温性铁还原菌,包括产甲烷菌及部分地杆菌属和希瓦氏菌属铁呼吸菌^[22-23]多可以利用 H₂ 作为电子供体.糖类常被用作富集铁还原菌的碳源,糖类可以被代谢成乙酸盐后被铁还原菌利用,或者直接被微生物氧化成 CO₂ 加以利用^[27];小分子有机酸也是常用的电子供体^[13].一些芳香族化合物也可以作为电子供体被微生物氧化利用^[15].不同的电子供体使铁还原菌还原铁氧化物能力和还原速率有较大差异^[13].

2.3 电子受体种类

研究证明,不同的 Fe(III)氧化物其铁还原速率相差较大.Liu 等人^[28]研究了 *Klebsiella pneumoniae* L17 在 pH7 时对几种铁氧化物的还原动力学,结果表明,异化铁还原速率和含铁矿物的表面积有较大关系,增加铁氧化物的结晶度可以抑制异化铁还原速率.铁还原菌所利用的电子受体除 Fe(III)外,还可以以 O₂, Mn(IV), NO₃⁻、硫酸盐、有机氯^[15]等为电子受体,因此铁还原菌具有重要的环境功能.当这些物质存在时可以与 Fe(III)竞争电子,从而抑制铁还原速率.

3 污染控制应用研究现状

异化铁还原过程可以驱动碳循环、重金属的固定与老化、养分的循环及污染物的迁移转化,具有重要的环境效应和应用价值.

3.1 有机碳矿化

厌氧环境中异化铁还原可以耦合有机物的厌氧矿化,特别是苯、苯酚、甲苯、萘、菲等在普通条件下难以降解的有机物都被报道能以 Fe(III)为电子受体,在微生物催化作用快速而彻底地氧化降解.Lovely 等人在 1989 年^[29]首先发现在厌氧条件下铁还原菌 GS-15 可以在氧化甲苯、苯酚的同时耦合 Fe(III)还原.Robertt 等^[30]发现在没有任何外加物质的情况下,石油污染

的地下水层中 ^{14}C 标记的苯可以被氧化成 $^{14}\text{CO}_2$, 对菌悬液的 16S-rRNA 的分子研究表明, 该区域含有大量的 Geobacteraceae 属的铁还原菌. 据报道, Fe(III)呼吸直接导致了 44%~80%的有机碳矿化, 其贡献超过硝酸盐/硫酸盐呼吸/产甲烷作用等方式的总和^[31]. 异化铁还原对难降解污染物的氧化降解为其在受污染的土壤以及地下水的原位修复方面提供了广阔的应用空间. 铁还原菌还可以优先利用厌氧环境中产生的 H_2 和乙酸盐作为电子供体, 还原 Fe(III)氧化物, 从而有效的阻止厌氧环境中的电子向产甲烷菌传递, 抑制产甲烷过程, 从而有利于温室气体的减排. 曲东^[32]等发现通过实验加入无定形铁和针铁矿能显著地降低水稻土中的 H_2 和乙酸的产生, 从而使产甲烷过程受到强烈抑制.

3.2 有机物、重金属的脱毒、转化

异化铁还原产生的 Fe(II)可以与矿物结合形成吸附态 Fe(II)物种, 具有很高的还原活性, 影响土壤中可还原性污染物(如有机氯、硝基苯类、偶氮染料、Cr(IV)等的迁移与转化^[13,33]. Thomas 等^[34]发现铁还原过程可将硝基芳香化合物(NACs)完全还原为对应的苯胺, 苯胺在有氧的条件下则更容易转化. Wang^[35]等研究了异化铁还原作用对 Cu(II)的老化及五氯酚降解的影响, 结果发现异化铁还原产生的 Fe(II)与 Cu(II)反应, 使 Cu 物种由易提取的水溶态、交换态及碳酸盐结合态向弱提取的铁锰结合态、有机质结合态及残渣态转变, 加速了 Cu(II)的老化过程, 反应过程中五氯酚的还原转化存在一个最佳 Cu(II)浓度 0.25 mmol/L. 目前异化铁还原已被成功的应用于 U(VI)的修复^[36], U(VI)可以在铁还原的作用下转化成不溶性的 U(IV), 从而实现铀的固定, 减小其毒害.

3.3 土壤中 N, P 等营养物质的利用

土壤中无机氮的循环转化与铁循环关系密切. 一方面, 土壤异化铁还原过程产生的 Fe(II)还原硝态氮, 这可能影响到微生物反硝化与硝酸异化氨化过程. 另一方面, Fe(III)可能在微生物催化作用下氧化铵态氮, 可以影响到微生物氨的氧化过程(厌氧硝化过程). Straub 等^[37]首次发现, 几株硝酸盐还原菌能够在厌氧条件下以 Fe(II)为唯一电子供体, 异化还原硝酸盐, 并将之称为“硝酸盐依赖型 Fe(II)氧化”(Nitrate-Dependent Fe(II) Oxidation). 异化铁还原还可促进磷被释放, 提高磷的可利用率^[38].

表 1 不同种类的铁还原菌及所利用的电子供体和电子受体

类别	铁还原菌	电子供体	电子受体	参考文献
发酵型 Fe(III)还原菌	<i>Actinomucor repens</i>	葡萄糖	赤铁矿	[16]
	<i>Alternaria tenuis</i>	葡萄糖	赤铁矿	[16]
	<i>Bacillus sp. strain IST-38</i>	酵母提取物	水铁矿	[17]
	<i>Fusarium oxysporum</i>	葡萄糖	柠檬酸铁铵	[18]
	<i>Pseudomonas denitrificans</i>	葡萄糖	氯化铁	[19]
硫酸盐还原菌	<i>Desulfobacter postgatei</i>	乙酸	氨三乙酸铁	[20]
	<i>Desulfobulbus propionicus</i>	丙酸	氨三乙酸铁	[20]
	<i>Desulfotomaculum nigrificans</i>	乳酸	氯化铁	[19]
产甲烷菌	<i>Archaeoglobus fulgidus</i>	H_2	氯化铁	
	<i>Methanopyrus kandleri</i>	H_2	氯化铁	
	<i>Pyrococcus furiosus</i>	H_2	氯化铁	[3]
	<i>Pyrodictium abyssi</i>	H_2	氯化铁	
地杆菌属铁还原菌	<i>Geobacter chapellei</i>	乙酸, 乙醇, 甲酸, 乳酸	水铁矿, 氨三乙酸铁	[21]
	<i>Geobacter humireducens</i>	乙酸, 乙醇, 甲酸, H_2 , 乳酸	水铁矿, 柠檬酸铁,	[22]
	<i>Geobacter sulfurreducens</i>	乙酸, 甲酸, 乳酸, H_2	水铁矿, 柠檬酸铁, 焦磷酸铁	[23]
希瓦氏菌属铁还原菌	<i>Shewanella decolorationis</i>	乳酸, 葡萄糖	柠檬酸铁, 针铁矿	[24]
	<i>Shewanella loihica</i>	乳酸	柠檬酸铁, 四方纤铁矿, 水铁矿	[25]
	<i>Shewanella olleyana</i>	乳酸	柠檬酸铁, 水铁矿	[26]

4 研究建议

4.1 加强铁还原菌的分离与培养研究

铁还原菌具有重要的环境功能, 目前已经分离得到铁还原菌仍然只是一小部分, 分离更多的铁还原菌可为解决环境污染问题提供更多的生物资源. 今后应重点结合微生物学的方法和技术(如 PCR、高通量测序等)开展不同铁还原菌的分离、提纯、鉴定以及生理代谢和功能的研究.

4.2 加强实际土壤条件下的异化铁还原过程及其应用研究

目前关于异化还原及其效应的研究主要集中在实验室铁还原菌的分离与鉴定、异化铁还原机理方面及其应用的研

究^[14,36],关于实际土壤异化铁还原及其应用的报道相对较少.土壤是一个复杂的多介质体系,有着复杂的矿物构成和复杂多样的微生物群落结构,包括铁还原菌、固氮菌、放线菌、发酵性细菌、厌氧纤维分解菌及其它一些菌种,不同菌种相互依存,相互依赖,相互竞争.随着环境污染问题的日趋严重,进入土壤环境中的污染物也变得更加复杂,多种污染物共存形成复合污染,复合污染中组分的迁移转化受其它组分的影响^[39].因此开展实际土壤条件下的异化铁还原及其应用研究具有重要的现实意义.

4.3 强化异化铁还原过程与多组分物质转化的微观机制研究

目前关于铁还原过程与其它物质循环(包括C,N,P,S)关系的研究是环境科学的研究热点之一,但对于具体的多组分交互作用机制研究,如电子在反应过程中的具体传递机制等问题尚未清晰,可以借助于电化学和其它学科的研究方法来研究此类问题,这对加强实际土壤污染问题的铁还原调控具有重要的理论意义.

参 考 文 献

- [1] Nano G V, Strathmann T J. Ferrous iron sorption by hydrous metal oxides[J]. J Colloid Interface Sci, 2006, 297: 443-454.
- [2] Li F B, Wang X G, Li Y T, et al. Enhancement of the reductive transformation of pentachlorophenol by polycarboxylic acids at the iron oxide-water interface[J]. J Colloid Interface Sci, 2008, 321: 332-341.
- [3] Vargas M, Kashefi K, Blunt-Harris E L, et al. Microbiological evidence for Fe(III) reduction on early earth[J]. Nature, 1998, 395: 65-67.
- [4] Harris H W, El-Naggar M Y, Bretschger O, et al. Electrokinesis is a microbial behavior that requires extracellular electron transport[J]. Proc Natl Acad Sci, 2010, 107: 326-331.
- [5] Childers S E, Ciuffo S, Lovley D R. Geobacter metallireducens accesses insoluble Fe(III) oxide by chemotaxis[J]. Nature, 2002, 416: 767-769.
- [6] Reguera G, McCarthy K D, Mehta T, et al. Extracellular electron transfer via microbial nanowires[J]. Nature, 2005, 435: 1098-1101.
- [7] Nevin K P, Lovley D R. Lack of Production of Electron-Shuttling Compounds or Solubilization of Fe(III) during Reduction of Insoluble Fe(III) Oxide by Geobacter metallireducens[J]. Applied Environmental Microbiology, 2000, 66(5): 2248-2251.
- [8] Yan B, Wrenn B A, Basak S, et al. Microbial reduction of Fe(III) in hematite nanoparticles by Geobacter sulfurreducens[J]. Environ Sci Technol, 2008, 42: 6526-6531.
- [9] Bose S, Hochella M F, Gorby Y A, et al. Bioreduction of hematite nanoparticles by the dissimilatory iron reducing bacterium Shewanella oneidensis MR-1[J]. Geochim Cosmochim Acta, 2009, 73: 962-976.
- [10] Marsili E, Baron D B, Shikhare I D, et al. Shewanella secretes flavins that mediate extracellular electron transfer[J]. Proc Natl Acad Sci, 2008, 105: 3968-3973.
- [11] Turick C E, Tisa L S, Caccavo F. Melanin production and use as a soluble electron shuttle for Fe(III) oxide reduction and as a terminal electron acceptor by Shewanella algae BrY[J]. Appl Environ Microbiol, 2002, 68: 2436-2444.
- [12] Andreas K, Marcus B, Bernhard S, et al. Electron shuttling via humic acids in microbial iron(III) reduction in a freshwater sediment[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2004, 47: 85-92.
- [13] Li X M, Zhou S G, Li F B, et al. Fe(III) oxide reduction and carbon tetrachloride dechlorination by a newly isolated Klebsiella pneumoniae strain L17[J]. Journal of Applied Microbiology, 2009, 106: 130-139.
- [14] Gorby Y A, Yanina S, McLean J S, et al. Electrically conductive bacterial nanowires produced by Shewanella oneidensis strain MR-1 and other microorganisms[J]. Proc Natl Acad Sci U S A, 2006, 103: 11358-11363.
- [15] Lovley D R, Holmes D E, Nevin K P. Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction[J]. Adv Microb Physiol, 2004, 49: 219-286.
- [16] Ottow J C G, Von Klopotek A. Enzymatic reduction of iron oxide by fungi[J]. Appl Microbiol, 1969, 18: 41-43.
- [17] Blothe M, Roden E E. Microbial iron redox cycling in a circumneutral-pH groundwater seep[J]. Appl Environ Microbiol, 2009, 75: 468-473.
- [18] Gunner H B, Alexande M. Anaerobic growth of Fusarium oxysporum[J]. J Bacteriol, 1964, 87: 1309-1316.
- [19] Jones J G, Davison W, Gardener S. Iron reduction by bacteria; Range of organisms involved and metals reduced[J]. FEMS Microbiol Lett, 1984, 21: 133-136.
- [20] Lovley D R, Giovannoni S J, White D C. Geobacter metallireducens gen. nov., sp. nov., a microorganism capable of coupling the complete oxidation of organic compounds to the reduction of iron and other metals[J]. Arch Microbiol, 1993, 159: 336-344.
- [21] Coates J D, Bhupathiraju V K, Achenbach L A. Geobacter hydrogenophilus, Geobacter chapellei, and Geobacter grbiciae, three new, strictly anaerobic, dissimilatory Fe(III) reducers[J]. Int J Syst Evol Microbiol, 2000, 51: 581-588.
- [22] Coates J D, Ellis D J, Roden E. Recovery of humics-reducing bacteria from a diversity of sedimentary environments[J]. Appl Environ Microbiol, 1998, 64: 1504-1509.
- [23] Caccavo F, Lonergan D J, Lovley D R. Geobacter sulfurreducens sp. nov., a hydrogen-oxidizing and acetate-oxidizing dissimilatory

- metal-reducing microorganism[J]. Appl Environ Microbiol, 1994, 60: 3752-3759.
- [24] Xu M Y, Guo J, Cen Y H. *Shewanella decolorationis* sp. nov., a dye-decolorizing bacterium isolated from activated sludge of a waste-water treatment plant[J]. Int J Syst Evol Microbiol, 2005, 55: 363-368.
- [25] Gao H, Obraztova A, Stewart N. *Shewanella loihica* sp. nov., isolated from iron-rich microbial mats in the Pacific Ocean[J]. Int J Syst Evol Microbiol, 2006, 56: 1911-1916.
- [26] Skerratt J H, Bowman J P, Nichols P D. *Shewanella olleyana* sp. nov., a marine species isolated from a temperate estuary which produces high levels of polyunsaturated fatty acids[J]. Int J Syst Evol Microbiol, 2002, 52: 2101-2106.
- [27] Nicole T, Dirk R, Werner L, et al. Strain FAc12, a dissimilatory iron-reducing member of the *Anaeromyxobacter* subgroup of *Myxococcales*[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2003, 44(2): 261-269.
- [28] Liu T X, Li X M, Li F B, et al. Reduction of iron oxides by *Klebsiella pneumoniae* L17: Kinetics and surface properties[J]. Colloids and Surfaces A: Physicochem Eng Aspects, 2011, 379: 143-150.
- [29] Lovley D R, Baedeker M J, Lonergan D J. Oxidation of aromatic contaminants coupled to microbial iron reduction[J]. Nature, 1989, 339: 297-300.
- [30] Robertt A, Julietten R V, Catherinev G, et al. Anaerobic Benzene Oxidation in the Fe(III) Reduction Zone of Petroleum-Contaminated Aquifers[J]. Environ Sci Technol, 1998, 32: 1222-1229.
- [31] Lovley D R. Anaerobes to the rescue[J]. Science, 2001, 293: 1444-1446.
- [32] 曲 东, Sylvia Schnell. 外源氧化铁对水稻土甲烷形成的抑制[J]. 环境科学学报, 2002, 22(1): 65-69.
- [33] Roden E E. Fe(III) oxide reactivity toward biological versus chemical reduction[J]. Environ Sci Technol, 2003, 37(7): 1319-1324.
- [34] Thomas B H, C ornelig H, Stefanb H, et al. Complete Reduction of TNT and Other (Poly)nitroaromatic Compounds under Iron-Reducing Subsurface Conditions[J]. Environ Sci Technol, 1999, 33: 1479-1487.
- [35] Wang Y K, Tao L, Chen M J, et al. Effects of the FeII/CuII Interaction on Copper Aging enhancement and Pentachlorophenol Reductive Transformation in Paddy Soil[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2012, 60: 630-638.
- [36] James K F, John M Z, David W K, et al. Reduction of U(VI) in goethite (α -FeOOH) suspensions by a dissimilatory metal-reducing bacterium[J]. Geochimica Cosmochimica Acta, 2000, 64(18): 3085 - 3098.
- [37] Straub K L, Benz M, Schink B, et al. Anaerobic, nitrate-dependent microbial oxidation of ferrous iron[J]. Appl Environ Microbiol, 1996, 62: 1458-1460.
- [38] Liptzin D, Silver W L. Effects of carbon additions on iron reduction and phosphorus availability in a humid tropical forest soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2009, 41(8): 1696-1702.
- [39] 周东美, 王慎强, 陈怀满. 土壤中有有机污染物-重金属复合污染的交互作用[J]. 土壤与环境, 2000, 9(2): 143-145.

Soil Dissimilatory Iron(III) Reduction and Its Application in Pollution Control

WANG Yong-kui^{1,2,3}, ZHANG Yi-min⁴, ZHOU Ke-cheng⁵, SUN Jian-hui⁴

(1. Guangzhou Institute of Geochemistry, The Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China; 2. Environmental Science and Engineering College, Hubei Polytechnic University, Huangshi 435003; 3. Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China; 4. Key Laboratory for Yellow River and Huaihe River Water Environmental and Pollution Control Ministry of Education; Henan Hey Laboratory for Pollution Control, Henan Normal University, Xinxiang 453007, China; 5. Energy Source and Environmental Protection Department, Hubei Xinyegang Steel Co., Ltd, Huangshi 435001, China)

Abstract: Iron is an important element in redox reactions of the soil environment. Dissimilatory iron reduction is the main pathway for the reduction of Iron(III) oxides in the natural environment. The process is closely related with the transformation of organic pollutants, the aging and fixation of heavy metals and the transformation process of nutrient element. In this paper, the iron reduction mechanism, affecting factors and related research progresses in the application of pollution control of dissimilatory iron reduction are reviewed. Finally the future research directions are suggested.

Key words: soil; dissimilatory iron reduction; Fe-reducing bacteria; pollution control; application